

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/312039572>

Urban and meteorological aspects of air pollution in the large cities

Book · January 2011

CITATION

1

READS

705

2 authors:



Snizhko Sergiy

National Taras Shevchenko University of Kyiv

47 PUBLICATIONS 121 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Olga Shevchenko

National Taras Shevchenko University of Kyiv

18 PUBLICATIONS 42 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



DEVELOPMENT OF CLIMATIC AND ADAPTATION STRATEGY OF KIEV CITY [View project](#)



CLIMATE CHANGE IMPACT ON WATER RESOURCES OF UKRAINE [View project](#)

**Київський національний університет
імені Тараса Шевченка**

С.І.СНІЖКО, О.Г.ШЕВЧЕНКО

**УРБОМЕТЕОРОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ
ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ
ВЕЛИКОГО МІСТА**

**КИЇВ
2011**

УДК 502.3:504.5
ББК 20.1

Рецензенти:

доктор фізико-математичних наук, професор Степаненко С.М. (Одеський державний екологічний університет); кандидат географічних наук, старший науковий співробітник Кіптенко Є.М. (Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут НАН України і Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи)

Рекомендовано до друку Вченою радою географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка 25 травня 2010 року

С53 Сніжко С.І., Шевченко О.Г.

Урбометеорологічні аспекти забруднення атмосферного повітря великого міста / Сніжко С.І., Шевченко О.Г. – К.: Видавництво географічної літератури «Обрії», 2011. – 297 с.

В монографії представлено результати оцінки рівня забруднення атмосферного повітря у столиці України – м. Києві на початку ХХІ ст. Проаналізовано часову динаміку формування вмісту основних забруднювальних речовин та оцінено роль різних джерел їх надходження у повітря. Виявлено просторово-часові закономірності повторюваності максимальних концентрацій забруднювачів, на основі ГІС-технологій створені карти поширення забруднюючих домішок в межах міста, виконана класифікація об'єктів моніторингу та районування території за умовами формування забруднення з використанням багатомірних статистичних методів.

Оцінено вплив метеорологічних чинників на концентрацію шкідливих домішок у повітрі. Запропоновано та апробовано методику короткострокового прогнозування забруднення атмосферного повітря на основі спектрального аналізу часових рядів.

Для фахівців - метеорологів, екологів, спеціалістів з соціальної медицини, географів та студентів-гідрометеорологів.

ISBN 978-966-2278-06-4

© Сніжко С.І., Шевченко О.Г., 2011

© Видавництво географічної літератури

«Обрії», 2011

ЗМІСТ

ВСТУП	11
РОЗДІЛ 1	
ОГЛЯД СУЧАСНОГО СТАНУ ДОСЛІДЖЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ	14
1.1. Аналіз дослідження основних джерел надходження забруднювальних речовин в атмосферу	14
1.2. Моніторинг атмосферного забруднення та проблеми прогнозування якості повітря	21
1.3. Аналіз впливу метеорологічного потенціалу на рівень забруднення атмосферного повітря	30
1.4. Висвітлення головних аспектів впливу забруднення повітря на стан здоров'я населення	36
Література до розділу 1	52
РОЗДІЛ 2	
ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ ДОМІШОК АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ	69
2.1. Основні забруднювальні домішки	74
2.1.1. Тверді домішки або аерозолі	74
2.1.2. Оксиди сірки (SO_x)	81
2.1.3. Оксиди азоту (NO_x)	84
2.1.4. Оксиди вуглецю (CO_x)	88
2.2. Специфічні забруднювальні домішки	91
2.2.1. Джерела надходження та загальні відомості про специфічні домішки атмосфери	91
2.2.2. Стійкі органічні речовини та їх вміст у компонентах навколишнього середовища	98
2.3. Важкі метали та джерела їх надходження в атмосферне повітря	106
2.3.1. Загальна характеристика важких металів	106
2.3.2. Характеристика основних джерел надходження важких металів в атмосферу	108
2.3.3. Теплоенергетика як джерело ВМ	111
2.3.4. Спалювання побутового сміття (сміттєспалювальні заводи-ССЗ)	113
2.3.5. Автомобільний транспорт	116
Література до розділу 2	121

РОЗДІЛ 3

ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ ДОСЛІДЖЕНЬ, ВИХІДНИХ ДАНИХ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ	125
3.1. Характеристика території досліджень.....	125
3.1.1. Фізико-географічні та кліматологічні умови формування забруднення атмосферного повітря у м. Києві ..	125
3.1.2. Характеристика основних джерел забруднення атмосферного повітря у м. Києві.....	138
3.2. Характеристика використаних даних	143
3.3. Методика досліджень	146
3.3.1. Підготовка даних, формування репрезентативних статистичних виборок	146
3.3.2. Методика дослідження часової динаміки концентрацій ЗР з метою встановлення репрезентативного розрахункового періоду	150
3.3.3. Розрахунок статистичних параметрів розподілу характеристик забруднення атмосфери	151
3.3.4. Методика класифікації пунктів контролю забруднення атмосфери та районування міста за умовами формування рівня забруднення	153
3.3.5. Встановлення зв'язків між рівнем забруднення та параметрами метеорологічного потенціалу	153
Література до розділу 3	154

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ ДИНАМІКИ ВИКИДІВ ШКІДЛИВИХ ДОМІШОК В АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ ТА ТЕНДЕНЦІЙ ЗМІНИ СТАНУ ЯКОСТІ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ	157
4.1. Динаміка обсягів викидів шкідливих домішок в атмосферне повітря м. Києва.....	158
4.2. Багаторічна динаміка середньорічних рівнів забруднення атмосфери м. Києва	162
Література до розділу 4	176

РОЗДІЛ 5

ОЦІНКА СУЧАСНОГО РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ М. КИЄВА ШКІДЛИВИМИ ДОМІШКАМИ	180
5.1. Розподіл нормованих максимальних характеристик забруднення атмосферного повітря у м. Києві.....	180

5.1.1. Аналіз повторюваності максимальних концентрацій забруднювальних речовин у різних районах міста	182
5.1.2. Річний хід повторюваності максимальних концентрацій забруднювальних речовин	187
5.2. Порівняльний аналіз забруднення атмосферного повітря на території міста в теплий та холодний періоди.....	191
5.3. Добовий хід концентрацій забруднювальних домішок в атмосферному повітрі міста Києва (за даними автоматизованих спостережень)	197
5.4. Просторовий розподіл основних забруднювальних домішок.....	203
5.5. Класифікація об'єктів моніторингу забруднення атмосферного повітря багатомірними статистичними методами та районування території	208
Література до розділу 5.....	222
РОЗДІЛ 6	
ОЦІНКА ВПЛИВУ МЕТЕОРОЛОГІЧНИХ УМОВ НА ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ ВЕЛИКОГО МІСТА	224
6.1. Напрямок і швидкість вітру.....	225
6.2. Оподи	230
6.3. Тумани.....	233
6.4. Інверсії температури.....	235
Література до розділу 6.....	241
РОЗДІЛ 7	
ПРОГНОЗУВАННЯ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ У М. КИЄВІ.....	245
7.1. Обґрунтування використання статистичних моделей для прогнозування забруднення повітря.....	245
7.2. Короткий опис методу спектрального аналізу	249
7.3. Прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря у м. Києві на основі спектрального аналізу	251
Література до розділу 7	263
ВИСНОВКИ	266
ДОДАТКИ	270

CONTENTS

INTRODUCTION	11
CHAPTER 1	
REVIEW OF MODERN AIR POLLUTION RESEARCH	14
1.1. Analysis of research of main air pollution sources.....	14
1.2. Air pollution monitoring and problems of air quality prediction.....	21
1.3. Analysis of influence of air pollution potential on the air pollution level	30
1.4. Clarification of main aspects of air pollution influences on the public health	36
Literature from chapter 1	52
CHAPTER 2	
DESCRIPTION OF AIR POLLUTANTS	69
2.1. Main air pollutants.....	74
2.1.1. Particulate pollutants.....	74
2.1.2. Sulfur oxides (SO_x)	81
2.1.3. Nitrogen oxides (NO_x)	84
2.1.4. Carbon oxides (CO_x).....	88
2.2. Specific air pollutants.....	91
2.2.1. General information about specific air pollutants and sources of their emission	91
2.2.2. Persistent organic pollutants and their content in the elements of environment.....	98
2.3. Heavy metals and their sources of presence in the atmosphere	106
2.3.1. General characteristics of heavy metals.....	106
2.3.2. Characteristic of main heavy metal sources of emission in atmosphere.....	108
2.3.3. Heat-power engineering as heavy metal sources of emission	111
2.3.4. Waste incineration plants.....	113
2.3.5. Motor transport	116
Literature from chapter 2	121
CHAPTER 3	
RESEARCH TERRITORY CHARACTERISTICS, BASIC DATA AND RESEARCH TECHNIQUE	125

3.1. Research territory characteristic	125
3.1.1. Physiographic and climatological conditions of forming air pollution in Kyiv city	125
3.1.2. Characteristics of main sources of air pollution in Kyiv.....	138
3.2. Basic data characteristic.....	143
3.3. Research technique.....	146
3.3.1. Data preparation, forming of representative statistical samplings.....	146
3.3.2. Method of research temporal dynamics of concentrations of pollutants with the purpose a representative billing period.....	150
3.3.3. Calculation of statistical parameters of distribution	151
3.3.4. Methods of classification of air pollution monitoring stations and territory zoning using conditions of forming air pollution level	153
3.3.5. Identifying links between air pollution level and air pollution potential	153
Literature from chapter 3	154
CHAPTER 4	
DYNAMIC OF EMISSION OF AIR POLLUTANT RESEARCH AND TENDENCY OF CHANGE OF ATMOSPHERIC AIR QUALITY	157
4.1. Dynamics of emission amount atmospheric air in Kyiv.....	158
4.2. Long-term trends of average annual level of air pollution in Kyiv	162
Literature from chapter 4	176
CHAPTER 5	
ASSESSMENT OF MODERN AIR POLLUTION LEVEL OF AIR POLLUTANTS IN KIEV	180
5.1. The characteristic distribution of the normalized maximum characteristics distribution of air pollution in Kyiv.....	180
5.1.1. Analysis of frequency of maximal concentrations of air pollutants in different parts of city	182
5.1.2. Annual variation of frequency of maximum concentration of air pollutants.....	187
5.2. Air pollution comparative analysis on the territory of city in warm and cold periods	191

5.3. Diurnal variation of air pollutants concentrations in ambient air in Kyiv (using dates of the automatically monitoring station ATMOSPHERE-10 № 01 A)	197
5.4. Main air pollutants space distribution	203
5.5. Air pollution monitoring object classification using multivariate statistical methods and territory zoning	208
Literature from chapter 5	222
CHAPTER 6	
ASSESSMENT OF METEOROLOGICAL CONDITIONS INFLUENCING ON AIR POLLUTION IN BIG CITY.....	
6.1. Direction and speed of wind.....	224
6.2. Precipitation.....	225
6.3. Fogs	230
6.4. Temperature inversions	233
Literature from chapter 6	235
CHAPTER 7	
PREDICTION ON THE LEVEL OF AIR POLLUTION IN KYIV CITY	
7.1. Substantiation of necessity in use of statistical model for air pollution prediction.....	245
7.2. A short description of the method in spectral analysis.....	245
7.3. Prediction air pollution level in Kyiv city on basis of spectral analysis method	249
Literature from chapter 7	251
SUMMARY	263
APPENDIX	266
	270

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

БП – бензо(а)пірен
ВМ – важкі метали
ГДК – гранично допустима концентрація
ГДК_{м.р.} – максимальна разова гранично допустима концентрація, мг/м³
ГДК_{с.д.} – середньодобова гранично допустима концентрація, мг/м³
ГША – граничний шар атмосфери
ДБА – дибенз(а, h)антрацен
ДДТ – 1,1,1-трихлоро-2,2-біс-(4-хлорофеніл)-етан (вживана раніше його назва: дихлородифенілтрихлоретан)
ДМС – диметилсульфід
ЕТ – еквівалент токсичності
ЗР – забруднювальна речовина
ІЗА – індекс забруднення атмосфери
ІЗП – індекс забруднення повітря
КІЗА – комплексний індекс забруднення атмосфери
ЛОС – леткі органічні сполуки
М – метеостанція
МШТ – міський шар тертя
НА – нітрозоаміни
НДЕА – нітрозодіетиламін
НДМА – нітрозодиметиламін
НМВВ – неметанові вуглеводні
НМУ – несприятливі метеорологічні умови
НП – найбільша повторюваність перевищень ГДК_{м.р.}
НПС – навколишнє природне середовище
ОР – органічні речовини
ПАВ – поліциклічні ароматичні вуглеводні
ПВХ – полівінілхлорид
ПГШ – планетарний граничний шар
ПЗА – потенціал забруднення атмосфери
ПСЗ – пост спостереження за забрудненням
ПХБ – поліхлоровані біфеніли
ПШ – приземний шар
РБ – радіаційний баланс

СІ – стандартний індекс
СОХС – синтетичні органічні хімічні сполуки
СРСР – Союз Радянських Соціалістичних Республік
СОЗ – стійкі органічні забруднювачі
ССЗ – сміттєспалювальний завод
ТЕЦ – теплова електростанція
ФВН – фактор відкритого неба
ФОП – фосфорорганічні пестициди
ФТ – фактор токсичності
ХОП – хлорорганічні пестициди
ХФВ – хлоро(фторо)вуглеводні
ЦГО – Центральна геофізична обсерваторія Міністерства
України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту
населення від наслідків Чорнобильської катастрофи
ШП – шар перешкод

ВСТУП

Згідно з Конституцією України держава гарантує кожному громадянину безпечне для життя і здоров'я довкілля (Ст. 50); збереження генофонду Українського народу є обов'язком держави (Ст. 16). Водночас близько 80% території України належить до зон підвищеного ризику виникнення надзвичайних ситуацій. Техногенне навантаження на природне середовище в 4–5 разів перевищує аналогічний показник для інших розвинених країн.

На сьогодні сумарний рівень забруднення повітря у великих та середніх містах України у 2–4 рази перевищує гранично допустимий рівень і є небезпечним для здоров'я населення; спостерігаються тенденції до зростання рівня забруднення атмосферного повітря міст. Головними екологічно-небезпечними господарськими об'єктами та джерелами антропогенного забруднення є об'єкти енергетики, видобувної й важкої промисловості, транспорт і сільське господарство. Список екологічно найбільш неблагополучних міст країни у 2004 р. нараховував понад 80 поселень, і в нього входили майже 80% загальної кількості великих міст.

В останні роки зростає частка автотранспортного забруднення атмосфери (в окремих містах до 80% шкідливих надходжень, у Києві – 84%). Воно включає окиси вуглецю, азоту, сірки, вуглеводні, бензо(а)пірен та інші речовини, серед яких чимало канцерогенних та мутагенних речовин, останні несуть загрозу здоров'ю не лише для нинішнього, а й наступних поколінь.

Забруднення довкілля є одним із чинників медико-демографічної кризи в державі: на тлі від'ємного приросту населення зростає смертність немовлят віком до 1 року. Так, якщо в 2004 р. вона складала 9 дітей на 1 тисячу новонароджених, то в 2005 – уже 10, а в 2006 – 11. Зростання

смертності дітей віком до 1 року викликане збільшенням кількості вроджених вад розвитку, що є визнаним в усьому світі маркером екологічного неблагополуччя (ВЕГО "МАМА-86", 2006 р.).

Забруднення повітря посідає перше місце за ступенем хімічної небезпеки для людини. У містах з високим рівнем забруднення повітря захворюваність населення на хвороби серцево-судинної системи, дихальних шляхів, нервової системи, злоякісні новоутворення, туберкульоз та інші хвороби на 20–40% перевищує рівні захворюваності в містах з низьким забрудненням. Особливо потерпають діти, організм яких є чутливішим до впливу несприятливих чинників довкілля. Частіше зустрічаються імунодефіцитні стани, що сприяє підвищенню сприйнятливості до збудників інфекційних захворювань. Зниження рівня здоров'я характерне для усіх вікових періодів життя дитини. З 1991 р. втричі збільшилися поширеність хвороб ендокринної системи та розладів травлення, у 2,7 рази – новоутворень, у 2,6 рази – хвороб крові, у 2 рази – хвороб опорно-рухового апарату, сечостатевої та серцево-судинної систем, вроджених вад розвитку (Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2004 році).

Насторожує стан репродуктивного здоров'я населення: майже 68% пологів відбувається з ускладненнями, питома вага безплідних жінок репродуктивного віку становить близько 7%, дедалі більше страждають на безпліддя і чоловіки.

За даними ВООЗ від хвороб, спричинених забрудненням атмосфери, щороку гине три мільйони осіб (*Health Aspects of Air Pollution // Report on a WHO, 2004*). Забруднення повітря стає причиною численних хвороб, через тимчасову непрацездатність населення країни зазнають значних економічних збитків. Так, лише в одній канадській провінції Онтаріо вартість лікування у шпиталях, візити до лікарів та невиходи на роботу через хвороби, що спричинені забрудненням атмосфери, приносять збитки до 1 млрд. доларів. У Китаї ці витрати досягли 5% від ВВП (*Health Aspects of Air Pollution with Particular Matter, Ozon and Nitrogen Dioxide // Report on a WHO, 2004*).

На жаль, в Україні проблемі охорони атмосфери ще не приділяється належна увага, хоча тривала й інтенсивна господарська діяльність людини, нераціональне розміщення продуктивних сил, недосконалість технологій призвели до значного погіршення стану навколишнього середовища. Варто зауважити, що Міністерство охорони навколишнього природного середовища України та Міністерство охорони здоров'я практично самоусунулися від аналізу взаємозв'язків між станом довкілля та його впливом на показники громадського здоров'я. Інформація щодо конкретного впливу екологічного неблагополуччя на здоров'я майже відсутня в останніх офіційних звітах згаданих міністерств.

Рівень забруднення атмосферного повітря міста залежить не лише від обсягів викидів стаціонарних та пересувних джерел, а й від метеорологічних умов, які є своєрідним потенціалом забруднення повітря. Саме тому і виникає потреба у вивченні ролі метеорологічних факторів у формуванні та розповсюдженні забруднень в атмосфері міста. Адже, уміння оцінити цей потенціал – це запорука завчасного попередження населення про загрозу для його здоров'я, впровадження превентивних заходів щодо посилення позитивної і мінімізації негативної дії метеорологічних факторів на рівень забруднення атмосфери під час проектування міської забудови та схем розміщення промислових об'єктів і транспортних систем.

Автори монографії щиро вдячні рецензентам даної роботи д. ф.-м. н., проф. С.М. Степаненку, ректору Одеського державного екологічного університету та к. геогр. н., с. н. с. Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту НАН України і Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи Є.М. Кіптенко; к. філол. н. Л.Г. Шевченко-Савчинській (Національний медичний університет ім. О.О. Богомольця) та к. хім. н. А.В. Кулінічу (Інститут органічної хімії НАН України) за професійні консультації.

Окрема подяка Л.М.Дмитренко за сприяння у виданні цієї книги.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД СУЧАСНОГО СТАНУ ДОСЛІДЖЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

1.1. Аналіз дослідження основних джерел надходження забруднювальних речовин в атмосферу

Забруднення атмосферного повітря – це наявність у ньому крупнодисперсних аерозолів, тобто завислих рідких і твердих частинок, а також газів, що не є постійними складовими повітря [1]. Атмосфера завжди містить певну кількість домішок, що зумовлено впливом природних та антропогенних джерел.

За масштабами поширення розрізняють місцеве (підвищений вміст забруднювальних речовин на невеликих територіях – місто, промисловий район, сільськогосподарська зона), регіональне (сфера негативного впливу – значні простори, але не вся планета) та глобальне забруднення атмосфери (зміни стану всієї атмосфери) [2].

Всі джерела забруднення атмосферного повітря передусім поділяють на природні та антропогенні. Рівень забруднення атмосфери природними джерелами є фоновим і несуттєво змінюється з плином часу [3]. На сьогодні забруднення атмосферного повітря переважно зумовлене людською діяльністю, передусім із розвитком промисловості, будівництва і транспорту. Антропогенні джерела забруднення об'єднують в кілька груп за певними критеріями. За Безуглою Е.Ю., всі антропогенні викиди поділяються на організовані та неорганізовані. До організованих належать викиди, які надходять із труб промислових підприємств, що є спеціально направленими, організованими. Особливістю цих викидів є те, що перш ніж потрапити в трубу, вони проходять процес очищення, під час якого частина шкідливих речовин уловлюється та поглинається. З вікон, дверей, вентиляційних отворів виробничих приміщень в атмосферу надходять неорганізовані викиди [4].

За висотою викиди поділяються на високі та низькі. Високі, як правило, здійснюються через труби і є організованими. До низьких належать викиди з труб невеликих котелень, труб індивідуального опалення, автомобільні викиди. Викиди від високих джерел, перш ніж досягнути приземних шарів, розбавляються у великому об'ємі повітря, і тому, зазвичай, вони не створюють високого забруднення. Особливості розсіювання цих домішок досліджено в роботі Раменського Л.А. [5].

Антропогенні джерела забруднення атмосфери поділяють на стаціонарні та пересувні. До стаціонарних належать: промислові підприємства, теплові електростанції, котельні та опалювальні установки, сільське господарство тощо. Стаціонарні джерела забруднення поділяють на високотемпературні та низькотемпературні [6]. У високотемпературних забруднювальні речовини утворюються і вивільняються в процесі згорання палива, а також у результаті хімічних реакцій. Серед низькотемпературних джерел основними можна назвати хімічну промисловість, витік газів та сільське господарство.

До пересувних джерел забруднення належить автомобільний, авіаційний, залізничний та водний транспорт. Залізничний та водний види транспорту в сумі дають приблизно 2% від усього забруднення пересувними джерелами [7]. Викиди забруднювальних речовин двигунами літаків суттєво впливають на довкілля лише в районі аеропорту. Значна частина забруднення повітря у містах припадає на роботу автотранспорту (близько 60%, в окремих містах – понад 95%). Викиди від автотранспорту, який працює на бензині, становлять до 75% від загальної кількості забруднення пересувними джерелами, на дизпаливі – 4%.

Автомобільні гази, котрі викидаються у повітря – це суміш приблизно 200 речовин, з яких окис вуглецю становить близько 70% від загальних викидів, вуглеводні – до 19% і окиси азоту – близько 9%. Ціла низка досліджень присвячена питанню вмісту окису вуглецю у відпрацьованих автомобільних газах [8–11]. До складу вихлопних газів автомобілів серед інших домішок також входять важкі метали (ВМ). Серед них найбільш пріоритетним

(за об'ємом) є свинець. Крім того, у вихлопних газах автомобілів, що працюють на бензині, міститься ванадій і кобальт, а у тих, що використовують дизельне паливо – ванадій, мідь, нікель та хром [12].

Надходження забруднювальних домішок в атмосферне повітря від кожного автомобіля у процесі його експлуатації залежить від цілої низки чинників, серед яких передусім тип двигуна та його потужність, аеродинамічні характеристики кузова машини, умови експлуатації, ступінь зношеності його основних складових тощо. Найбільше автомобілі забруднюють повітря при частих зупинках і під час руху з малою швидкістю.

Дослідження, проведене в 1999 р. [13], мало на меті проаналізувати вплив терміну експлуатації автомобілів на рівень емісії токсичних домішок. В результаті виявлено, що понад 90% вуглеводнів і окису вуглецю та практично 100% окисів азоту надходить в навколишнє повітря у складі викидів від автомобілів, які експлуатуються понад 10 років. Возний Ю.В. та Грабар І.Г. [14], дослідивши парк автомобілів, наприкладі Житомирської обл. показали, що у недалекому майбутньому основними забруднювачами атмосферного повітря стануть автомобілі з терміном служби понад 10 років. Зазначимо, що хімічний склад дорожнього покриття (що містить цинк, нікель, мідь, ванадій, молібден, свинець та хром) також є джерелом негативного впливу на стан якості атмосферного повітря [12]. Автотранспорт спричиняє вторинне забруднення повітря, здійснюючи аеродинамічне підняття мікродомішок з дорожнього полотна [15].

Темпи зростання розвитку автотранспорту значно вищі, ніж промислового виробництва, тому є очевидним, що частка забруднення атмосферного повітря автотранспортом у майбутньому збільшуватиметься. Зростання кількості автомобільного транспорту призводить до збільшення викидів вихлопних газів у повітря і на сьогодні є серйозною проблемою для великих міст. Її розв'язанням у нашій країні займається ряд вчених Капранов С.В. [16] досліджував різноманітні транспортні засоби – як джерела забруднення повітряного басейну; Царенко О.М. та Олійник Г.М. вивчали утворення токсичних компонентів, що забруднюють повітря, у продуктах згорання у

двигунах тракторів, автомобілів, комбайнів та інших транспортних засобів [17]; Каніло П.М. та Шило В.В. [18] порівнювали екологічні показники легкового автомобіля з бензиновим та дизельним двигуном і довели, що ступінь забруднення атмосфери автомобілем з дизельним двигуном може бути значно вищим, ніж автомобілем з бензиновим двигуном.

В результаті дослідження впливу інтенсивності транспортного руху на забруднення повітря міських автомагістралей окисами азоту, було виявлено основні закономірності умов поширення та накопичення NO та NO_2 під впливом фотохімічних процесів та фізико-хімічних перетворень в атмосфері [19]. Проведено дослідження розподілу вуглеводнів та окисів азоту по мірі віддалення від автомагістралі, а також денний хід окису і двоокису азоту [20].

Розв'язанням проблем, що пов'язані з розсіюванням викидів автотранспорту в умовах великих міст, займалися Маренко А.М., Огановская Д.К., Щетинін А.А., Скорченко В.Ф. [21–24]. Ними досліджені деякі аспекти впливу мікрокліматичних особливостей на рівень забруднення повітря автомобільними викидами в районі магістралей. Маренком А.М. та Колосовським В.В. [25] представлено результати моделювання розсіювання вихлопних газів автомобілів у міських умовах.

Тверді частинки (пил), окис вуглецю, двоокис сірки та окиси азоту – це речовини, що входять до складу викидів майже кожного стаціонарного джерела шкідливих домішок і є основними забруднювальними речовинами (ЗР).

До стаціонарних джерел забруднення, що найбільше впливають на стан якості атмосферного повітря, належать теплові електростанції, котельні, підприємства хімічної, металургійної, нафтопереробної та нафтохімічної, целюлозно-паперової промисловості, цементні заводи та ін. Майже всі вони мають пристрої для спалювання палива, а отже, викидають у повітря основні забруднювальні домішки. Крім того, при спалюванні будь-якого виду палива в повітря надходить бензо(а)пірен (БП) – канцерогенна речовина I-го класу небезпеки. Він становить 1–2% від сажі, що викидається

джерелом. Тульчинський В.М. та ін. [26] досліджували кореляцію між рівнем технологічного процесу підприємства та кількістю бензо(а)пірену, що надходить в атмосферу. Ізраєлем Ю.А. та ін. було проведено узагальнення результатів моніторингу території СРСР упродовж 1985–1990 рр. [27]. Аналіз показав, що найвищі концентрації цієї домішки встановлюються в повітрі міст з потужними заводами, що виробляють алюміній, підприємствами чорної металургії, нафтопереробки та нафтохімії.

Кожна галузь характеризується набором специфічних домішок, які залежать від технології і вихідних матеріалів. Шмандій В.М. [28] розглядає зміну складу атмосферного повітря на території промислового регіону під впливом техногенних джерел. Коляда О.І. [29] вважає, що досліджувати особливості забруднення атмосферного повітря промислово розвинутого міста варто комплексно, враховуючи вплив технологічних параметрів джерел викидів, топографічних особливостей досліджуваної території та метеоумов.

Серед стаціонарних джерел забруднення атмосферного повітря у потужних промислових центрах важливе місце посідають підприємства металургійного комплексу та теплоелектростанції (ТЕС). Теплові електростанції використовують низькоякісні сорти вугілля і мазуту. Викиди ТЕС переважно складаються з сірчистого газу (SO_2), попелу та вуглекислого газу. Незважаючи на те, що викиди ТЕС найлегше піддаються контролю та здійснюються через високі і висотні труби (до 250–300 м), оснащені фільтрами та пиловловлювачами, сірчистий газ є найбільш поширеною домішкою техногенного походження [30].

Демидиком В.Н. [31] був охарактеризований загальний екологічний вплив металургії України на довкілля. Кольорова металургія, зокрема процеси обпалювання та переробки сульфідних руд міді, свинцю та цинку, є суттєвим джерелом надходження двоокису сірки в атмосферне повітря. Окремі виробництва викидають в атмосферу гази, що містять близько 4–10% двоокису сірки (це є достатнім для організації виробництва сірчаної кислоти). У процесі виробництва міді, руду попередньо обпалюють з метою окислення для часткового

видалення сірки. При виробництві свинцю та цинку як сировину використовують сульфідні мінерали галеніту і цинкової обманки. Зазвичай, під час обпалювання газу, що відходять, містять до 6% двоокису сірки. За можливості їх використовують для виробництва сірчаної кислоти. При цьому основною проблемою є наявність у газах, що відходять, оксиду миш'яку (III), хлороводню, фтороводню та інших домішок, які є каталізаторними отрутами.

В основі виробництв чорної металургії лежать великотонажні високотемпературні процеси виплавки чавуну і сталі. У процесі отримання сталі у сучасних конвекторах для підтримання реакції використовується чистий кисень. Цей процес супроводжується інтенсивним виділенням димових газів, які потребують очищення перед їх надходженням в атмосферу, зокрема ці гази характеризуються високим вмістом вуглекислого газу. При завантаженні коксових печей також можливе забруднення повітря пилом та газами, що можуть містити сульфіді, меркаптани та деякі інші речовини з неприємним запахом [32].

В [33] обговорюється методика вдосконалення виробництва первинних металів, видобування корисних копалин з метою мінімізації впливу на навколишнє середовище, зокрема – вдосконалення процесу електролізу з метою зменшення виділення вуглецевмісних газів.

Хімічна промисловість виробляє настільки різноманітні хімічні речовини з багатьох видів сировини, що в результаті діяльності підприємств хімічної промисловості в атмосферу надходить ціла низка забруднювальних речовин. У районах з розвинутою хімічною і нафтохімічною промисловістю у тропосфері може бути підвищений вміст оксидів азоту, сірководню, аміаку, сполук хлору, фтору, ртуті, етилену, кадмію, кобальту, бензолу, толуолу тощо [30].

На заводах з виробництва сірчаної кислоти в атмосферу викидається двоокис сірки: при температурі у реакторі 450–600°C каталітичне окислення SO_2 до SO_3 відбувається неповністю. Застосування сучасних технологій дає змогу використовувати до 98% SO_2 , до 2% надходить в атмосферу. Заводи, що виробляють суперфосфатні добрива методом

обробки подрібненої фосфатної руди сірчаною кислотою, викидають в атмосферу фтороводень та інші фторовмісні сполуки. Джерелами фторидів є також процеси електролітичної виплавки алюмінію, де як сировина використовується кріоліт ($Na_3[AlF_6]$). Випари вуглеводнів виділяються в атмосферу в результаті діяльності лакофарбової промисловості, в основному при розведенні смол для виготовлення фарб та підготовки композицій.

Більшість хімічних підприємств викидають в атмосферу холодні суміші. Забруднення атмосферного повітря підприємствами хімічної промисловості зумовлене:

- неповним виходом продукції (неповнота протікання реакції, втрати кінцевого продукту тощо);
- надходженням в атмосферу домішок при переробці сировини (фтористих сполук з природних фосфатів та руд; діоксиду сірки і сірководню з природного газу, сирої нафти та кам'яного вугілля);
- втратою речовин, що використовуються у виробничих процесах, наприклад, летких органічних розчинників, сірковуглецю і сірководню при виготовленні штучного шовку та віскози; оксидів азоту при камерному та бакенному способах виготовлення сірчаної кислоти; сполук фтору при виробництві алюмінію);
- надходженням в повітря пахучих речовин і продуктів окислення та деструкції в результаті процесів термоокислювальної деструкції, нагрівання сушки (виготовлення деяких продуктів харчування, мила, клею, виробів з дерева, фарбування автомобілів, синтез і переробка полімерних матеріалів, виробництво розчинників, тощо) [34].

Для багатьох технологічних процесів у хімічний та нафтохімічний промисловості характерні неорганізовані викиди. Palazzi E. [35] досліджував викиди в атмосферу хімічних підприємств. Ним були запропоновані заходи, які потрібно здійснити для поліпшення екологічних характеристик таких виробництв.

Окремі галузі видобувної промисловості (зокрема, видобування піску, азбесту, щебеню, руди для металургійної промисловості) пов'язані з утворенням великої кількості як

дрібнодисперсного, так і крупнодисперсного пилу. Більшість із цих матеріалів добувають у кар'єрах у безпосередній близькості до місць їх споживання. Видобуток дуже часто здійснюють за допомогою вибуху, потім матеріали подрібнюють і перевозять у сховища, з яких їх транспортують до місць використання – це зумовлює утворення різнофракційного пилу.

Отже, підвищені концентрації ЗР в атмосферному повітрі великих міст переважно зумовлені впливом антропогенних джерел. Основними речовинами, які забруднюють міське повітря, є окис вуглецю, двоокис сірки, окис азоту та пил. Антропогенні джерела забруднення атмосфери за різноманітними характеристиками поділяють на кілька груп. В результаті роботи стаціонарних джерел забруднення у повітря надходять основні забруднювальні домішки та БП (що зумовлено спалюванням органічного палива), а також специфічні ЗР, перелік яких визначається профілем та спеціалізацією конкретного підприємства. З кожним роком збільшується частка надходження ЗР від пересувних джерел, на сьогодні у містах на викиди від автомобілів припадає близько 60%.

1.2. Моніторинг атмосферного забруднення та проблеми прогнозування якості повітря

На сучасному етапі розвитку людського суспільства питання забруднення довкілля, зокрема атмосфери, з кожним днем загострюється. Для досягнення позитивних зрушень у вирішенні цих проблем необхідно застосувати комплексні заходи державного рівня, передусім технологічні, правові, економічні та соціальні. Адже атмосферне повітря є досить специфічним природним об'єктом. На нього не встановлене право власності, відсутні спеціальні підрозділи законодавства стосовно його використання, атмосферне повітря не враховується в кількісному складі, проте існує нормативно закріплений державний облік шкідливих впливів на атмосферне повітря та регулювання викидів в атмосферу, що породжує відповідні правові наслідки.

До організаційно-правових заходів спрямованих на охорону атмосферного повітря, передусім відносять стандартизацію і нормування у галузі охорони атмосферного повітря [36]. Стандарти, встановлені державою у цій галузі, є обов'язковими для виконання і визначають режим використання та охорони атмосферного повітря, методи контролю за станом повітря, вимоги щодо запобігання шкідливого впливу. Згідно з Законом України Про охорону атмосферного повітря, встановлені нормативи:

- екологічної безпеки атмосферного повітря;
- гранично допустимих викидів забруднювальних речовин стаціонарних джерел;
- гранично допустимого впливу фізичних та біологічних факторів стаціонарних джерел;
- вмісту забруднювальних речовин у відпрацьованих газах та впливу фізичних факторів пересувних джерел;
- технологічні нормативи допустимого викиду забруднювальних речовин [37].

Водночас повітряний басейн належить до міжнародних об'єктів охорони навколишнього природного середовища [38]. На міжнародно-правовому рівні охорона атмосферного повітря від забруднення регламентується низкою угод. З 1979 р. проблеми міжнародного рівня, пов'язані з транскордонним перенесенням забруднення повітря, регулюються за допомогою спеціальної Конвенції – багатосторонньої рамкової угоди, що містить загальні обов'язки держав щодо контролю за забрудненням, обміну інформацією про стан навколишнього середовища, взаємних консультацій, моніторингу атмосферного повітря, оцінки транскордонного впливу [39]. У рамках Конвенції здійснюється Програма Європейської економічної комісії ООН, що розпочала своє існування в 1977 р. як спільна програма спостереження та оцінки поширення забруднення повітря на великі відстані [40].

У березні 1985 р. була підписана Віденська конвенція про охорону озонового шару. Конвенція ООН, що була відкрита для підписання у Ріо-де-Жанейро 1992 р., присвячена антропогенним змінам клімату і має на меті стабілізацію концентрації парникових газів в атмосфері. Відповідальність

держав настає як наслідок порушення ними своїх обов'язків у міжнародному праві.

В Україні діє єдина система державного моніторингу навколишнього природного середовища, що спрямована на забезпечення дотримання вимог законодавства про охорону і використання атмосферного повітря. У систему державного моніторингу входять збір, обробка, зберігання та подальший аналіз інформації про стан атмосферного повітря [41]. На сьогодні спостереження за вмістом забруднювальних речовин у повітрі проводяться у 53 містах України. У деяких містах контроль за якістю повітря розпочався з 1965 р., а з 1974 р. такими спостереженнями були охоплені вже 20 міст [42]. Сучасна система моніторингу якості атмосферного повітря складається з постів двох типів: стаціонарних та маршрутних. Інколи для одноразових спостережень під димовими чи газовими факелами використовують пересувні пости спостережень. Для кожного міста кількість постів повинна визначатися з урахуванням його площі, рельєфу, розвитку промисловості та кількості населення [43]. Методичні рекомендації з вибору місця розташування постів спостереження, їх обладнання, методики відбору проб та їх хімічного аналізу містяться в [44, 45]. Найбільша кількість стаціонарних постів спостережень у Києві – 16, Харкові – 10, Одесі – 8 та Дніпропетровську – 7. Інші міста мають меншу кількість постів (чотирнадцять з них – лише по одному стаціонарному посту). На території України спостереження проводяться на 162 стаціонарних та двох маршрутних постах, а також на двох станціях з транскордонного перенесення. Сучасна моніторингова система, що існує на сьогодні в Україні, є недосконалою і не може забезпечити органи державної влади та громадськість необхідною достовірною інформацією про якість атмосферного повітря на належному рівні.

Моніторинг атмосферного повітря та знання про рівень його забруднення перш за все потрібні для планування житлових масивів та організації руху автотранспорту, розміщення підприємств та оснащення їх газоочисними приладами, для нормування та регулювання викидів від різних джерел забруднення. Крім основного завдання моніторингу, яке

полягає у зборі, обробці, зберіганні та подальшому аналізі інформації про стан атмосферного повітря, важливими завданнями також є оцінка ефективності заходів, спрямованих на захист повітряного басейну, контроль за виконанням нормативів допустимого вмісту шкідливих речовин в атмосфері, виявлення джерел забруднення повітря і негайне інформування про різкі зміни рівня забрудненості.

Для оцінки якості повітря у країнах колишнього СРСР доволі широко використовується індекс забруднення атмосфери. ІЗА – це нормовані характеристики забруднення. В основу цього методу покладено нормування концентрації домішок на величину ГДК_{с.д.}. У свою чергу ступінь забрудненості повітря кількома речовинами може бути представлений через комплексний індекс забруднення атмосфери. Щоб отримати комплексний ІЗА, потрібно додати значення парціальних ІЗА за кількома домішками [46]. Основні вимоги для допустимого рівня забруднення атмосферного повітря шкідливими речовинами викладені в [47].

В Ірландії моніторингом стану атмосферного повітря займається Агентство з захисту довкілля. «Рамкова Європейська директива» від 1996 р. [48] та дві дочірні директиви [49] від 1999 та 2000 рр., у 2002 р. були трансформовані в «Ірландський закон з якості повітря». Ці документи стали основою розробки та впровадження методу обчислення індексу якості повітря. Індекс розраховується за максимальним значенням із чотирьох забруднювальних домішок: SO_2 , NO_2 , O_3 (осереднюються за даними спостережень протягом 1 години), PM_{10} (за даними спостережень протягом доби). Індекс для кожної з цих чотирьох домішок еквівалентний діапазону, до якого належить домішка з найгіршим показником (ключовий параметр). Якщо за останню годину SO_2 , NO_2 й O_3 віднесені до діапазону "чисте", а PM_{10} – "задовільне", тоді індекс для всієї години буде мати значення – "задовільне", із ключовим параметром PM_{10} .

В Бельгії для оцінки якості повітря також користуються індексом якості, але спосіб отримання результатів дещо відрізняється від попереднього. Відмінність полягає у різниці тривалості часових періодів, за які відбувається осереднення

отриманих даних по кожній домішці, та в більшій кількості діапазонів, порівняно з попереднім [50–51].

Значного поширення у Сполучених Штатах, Сингапурі, Малайзії, Тайвані та Філіппінах набула методика оцінки якості повітря, розроблена відповідними агентствами із захисту довкілля. Незважаючи на національні особливості системи оцінки якості повітря в цих країнах, структура методики і порядок розрахунків однаковий. В основі методики лежить розрахунок індексу забруднення повітря (ІЗП). Дані про вміст забруднювальних речовин (NO_2 , SO_2 , O_3 , CO і PM_{10}) при розрахунку індексу трансформуються в оціночну шкалу від 0 до 500 одиниць. Ця шкала поділена на 5 діапазонів, залежно від можливого впливу забруднення повітря на здоров'я людей. Відмінністю від двох згаданих індексів є більш різноманітний набір часових інтервалів, за якими відбувається осереднення отриманих фактичних даних. Щогодини складається звіт про значення загального ІЗП та ІЗП для автомагістралей. Спочатку розраховуються індекси шляхом порівняння концентрації наявних у повітрі забруднювальних речовин з нормативами, потім оцінюються наслідки впливу забруднення повітря на здоров'я населення. Це регулюється "Директивами з якості повітря" [52].

В Австралії методика обчислення індексу якості повітря дещо відрізняється від попередніх. Першою відмінністю є спосіб розрахунку: індекс для будь-якого забруднювального агента розраховується як концентрація, виражена у відсотках відносно прийнятого національного стандарту концентрації домішки. Результат обчислення показує, наскільки небезпечним є рівень забруднювальної домішки. Подібністю до інших методів є кількість діапазонів, що використовуються для диференціації результатів оцінки ("дуже добре", "добре", "задовільно", "погано", "дуже погано"). Індексне значення 100 означає, що забруднювальний агент має концентрацію, яка відповідає рівню "Національного стандарту захисту довкілля" [53], або рівню, який передбачений в законодавчому акті "Державна політика з захисту довкілля" [54].

Інформація про різноманітні способи оцінки якості атмосферного повітря, які використовуються в зарубіжних

країнах, ще раз демонструє необхідність вдосконалення існуючої методики та системи моніторингу атмосферного повітря в Україні. Проблеми оптимізації мережі спостережень та критеріїв оцінки привертають до себе багато уваги: Верлан В.А. [55, 56] працював над удосконаленням розташування постів мережі моніторингу; у [57] авторами описана система моніторингу, що була розроблена для міста Маріуполя та оптимальні умови її експлуатації.

Коршенко Ф.В. [58] запропонував узагальнену систему оцінки стану забруднення повітря населених пунктів, яка враховує особливості шкідливого впливу кожної домішки і визначає час, що може бути використаний для здійснення заходів, спрямованих на зниження існуючого рівня. Філонова Г.А. в своїх роботах [59, 60] звертає увагу на те, що за допомогою наземної мережі пунктів вимірювання концентрацій забруднювальних речовин у повітрі можна оцінити просторовий розподіл забруднювальних речовин лише в дискретних джерелах поблизу підстильної поверхні. Тому нею розробляється система контролю атмосферного повітря, яка включала б сукупність результатів спостережень та математичного моделювання.

Старченко А.В. та Беліков Д.А. [61] для здійснення оперативного контролю за забрудненням повітря в міській зоні пропонують математичну модель, що базується на даних спостережень за змінами метеорологічної обстановки. Кузнichenko С.Д., Сербов Н.Г., Кругляк Ю.А пропонують за допомогою ГІС-технологій створити програмний комплекс призначений для комплексного аналізу стану атмосферного повітря, оточуючого середовища на території міста за наявності промислових викидів в атмосферне повітря від найпотужніших джерел і наглядного представлення результатів розрахунку розсіювання в приземному шарі атмосфери забруднювальних речовин від джерел емісії промислових підприємств. Як приклад – створена КНПП "Екоцентр" для м. Запоріжжя [62].

Беляєв Ю.І. та інші пропонують для створення схеми екологічного моніторингу атмосфери застосувати інтерполяційний підхід [63]. Шмандій В.М. з колегами працювали над створенням сучасних методів контролю

забруднення атмосферного повітря [64]. Значну увагу в їхній роботі приділено методам визначення вмісту шкідливих речовин в приземних шарах атмосфери, запропоновано способи і розроблено датчики для визначення концентрацій забруднювачів, що трапляються в повітрі найчастіше.

В роботах українських та зарубіжних вчених представлена ціла низка розробок для визначення вмісту окремих шкідливих компонентів у нижніх шарах атмосфери. Беккер А.А. та ін. зробили спробу за допомогою станції лазерного контролю здійснювати моніторинг сірчистого газу та двоокису азоту в одному з районів Москви [65]. Hamilton R.P. та Heal M.R. [66] проводили теоретичні й експериментальні дослідження та порівняли ефективність використання пасивних пробовідбірників для визначення величини вмісту двоокису азоту в атмосфері. Мілушев І.К. [67] працював над розробкою оптико-електронної системи для контролю забруднення атмосфери. Метод контролю аерозольних викидів від антропогенних джерел за даними про склад снігового покриву розроблений Коковкіним В.В. з колегами [68].

Один із методів, що може бути використаний при біомоніторингу атмосферного повітря, представлено в [69]. Метод визначення концентрацій сірки в атмосфері, який ґрунтується на спектральному аналізі, запропонований Ауровим В.В. та ін. [70, 71].

В [72] детально описана процедура аналізу повітря методом ГХ-МС (газова хроматографія – мас-спектрометрія), що включає в себе відбір проб, підготовку проб до аналізу, розшифровку спектру і використовується при роботі Національного мас-спектрометричного сервісного центру, що організований на факультеті хімії в Уельському університеті. В роботі Gautam S. та ін. [73] описано дослідження складу дрібнодисперсних механічних часточок, які є у складі атмосферного повітря, представлено опис методики та розглянута конструкція і принцип дії спеціальних приладів для визначення вмісту водорозчинних хімічних сполук, наявних у нижніх шарах атмосфери.

Зростання забруднення атмосферного повітря протягом останніх років надає актуальності всім питанням, що пов'язані із

наслідкам та можливостям запобігти цьому процесу. Розвиток прогнозування забруднення атмосферного повітря є особливо актуальним з огляду на можливість використання його даних для регулювання викидів промислових підприємств у ті періоди, коли очікуються високі концентрації забруднювальних домішок. Перші спроби передбачити високі рівні забруднення атмосферного повітря були здійснені у США (1955 р.) В результаті цілої серії досліджень була створена система короткострокового прогнозування забруднення атмосфери по всій території країни. Необхідною умовою формування відносно високих концентрацій забруднювальних домішок вважалися ситуації застою повітря [74].

Сьогодні прогнозування високих рівнів забруднення у містах частіше за все також пов'язане з прогнозуванням несприятливих метеорологічних умов (НМУ). Над вдосконаленням існуючих методів прогнозу та розробкою нових працюють багато українських та зарубіжних вчених.

На теренах колишнього СРСР найбільшого поширення набула методика, розроблена групою співробітників Головної геофізичної обсерваторії ім. А.І. Воєйкова та Гідрометцентром СРСР під керівництвом Сонькіна Л.Р. ще в 1978 р. та доповнена в 1986 р. [75]. Дана методика досі застосовується для короткострокового прогнозування рівнів забруднення повітря в Україні.

Методика короткострокового прогнозування, що ґрунтується на використанні методу покрокової множинної регресії та метеорологічних факторів, була розроблена Кіптенко Є.М. та Козленко Т.В. [76]. Гавриленко Л.І. розглядає можливість короткострокового прогнозування забруднення атмосфери без використання метеофакторів. Автором зроблена спроба прогнозування з використанням лише значення попереднього рівня забруднення і тенденції його очікуваної зміни [77].

Берлянд М.Є. працював над різноманітними методами короткострокового прогнозування забруднення повітря: чисельним, статистичним та синоптичним [78]. Також ним були розглянуті способи прогнозу НМУ та ПЗА.

Вагомий внесок у вирішення проблем статистичного

прогнозування та планування рівня забруднення атмосферного повітря великого міста зробила Лоева І.Д. [79–81].

В [82] вказується на необхідність розробки двох видів прогнозів забруднення повітря: один – для окремих джерел, інший – в цілому по місту (де внаслідок накладання і перемішування викидів від багатьох джерел формується фонове забруднення повітря, що під впливом метеоумов буде змінюватися одночасно над усією територією). Автори наводять рекомендації для обох видів прогнозу, а також – для розробки прогностичних схем.

Свинуховим В.Г. запропонований фізико-статистичний метод прогнозу забруднення атмосфери у місті з попередньою класифікацією метеорологічних даних [83]. Коршенком Ф.В. розроблено метод статистичного прогнозування середнього рівня забруднення атмосфери двоокисом сірки та двоокисом азоту у промислових центрах завчасністю один рік [84]. Шапар А.Г. та ін. [85] працювали над оцінкою та прогнозуванням стану атмосферного повітря з використанням математичних моделей. Закарін Е.А. та Крамар В.Ф. [86] описали особливості розробки і програмної реалізації системи поточного об'єктивного прогнозу атмосферних забруднень, орієнтованої на моделювання процесів перенесення і розсіювання забруднювальних речовин.

В [87–88] запропоновано комп'ютерну модель прогнозу рівня забруднення атмосфери на випадок вибухів, що призводять до викиду шкідливих речовин. Акименком В.В. [89–91] розроблено узагальнену структурну схему системи аналізу, прогнозування й управління техногенним забрудненням пограничного шару атмосфери регіону.

Отже, для отримання об'єктивної та повної інформації про стан якості атмосферного повітря необхідно вдосконалювати існуючу методику та систему моніторингу за забрудненням приземних шарів повітря. Перш за все, слід розробляти та впроваджувати нові показники для розрахунку стану якості повітря, що дали б змогу отримувати точніші результати.

1.3. Аналіз впливу метеорологічного потенціалу на рівень забруднення атмосферного повітря

Рівень забруднення атмосфери залежить від ряду чинників, серед яких передусім: потужність викидів, параметри джерела викидів, характеристики домішок, метеорологічні умови досліджуваного району та ландшафтні особливості території [92]. Обсяги викидів шкідливих речовин підприємствами в кожному конкретному районі змінюються мало, тому їх можна вважати сталими. Найчастіше коливання рівня забруднення відбувається завдяки певним умовам розподілу домішок в атмосфері. Безуглая Е.Ю. [93] зазначає, що підвищення концентрації домішок у конкретному районі залежить від певного поєднання метеорологічних параметрів, і чим точніше буде встановлено таке поєднання, тим точніше здійснюватимуться попередження про можливе формування високих концентрацій забруднювальних речовин у повітрі. Потенціал забруднення атмосфери – це сукупність метеорологічних параметрів, що визначають можливий при даних викидах рівень забруднення атмосфери. Виділяють метеорологічний і кліматичний ПЗА. Метеорологічний ПЗА – це комплекс параметрів, що спостерігаються (чи очікуються) у визначений період (година, доба), впливають на формування рівня забруднення і використовуються для прогнозування можливих його змін протягом незначних відрізків часу.

Кліматичний ПЗА ґрунтується на багаторічних кліматичних характеристиках певного району. За допомогою нього можна оцінити очікуваний у довільно взятому фізико-географічному районі (при заданих викидах) середній рівень забруднення [94].

Метеорологічні умови поширення домішок в атмосфері характеризуються певною мінливістю. В результаті зміни повторюваності НМУ у різні роки середні концентрації домішок можуть коливатися у межах 20–40% [94].

Серед метеорологічних умов особлива увага приділяється вітровому режиму і температурній стратифікації атмосфери як найсуттєвішим метеопараметрам. Берлянд М.Е. [78] та Безуглая Е.Ю. [94] називають поєднання приземних

інверсій зі слабким вітром застоєм повітря і вважають, що вони належать до особливо несприятливих умов розсіювання шкідливих домішок, за яких у повітрі спостерігаються високі концентрації шкідливих речовин. У [95] досліджено вплив приземних, припіднятих інверсій та періодів зі слабкими вітрами (менше 2 м/с) на забруднення повітря промислового центру.

На думку Пономаренка І.Н. та інших фахівців [96], за впливом на забруднення атмосферного повітря на перше місце слід поставити вітер, а інверсії та шари перемішування відіграють другорядну роль, до того ж, автор зазначає, що саме вплив двох останніх чинників є найбільш суперечливим та неоднозначним. Дослідженню різноманітних аспектів впливу вітру на формування рівня забруднення у повітрі великих міст присвячена значна кількість праць [97–101].

Механізм впливу турбулентності на концентрації забруднювальних домішок у повітрі досліджували Маренко А.М., Семенова А.П., Козленко Т.В. [102]. Паралельно проаналізувавши дані про режим вітру і турбулентність на території України, автори орієнтовно оцінили умови турбулентного перемішування і розсіювання домішок. Наведені дані дають змогу зробити кліматологічну оцінку розсіювання домішок у приземному шарі. Коефіцієнт турбулентності як один зі складників метеорологічного ПЗА розглядається також в роботі Огнєвої Г.А. [103].

Накопичення домішок у міському повітрі залежить і від температури повітря у приземному шарі. Температурним режимом атмосфери поряд з іншими чинниками визначається інтенсивність вертикального підйому димових газів. Сонькін Л.Р. [74, 104] зазначає, що з підвищенням температури, за інших однакових умов, пов'язано підвищене забруднення повітря. Інколи через накладання чинників це важко відстежити. У зимовий сезон найчастіше спостерігається протилежна ситуація – зростання рівня забруднення повітря зі зниженням температури. Це пояснюється двома основними причинами: частою повторюваністю антициклонального типу погоди, коли при низьких температурах повітря встановлюється стійка термічна стратифікація та інтенсивнішим характером роботи окремих підприємств (ТЕЦ, котельні) [105].

Ефект очищення атмосферного повітря від домішок опадами спостерігається лише поза зоною прямого впливу джерел забруднення. Аналіз, проведений Сонькіним Л.Р. [74] показує, що відновлення рівня забруднення повітря у місті після його очищення опадами відбувається за кілька годин, під факелом – майже відразу після припинення опадів. В [106] зазначено, що ефект очищення атмосфери опадами буде порізнному проявлятися у тих містах, де сформувалася фоновая концентрація домішок по всьому місту, і тих, де забруднені окремі промислові райони.

Дослідження [107–108], які проводилися для виявлення механізму впливу туманів на рівень забруднення атмосферного повітря, показали, що в туманах відбувається накопичення домішок, а також збільшення концентрації домішки на 40–110% порівняно з її концентрацією до туману. При поглинанні домішок вологою можуть утворюватися більш токсичні речовини (наприклад, сірчистий газ окислюється до сірчаної кислоти).

Безуглая Е.Ю. [109–110] зазначає, що вплив метеорологічних умов на формування рівня забруднення атмосфери проявляється точніше, якщо розглядати не окремі метеопараметри, а сукупність метеорологічних чинників. Безуглою Е.Ю. та Берляндом М.Є. [93, 111] були розраховані значення ПЗА для різних районів колишнього СРСР, виділено п'ять основних зон, в яких значення ПЗА змінюється від низького до дуже високого. Територія України входить до другої зони (помірних характеристик ПЗА), і лише частково південні райони – до третьої зони, що характеризується підвищеними значеннями ПЗА.

Оцінка впливу основних погоднокліматичних умов на формування забруднення атмосферного повітря окремих міст була здійснена Лоевою І.Д. [80, 112], Затулою В.І. [113], Гунією Г.С. [114].

При дослідженні залежностей між високими рівнями забруднення атмосферного повітря та метеорологічними чинниками варто враховувати параметри джерел викидів. Адже, навіть за однакових метеорологічних умов домішки, що надходять від різних джерел, будуть розсіюватися

неоднаково [115]. Саме тому встановлення зв'язків між підвищеними рівнями забруднення та метеопараметрами у містах з великою кількістю різноманітних джерел розосереджених по території часто викликає труднощі.

Синоптична ситуація, відображаючи особливості атмосферних процесів, відіграє досить важливу роль у формуванні рівня забруднення атмосферного повітря. За даними Кіптенко Є.М., Козленко Т.В., рівень приземного забруднення збільшується у центральній, західній та північно-західній частинах антициклонів, у районах формування малоградієнтного баричного поля і знижується в районах розвитку циклонічної діяльності [105]. Сонькіним Л.Р. та Ніколаєвим В.Д. був здійснений статистичний аналіз забруднення повітря в окремих містах та низці регіонів, при цьому відмічена наявність суттєвої кореляції між міським забрудненням повітря та деякими синоптичними ситуаціями [116]. В [117] зазначається, що в антициклонах, які спостерігаються у теплий період року, як правило, метеоумови є сприятливими для реакцій фотохімічного окислення над величезними територіями.

Актуальним є також питання далекого перенесення забруднювальних речовин. У [118] визначені сезонні особливості перенесення забруднювальних речовин у центр Європейської території колишнього СРСР за допомогою обернених траєкторій. Андраш У. та Шенк Р. розробили модель і обчислювальну схему для розрахунку перенесення атмосферних домішок у полі змінного вітру в масштабах великого регіону [119]. У траєкторній моделі перенесення забруднювальних домішок Белова П.Н. та Карлової З.Л. [120] враховується сухе та вологе осідання.

Розглядаючи зв'язок між метеорологічними чинниками та рівнем забруднення приземних шарів атмосфери, зауважимо, що цей зв'язок є двостороннім. Нині активно досліджується питання як впливу метеопараметрів на формування рівня забруднення, так і впливу високого вмісту забруднювальних домішок в атмосферному повітрі на температуру, повторюваність туманів, кількість опадів, надходження радіації до земної поверхні тощо.

Берлянд М.Є. та Зашихін М.Н. виконали теоретичні дослідження зміни метеорологічного режиму у місті під впливом забруднення повітря, міської забудови, зміни характеристик тепло- і волого обміну, а також виділення тепла внаслідок господарської діяльності [121]. Проведені розрахунки та аналіз їх результатів дозволили розглянути питання теорії утворення острова тепла у місті, дослідити відмінності у місті та на його околицях добових коливань температури повітря, швидкості вітру і коефіцієнту обміну, а також виникнення радіаційних туманів та їхній взаємозв'язок з островом тепла. В [122] охарактеризовано процеси, що відбуваються у граничному шарі атмосфери в умовах великого міста.

Паршин В.Н. [123] на прикладі Москви показав вплив великого міста на середню річну температуру повітря. Сакалі Л.І. та інші [124], намагаючись приблизно оцінити можливий вплив антропогенних викидів на температуру повітря, пропонує метод розрахунку адвентивної і антропогенної поправок до температури повітря.

Дмітрієва Г.В. [125] досліджує можливість перерозподілу атмосферних опадів у великих регіонах у зв'язку з дальнім перенесенням забрудненого повітря від потужних індустріальних районів. Спеціалісти з УкрНДГМІ присвятили цілу низку праць впливові промислового міста на опади, як холодного, так і теплого півріччя [126–130]. Відмічено збільшення кількості та інтенсивності рідких опадів, збільшення частоти випадання та висоти снігового покриву, збільшення повторюваності гроз та граду на підвітряній частині міста.

Вплив забруднення приземного шару на туман найчастіше проявляється у таких напрямках: утворення додаткових (промислових) ядер конденсації; виникнення штучного додаткового тепла та вологи, що утворюються при згоранні пального; погіршення видимості у тумані через наявність великої кількості домішок у повітрі [131–133].

Забрудненням атмосфери у містах призводить до того, що надходження сонячної радіації до рівня підстильної поверхні на території міст є меншим порівняно з навколишньою територією. У містах також зменшується тривалість сонячного саява. Наприклад, у Києві цей показник на 3% нижчий, ніж у

Борисполі, розташованому на відстані 40 км від столиці. Центральна частина Києва отримує прямої радіації у середньому на 2% більше, ніж південна та промислові райони. У промислових центрах втрати прямої сонячної радіації порівняно з сільською місцевістю становлять понад 10% [134]. Підвищення швидкості вітру і розвиток конвективних процесів призводить до розсіювання забруднювальних речовин, через що зменшуються радіаційні втрати. Аерозоль у повітрі міста зменшує прозорість атмосфери і розсіює сонячну енергію, тому у містах відбувається зміна співвідношення між прямою і розсіяною радіацією. Забруднення атмосфери та пов'язане з ним зменшення інтенсивності прямої сонячної радіації спричиняють збільшення частки розсіяної у сумарному надходженні короткохвильової радіації.

Отже, метеорологічними чинниками, що відіграють найважливішу роль у формуванні підвищених рівнів забруднення, є напрямок та швидкість вітру, приземні та підняті інверсії, опади і тумани. Особливістю метеорологічних величин та атмосферних явищ є неоднозначність їхнього впливу на формування підвищених рівнів забруднення атмосферного повітря (наприклад, негативний вплив інверсій та швидкості вітру буде значною мірою визначатися характеристиками джерел викидів, напрямку вітру – розташуванням джерел). Найчастіше метеорологічні величини та атмосферні явища характеризуються значною мінливістю у часі, що спричиняє ускладнення встановлення зв'язків між ними та концентраціями ЗР. Слід зазначити, що зв'язок між метеорологічними величинами та атмосферними явищами і рівнем забруднення приземних шарів атмосфери є двостороннім. Підвищені концентрації ЗР в атмосферному повітрі можуть призводити до збільшення кількості та інтенсивності рідких опадів, збільшення частоти випадання та висоти снігового покриву, збільшення повторюваності гроз та граду з підвітряного боку міста. Під впливом забруднення атмосферного повітря у великих містах відбувається зменшення тривалості сонячного сяйва та зміна співвідношення прямої та розсіяної сонячної радіації, що надходить на земну поверхню. Підвищені рівні забруднення атмосферного повітря у великих містах сприяють частішому

утворенню туманів, адже, вони є джерелом утворення додаткових ядер конденсації та підвищенню середньої температури міст порівняно з навколишніми територіями.

1.4. Висвітлення головних аспектів впливу забруднення повітря на стан здоров'я населення

Чисте повітря є однією з основних умов, що необхідні для людського здоров'я та добробуту [135]. Забруднення повітря належить до однієї з чотирьох груп факторів ризику, що впливають на стан людського здоров'я. В [136] зазначається, що 95% усіх хвороб людей прямо чи опосередковано пов'язані зі станом навколишнього середовища, який або є основною причиною розвитку хвороб, або сприяє їх розвитку. Інтегрованим показником здоров'я є "кількість здоров'я". Цей показник обраховується за спеціальною методикою, і виражається через тривалість життя. Саме забруднення атмосфери є тим чинником, що найбільше впливає на скорочення тривалості життя порівняно з двома іншими чинниками забруднення довкілля (водним і харчовим).

За ступенем хімічної небезпеки для людини забруднення атмосфери посідає перше місце. Причиною цього є те, що, по-перше, речовини, що містяться у повітрі, мають найбільше розповсюдження і легко потрапляють в інші середовища; по-друге, людина споживає значно більше повітря, ніж води чи їжі; і по-третє, природа подбала про захист людини від шкідливих речовин, що потрапляють в організм через шлунково-кишковий тракт, не забезпечивши таким самим надійним захистом легені [137].

Складність визначення та оцінки впливу забруднювальних домішок на здоров'я людей пояснюється кількома причинами:

- забруднювальна домішка може справляти як безпосередній, так і опосередкований вплив, як самостійний, так і у поєднанні з іншими речовинами, що містяться у складі повітря;
- шкідлива дія ЗР може бути зумовлена як внаслідок первинної хімічної структури, так і внаслідок розпаду у довкіллі

на інші хімічні продукти (метаболіти), які можуть набувати властивостей відмінних від властивостей первинної ЗР;

- ефект впливу ЗР залежить від часу впливу та концентрації ЗР;

- зниження або збільшення токсичної дії ЗР залежить від комплексу клімато-географічних умов не лише у місці їх надходження в атмосферу, але й за тисячі кілометрів від місця первинного викиду;

- ЗР можуть надходити в атмосферу як первинно (з джерела забруднення), так і внаслідок процесів випаровування з водоймищ, вивітрювання з ґрунту, поєднання цих явищ.

Забруднення повітря різноманітними речовинами особливо характерне для великих міст та промислових центрів. У світі близько 625 млн. осіб дихає повітрям, в якому вміст двоокису сірки перевищує допустимі норми [138]. Ступінь впливу міста на здоров'я його мешканців безпосередньо пов'язаний з величиною міста. З розширенням міста господарство ускладнюється, що і призводить до зростання забруднення [139]. Аналіз стану здоров'я населення у промислових містах України з різним рівнем забруднення повітря, з урахуванням загального і вікового коефіцієнтів смертності, дозволив виявити, що найбільше зростання смертності спостерігається у містах з постійним дуже сильним ступенем забруднення повітря [140]. В [141, 142] також наведено дані, що свідчать про те, що випадки високого забруднення атмосферного повітря часто викликають не лише хронічні хвороби, але й підвищують показники смертності населення.

Забруднення атмосферного повітря хімічними речовинами призводить до виникнення у населення наступних видів хвороб [143]:

- хвороби системи кровообігу;
- хвороби органів дихання;
- хвороби органів травлення;
- хвороби ендокринної системи;
- хвороби крові;
- хвороби алергічної природи;
- хвороби шкіри і підшкірної клітковини;

- патологія вагітності і вроджені аномалії;
- психічні розлади;
- хвороби сечостатевого органу;
- злоякісні новоутворення.

Варто також зазначити, що у великих промислових центрах, де у повітря викидається значна кількість різноманітних забруднювальних домішок, відмічається наявність сильного синергетичного ефекту. Вплив кількох видів забруднювачів на здоров'я людини не рівнозначний їхній ізольованій чи послідовній дії, навіть не рівнозначний простому накладанню їхніх дій. Слід звернути особливу увагу на подвійну небезпеку пилу для людського організму, що пов'язана з його дисперсністю та здатністю містити в своєму складі інші забруднювальні речовини. Дрібні частки проникають у дихальні шляхи і подразнюють слизову оболонку. Тривалий вплив дуже дрібного пилу може призвести до закупорки пор і зниження потовиділення. У людей, що постійно мешкають в умовах запиленої місцевості, спостерігаються фіброзні зміни в легенях. Владіміров А.М. [144] зазначає, що ураження органів дихання забруднювальними домішками, що містяться в атмосферному повітрі, значною мірою спричинюється тим, що близько 50% часток домішок радіусом 0,01 – 0,1 мкм, потрапляючи до легень, осідають там. Пил, що містить отруйні речовини (миш'як, ртуть, свинець), призводить до різноманітних отруєнь. Наприклад, свинцевий пил, маючи кумулятивну дію, змінює клітинний склад крові і кісткового мозку, викликає м'язову слабкість і параліч променевого нерву, ниркові кольки, уражає головний мозок, печінку і нирки. Ртуть, що знаходиться в пилові, проникаючи в мозок, руйнує нервову систему, послаблює розумові здібності, прискорює старіння. Ураження азбестовим пиловим аерозолем спричиняє синусити, бронхіти, трахеїти та пневмоніти, а вторинне ураження (після розповсюдження в організмі через кров) – хвороби серця, судин та нирок [145].

В останні роки багато уваги приділяється азбестозу – захворюванню, яке виникає внаслідок потрапляння в організм пилу азбесту. Сьогодні частки азбесту знаходять приблизно у 25% всього населення нашої планети, проте ще у 1936 р. їх

наявність в організмі людини була практично невідома. При ураженні азбестовим пиловим аерозолем, значення мають зокрема розмір часток пилу, від чого залежить швидкість розвитку захворювання та характер хвороби (синусити, бронхіти, трахеїти, пневмонії, азбестоз) [146]. Крім того, при потраплянні аерозольних забруднювальних речовин у легені, пошкоджуються також інші органи, виникають вторинні ефекти зниження адаптаційних можливостей організму, виникає низка розладів здоров'я і хвороб, що є наслідками опосередкованих біологічних реакцій. Тому у регіонах, де зафіксовано підвищений рівень забруднення повітря аерозольними домішками можуть зростати загальні рівні захворювання населення практично всіма хворобами. Цей опосередкований вплив на здоров'я людей зумовлений в першу чергу пригніченням імунної системи.

Вплив забруднювальних речовин може бути різноманітним залежно від виду забруднювача, його концентрації в повітрі, тривалості і періодичності дії. Реакція організму залежить від зазначених факторів, а також від його індивідуальних особливостей – віку, статі, стану здоров'я тощо. Новиков Г.В. та Дударев А.Я. [147] відмічають, що найбільш чутливі до забруднення атмосферного повітря люди літнього віку, хворі, люди, що працюють на шкідливих виробництвах, палять, а також діти. Дослідження стану здоров'я дітей у віці від народження до трьох тижнів, проведені у чотирьох промислових містах України, дали змогу встановити, що кількість ускладнень становить 32% – 53%. Було зафіксовано зростання захворюваності і виникнення ускладнень серед дітей. Ці ускладнення спричинені надходженням шкідливих домішок через материнський організм ще під час вагітності, внаслідок вдихання майбутніми матерями повітря з підвищеним рівнем ЗР.

Найбільшого поширення набувають хронічні хвороби тих органів і систем організму, які у процесі взаємодії "людина-середовище" функціонують як бар'єрні на межі з зовнішнім середовищем (органи дихання, травлення, печінка та імунна система). Подустров М.А. та Тошинский В.І. зазначають, що простежується чіткий взаємозв'язок між інтенсивністю забруднення атмосферного повітря шкідливими речовинами та

захворюваністю населення на хвороби органів дихання [148]. В роботах Костюк І.Ф. та Капустник В.А. [149], Фельдмана Ю.Г. [150], Мережкіної Н.В. [151], Караваєвої Л.О. [152] розглядаються різноманітні аспекти впливу шкідливих домішок на виникнення та перебіг хвороб органів дихання. Сахновська Н.Н. [153] та Убайдулаєв Р.У., Ільїнський І.І. [154] відмічають зростання рівня хронічних захворювань дихальних шляхів (зокрема хронічних бронхітів та бронхіальної астми) в містах, де концентрації забруднювальних домішок в повітрі підвищені.

Мельниченко М.Г. [155], проаналізувавши стан здоров'я населення Києва за 1985–2000 рр. відмічає значну і постійну тенденцію збільшення кількості випадків захворювань майже всіма хворобами, а також несприятливу тенденцію у демографічній ситуації. Він пов'язує ці дані з наявністю у повітрі міста шкідливих домішок, що призводить до погіршення імунітету населення. При потрапленні ЗР до організму людини знижується його загальна резистентність, тому навіть умовно патогенні для людини мікроорганізми можуть призводити до виникнення захворювань [156].

У зв'язку зі зростанням в останні десятиліття онкологічної захворюваності серед населення, ціла низка дослідників працюють над з'ясуванням механізму впливу забруднення повітря на виникнення цієї патології [157–162]. Pike M.C. та Gozdon R.J. [163] прийшли до висновку, що забруднення міського повітряного басейну поліциклічними ароматичними вуглеводнями (передусім – бензо(а)піреном) призводить до збільшення частоти виникнення раку легенів. Вони зазначають, що на сьогодні у повітрі виявлено близько 130 ПАВ, з яких 20 постійно перебувають у складі атмосферного повітря міст. За даними Інституту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМНУ [164], в усіх населених пунктах України спостерігається стабільне забруднення навколишнього середовища комплексом таких речовин. У містах Кривому Розі, Дніпродзержинську, Дніпропетровську, Києві, Білій Церкві, Нікополі в повітряному басейні постійно реєструвалися до 16 поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ), з яких 8 є канцерогенами, група нітрозозамінів (НА) – нітрозодиметиламін

(НДМА) і нітрозодіетиламін (НДЕА) та різних металів (хром, нікель, кадмій, свинець, берилій).

При цьому у структурі забруднення хімічними канцерогенами найбільш суттєву питому вагу мають сполуки класу ПАВ, і насамперед, бензо(а)пірен (БП) (рис. 1.1).

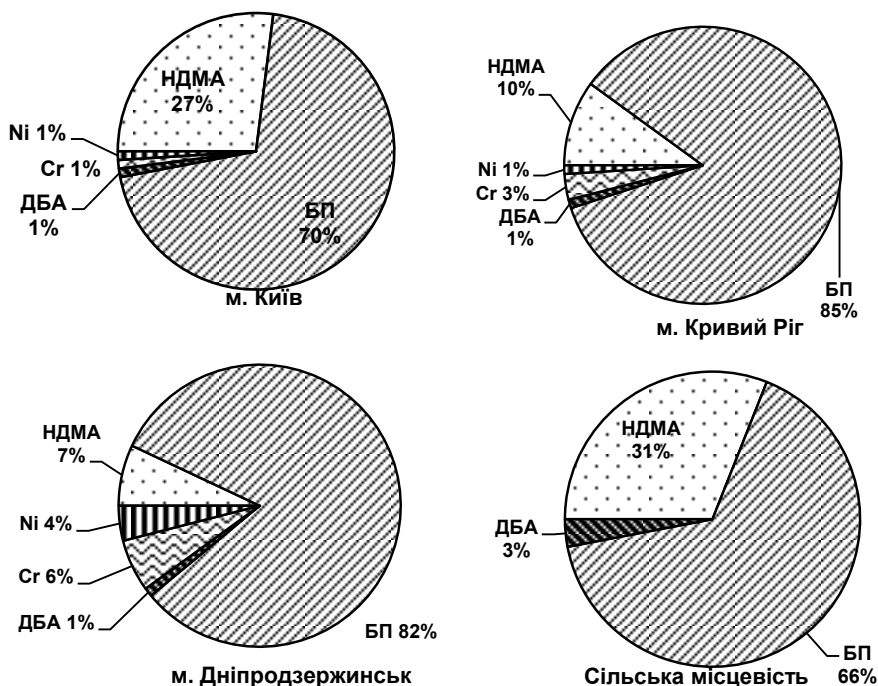


Рис. 1.1. Внесок окремих компонентів у сумарне забруднення атмосферного повітря хімічними канцерогенами, % (за даними Інституту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМНУ).

Проблеми впливу канцерогенів (зокрема діоксинів) на стан здоров'я населення також досліджували Петросян В.С [165], Фокін А.В. [166], Юфіт С.С. [167], Шабад Л.М. [168] та інші. Особливостями діоксинів є те, що вони мають здатність накопичуватися лише в організмах, які дихають повітрям (аеробів). Концентруються діоксини в основному у жирових клітинах, а звідти – поступово надходять до інших тканин і

органів. Час піврозпаду діоксинів в організмі людини складає від 1 до 10 років і залежить від багатьох умов, зокрема хімічної форми того чи іншого діоксину. Основний шлях виведення з організму – ниркова фільтрація. В кількісному вимірі рахунок викидів діоксинів у атмосферу йде на грами [165] – це підкреслює їх величезну токсичність і небезпеку для здоров'я людей.

Дослідження Інституту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМНУ свідчать [164], що внесок канцерогенних ПАВ, головним чином, БП у загальне забруднення атмосферного повітря промислових центрів (міста Кривий Ріг, Дніпродзержинськ) становить 75–80% (рис.1.1). Другим за значенням є клас НА, внесок яких становить 10–30% від загальної дози канцерогенів. Що стосується канцерогенних металів, то їхня дія у загальному забрудненні канцерогенами сягає 6%, причому найбільш часто зустрічаються свинець, хром, нікель та берилій.

Отже, можна стверджувати, що у цьому ряду хімічних канцерогенів пріоритетною речовиною є БП. Це зумовлено не лише її найбільшою стійкістю і поширеністю серед інших канцерогенів, а й тією роллю, яку вона відіграє при розрахунку індексу забруднення атмосфери (ІЗА), що, як відомо, проводиться за п'ятьма пріоритетними речовинами.

У 2007 р. найвищі рівні максимальних концентрацій БП спостерігались у м. Києві, однак такий рівень забруднення повітряного басейну реєструвався переважно в зоні великих автомагістралей. При узагальненні даних, отриманих у різних районах міста, встановлено, що середня концентрація цього канцерогену становить $2,6 \text{ нг/м}^3$. За цим показником ступінь забруднення атмосферного повітря у Києві знаходиться на рівні Кривого Рогу, але є значно нижчим порівняно з іншими промисловими центрами України – Дніпродзержинськом, Дніпропетровськом, Нікополем.

Цікаво, що в малих містах, де розміщено специфічні промислові об'єкти, рівень забруднення є не меншим, а часто навіть і більшим порівняно з великими містами. Прикладом є м. Нікополь, де провідним джерелом забруднення залишається ВАТ "Нікопольський завод феросплавів". Концентрації

канцерогенів у повітрі цього міста, як за максимальними, так і середніми показниками є одними з найвищих серед обстежених міст. Можливо, це пов'язано з характером розміщення джерел забруднення та розповсюдження промислових викидів територією міста.

Характерною для сучасних міст і особливо промислових центрів залишається чітка градація показників забруднення канцерогенами за функціональними зонами (рис. 1.2).

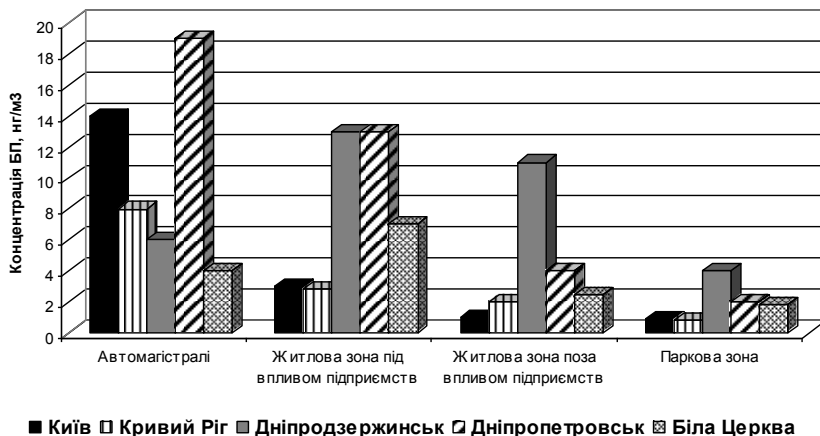


Рис. 1.2. Просторова характеристика вмісту БП у повітряному басейні промислових центрів (за даними Інституту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзеєва АМНУ)

Хоча співвідношення концентрацій БП на територіях різного призначення в різних містах коливаються, незмінним залишається один факт: на автомагістралях рівні забруднення у 2–3 рази вищі, ніж у житлових районах, і у 8–18 разів – порівняно з найменш забрудненою парковою зоною.

Зростання кількості автомобільного транспорту і відповідно, збільшення викидів вихлопних газів, призводить до того, що на сьогодні постало питання вивчення всіх аспектів їхнього впливу на здоров'я населення та пошуку шляхів зменшення негативного впливу. Над розв'язанням цієї проблеми активно працює ціла низка вчених [16, 169–171]. Соколов Д.К. [172] зазначає, що вплив

відпрацьованих газів автомобільного транспорту на здоров'я населення, яке проживає поблизу автомагістралей з інтенсивним рухом, починає проявлятися не у перший, а у четвертий (п'ятий) роки впливу. Домішки відпрацьованих газів справляють на людину як прямий (автотранспорт – атмосферне повітря – людина), так і опосередкований (автотранспорт – атмосферне повітря – ґрунти – рослини – людський організм) вплив [16]. Хачатрян Т.С. [173] визначено, існування залежності між показниками здоров'я дітей та щільністю мережі магістралей. Виявлено, що зменшення щільності мережі автомагістралей у 2 рази призводить до збільшення індексу здоров'я дітей (кількість дітей, що не хворіли протягом року) на 8,0 – 9,7%.

В окремих промислових містах, зокрема Дніпропетровську та Дніпродзержинську, суттєвий внесок в забруднення повітря селітебних територій вносять також промислові об'єкти (коксохімічні заводи, металургійні комплекси).

Встановлено [164], що динаміка забруднення повітря, представлена показниками канцерогенного ризику забруднення (розраховується за спеціальною методикою на основі даних про вміст у повітрі 20 шкідливих сполук) і загальної онкологічної захворюваності їх населення за відповідний період спостережень мають однаковий характер (рис. 1.3).

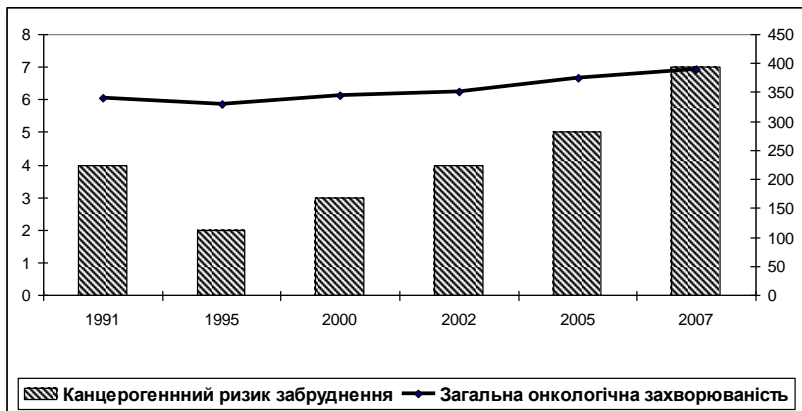


Рис. 1.3. Динаміка забруднення і загальної онкологічної захворюваності у м. Києві

При цьому, якщо проаналізувати динаміку забруднення повітряного середовища міст і захворювання на рак органів дихання їхнього населення, можна побачити, що мінімуми і максимуми значень відповідних величин розходяться у часі (рис. 1.4).

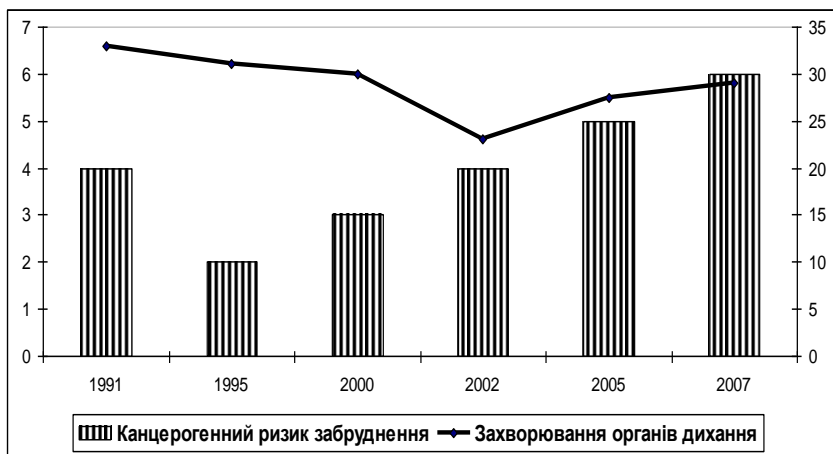


Рис. 1.4. Динаміка забруднення і злоякісних захворювань органів дихання у м. Київ

Це, з одного боку, підтверджує етіологічну роль забруднення атмосферного повітря у формуванні онкологічної захворюваності населення, з іншого – свідчить, що вплив існуючого сьогодні забруднення проявиться через певний проміжок часу, який визначається латентним періодом розвитку хвороби. Зокрема, для раку легень, згідно з наведеними даними, він становить 7–10 років.

В роботі Бабія В.Ф. [174] були встановлені кількісні взаємозалежності між рівнями аерогенного навантаження хімічних канцерогенів і захворюваністю населення на рак легень, розраховані їх порогові величини та показано вплив змін рівнів загальних викидів від промислових і пересувних джерел забруднення на структуру та рівні онкозахворюваності.

Вченими Інституту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМНУ встановлено [164], що канцерогенний ризик 2007 р. досягнув показників 6,4–13,7 випадків раку на

1 тис. осіб (табл. 1.1), що суттєво перевищує міжнародні прийнятні показники ризику (табл. 1.2).

Таблиця 1.1

Сумарний канцерогенний ризик забруднення атмосферного повітря міст, 1991–2007 рр.

Міста/роки	1991	1995	2000	2002	2005	2007
Міста з підприємствами переважно металургійної галузі промисловості						
Київ	$3,6 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-3}$	$3,4 \times 10^{-3}$	$4,0 \times 10^{-3}$	$4,9 \times 10^{-3}$	$6,4 \times 10^{-3}$
Дніпропетровськ	$3,0 \times 10^{-3}$	$1,9 \times 10^{-3}$	$4,3 \times 10^{-3}$	$5,7 \times 10^{-3}$	$6,8 \times 10^{-3}$	$8,6 \times 10^{-3}$
Донецьк	$6,0 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-3}$	$6,2 \times 10^{-3}$	$8,2 \times 10^{-3}$
Кривий Ріг	$6,0 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-3}$	$4,3 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-3}$	$6,5 \times 10^{-3}$	$8,9 \times 10^{-3}$
Запоріжжя						$9,6 \times 10^{-3}$
Міста з підприємствами переважно хімічної галузі промисловості						
Кременчук	$6,8 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-3}$	$7,1 \times 10^{-3}$	$9,2 \times 10^{-3}$	$13,7 \times 10^{-3}$
Сєверодонецьк	$4,7 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-3}$	$4,2 \times 10^{-3}$	$6,4 \times 10^{-3}$	$9,3 \times 10^{-3}$
Черкаси	$4,3 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-3}$	$9,2 \times 10^{-3}$

Таблиця 1.2

Класифікація рівнів ризику

Індивідуальний ризик за життя	Рівень ризику
Понад 10^{-3}	Високий – неприйнятний для виробничих умов і населення. Необхідне вживання заходів, спрямованих на зниження ризику
$10^{-3} - 10^{-4}$	Середній – допустимий для виробничих умов; за впливом на все населення необхідний динамічний контроль та поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків небезпечної дії для вживання заходів, спрямованих на керування ризиком
$10^{-4} - 10^{-6}$	Низький – допустимий ризик (рівень, на якому, як правило, встановлюють гігієнічні нормативи для населення)
До 10^{-6}	Мінімальний – бажана (цільова) величина при проведенні оздоровчих та природоохоронних заходів

Якщо розкласти показники ризику на його складові, зумовлені дією окремих сполук, що ідентифікуються в атмосферному повітрі, можна визначити пріоритетні речовини для кожного регіону. З досліджуваних сполук найбільшу тривогу

сьогодні викликають НА та окремі важкі метали (хром (VI), кадмій), а в окремих містах – бензол і формальдегід. Оскільки НА в основному є похідними азотовмісних сполук, то значну увагу слід приділяти оксидам азоту, які є основним попередником цих сполук в екзогенному синтезі в забрудненому атмосферному повітрі.

Необхідно підкреслити, що наведені дані є відносним показником небезпеки, яка буде зростати тим активніше, чим більша кількість населення підпадатиме під вплив забрудненого атмосферного повітря (популяційний ризик).

Отримані результати неповною мірою характеризують реальну небезпеку, оскільки до розрахунку взято обмежену кількість речовин, присутніх в атмосферному повітрі, і зумовлюють необхідність подальшого вдосконалення як системи моніторингу забруднення, так і методичних підходів і критеріїв оцінки небезпеки для здоров'я населення.

В останні десятиріччя в багатьох країнах світу відмічаються негативні зміни не лише в рівні захворюваності населення, але і в його структурі. Хронічні отруєння та наслідки, які викликаються ними не лише зустрічаються значно частіше ніж гострі отруєння організму забруднювальними речовинами повітря, а вони також важче виявляються та реєструються [162].

Нейко Є.М. із співавторами [137] досліджували вплив підвищеного рівня забруднення атмосферного повітря на імунну систему населення у промислових містах України і виявили, що стан імунного захисту організму людей, що проживають на забруднених територіях, погіршується у 2–10 разів. Особливо небезпечним є те, що страждають відразу обидві системи імунного захисту – Т-лімфоцити і В-лімфоцити, тому на таких територіях зростає кількість імунодефіцитних станів. Як наслідок, це призводить до підвищення захворюваності на туберкульоз, різні інфекційні хвороби, дифтерію, бронхіти, бронхіальну астму, відмічається зростання онкологічної захворюваності.

Окремі забруднювальні речовини, що містяться в атмосферному повітрі (наприклад оксиди сірки та азоту) при взаємодії з вологою шкіри, утворюють кислотні сполучення, які

подразнюють та руйнують шкіру, в результаті цього – знижується її захисна функція. Це, в свою чергу, сприяє проникненню інфекційних агентів в різні шари шкіри і підшкірної клітковини. Як результат – підвищуються рівні розповсюдженості шкірних запальних, гнійних та грибкових захворювань [175].

В залежності від шляхів надходження ЗР до організму, характеру ураження та ступеня його тяжкості, хімічного складу ЗР, її концентрації та деяких інших чинників можуть виникати гострі чи хронічні отруєння організму людини та безпосередні чи віддалені наслідки для здоров'я спричинені забрудненням атмосферного повітря.

Систематичне чи періодичне надходження в організм порівняно невеликих кількостей токсичних речовин викликає хронічне отруєння. Ознаками хронічного отруєння є порушення нормальної поведінки, звичок, а також поява нейропсихічних відхилень і швидкої стомлюваності або відчуття постійної втоми, сонливості, чи навпаки, безсоння, апатії, послаблення уваги, розсіяності, забудькуватості, сильних коливань настрою.

Біологічно високоактивні сполуки можуть викликати ефект віддаленого впливу на здоров'я людини. Під "віддаленим впливом" розуміють ефекти впливу хімічних забруднювачів на розвиток хвороб у людини, що мала контакт з хімічним забруднювачем, у віддалені роки її життя, а також впродовж життя кількох поколінь її нащадків. Такі ефекти впливу на здоров'я є найбільш небезпечними. Під їх впливом розвиваються хронічні захворювання серцево-судинної системи (інфаркти, інсульти, серцева недостатність), нервової системи (парези, паралічі, неврити, паркінсонізм), систем сечовиділення, ендокринної, інші дегенеративні та атрофічні стани і хвороби. Найбільш небезпечними віддаленими ефектами є:

- канцерогенний (утворення злоякісних пухлин);
- мутагенний (порушення спадковості на генетичному рівні);
- гонадотропний (ураження органів розмноження);
- ембріотропний (ураження ембріону і плоду під час вагітності).

В табл. 1.3 наведено наслідки для здоров'я людини негативного впливу окремих забруднювальних домішок, що можуть міститися в атмосферному повітрі.

Таблиця 1.3

Ефекти впливу підвищених концентрацій окремих забруднювальних домішок на здоров'я людини

Назва домішки	Негативний вплив на здоров'я людей
Тверді домішки або аерозолі	Призводять до розвитку гострої астми, викликають кашель, труднощі і біль при вдиханні, хронічний бронхіт, порушення легеневих функцій, подразнення очей, носа і горла. Постійний вплив – посилення ризику розвитку серцево-судинних, респіраторних захворювань та раку легенів.
Двоокис сірки	Ураження дихальних шляхів, захворювання бронхітами, бронхіальною астмою, зниження опірності до респіраторних захворювань, подразнення слизової очей, загострення хвороб серця (особливо у людей, що страждають від астми). Часточки сульфатів, накопичуючись в легенях підвищують ризик передчасної смерті.
Моноксид вуглецю	Концентрація оксиду вуглецю, яка перевищує гранично-допустиму призводить до фізіологічних змін в організмі людини, а концентрація понад 750 частинок млн^{-1} – до смерті. Оксид вуглецю легко з'єднується з гемоглобіном, утворюючи карбоксигемоглобін, підвищений вміст якого у крові призводить до: погіршення гостроти зору і здатності оцінювати тривалість інтервалів часу; порушення деяких психомоторних функцій головного мозку (при вмісті у крові 2–5%); змін у роботі серця і легенів (при вмісті понад 5%); головного болю, сонливості, спазмів, порушення дихання і смерті (при вмісті 10–80%). Утворення карбоксигемоглобіну в крові – процес зворотний: після закінчення вдихання оксиду вуглецю починається його поступове виведення з крові. У здорової людини вміст оксиду вуглецю в крові кожні 3–4 години зменшується вдвічі.
Оксиди азоту	Пригнічують функції легенів, призводять до респіраторних захворювань та зниження опірності організму до вірусних захворювань. Взаємодія двоокису азоту з іншими органічними речовинами супроводжується утворенням токсичних сполук, що можуть здійснювати мутагенну дію на організм людини.

Назва домішки	Негативний вплив на здоров'я людей
Свинець	Викликає захворювання серця, нирок, печінки, мозку, нервової системи та інших органів, підвищення кров'яного тиску, анемію, розвиток неадекватної поведінки, проблем з пам'яттю та різких змін настрою. Також може спричиняти остеопороз та порушення репродуктивної функції. Дуже високі концентрації свинцю спричиняють епілептичні напади. Навіть незначна кількість свинцю може уражати мозок і нервову систему маленької дитини чи плоду, що веде до проблем з навчанням та низького інтелекту, сповільнює ріст.
Нікель	Тривале вдихання повітря, що містить підвищені концентрації цієї домішки, може викликати рак легенів, рак слизових оболонок носа, дерматити, інтоксикацію, алергію.
Марганець	Тривале вдихання повітря, що містить підвищені концентрації цієї домішки може, викликати прогресуюче ураження центральної нервової системи, хворобу Паркінсона, пневмонію.
Залізо	Тривале вдихання повітря, що містить значну кількість даної домішки, викликає цироз печінки та захворювання кровоносної системи.
Мідь	Призводить до розвитку пневмонії, інтоксикації.
Хром	Спричиняє розвиток раку легенів, хронічних запалень верхніх дихальних шляхів, трахеїтів та порушення серцево-судинної діяльності.
Молібден	Тривале вдихання повітря, що містить підвищені концентрації цієї домішки може викликати порушення центральної нервової системи, ендемічну атаксію.
Алюміній	Призводить до ураження кісток, флюорозу зубів, хвороби Альцгеймера.
Ванадій	Призводить до захворювань серцево-судинної системи, подразнення верхніх дихальних шляхів, зміни легеневої тканини, запалення слизових оболонок очей, негативно впливає на обмінні процеси і центральну нервову систему.
Кадмій	Призводить до хвороб нирок і легенів, ослаблення кісток (остеопороз), анемії, підвищення кров'яного тиску, інсультів, атеросклерозу.
Хлор	Негативно впливає на нюх, світлову чутливість очей, спричинює подразнення верхніх дихальних шляхів та інших слизових покривів, порушення ритміки дихання.
Селен	Призводить до депресії, запаморочення, жовтухи, носових кровотеч, селенозу, артритів, кишкових порушень, захворювань шкіри.
Ртуть	Призводить до тремору (тремтіння рук) і психічних розладів, уроджених дефектів, інтоксикації (меркурізму),

Назва домішки	Негативний вплив на здоров'я людей
	незворотних уражень нервової системи з паралічами, розладів зору, слуху та ураженням спинного мозку.
Тетрафторид кремнію	Подразнює легені.
ПАН (гідронітрат пероксиацетилю)	Подразнює слизові очей, загострює астму.
Озон	Призводить до головного болю, швидкої втомлюваності, проблем з диханням, зменшення об'єму легенів, астми, знижує легеневу функцію, викликає хвороби легенів, подразнює слизові оболонки очей.
Сірчана кислота	Викликає респіраторні захворювання.
Азотиста та азотна кислоти	Те ж саме.
Сірководень	Викликає нудоту, подразнення очей.
Аміак	Призводить до катару верхніх дихальних шляхів, запалення слизових оболонок очей, зниження імунітету, негативно впливає на центральну нервову систему.
Фтороводень	Призводить до подразнення шкіри, очей, слизових оболонок.
Хлороводень	Призводить до подразнення слизових оболонок очей і легенів.
Формальдегід	Призводить до подразнення слизових оболонок очей і носа.
Іон фтору	Призводить до флюорозу (руйнування зубів у дітей), зубних хвороб, бронхітів, пневмонії, раку органів дихання, носових кровотеч, склеротичних уражень кісток, сухожиль, специфічних уражень шкіри, у дітей – аж до затримки фізичного розвитку і порушення гематологічних показників.
Бензол	Вдихання протягом тривалого часу повітря, що містить дану домішку може викликати лейкемію.
Миш'як	Призводить до руйнування вегетативної нервової системи, паралічу кровоносної системи, порушення обміну речовин. Вплив протягом тривалого часу може призвести до раку легенів і шкіри.

Таким чином, в даному підрозділі на основі вивчення результатів досліджень впливу забруднення атмосфери на здоров'я населення було показано, що в останні десятиріччя в багатьох країнах світу відмічаються негативні зміни не лише в рівні захворюваності населення великих міст, але і в його структурі. Найбільшого поширення набувають хронічні хвороби тих органів і систем організму, які в процесі взаємодії людина-середовище функціонують в основному як бар'єрні на межі з зовнішнім середовищем (органи дихання, травлення, печінка та

імунна система). Хронічні отруєння та наслідки, які викликаються ними не лише зустрічаються значно частіше, ніж гострі отруєння організму забруднювальними речовинами повітря, вони також важче виявляються та реєструються. Вплив забруднювальних речовин може бути різноманітним і залежить від виду забруднювача, його концентрації в повітрі, тривалості і періодичності дії. Реакція організму визначається як зазначеними вище факторами, так і його індивідуальними особливостями (вік, стать, стан здоров'я, тощо).

Зважаючи на зростання забруднення повітря великих міст на сьогоднішній день гостро постали питання дослідження синергетичного впливу атмосферних домішок на здоров'я, з'ясування механізму впливу забруднення повітря на виникнення онкологічних захворювань, особливостей впливу вихлопних газів автомобілів на здоров'я людей, що проживають поблизу автомагістралей, дітей та населення загалом.

Література до розділу 1:

1. Хромов С.П., Мамонтова Л.И. Метеорологический словарь. – Л.: Гидрометиздат, 1974. – 568 с.
2. Бутюгин В.В., Гришаева Л.В., Галишевская В.В. Природопользование. Влияние техногенных воздействий на воздушный бассейн [учебное пособие]. – Норильск: Норильский индустриальный ин-т, 2001. – 79 с.
3. Зубик С.В. Техноекологія: джерела забруднення і захист навколишнього середовища. – Івано-Франківськ: Полум'я, 2004. – 452 с.
4. Безуглая Э.Ю. К определению потенциала загрязнения воздуха // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 234. – С. 60–79.
5. Раменский Л.А. Об авиационных исследованиях параметров рассеяния примеси от мощных высотных источников // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1980. – Вып. 180. – С. 111–116.
6. Воронов Г.С. Охрана атмосферы. – К.: Київський національний університет, 1998. – 192 с.

7. Кильметова Ф.Ш. Охрана атмосферного воздуха: учебное пособие. – Уфа: Изд-во Башкирского ун-та, 2001. – 89 с.

8. Колесник С.І. Роль автотранспорту в суспільстві та його вплив на навколишнє середовище // Проблеми статистики. Зб. наук. праць. – 2001. – Вип. 3. – С. 212 – 213.

9. Маренко А.Н., Мартыновский И.В., Сакун В.П. Экспериментальное исследование загрязнения воздуха окисью углерода на автомагистралях Киева // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1984. – Вып. 202. – С. 112–117.

10. Маренко А.Н., Мартыновский И.В. О факторах, влияющих на загрязнение воздуха окисью углерода на городских автомагистралях // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1984. – Вып. 202, С. 118–123.

11. Маренко А.Н. Об уровне загрязнения воздуха окисью углерода на городских автомагистралях в зависимости от интенсивности транспортного движения // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1984. – Вып. 202. – С. 124–127.

12. Воробьев А.Е., Сарбаев В.И., Дьяченко В.В., Шилкова О.С. Транспортные магистрали как источник загрязнения окружающей среды: [монография]. – М.: МГИУ, 2000. – 52 с.

13. Singer Brett C., Wenzel Thomas P. Environ. Estimated emission reductions from California's enhanced Smog Check program // Sci and Technol. – 2003. – № 11. – Pp. 2588 – 2595.

14. Возний Ю.В., Грабар І.Г. Тенденції зміни парку автомобілів Житомирщини як основного джерела викидів токсичних компонентів // Вісник Житомирського інженерно-технологічного інституту. Техн. науки. – 1999. – № 9. – С. 328–332.

15. Маренко А.Н., Борзаковский А.Е., Ключников А.А. и др. Распределение тяжелых металлов в воздухе вблизи автомагистралей // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вып. 224. – С. 54–59.

16. Капранов С.В. Автотранспорт, воздух и здоровье. – Луганск: Изд-во Восточноукр. гос. ун-та, 1998. – 196 с.

17. Царенко О.М., Олійник Г.М. Захист середовища в умовах зростаючого техногенного навантаження на природу. – Суми: Слобожанщина, 2001. – 200 с.

18. Каніло П.М., Шило В.В. Екологічні показники легкового автомобіля з бензиновим та дизельним двигуном // Хімічна промисловість України. – 1999. – № 5. – С. 58–61.

19. Маренко А.Н., Гриценко А.Н. Окислы азота в приземном слое воздуха на автомагистралях Киева // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1986. – Вып. 216. – С. 46–53.

20. Маренко А.Н., Гриценко А.Н., Титов В.С. и др. Исследование смогообразующих примесей в атмосфере вблизи автомагистралей // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вып. 224. – С. 49–54.

21. Маренко А.Н., Огановская Д.К. К вопросу о рассеивании выбросов автотранспорта в условиях города // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1988. – Вып. 227. – С. 67–71.

22. Маренко А.Н. О поле концентрации озона в приземном слое воздуха вблизи крупных автомагистралей Киева // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1986. – Вып. 216. – С. 38–46.

23. Маренко А.Н., Щетинин А.А. Некоторые результаты загрязнений приземного слоя атмосферы г. Харькова // Труды УкрНИИГМИ. – 1991. – Вып. 241. – С. 39–50.

24. Скорченко В.Ф. К расчету выброса окиси углерода автомобилями в атмосферу // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1983. – Вып. 196. – С. 30–34.

25. Маренко А.Н., Колосовський В.В. Некоторые результаты крупномасштабного физического моделирования рассеивания автомобильных выбросов // Труды УкрНИИГМИ. – 1990. – Вып. 236. – С. 39–49.

26. Тульчинский В.М. Милукайте А.А., Хесина А.Я. Исследования полициклических ароматических углеводородов в атмосфере воздуха промышленного города // Метеорология и гидрология. – 1983. – № 3. – С. 50–56.

27. Израэль Ю.А., Василенко В.Н., Дликман И.Ф. и др. К проблеме загрязнения природной среды бенз(а)пиреном // Метеорология и гидрология. – 1992. – № 9. – С. 36–43.

28. Шмандий В.М. Влияние техногенных и природных факторов на состояние атмосферного воздуха в территориально-производственном комплексе // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 1999. – Вип. 1 (3). – С. 115–121.

29. Коляда О.И. Об особенностях загрязнения атмосферы крупного промышленного города // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вып. 224. – С. 27–30.

30. Семенченко Б.А., Белов П.Н. Метеорологические аспекты охраны природной среды. – М.: Издательство МГУ, 1984. – 96 с.

31. Демидик В.Н. Проблемы металлургии в контексте устойчивого развития // Экотехнология и ресурсосбережение. – 2004, № 1. – С. 53–57.

32. Химия окружающей среды. – Пер. с англ./ Под ред. А.П. Цыганкова. – М.: Химия, 1982. – 672 с.

33. Batterham R.I., Hollitt M.I. Production of primary metals – towards improved sustainability // *Erzmetall*. – 2003. 56. – № 6. – Pp. 519–528.

34. Другов Ю.С., Беликов А.Б., Дьякова Г.А., Тульчинський В.М. Методы анализа загрязнений воздуха. – М.: Химия, 1984. – 384 с.

35. Palazzi E. A simple analytical method for determining the atmospheric dispersion of upward directed high velocity releases // *Atmos. Environ.* – 2002. 36. – № 7. – Pp. 1183–1193.

36. Дмитренко І.А. Екологічне право України: підручник. – К.: Юрінком Інтер, 2001. – 352 с.

37. Закон України "Про охорону атмосферного повітря" зі змінами та доповненнями від 21 червня 2001 р. / Відомості Верховної Ради. – 2001. – № 48. – С. 252.

38. Балашенко С.А., Макарова Т.И. Международно-правовая охрана окружающей среды и права человека. – Минск: World wide Printing, 1999. – 256 с.

39. Стратегии и политика в области борьбы с загрязнением воздуха: общий обзор. – Нью-Йорк, Женева: ООН, 1999. – 181 с. – (Европейская Экономическая комиссия).

40. Стратегия ЕМЕП на 2000 – 2009 годы / Конвенция о трансграничном загрязнении воздуха на Больших расстояния;

Совместная программа наблюдения и оценки распространения загрязнителей воздуха на большие расстояния в Европе (ЕМЕП). – Женева: ООН, 2001. – 51 с.

41. Екологічне законодавство України: законодавчі акти. Ч.1 / під ред. Андрейцева В.І. – Полтава: Полтавський літератор, 1997. – 648 с.

42. Васюта О.А., Васюта С.І., Філіпчук Г.Г. Екологія і політика. Т.2.– Чернівці: Зелена Буковина, 1998. – 480 с.

43. Израэль Ю.А., Гасилина Н.К., Ровинский Ф.Я., Филиппова Л.М. Осуществление в СССР системы мониторинга загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 118 с.

44. Руководство по контролю загрязнения атмосферы / отв. ред. М.Е. Берлянд, Г.И. Сидоренко. – Л.: Гидрометеиздат, 1979. – 448 с.

45. Руководство по контролю загрязнения атмосферы / РД 52.04.186-89/ – М.: Госкомгидромет, 1991. – 693 с.

46. Беспамятников Г.П. Предельно допустимые концентрации вредных веществ в воздухе и воде : справочное пособие. – Л.: Химия, 1975 – 456 с.

47. Допустимые выбросы радиоактивных и вредных химических веществ в приземный слой атмосферы/ под общей ред. Е.Н. Теверовского, И.А. Терновского. – М.: Атомиздат, 1980 – 240 с.

48. Council Directive 96/62/EC of 27 September 1996 on ambient air quality assessment and management [Електронний ресурс]. – Режим доступу:

http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=en&numdoc=31996L0062&model=guichett – Назва з екрану.

49. COUNCIL DIRECTIVE 1999/30/EC of 22 April 1999 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://europa.eu.int/eur-lex/pri/en/oj/dat/1999/l_163/l_16319990629en00410060.pdf – Назва з екрану.

50. National, European and international air quality guidelines 15/08/2000 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.irceline.be/~celinair/english/homeen_nojava.html – Назва з екрану.

51. Environment protection department [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.epd-asg.gov.hk/english/api_you/apitell.php – Назва з екрану.

52. Air Quality Objectives [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.epd.gov.hk/epd/english/environmentinhk/air/air_quality/aq_annualrpt_97_2.html – Назва з екрану.

53. The Ambient Air Quality NEPM (National Environment Protection Measure) of May 2003 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ephc.gov.au/nepms/air/air_nepm.html – Назва з екрану.

54. State Environment Protection Policy (Air Quality Management), No. S 240 Friday 21 December 2001 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.gazette.vic.gov.au/Gazettes2001/GG2001S240.pdf> – Назва з екрану.

55. Верлан В.А. Оптимізація розташування мережі постів моніторингу за забрудненням атмосфери в промисловому місті : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.09 "Метеорологія, кліматологія, агрометеорологія". – Одеса, 1999. – 17 с.

56. Верлан В.А. Некоторые результаты проверки адекватности моделирования полей концентрации загрязняющих веществ при реализации методики игрового размещения сети постов мониторинга для г. Одессы // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2001. – Вип. 44. – С. 134 – 140.

57. Мантула В.Д., Семенченко П.М., Куруленко С.С., Чернявський Э.Э. Учебное пособие по освоению и использованию системы мониторинга атмосферного воздуха в г. Мариуполе. – Мариуполь: Приазовская региональная гос. инспекция экологической безопасности, 1997. – 46 с.

58. Коршенко Ф.В. К оценке уровня загрязнения воздуха // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 157. – С. 89–94.

59. Филонова Г.А. Метод восстановления внутренней структуры атмосферного пограничного слоя для экологического мониторинга // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 1997. – Вип. 34. – С. 60–71.

60. Филонова Г.А. Информационное обеспечение системы экологического мониторинга Украины // Метеорология, климатология и гидрология. – 1997. – Вып. 34. – С. 72 – 89.

61. Старченко А.В., Беликов Д.А. Численная модель для оперативного контроля уровня загрязнения городского воздуха // Оптика атмосферы и океана. – 2003. – № 7. – С. 657–665.

62. Кузниченко С.Д., Сербов Н.Г., Кругляк Ю.А. Географические информационные системы: области применения, сравнительный анализ ГИС-пакетов // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2002. – Вип. 45. – С. 153–161.

63. Беляев Ю.И., Вепренцева О.Н., Кораблев И.В. Интерполяционный подход к созданию схемы экологического мониторинга атмосферы // Вестник Академии: информатика, экология, экономика. Новомосковское отделение РФДСИ. – 2004. – № 1. – С. 161–162.

64. Шмандій В.М., Касімов О.М., Кучук А.М. Сучасні методи контролю забруднення атмосферного повітря при управлінні техногенною безпекою на регіональному рівні. – Харків: КДПУ, 2001. – 136 с. (Бібліотека журналу "ІТЕ", Том 3).

65. Беккер А.А., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. и др. Исследования загрязнения атмосферы в Москве с помощью лазеров // Метеорология и гидрология – 1987. – № 9. – С. 47–55.

66. Hamilton Richard P., Heal Mathew R. J. Evaluation of method of preparation of passive diffusion tubes for measurement of ambient nitrogen dioxide // Environmental Monitoring. – 2004. 6. – № 1. – Pp. 12–17.

67. Милушев И.К. Исследование и разработка оптико-электронной системы для контроля загрязнения атмосферы : автореф. дисс. на соискание научн. степени канд. техн. наук : спец. 05.11.07 "Оптические приборы и системы". – Санкт-Петербург, 1993. – 16 с.

68. Коковкин В.В., Рапута В.Ф., Шуваева О.В., Малкова В.И. Контроль аэрозольных выбросов от антропогенных источников по данным о составе снежного покрова // Контроль и реабилитация окружающей среды:

международ. симпозиум, 19–21 июля 2000 г.: материалы симпозиума. – Томск, 2000. – С. 103–105.

69. Fernandez J.A., Aboal J.R., Couto J.A. and others. Sampling optimization at the sampling-site scale for monitoring atmospheric deposition using moss chemistry // *Atmos. Environ.* – 2002. – 36. – № 7. – Pp. 1163–1172.

70. Ауров В.В., Гонсиоровская Е.М., Гуревич А.А. Спектральный анализ концентрации серы в атмосфере // *Метеорология, климатология и гидрология.* – 1986. – Вып. 22. – С. 29–36.

71. Ауров В.В., Гуревич А.А., Склонная Н.Н. и др. Применение калмановской фильтрации для обработки данных о загрязнении атмосферы // *Метеорология, климатология и гидрология.* – 1985. – Вып. 21. – С. 49–56.

72. Ballantine J. Analysing the air that we breathe // *Education Chemical.* – 2003. 40. – № 6. – Pp. 154–157.

73. Gautam S. A continuous analyzer for soluble anionic constituents and ammonium in atmospheric particulate matter // *Environ. Sci and Technol.* – 2003. 37. – № 24. – Pp. 5711–5720.

74. Сонькин Л.Р. Синоптико-статистический анализ и краткосрочный прогноз загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 223 с.

75. Методические указания по прогнозированию загрязнения воздуха в городах с учетом метеорологических условий / РД 52.04.78—86 / – Л.: Гидрометиздат, 1986. – 60 с.

76. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Прогнозування рівнів високого забруднення атмосферного повітря у містах України // *Наук. праці УкрНДГМІ.* – 2002. – Вип. 250. – С. 288–298.

77. Гавриленко Л.И. К оценке уровня загрязнения атмосферы по прогнозу тенденции его изменения // *Труды УкрНИИ Госкомгидромета.* – 1988. – Вып. 227. – С. 52–59.

78. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 182 с.

79. Лоева И.Д. Статистические методы анализа, прогноза и оптимального планирования уровня загрязнения атмосферы большого города: автореф. дисс. на соискание научн. степени. доктора геогр. наук : спец. 11.00.09.

"Метеорология, климатология, агрометеорология". – Одесса, 1991. – 37 с.

80. Лоева И.Д., Тимошук М.А. Оптимизация планирования уровня загрязнения атмосферы большого города выбросами промышленных предприятий // Метеорология, климатология, гидрология. – 2003. – Вып. 46. – 55–49 с.

81. Лоева И.Д., Салим Рубайя Санд. Прогноз поля загрязнения воздушного бассейна города двуокисью азота // Метеорология, климатология и гидрология. – 1995. – Вып. 32. – С. 107–113.

82. Раменский Л.А. О результатах исследования загрязнения атмосферы сернистым газом в промышленном городе // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1982. – Вып. 188. – С. 83–85.

83. Свинухов В.Г. Физико-статистический способ прогноза загрязнения атмосферы в городе // Метеорология и гидрология. – 1993. – № 8. – С. 41–47.

84. Коршенко Ф.В. Статистический прогноз состояния загрязнения атмосферы // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вып. 224. – С. 41–44.

85. Шапар А.Г., Поліщук С.З., Волошин М.Д. та ін. Системний підхід при прогнозуванні стану атмосферного повітря. – Дніпродзержинськ: Дніпродзерж. держ. техн. ун-т., 2004. – 164 с.

86. Закарин Э.А., Крамар В.Ф. Программный комплекс моделирования случаев высокого загрязнения атмосферы города Алма-Аты // Метеорология и гидрология. – 1991. – № 12. – С. 11–19.

87. Біляєв М.М., Рудой Ю.С. Розрахунок забруднення повітряного середовища у разі аварії на хімічному підприємстві // Хімічна промисловість України. – 1999. – № 3. – С. 49–51.

88. Беляев Н.Н., Кореньюк Е.Д., Хрущ В.К. Методы экспресс расчета уровня загрязнения атмосферы. – Днепропетровск: Наука и образование, 2002. – 192 с.

89. Акименко В.В. Математическое моделирование экологического состояния пограничного слоя атмосферы региона. – Луганск: Восточноукраинский гос. ун-т., 1998. – 92 с.

90. Акименко В.В., Либелинский К.В., Лобов И.В. и др. Информационные системы обработки метеоинформации и прогнозирования загрязнения атмосферы в региональном масштабе. – Луганск: Изд-во ВУГУ, 1998. – 32 с.

91. Акименко В.В. Моделі й системи аналізу і прогнозування техногенного забруднення приграничного шару атмосфери: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора техн. наук: спец. 01.05.04 "Системний аналіз і теорія оптимальних рішень". – К., 2001. – 37 с.

92. Дячук В.А. Комплексные исследования зависимости приземных концентраций от параметров источников выбросов и метеорологических характеристик // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вып. 224. – С. 14–26.

93. Безуглая Э.Ю. Мониторинг состояния загрязнений атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеоиздат, 1986. – 200 с.

94. Безуглая Э.Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – 184 с.

95. Раменский Л.А., Черкасова О.Г. Аэроклиматическая характеристика потенциала загрязнения воздуха в районе Кривого Рога // Труды УкрНИГМИ. – 1976. – Вып. 147. – С. 62–67.

96. Пономаренко И.Н., Огановская Д.К., Глущенко З.И. и др. О метеорологической обусловленности загрязнения воздуха // Труды УкрНИГМИ. – 1979. – Вып. 176. – С. 83–95.

97. Лапина С.Н., Полянская Е.А., Пужлякова Г.А. и др. Оценка влияния ветрового режима на пространственное распределение концентраций загрязняющих веществ в Саратове // Вестник Томского гос. Ун-та. – 2003. – Вып. 21. – С. 41–48.

98. Рыбченко А.А. К вопросу о ветровом переносе веществ // Труды УкрНИГМИ. – 1991. – Вып. 241. – С. 50–62.

99. Рыбченко А.А., Глущенко З.И. К оценке влияния основных источников выбросов на уровень загрязнения воздуха // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1986. – Вып. 209. – С. 61–69.

100. Рыбченко А.А. К вопросу о характеристиках загрязнения воздуха в отдельных пунктах наблюдений и их

пространственных различиях // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1983. – Вып. 196. – С. 21–29.

101. Раменский Л.А. Учет особенностей ветрового режима при характеристике загрязненности атмосферы (на примере Днепропетровской области) // Труды УкрНИГМИ. – 1979. – Вып. 174. – С. 98–100.

102. Маренко А.Н. Семенова А.П., Козленко Т.В. О характеристике условий рассеяния примесей по данным о турбулентном обмене на территории Украины // Труды УкрНИГМИ. – 1991. – Вып. 241. – С. 24–33.

103. Огнева Г.А. Коэффициент турбулентности как один из факторов метеорологического потенциала загрязнения атмосферы // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1975. – Вып. 352. – С. 130–136.

104. Сонькин Л.Р. Некоторые возможности прогноза содержания примесей в городском воздухе // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 234. – С. 121–126.

105. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Вплив метеорологічних умов забруднення повітря у промислових містах України // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – № 13. – С. 208–216.

106. Сонькин Л.Р., Д.В. Чаликов. Об обработке и анализе наблюдений за загрязнением воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 207. – С. 51–55.

107. Царев А.М. К вопросу о загрязнении воздуха при туманах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1975. – Вып. 352. – С. 113–118.

108. Гусак Ж.К. Промышленные загрязнения и туман // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 154. – С. 109–115.

109. Безуглая Э.Ю., Елекоева Л.И., Разбегаева Е.А. Климатические условия рассеивания примесей на территории СССР // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1979. – Вып. 436. – С. 79–87.

110. Безуглая Э.Ю., Клинго В.В. Статистический метод оценки влияния метеорологических условий на содержание примесей в атмосфере // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1974. – Вып. 314. – С. 8–96.

111. Безуглая Э.Ю., Берлянд М.Е. Климатологические характеристики условий распространения примесей в атмосфере: справочное пособие. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 328 с.

112. Лоева И.Д., Владимирова Е.Г., Переведенцева Н.И. и др. Особенности загрязнения атмосферы г. Одессы // Метеорология, климатология и гидрология. – 1986. – Вып. 22. – С. 39–46.

113. Затула В.И. Метеорологический режим и загрязнение воздуха в больших городах Украины (на примере Киева): дис. ... кандидата геогр. наук: 11.00.09 / Затула Василий Иванович. – К., 1992. – 199 с.

114. Гуния Г.С. О метеорологических аспектах загрязнения атмосферы в районах промышленных городов горных регионов Грузии // Метеорология и гидрология. – 2006. – № 2. – С. 51–58.

115. Пономаренко И.Н., Щепец О.И., Огановская Д.К. Аэросиноптические условия высоких уровней общего загрязнения воздуха в Киеве // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 154. – С. 89–99.

116. Сонькин Л.Р., Николаев В.Д. Синоптический анализ и прогноз загрязнения атмосферы // Метеорология и гидрология. – 1993. – № 5. – С. 14–20.

117. Руководство по контролю качества атмосферного воздуха в городах / под ред. М.Дж. Сьюэсса и С.Р. Крэксорда. – Копенгаген: Всемирная организация здравоохранения: Европейское региональное бюро, 1980. – 264 с.

118. Кацика А.П., Богатова Л.Г., Миронова Л.П. и др. Сезонные особенности дальнего переноса загрязняющих веществ на центр Европейской территории СССР // Метеорология и гидрология. – 1991. – № 10. – С. 69–74.

119. Андраш У., Шенк Р. О расчете переноса загрязняющих воздух веществ // Метеорология и гидрология. – 1981. – № 3. – С. 54–58.

120. Белов П.Н. Карлова З.Л. Траекторная модель переноса загрязнений // Метеорология и гидрология. – 1990. – № 12. – С. 67–74.

121. Берлянд М.Е., Зашихин М.Н. К теории антропогенного воздействия на локальные метеорологические процессы в городе // Метеорология и гидрология. – 1982 – № 2. – С. 5–16.

122. Клепикова Н.В., Шнайджман В.А., Бродская Н.С. и др. Характеристики пограничного слоя атмосферы в условиях большого города // Метеорология и гидрология. – 1990. – № 7. – С. 54–63.

123. Паршин В.Н. Влияние большого города на температуру воздуха // Метеорология и гидрология. – 1980. – № 5. – С. 37–41.

124. Сакали Л.И., Маренко А.Н., Киптенко Е.Н. и др. Опыт приближенной оценки возможного влияния антропогенных выбросов на температуру воздуха в крупных регионах // Труды УкрНИГМИ. – 1990. – Вып. 236. – С. 108–113.

125. Дмитриева Г.В. О связи дальнего переноса выбросов от крупных промышленных районов с крупномасштабным перераспределением атмосферных осадков // Метеорология и гидрология. – 1989. – № 4. – С. 51–57.

126. Акимов Н.М., Галаджий Н.М., Подгурская В.Н. Влияние промышленного комплекса г. Кривого Рога на количество естественных осадков холодного полугодия // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1988. – Вып. 229. – С. 3–12.

127. Заболоцкая Т.Н., Мучник В.М. Воздействие промышленного города на характеристики локальных осадков. // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1988. – Вып. 229. – С. 96–108.

128. Галаджий Н.М., Акимов Н.М. О зависимости осадков холодного полугодия вблизи промышленного комплекса от некоторых характеристик области и атмосферы // Труды УкрНИГМИ. – 1989. – Вып. 230. – С. 38–46.

129. Заболоцкая Т.Н., Мучник В.М. Особенности влияния крупного промышленного города на твердые осадки // Труды УкрНИГМИ. – 1989. – Вып. 230. – С. 46–55.

130. Заболоцкая Т.Н., Мучник В.М. Частота образования гроз и града вблизи промышленного города // Труды УкрНИГМИ. – 1989. – Вып. 230. – С. 55–59.

131. Кошеленко И.В., Гусак Ж.К. Влияние крупных городов на характеристики туманов // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1985. – Вып. 210. – С. 42–51.

132. Гусак Ж.К. Влияние города на некоторые характеристики туманов // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 154. – С. 116–123.

133. Затула В.И. Загрязнение атмосферы при туманах // Метеорология, климатология и гидрология. – 1991. – Вып. 27. – С. 52–58.

134. Клімат України / за ред. В.М. Ліпінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. – К.: Видавництво Раєвського, 2003. – 344 с.

135. WHO Air quality guidelines. – Geneva: World Health Organization. – 2006. – 22 p.

136. Акимова Т.А., Хаскин В.В. Экология. – М.: Экология, 2002. – 428 с.

137. Нейко Є.М., Рудько Г.І., Смоляр Н.І. Вплив атмосферного повітря на здоров'я населення. Медико-геоекологічний аналіз стану довкілля як інструмент оцінки та контролю здоров'я населення. – Івано-Франківськ – Львів: Екор, 2001. – 321 с.

138. Малхазова С.М.. Медико-географический анализ территорий: картографирование, оценка, прогнозирование. – М., 2001 – 240 с.

139. Окружающая среда и здоровье человека. М.: Наука, 1979 – 215 с.

140. Турос О.І. Стан здоров'я населення: народжуваність і смертність в промислових містах України з різним забруднення атмосферного повітря: Автореферат дис. канд. мед. наук. – К., 1998. – 18 с.

141. Thurston G.D., Ito K., Zippman Hayes C. Reexamination of London, England mortality in relation to exposure to acidic aerosols during 1963 – 1972 winters // Environ. Health Respect. – 1989. – № 79. – Pp. 73 – 82.

142. Rhoads S., Brennan E. Air Pollution Effects studied. – Am. Christmas tree J., 1974, v. 18, № 1, p.25 – 28.

143. Бойчук Ю.Д., Солошенко Е.М., Бугай О.В. Екологія і охорона навколишнього середовища: навчальний посібник. – Суми: ВТД "Університетська книга", 2002. – 284 с.

144. Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. Охрана окружающей среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1991 – 424 с.

145. Гавриленко Б.Б. Соціальна екологія: навчальний посібник. – Запоріжжя: Дике поле, 2001 – 240 с.

146. Исаев А.А. Экологическая климатология. – М.: Научный мир, 2003 – 462 с.
147. Новиков Г.В., Дударев А.Я. Санитарная охрана окружающей среды современного города. – Л.: Медицина, 1978 – 216 с.
148. Подустов М.А., Тошинский В.И. Взаимосвязь выбросов в атмосферу с окружающей природной средой. Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов. // Сборник научных статей XII Международной научно-практической конференции / УкрГНТЦ "Энергосталь". – Харьков: Райдер, 2004. – с. 182– 185.
149. Костюк І.Ф., Капустник В.А. Професійні хвороби: підручник. – Харків: Основа, 1998 – 400 с.
150. Фельдман Ю.Г. Гигиеническая оценка автотранспорта как источника загрязнения атмосферного воздуха. – М.: Медицина, 1975 – 159 с.
151. Мережкіна Н.В. Гігієнічна оцінка впливу природного та техногенного факторів навколишнього середовища на здоров'я населення з хворобами органів дихання: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. мед. наук: 14.02.01/ Національний медичний ін-т ім. О.О. Богомольця. – К., 2005 – 20 с.
152. Караваєва Л.О. Вплив забруднення атмосферного повітря промислового міста на захворюваність гострою ЛОР-патологією: Автореферат дис... канд. мед. наук / Ін-т гігієни та мед. екології ім.О.М.Марзєєва АМН України. – К., 2002. – 20 с.
153. Сахновская Н.Н. Гигиенические основы управления качеством воздушного бассейна. – К.: Здоровье, 1984 – 104 с.
154. Убайдулаев Р.У., Ильинский И.И. Атмосферный воздух и здоровье человека. – Ташкент: Медицина, 1986 – 159 с.
155. Мельниченко М.Г. Характер і динаміка захворюваності населення центральної частини Києва у зв'язку з посиленням антропогенного хімічного навантаження // Лікарська справа. – 2004. – № 5–6. – С. 19–25.
156. Бердник О.В., Зайковская В.Ю., Серых Л.В. Факторы окружающей среды как факторы риска развития патологии у детей // Довкілля та здоров'я. – 1998. – № 3 (6). – С. 20 – 23.
157. Devesa S.S., Grauman D.J., Blom W.J. Recent cancer patterns among men and women in the United States: clues for

occupational research.// J. Occup. Med. – 1994. – v. 36. – № 8. – Pp. 832 – 841.

158. Jedrychowski W., Becher H., Wahrendorf I., etc al. A case-control study of lung cancer with special reference to the effects of air pollution in Poland.// J. Epidemiol. Commun. Hlth. – 1988. – v. 44. – Pp. 114 – 120.

159. Kaldor K. Statistical association between cancer incidence and major-cause mortality and estimated residential exposure to air emissions from petroleum and chemical plants.// Environm.Hlth. Perspect. – 1984. – v. 54. – Pp. 519 – 532.

160. Сабирова З.Ф. Шарафутдинов А.Я., Шарафутдинова Н.Х. Окружающая среда и здоровье. – Уфа: Изд-во БГМУ, 2000 – 109 с,

161. Tennont F.S. Health Effects of Air Pollution. – “Postgrad. Med. J.”, 1973, v 54, № 1, Pp. 53 – 57.

162. Протасов В.Ф., Молчанов А.В. Экология, здоровье и природопользование в России. – М.: Финансы и статистика, 1995 – 528 с.

163. Pike M.C., Gozdon R.J. Air Pollution. Persons at high risk of cancer: control // New York, San Francisco, London, Acad. Press. – 1975. – 238 p.

164. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 році, підготовлена Міністерством охорони навколишнього природного середовища України [Електронний ресурс]. – режим доступу: http://www.menr.gov.ua/cgi-bin/go?node=NAC_dop_p_NPS – назва з екрану.

165. Петросян В.С. Диоксины – пугало или реальная угроза? Человек и среда его обитания. – М.: Мир, 2003. – 302 с.

166. Фокин А.В., Коломиец А.Ф. Диоксин – проблема научная или социальная // Природа, 1985, № 3, с. 3–15.

167. Юфит С.С. Диоксины: основные понятия и проблемы. – М.: Два мира, 1996. – 216 с.

168. Шабад Л.М. О циркуляции канцерогенов в окружающей среде. – М.: Медицина, 1973 – 224 с.

169. Голубев И.Р., Глотов Г.П., Дубинская И.Д., Ширинский В.А. Применение направленного отбора контингентов для количественной оценки влияния факторов окружающей

среды на здоровье населения // Гигиена и санитария. – 1979. – № 12. – С. 6 – 11.

170. Кулманов М.Е., Даулетбакова М.И., Амрин К.Р. Некоторые вопросы количественной зависимости воздействия факторов окружающей среды на состояние здоровья населения // Гигиена и санитария. – 1986. – № 9. – С. 7 – 10.

171. Пенкович А.А., Тихомиров Ю.П., Крыжановская Н.А. Изменение показателей функции внешнего дыхания как критерий влияния загрязнения атмосферного воздуха // Гигиена и санитария. – 1986. – № 10. – С. 7 – 9.

172. Соколов Д.К. Здоровье населения как объект гигиенических исследований // Гигиена и санитария. – 1986. – № 8. – С. 13 – 16.

173. Хачатрян Т.С. Количественная оценка взаимосвязи показателей здоровья детей и факторов среды // Гигиена и санитария. – 1983. – № 7. – С. 18 – 20.

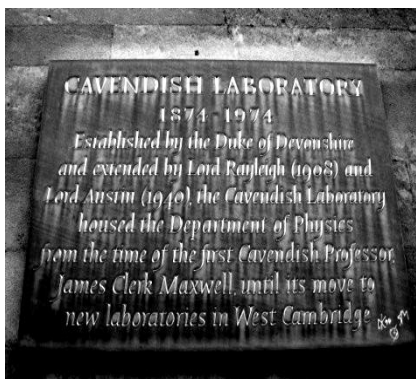
174. Бабій В.Ф. Канцерогенний ризик забруднення навколишнього середовища пріоритетними хімічними сполуками та заходи первинної профілактики: Автореферат дис... д-ра мед. наук / Ін-т гігієни та мед. екології ім. О.М.Марзеєва АМН України. – К., 2004. – 37 с.

175. Шевченко Н.В., Сидоренко Т.П. Эколого-гигиенические аспекты распространённости болезней кожи среди детского населения различных районов Украины. Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов. // Сборник научных статей XII Международной научно-практической конференции / УкрГНТЦ "Энергосталь". – Харьков: Райдер, 2004. – с. 11 – 13.

РОЗДІЛ 2

ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ ДОМІШОК АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Реальне співвідношення між компонентами хімічного складу атмосфери Землі вперше вдалося встановити англійському вченому Генрі Кавендішу в 1785 р., під час експериментів по змішуванню добутого ним водню з атмосферним повітрям у лабораторії Кембриджського університету (рис. 2.1.).



а)



б)

Рис. 2.1. Лабораторія, в якій Г. Кавендіш проводив свої дослідження тепер носить назву "Кавендішської лабораторії" (а); лабораторний посуд, що використовувався в експериментах (б).
Фото С. Сніжка (2008).

Ретельні вимірювання дозволили йому зробити висновок, що "повітря складається з однієї частини кисню, змішаного з чотирма частинами азоту" [1]. Проте, вчений так і не зміг пояснити, за рахунок яких компонентів формується залишкова частина атмосферного повітря, частка якої проте була ним чітко визначена – 1/120 частини хімічного складу повітря. Це вдалося зробити лише через 100 років шотландському хіміку В. Рамзаю та професору Кембриджського університету лорду Релею, які відкрили важливу

залишкову складову повітря – інертний газ аргон і були за це нагороджені Нобелівською премією (1904 р.).

Результати численних досліджень хімічного складу атмосферного повітря, які були проведені в різний час і у різних країнах світу, свідчать, що воно складається на 78% з молекулярного азоту, на 21% – з молекулярного кисню і на 0,94% – з інертного газу аргону (табл.2.1).

Таблиця 2.1.
Хімічний склад атмосферного повітря

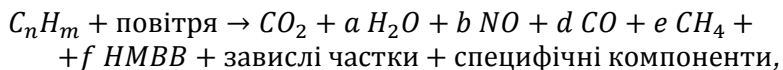
Газ	Молекулярна формула	Відносна вага, %	Відносний об'єм, %
Азот	N_2	75.54	78.08
Кисень	O_2	23.14	20.95
Аргон	Ar	1.27	0.93
Двоокис вуглецю	CO_2	0.05	0.03
Неон	Ne	$1.2 \cdot 10^{-3}$	$1.8 \cdot 10^{-3}$
Гелій	He	$7.2 \cdot 10^{-5}$	$5.2 \cdot 10^{-4}$
Метан	CH_4	$1.0 \cdot 10^{-4}$	$2.0 \cdot 10^{-4}$
Криптон	Kr	$3.0 \cdot 10^{-4}$	$1.1 \cdot 10^{-4}$
Водень	H_2	$4.0 \cdot 10^{-6}$	$5.0 \cdot 10^{-5}$
Озон	O_3	$1.7 \cdot 10^{-6}$	$1.0 \cdot 10^{-6}$
Закис азоту	N_2O	$7.6 \cdot 10^{-5}$	$5.0 \cdot 10^{-5}$
Ксенон	Xe	$3.6 \cdot 10^{-5}$	$8.7 \cdot 10^{-6}$
Аміак	NH_3		$<1.0 \cdot 10^{-7}$
Пероксид водню	$H_2 O_2$		$\leq 1.0 \cdot 10^{-7}$
Йод	I		$3.5 \cdot 10^{-9}$
Радон	Rn		$6.0 \cdot 10^{-18}$

Ці складові повітря вважаються основними компонентами атмосферного повітря. Окрім них, до складу повітря входять так звані малі газові складові – вуглекислий газ (CO_2), водяна пара (H_2O), метан (CH_4), окис азоту (N_2O), озон (O_3) та цілий ряд (тисячі сполук) забруднювальних карбоновмісних, азотовмісних, сірковмісних та галогеновмісних домішок, як природного, так і антропогенного походження.

Найбільш насичений різноманітними хімічними речовинами нижній шар атмосфери – тропосфера, в ній зосереджено до 80% маси усієї атмосфери та 99% водяної

пари. Тут безпосередньо відбуваються викиди забруднювальних речовин від наземних антропогенних і природних джерел, їх розсіювання, змішування, транспортування та хімічні перетворення.

Основні забруднювальні речовини надходять в атмосферу внаслідок спалювання викопних видів палива та продуктів їх переробки. Згорання палива відбувається за такою умовною схемою [2]:



де HMBV – неметанові вуглеводні.

При згоранні 1 кг палива крім CO_2 та води утворюється ще в середньому 117 г забруднювальних речовин, зокрема 73 г CO , 28 г HMBV, 9,2 г NO_x , тощо.

У тропосфері завдяки оптимальним значенням температури та тиску повітря створюються сприятливі умови для швидкого перебігу основних типів хімічних реакцій. Ці процеси визначають час перебування забруднювальних речовин у атмосфері. Під часом перебування хімічної речовини у повітряному середовищі прийнято вважати середній період її перебування між моментом надходження і моментом виведення з цього середовища. Час перебування різних речовин у складі атмосферного повітря значно відрізняється – від часток секунди (наприклад, гідроксильний радикал OH), або години (леткі органічні сполуки – ЛОС) до декількох десятків (хлоро(фторо)вуглеводні – ХФВ) і, навіть, до ста років (N_2O). В залежності від часу перебування тих чи інших забруднювальних речовин у атмосфері залежить і відстань, на яку вони можуть переноситися повітряними потоками. З точки зору забруднення можна говорити не про відстань, а про формування зони забруднення навколо джерела викидів. Щоб зв'язати між собою ці два аспекти поширення забруднювальних речовин у атмосфері – час перебування і зону поширення, було побудовано [3] спеціальний графік (рис.2.2), який дуже вдало візуалізує просторово-часові характеристики забруднення атмосфери.

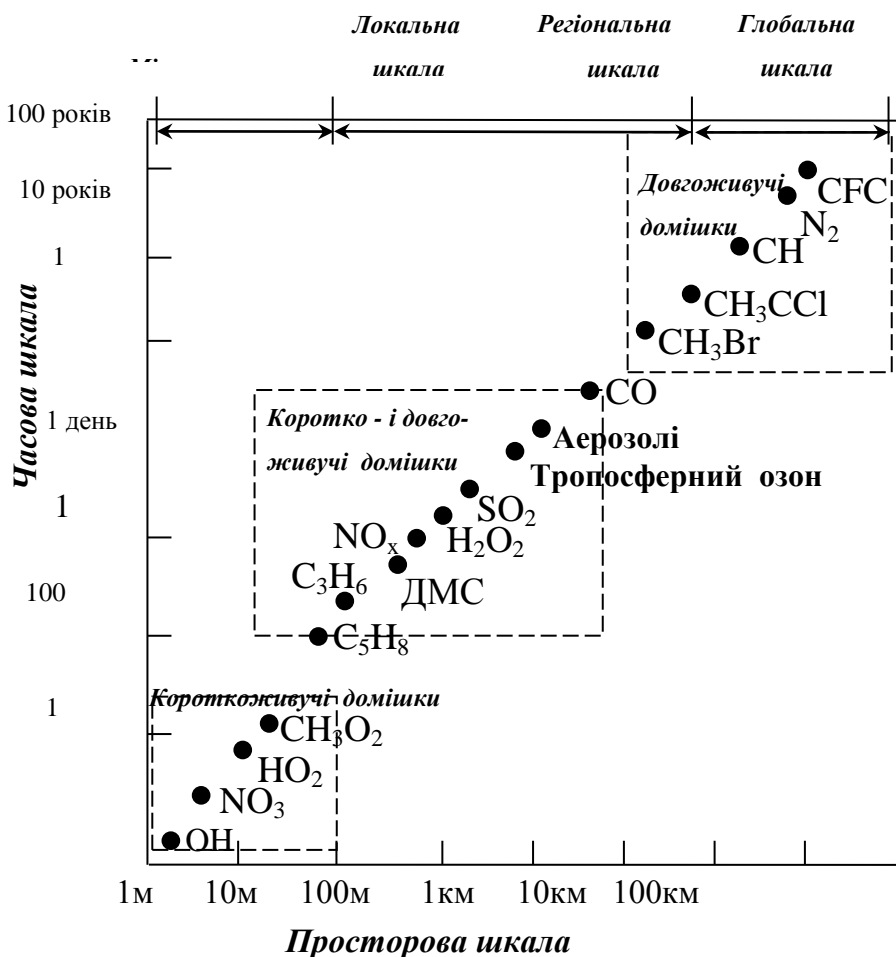


Рис. 2.2. Просторово-часові закономірності поширення забруднювальних домішок, які генеруються на урбанізованих територіях

Авторами виділено три групи забруднювальних речовин з різним часом перебування у атмосфері та чотири зони їх поширення:

1. короткоживучі (від часток секунди до 1 години) речовини (OH , NO_3 , H_2O , CH_3O_2 та ін.), які можуть поширюватися

на обмежену відстані від джерела викидів (1 – 100 м). Наприклад, гідроксильний радикал (OH) перебуває у повітрі лише 0,01 с і може бути перенесений повітряним потоком всього лише на 1 см;

2. група перехідних від коротко- до довгоживучих речовин, які можуть перебувати в атмосфері понад 1 годину і до 1 року і можуть переноситися за цей час від декількох сотень метрів до 1000 км. Речовини цієї групи характерні для регіональних зон забруднення, які пов'язують з урбанізованими територіями;

3. довгоживучі речовини (від 1 до 100 років і більше), які можуть поширюватися до рівня регіональних і глобальних зон забруднення.

Таким чином, розглядаючи урбанізовану територію (місто) як розосереджену сукупність точкових та пересувних джерел викидів забруднювальних речовин, можна зробити висновок, що забруднення, які надходять з цієї території в атмосферу формують в її межах, навколо неї та в глобальному масштабі різні зони забруднення (табл. 2.2).

Таблиця 2.2.

Вплив забруднень з урбанізованої території на формування зон протікання різних хімічних процесів у атмосфері [4]

Процеси забруднення атмосфери	Розмір зони поширення, км
Забруднення повітря міст	1–100
Регіональні процеси забруднення повітря	10–1000
Кислотні дощі/ сухе осадження	100–2000
Зона поширення токсичних речовин	0,1–100
Руйнування стратосферного озону	1000 – 40000
Зростання концентрації парникових газів	1000 – 40000
Поширення аерозолів та їх кліматичний ефект	100 – 40000
Поширення забруднень в тропосфері та окислювальні процеси	1 – 40000
Стратосферно-тропосферний обмін	0,1 – 100
Поширення забруднень в стратосфері та окислювальні процеси	1 – 40000

Всі атмосферні домішки, що надходять від природних та антропогенних джерел поділяють на три групи:

1) Основні забруднювальні домішки (тверді частки (пил), окиси сірки, окиси азоту та окиси вуглецю);

2) Специфічні забруднювальні домішки (синтетичні та природні органічні хімічні сполуки, вуглеводні, формальдегід, хлористий водень, фтористий водень, азотна кислота, азотиста кислота, сірководень, сірчана кислота, озон, тощо);

3) Важкі метали (кадмій, марганець, мідь, нікель, свинець, хром, цинк та залізо).

Усі ці речовини зазвичай одночасно знаходяться у атмосферному повітрі міст і можуть здійснювати комбінований шкідливий вплив на здоров'я людини та екосистему, оцінити який сучасна наука ще не в змозі. Це означає, що навіть у випадках, коли вміст усіх забруднювальних домішок у повітрі міста не перевищує встановлені гранично-допустимі концентрації, гарантувати безпечну для здоров'я людини якість повітря неможливо.

2.1. Основні забруднювальні домішки

2.1.1. Тверді домішки або аерозолі

Атмосферні аерозолі (завислі речовини) – це динамічна суміш (хімічний комплекс) дрібних твердих часток та крапель рідини, яка у вигляді суспензії знаходиться у завислому стані в атмосферному повітрі. Вони невидимі для людського ока, адже мають розміри від кількох нанометрів (це всього лише 0,000000001 м) до 100 мікрометрів (0,0001 м – товщина волосини). Незважаючи на такі незначні розміри, аерозолі негативно впливають на здоров'я населення, завдають шкоди архітектурним спорудам, погіршують видимість. Вони вважаються потужним глобальним чинником формування клімату.

В залежності від розмірів частинок та ролі, яку вони виконують в метеорологічних процесах, аерозолі поділяються на кілька груп (табл.2.3).

Переважаючою фракцією в кількісній концентрації

атмосферних аерозолів є ядра Айткена, в той час як масова концентрація визначається великими і гігантськими частками від 0,3 до 20 мкм (80%). Частинки діаметром від 0,05 до 1,0 мкм характеризуються найбільшою сумарною площею поверхні і визначають оптичні характеристики атмосфери.

Таблиця 2.3.

Класифікація атмосферних аерозолів

Радіус частинки, мкм	Назва за Х. Юнге (1963)	Назва за Вайтбі і Свердрупом (1973)
< 0,01	Найдрібніші (ultrafine)	Найдрібніша мода
0,01 – 0,1	Ядра Айткена	Мода нуклеації
0,1 – 1	Великі	Мода акумуляції
>1	Гігантські	Мода дисперсійна

Тонкодисперсний аерозоль суттєво впливає на поглинання сонячної радіації і, відповідно, на зміну термічного режиму атмосфери. В утворенні тонкодисперсного аерозолу з газів природного і антропогенного походження, які надходять до атмосфери (діоксид азоту, діоксид сірки, терпени, продукти горіння і гниття), беруть участь сонячна радіація й інші випромінювання, а також водяна пара. Ядра Айткена (0,01 – 0,1 мкм) збільшують свої розміри при підвищенні відносної вологості до зародкової стадії крапельок і туманів, тобто стають ядрами конденсації. Дрібніші частки, особливо нерозчинні речовини, зберігаються в початковому стані, утворюючи самостійну фракцію тонкодисперсного аерозолу.

Тривалість перебування аерозолів в атмосфері залежить, головним чином, від їх розміру. Найдрібніші частинки протягом кількох годин перетворюються на великі шляхом коагуляції або конденсації. Тривалість життя великих частинок, перш за все тих, які перевищують розмір 10 мкм, становить від кількох хвилин і годин до однієї доби. Вони швидко осідають на земну поверхню. Аерозолі акумуляційної моди мають найтриваліший час перебування в атмосфері. Вони, переважно, виводяться з атмосфери із опадами та в середньому перебувають у ній близько одного тижня. Якщо ці частинки досягають

стратосфери, наприклад, з відпрацьованими газами двигунів реактивних літаків, або з викидами вулканів, то їх перебування в атмосфері може тривати до 3 років.

Надходження аерозолів в атмосферу може спричинятися як природними, так і антропогенними чинниками.

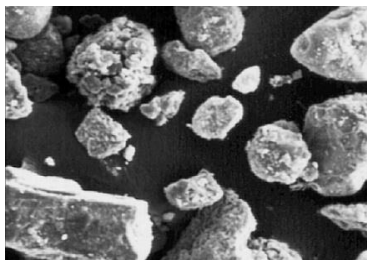
Аерозолі природного походження виникають у процесі вулканічної діяльності, згорання метеоритної речовини в атмосфері, в результаті пилових і піщаних бур і утворення гігантських пилових хмар, що переміщуються на великі відстані, лісових пожеж, а також за рахунок діяльності рослинного і тваринного світу.

Антропогенні аерозолі виникають внаслідок промислової і господарської діяльності людини. Це перш за все процеси горіння, які здійснюються на ТЕЦ, сміттєспалювальних заводах, в побутових печах, двигунах внутрішнього згорання, печах для обпалювання цементу. Важливе джерело антропогенних аерозолів – виробництво будівельних матеріалів (дроблення порід у кар'єрах, виготовлення цементу тощо). Заводи з виготовлення сталі викидають у повітря великі об'єми червоного диму з великим вмістом дрібних часток оксиду заліза.

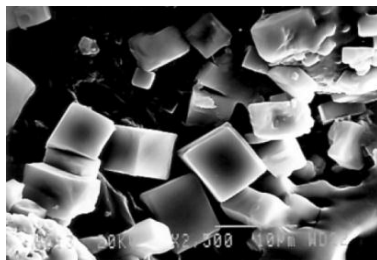
Природні і антропогенні аерозолі доволі важко розрізняти, тому прийнято дотримуватися при вирішенні подібної задачі наступних орієнтирів: в антропогенному аерозолі домінують дрібні сульфатні частки та сажа, а в природному – грубіші частки пилу та морської солі. Чітко розрізнити аерозолі можна лише за допомогою електронного мікроскопу (рис.2.3).

Одним з критеріїв розрізнення цих груп аерозолів є їх географічне поширення. Антропогенні аерозолі переважають над густозаселеними промисловими зонами та їх підвітряними територіями. Ідентифікувати антропогенні аерозолі можна дослідивши особливості сезонної динаміки їх концентрацій та співставивши її з такими сезонними явищами як спалювання біомаси, різних видів палива для отримання тепла, тощо.

Слід зазначити, що аерозолі і природного, і антропогенного походження однаково важливі для перебігу атмосферних процесів. Ядра конденсації обох типів беруть участь у формуванні хмар. Окремі аерозолі можуть складатися з частинок як природного, так і антропогенного походження.



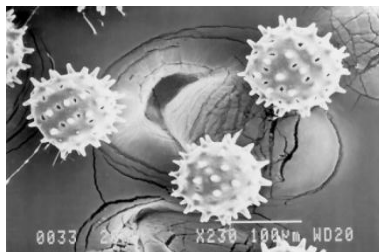
Природні мінеральні частинки



Природна кристалізація (кристали кухонної солі (NaCl) морського походження)



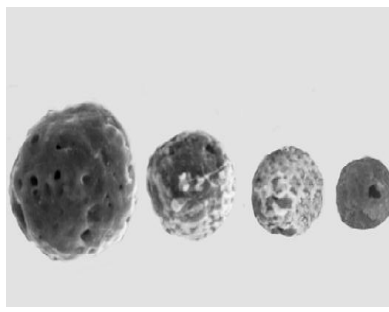
Частинки рослинного пилку



Частинки рослинного пилку



Аерозолі біологічного походження



Частинки сажі різного розміру

Рис. 2.3. Вигляд аерозолів різного походження під електронним мікроскопом [5]

За умовами формування виділяють первинні і вторинні аерозолі. Первинні аерозолі потрапляють в атмосферу завдяки диспергуванню матеріалу на поверхні Землі (вітрова ерозія, спалювання різних видів палива у промислових регіонах, пожежі у тропічних лісах, винесення морських аерозолів з поверхні морів і океанів, космічний пил). Завислі частинки первинного походження характеризуються надзвичайно малими розмірами (менше 2,5 мкм і часто навіть менше 1 мкм).

Вторинні аерозолі утворюються в результаті хімічних перетворень газоподібних речовин-попередників безпосередньо в атмосфері. Вони представлені, перш за все, сульфатами і нітратами, які утворилися з продуктів емісії SO_2 і NO_x , що виділяються під час спалювання різних видів палива. Ці частинки у своїй переважній більшості за розмірами також менші ніж 2,5 мкм у діаметрі, проте їх розмір може змінюватися в залежності від вологості.

Для атмосферного повітря урбанізованих регіонів найбільш характерними є карбоновмісні, сульфатні, азотовмісні та органічні аерозолі. Їх походження пов'язане зі спалюванням значної кількості різних видів палива у містах, з виділеннями рослин в атмосферу.

Карбоновмісні аерозолі вважаються первинними аерозолями. Основними їх представниками є сажа та органічні сполуки вуглецю, які утворюються в результаті неповного згорання вугілля, нафтопродуктів, при спалюванні біомаси (наприклад, осіннє спалювання листя). Їх розмір, як правило, менший від 1 мкм. Глобальна емісія органічних карбоновмісних аерозолів за рахунок спалювання біомаси становить 45 – 80 млн. т на рік, а за рахунок спалювання викопних палив – 10 – 30 млн. т на рік.

Вторинними аерозолями атмосфери вважаються рідинні частки, такі як сірчана (H_2SO_4) та азотна (HNO_3) кислоти, що утворюються в результаті хімічних реакцій з газоподібних попередників – двоокису сірки (SO_2) та оксидів азоту (NO_x). Ці гази беруть участь у процесах прямої нуклеації, коли молекули газів об'єднуються в частки, або коли молекули конденсуються на вже утворених частках. У процесі нуклеації утворюються дуже дрібні нанорозмірні частки (10^{-9} м), які в подальшому

беруть участь процесі коагуляції – об'єднуються з іншими аерозольними частинками.

Завдяки антропогенним емісіям глобальна концентрація сульфатних аерозолів значно збільшилася (рис.2.4).

Зона найвищих концентрацій перемістилася на північ і знаходиться сьогодні над континентальною частиною середніх широт. Чітко виділяються три центри підвищених концентрацій – східна частина Північної Америки, Центральна та Східна Європа і Східна Азія, де доіндустріальні значення концентрацій перевищені в 5 разів.

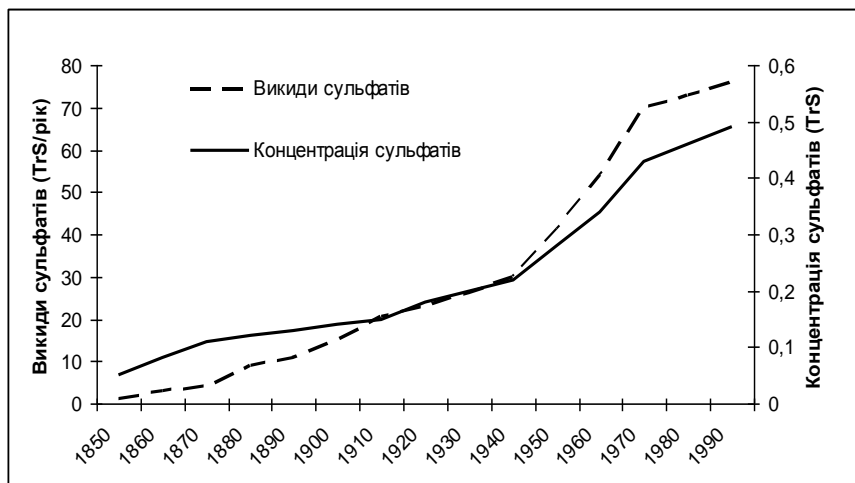


Рис. 2.4. Залежність глобальної концентрації сульфатних аерозолів від величини антропогенної емісії сульфатів [6].

Аерозолі можуть утворюватися також із азотних сполук. Аміак (NH_3) утворює разом із сірчаною кислотою сульфат амонію, або нітрат амонію з азотною кислотою, якщо концентрація сірчаної кислоти незначна.

Азотна кислота утворюється з окислів азоту, завдяки ряду хімічних перетворень в атмосфері. Значення нітратних аерозолів на даний час невелике, проте протягом XXI ст. може зрости, адже викиди аміаку можуть подвоїтися і помітно зрости викиди окислів азоту.

Вже сьогодні аерозолі акумуляційної моди (0,1 – 1 мкм) окрім сульфатів містять суттєву кількість нітратів. Це можна спостерігати в багатьох регіонах Європи, наприклад, вздовж узбережжя Нідерландів, де нітрат амонію домінує над сульфатом амонію в хімічному складі аерозолів.

У повітрі міст є також вторинні органічні аерозолі, які утворюються на основі ЛОС, джерелами яких є спалювання різних видів палива та виділення рослинами в атмосферу. Завдяки антропогенній емісії ЛОС вміст органічних аерозолів збільшився у порівнянні з доіндустріальним періодом у 3 – 4 рази.

У аерозолях міської атмосфери можуть міститися солі, окиси, сполуки азоту, сірки, різноманітні метали та радіонукліди. Їх вміст залежить від концентрації продуктів згорання палива в атмосфері та режиму їх концентрацій, географічного розподілу рослинності й режиму її життєдіяльності, впливу метеорологічних умов. Слідовими компонентами, що зустрічаються в аерозолях в кількостях менше 1 мкг/м³ є алюміній, кальцій, вуглець, залізо, калій, натрій, кремній. Часто присутні також невеликі кількості міді, свинцю, титану та цинку, і ще нижчі концентрації сурми, берилію, вісмуту, хрому, кобальту, цезію, літію, магнію, нікелю, рубідію, селену, стронцію та ванадію. Можливі джерела цих елементів у складі завислих часточок представлені в таблиці 2.4.

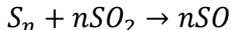
Таблиця 2.4.
Джерела окремих хімічних елементів,
що входять до складу аерозолів

Хімічні елементи	Джерела надходження
Алюміній (<i>Al</i>), Залізо (<i>Fe</i>), Кальцій (<i>Ca</i>), Кремній (<i>Si</i>)	Ерозія ґрунту, спалювання вугілля
Вуглець (<i>C</i>)	Неповне спалювання пального
Сурма (<i>Sb</i>), Селен (<i>Se</i>)	Спалювання вугілля, нафти чи відходів
Ванадій (<i>V</i>)	Спалювання нафтового кубового залишку
Цинк (<i>Zn</i>)	Спалювання вугілля
Свинець (<i>Pb</i>)	Спалювання етильованого бензину та відходів, що містять свинець

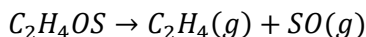
2.1.2. Оксиди сірки (SO_x)

Надходять в атмосферу в результаті вулканічної діяльності, а також завдяки різноманітним промисловим процесам. Оскільки вугілля та нафтопродукти часто містять сполуки сірки, то при їх згорянні відбувається генерування її оксидів, передусім діоксиду сірки. Це є одним з основних негативних наслідків використання вугілля і нафти в якості джерел енергії.

SO (монооксид сірки, сульфур (II) оксид). Молекула SO , подібно до молекули кисню, існує у триплетному стані (вважається, що синглетний її стан, який утворюється при дії ближнього ІЧ-випромінювання, є більш реакційно здатним). Ця сполука є термодинамічно нестабільною і знайдена у природі тільки в атмосферах деяких позаземних об'єктів (Іо, Венера, комета Хейла-Боппа, міжзоряний простір), а також була синтезована штучно, вперше у коронному розряді при взаємодії газоподібної елементарної сірки та діоксиду сірки за наступною схемою:



Також він може бути одержаний у результаті розкладу деяких "простих" органічних молекул:

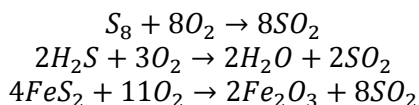


S_2O (сульфур (I) оксид). Нестабільна, важкодоступна сполука, подібно до озону має нелінійну молекулу, атом кисню займає не центральне, а термінальне положення.

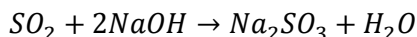
S_nO (монооксиди сірки), що утворюються при частковому окисленні циклічних молекул елементарної сірки (загальна формула S_n , де $n = 5-10$). Атом кисню у них приєднаний до одного з атомів сірки циклу. Вони можуть бути синтезовані лабораторно окисленням елементарної сірки за допомогою трифторопероксооцтової кислоти $CF_3C(O)OOH$. Всі вони є темно-забарвленими сполуками, що при нагріванні розкладаються з утворенням сірки та діоксиду сірки.

S_6O_2 , S_7O_2 також можуть бути одержані при окисленні відповідних модифікацій елементарної сірки (S_n) за допомогою $CF_3C(O)OOH$.

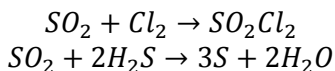
Двоокис (діоксид) сірки (SO_2) (сірчистий ангідрид, сірчистий газ) – друга за масою забруднювальна речовина атмосфери. Діоксид сірки – безбарвний і негорючий газ, запах якого відчувається при концентрації в повітрі 0.3–1.0 часток на $млн^{-1}$. Двоокис сірки є основним продуктом окислення сірки та сірковмісних сполук, а відповідно, основною сірковмісною антропогенною забруднювальною домішкою. Згідно з оцінками, у тропосферу щорічно викидається близько 145 Мт діоксиду сірки: 70% цих викидів утворюється при згоранні вугілля і 16% – рідкого палива (зокрема, мазуту):



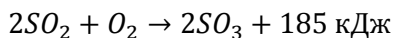
Діоксид сірки є кислотним оксидом, що з водою утворює відповідну кислоту (розчинність у воді 11 г у 100 мл при 20°C), а з лугами – солі (сульфіти):



Ступінь окислення сірки в $SO_2(+4)$ є проміжним, тому він може виступати в якості як відновлюючого агента, так і окисника:

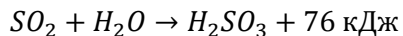


Руйнування діоксиду сірки в атмосфері відбувається в результаті впливу ультрафіолетової радіації, яка сприяє утворенню сірчаного ангідриду SO_3 за реакцією:

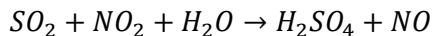


При контакті з водяною парою утворюється сірчиста

кислота:



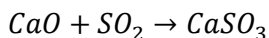
Окислення діоксиду сірки, зазвичай під дією певних каталізаторів, таких як NO_2 , веде до утворення сірчаної кислоти H_2SO_4 , а отже і кислотних дощів:



Така реакція найчастіше відбувається у забрудненій вологій атмосфері.

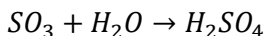
Оксиди сірки суттєво прискорюють корозію металів у містах – у 1,5–5 разів у порівнянні з сільською місцевістю. Дуже чутливими до забруднення атмосфери оксидом сірки є нейлонові тканини (панчохи).

Відповідно до даних EPA (United States Environmental Protection Agency) викиди SO_2 у атмосферу в США протягом 20 років скоротилися на третину (починаючи з 1995 р. ця величина лишається майже сталою і знаходиться в межах 18–20 млн. т на рік). Такого прогресу вдалося досягнути завдяки впровадженню технологій вловлювання (зв'язування) SO_2 , що базуються, наприклад, на такій реакції:



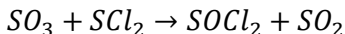
Наступне доокислення сульфіту кальцію веде до утворення сульфату – гіпсу. Більшість гіпсу, що продається щорічно в Європі є результатом уловлення сірки у промислових викидах. Щодо іншого джерела SO_2 – двигунів внутрішнього згорання, то на сьогодні розроблені спеціальні паливні присадки (ферохи), що зменшують його викиди в атмосферу.

Триоксид сірки (SO_3). Є важливим чинником забруднення повітря, первинним агентом виникнення кислотних дощів. Масово виробляється як прекурсор сірчаної кислоти. Є ангідридом сірчаної кислоти:



Ця реакція відбувається дуже активно, з виділенням великої кількості енергії, тому у промисловості для вловлювання SO_3 використовують не воду, а концентровану H_2SO_4 .

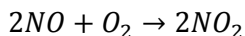
При реакції триоксиду сірки з дихлоридом сірки утворюється цінний промисловий продукт – тіонілхлорид:



2.1.3. Оксиди азоту (NO_x)

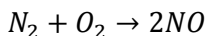
Утворюються при високотемпературних процесах горіння. Усього є шість оксидів азоту.

Монооксид азоту (NO , нітрогену (II) оксид). Безбарвний газ, що легко реагує з киснем повітря з утворенням NO_2 (цей процес є зворотним, проте хімічна рівновага за нормальних умов зміщена в сторону діоксиду):



Ця сполука є важливою сигнальною молекулою у біохімії ссавців. NO є надзвичайно важливим напівпродуктом у багатьох промислових процесах, а також однією з ЗР, що утворюється в цигарковому полум'ї, автомобільних двигунах, печах фабрик. В невеликих кількостях оксид азоту є необхідним молекулярним месенджером, що включений у цілий ряд фізіологічних процесів. Певний рівень NO необхідний, наприклад, для захисту печінки від ішемічної хвороби. Однак його надлишок є небезпечним – короткотривале підвищення концентрації NO в тканинах може викликати їх розлади, аж до септичного шоку.

Невеликі кількості монооксиду можуть утворюватися в атмосфері під час гроз:



У повітрі монооксид азоту перетворюється на азотну кислоту, зумовлюючи кислотні дощі. Крім того, разом з NO_2 він

бере участь у руйнуванні озонового шару атмосфери.

Діоксид азоту (NO_2 нітрогену (IV) оксид). Загальна маса діоксиду азоту, який щорічно надходить в атмосферу при антропогенних процесах у становить понад 15–20 Мт. Це приблизно 0,1 маси цього газу, котрий утворюється природним шляхом (вулкани, грозова діяльність, мікроорганізми). Діоксид азоту зберігається в атмосфері в середньому близько 3 діб. При взаємодії з водяною парою він перетворюється на азотну кислоту та інші нітрати. Останні повертаються в ґрунт з опадами, чим добре пояснюється відома якість снігу – здобрювати ґрунт.

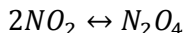
Діоксид азоту є високотоксичним газом з характерним гострим, їдким запахом. Його характерне рудувато-коричнєве забарвлення можна часто побачити над трубами підприємств (рис.2.5).



Рис. 2.5. Діоксид азоту надає рудувато-коричнєве забарвлення викидам промислових підприємств.

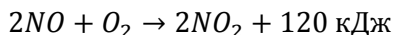
Цей газ, як і NO , один з небагатьох стабільних вільних

радикалів, що широко зустрічаються у природі. Він перебуває в динамічній рівновазі зі своїм димером:

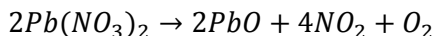


Оскільки ця реакція є екзотермічною, то її рівновага зміщується вліво при підвищенні температури. Навпаки, при охолодженні може бути одержаний чистий N_2O_4 у вигляді безбарвної діамантної сполуки з температурою плавлення - 11.2°C.

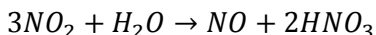
Під впливом ультрафіолетової радіації діоксид азоту руйнується і перетворюється в моноксид азоту. Руйнування діоксиду азоту здійснюється також при температурі 600°C. Цим пояснюється вищий вміст монооксиду азоту в порівнянні з вмістом діоксиду азоту у вихлопних газах автомобіля. Діоксид азоту утворюється в повітрі при поширенні вихлопних газів за реакцією:



Зазвичай діоксид азоту як у природі, так і у промисловості, утворюється при окисленні NO киснем повітря. В лабораторії може бути отриманий при розкладі азотної кислоти, нітратів важких металів



Під час реакції з водою утворюється NO та азотна кислота (ця реакція є одним з етапів промислового отримання останньої):



Діоксид азоту токсичний при вдиханні, однак його легко виявити, оскільки він має дуже різкий запах.

Найбільш важливими джерелами NO_2 є двигуни внутрішнього згорання, теплоелектростанції і целюлозно-паперові комбінати. У багатьох промислових регіонах Європи

його вміст у повітрі близький до потенційно небезпечного для життя і здоров'я.

Закис азоту (N_2O , нітрогену (I) оксид). Відомий як "звеселяючий газ". За кімнатної температури є безбарвним, має солодкуватий запах і присмак. Не горючий, але здатен підтримувати горіння. Є головним природним регулятором стратосферного озону, його вплив в якості парникового газу в триста разів більший (на одиницю маси), ніж у діоксиду вуглецю.

Лише 30% закису азоту, що потрапляє в атмосферу є продуктом діяльності людини. Дві третини надходить з океанів та тропічних ґрунтів. Однак у 2008 р. нобелівський лауреат Пауль Крутцен висловив припущення, що вплив людини (зокрема азотних добрив) на вміст N_2O в атмосфері суттєво недооцінений.

Закис азоту використовується в медицині (з 1800 р.) в якості анестетика, в авіа- (ракетній) техніці, для підвищення потужності гоночних автомобілів, а також у харчовій промисловості в якості харчової добавки E942 (наприклад, в балонах зі збитими вершками, його висока розчинність у жирах зумовлює зростання їх об'єму удвічі більше, ніж можна досягнути при використанні повітря) і консерванту (для упаковки чіпсів і подібних "сухих сніданків").

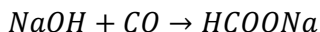
Оксиди азоту (насамперед діоксид азоту NO_2 під впливом сонячної радіації реагують з вуглеводнями (найактивніше з олефінами), утворюючи пероксиацетилнітрат (ПАН) та інші фотохімічні окиснювачі (оксидатори), такі як пероксибензоїлнітрат (ПБН), озон (O_3) пероксид водню (H_2O_2). Ці оксидатори – основні складові фотохімічного смогу, що часто формується в повітрі великих міст з високим рівнем забруднення атмосфери. Наявність у складі ПАН діоксиду азоту надає смогу брунатного відтінку. При конденсації ПАН осаджується на земну поверхню у вигляді глеюватої рідини, яка глибоко впливає на рослинний покрив.

2.1.4. Оксиди вуглецю (CO_x)

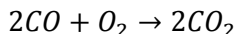
Монооксид вуглецю (чадний газ, CO) — найпоширеніша й найсуттєвіша за масою домішка атмосфери. У природних умовах вміст оксиду вуглецю в атмосфері дуже малий: коливається від сотих часток до 0,2 частинок на млн⁻¹. Вміст монооксиду вуглецю у великих містах коливається в межах 1–250 частинок на млн⁻¹. Монооксид вуглецю утворюється у процесі горіння викопного палива (вугілля) або сполук, що містять вуглець, при нестачі кисню в опалюваних приладах, а також у результаті роботи двигунів внутрішнього згоряння при неповному згорянні пального. Найвища концентрація CO спостерігається на вулицях і майданах з інтенсивним рухом автотранспорту, особливо в автомобільних пробках. Монооксид вуглецю – стабільна речовина; тривалість його перебування в атмосфері сягає двох - чотирьох місяців.

Монооксид вуглецю завжди був наявний в атмосфері. Він утворювався, наприклад, у результаті вулканічної діяльності, лісових пожеж, тощо. Через високу мінливість його вмісту в атмосфері складно чітко визначити людський вплив на його концентрації. Його концентрація в атмосфері значно підвищена в високоурбанізованих регіонах, однак вона рідко досягає небезпечного для людини рівня. У результаті природних процесів монооксид вуглецю переходить у діоксид вуглецю.

Монооксид вуглецю являє собою безбарвний, дуже отруйний газ без запаху. У воді майже не розчиняється і не вступає з нею в хімічну взаємодію. Належить до солетвірних оксидів:



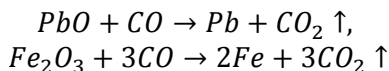
На повітрі він згоряє характерним голубуватим полум'ям з утворенням діоксиду вуглецю:



Ця реакція супроводжується виділенням значної кількості тепла. Тому CO в суміші з іншими газами застосовують у техніці

як газоподібне паливо (доменні гази, генераторний газ, водяний газ тощо).

При високій температурі монооксид вуглецю виявляє відновні властивості, завдяки чому широко використовується в металургії для одержання деяких металів з їх оксидів. Наприклад:



Через свою отруйність монооксид вуглецю є дуже небезпечним для організму людини. Ця небезпека посилюється за рахунок того, що він не має запаху і отруєння може настати непомітно. Концентрація оксиду вуглецю, яка перевищує гранично-допустиму призводить до фізіологічних змін в організмі людини, а концентрація понад $750 \text{ частинок} \cdot \text{млн}^{-1}$ – до смерті. Пояснюється це тим, що оксид вуглецю – надзвичайно агресивний газ, який легко з'єднується з гемоглобіном з утворенням карбоксигемоглобіну, внаслідок чого кров втрачає здатність передавати кисень тканинам організму. Отруєння цим газом настає в результаті критичної нестачі кисню в організмі. Ступінь впливу монооксиду вуглецю на організм залежить не лише від концентрації, але й від часу перебування (експозиції) людини у загазованому повітрі.

Найважливішою сферою застосування монооксиду вуглецю є хімічна промисловість. Він застосовується у синтезі альдегідів, метанолу, детергентів, оцтової кислоти, тощо. В США використовується в якості консерванту (і підфарбовуючої добавки) для рибних та м'ясопродуктів, оскільки утворює з міоглобіном комплекс, що має вишнево-червоний колір, збільшуючи візуальну привабливість такої продукції.

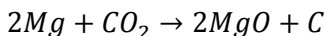
Двоокис вуглецю (вуглекислий газ, CO_2) – стійка хімічна сполука, поширена в природі. Являє собою безбарвний газ, має кислуватий смак і запах, є кінцевим продуктом окиснення вуглецю, не горить, не підтримує горіння і дихання.

Двоокис вуглецю є природною складовою атмосфери. Він надходить до її складу в результаті спалювання викопного палива, діяльності живих організмів, вулканічної та інших видів

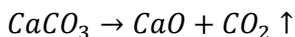
геологічної діяльності (гейзери, природні мінеральні води, тощо). Характеризується парниковими властивостями (сприяє утриманню тепла на поверхні Землі і вносить основний вклад у глобальне потепління).

Під тиском близько 60 атмосфер двоокис вуглецю при звичайній температурі перетворюється у рідину. У зрідженому стані у балонах його можна зберігати і транспортувати. При сильному охолодженні він перетворюється на снігоподібну масу (сухий лід), яка сублімує (випаровується не плавлячись) при $-78,5^{\circ}\text{C}$.

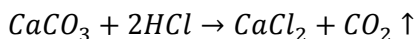
Хоча двоокис вуглецю не підтримує горіння звичайних видів палива, речовини, що мають більшу спорідненість до кисню, ніж вуглець, можуть забирати у нього кисень:



Двоокис вуглецю широко застосовується в хімічній промисловості при виробництві соди, а також в харчовій – у виробництві цукру, вина, пива, для виготовлення газованих напоїв і т.д. Спресований твердий CO_2 під назвою "сухий лід" застосовують для охолодження м'яса, риби і інших харчових продуктів, що швидко псуються. Сухий лід значно більше, ніж звичайний, знижує температуру і при випаровуванні не залишає рідини. У техніці двоокис вуглецю одержують обпаленням вапняку з одночасним одержанням паленого вапна:



В лабораторних умовах його зазвичай одержують при дії хлоридної кислоти на мармур:



Токсична дія виявляється при його вмісті в повітрі 1–4% і полягає в подразненні дихальних шляхів, запамороченні, головному болю, шумі у вухах, психічному збудженні, непритомному стані. При 10% настає непритомність, при 20–25% – смертельне отруєння.

2.2. Специфічні забруднювальні домішки

2.2.1. Джерела надходження та загальні відомості про специфічні домішки атмосфери

У наш час отримано сотні тисяч штучних органічних сполук, що використовуються для виробництва пластмас, синтетичних фарб, розчинників тощо. Багато з них нагадують природні і можуть засвоюватися організмом, взаємодіючи з ферментами та іншими системами. Організм може виявитися неспроможним розкласти їх або включати в метаболізм іншим шляхом, тобто вони є стійкими до біодеградації. Одними з найбільш небезпечних є галогенорганічні сполуки. У організмі немає ферментів, здатних їх розщепити. Ці речовини легко поглинаються, але якщо і виводяться, то дуже повільно. Організм неспроможний звільнитися від них з сечею, тому що галогенорганічні сполуки розчиняються в жирах набагато краще, ніж у воді.

Важливим чинником оцінки впливу штучних хімічних сполук на навколишнє середовище є їх рухливість і стійкість. Останні тісно пов'язані з процесами їх перетворень в біотичних і абіотичних умовах в НПС.

Сьогодні приблизно кожної 9 секунди синтезується нова органічна сполука. 15 червня 1998 р. хіміки ідентифікували 18-мільйонну синтетичну хімічну речовину [7]. З мільйонів відомих хімічних речовин менше ніж 0,5% (50 – 100 тис.) зараз реально використовуються у комерційній діяльності. Переважна більшість із них – синтетичні органічні хімічні сполуки (СОХС), сумарне світове виробництво яких збільшилося з 150 тис. т у 1935 р. до 150 млн. т у 1985 р. Більшість з цих речовин тим чи іншим шляхом, в тих чи інших формах надходять в атмосферне повітря. Одним із головних джерел надходження ОР в атмосферу є автомобільний транспорт. У США, наприклад, частка автотранспорту у сумарному надходженні в атмосферу органічних речовин становить 63%. Другим потужним джерелом ОР є промисловість, особливо підприємства хімії основного синтезу. Вони використовують широку гаму вихідних ОР (етилен, пропілен, бутадиєн, бензол, толуол, ксилол,

метанол) для виробництва близько 40 тис. найменувань органічних сполук.

У викидах підприємств хімічної і нафтохімічної промисловості присутній широкий асортимент забруднювачів: компоненти сировини, проміжні, побічні та цільові продукти синтезу. Наприклад, у газових викидах заводів синтетичних миючих засобів містяться алкани, а також карбонільні сполуки, ефіри, карбонові кислоти. Заводи синтетичного каучуку забруднюють повітря вихідними мономерами і розчинниками. Підприємства лісохімічної промисловості виділяють альдегіди, кетони, спирти і карбонові кислоти, безліч терпенів (терпени – вуглеводні, продукти життєдіяльності рослин, молекули яких побудовані з ізопренових ланок). Целюлозно-паперові комбінати викидають великі кількості газоподібних речовин з неприємним запахом (одорантів), таких, як метил- і диметилсульфід, диметилдисульфід, а також формальдегід, спирти і феноли. Значні викиди вуглеводнів (до 20–25%) мають місце під час виробництва розчинників. В атмосферу надходить багато летких хлорованих вуглеводнів (метиленхлорид, хлороформ, чотирьоххлористий вуглець, дихлороетан, три- і тетрахлороетилен, вінілхлорид). В якості наповнювачів (пропелентів) аерозольних балончиків та охолоджуючих систем (фреони) тривалий час використовувалися фторохлоровуглеводні. Вважається, що 95% їх кількості потрапляє в атмосферу через 1–2 роки після виробництва і включається в каталітичний цикл руйнування озону.

В табл.2.5 подано характеристику основних джерел надходження деяких специфічних забруднювальних домішок у атмосферне повітря.

Помітним джерелом органічних забруднювачів атмосфери є комунальне господарство міст (житлові та громадські будівлі, підприємства тепло- та водопостачання, хімічистки, звалища). Хоча внесок цього джерела в сумарну антропогенну емісію невеликий, звідси надходять основні кількості небезпечних довгоживучих забруднювачів (наприклад, діоксинів).

У викидах вентиляційних систем житлових будинків ідентифіковано більше 40 токсичних ОР: меркаптанів і сульфідів, амінів, спиртів, альдегідів і деяких гетероциклічних

сполук. При спалюванні в кухонній плиті 1 м^3 природного газу утворюється до 150 мг формальдегіду, а загалом в продуктах горіння газу виявлено 22 різних компоненти.

Таблиця 2.5

Джерела емісії окремих специфічних забруднювальних речовин

Специфічні забруднювальні речовини	Основні джерела емісії
Хлороводень (HCl).	Сміттєспалювальні заводи, хімічне виробництво.
Сірковуглець (CS_2).	Викиди підприємств, що виробляють віскозне волокно, а також процеси газифікації вугілля.
Сірководень (H_2S)	Нафтопереробні заводи, очисні споруди (даний газ є побічним продуктом при очистці нафти та природного газу), целюлозно-паперове виробництво, виробництво віскози, сірки, коксу, станції очистки води.
Хлор (Cl_2)	Хімічне виробництво, спалювання відходів, фотохімічний розклад фреонів.
Азотна кислота (HNO_3)	Реакції двоокису азоту (NO_2) в атмосфері. У високих концентраціях призводить до виникнення кислотних дощів.
Азотиста кислота (HNO_2)	Надходить в атмосферу в результаті реакцій між двоокисом азоту (NO_2) і парами води.
Сірчана кислота (H_2SO_4)	Утворюється в атмосфері, внаслідок фотохімічного або каталітичного окиснення SO_2 .
Сполуки фтору	Сполуки фтору надходять в атмосферу від підприємств, що виробляють алюміній, емаль, скло, кераміку, порцеляну, сталь, фосфорні добрива. В повітрі вони містяться у вигляді газоподібних HF або пиловатих часток CaF_2 .
Формальдегід (CH_2O)	Безпосередня емісія при виробництві та промислового використанні, а також окислення вуглеводнів, що викидаються стаціонарними та рухомими джерелами. Важливу роль відіграє забруднення повітря всередині приміщень – тут підвищення концентрацій відбувається за рахунок ізоляційних матеріалів, ДСП, клеєної фанери, цигаркового диму, приготування їжі).
Озон (O_3)	Утворюється в результаті фотокаталітичного окислення оксидів азоту в присутності ЛОС
Пероксиацетилнітрат (ПАН)	Утворюється на сонячному світлі під час реакції оксидів азоту і вуглеводнів.
Тетрофторид кремнію (SiF_4)	Хімічне виробництво.

Специфічні забруднювальні речовини	Основні джерела емісії
Бензол (C_6H_6)	Використовується як сировина в хімічному синтезі. Входить до складу сирої нафти, а в Європі також до складу бензину (5–16%). Джерела надходження в атмосферу: нафтопереробні заводи, відпрацьовані гази автомобільних двигунів, випаровування з розчинників до складу яких він входить.
Акрилонітрил	Природних джерел акрилонітрилу не існує. Акрилонітрил використовується в виробництві штучних волокон, полімерів та резини, а також в промисловому органічному синтезі.
Вінілхлорид	Виробництво вінілхлориду, виробництво полівінілхлориду та виробів з нього, а також звалища відходів.
Дихлорометан (метиленхлорид) (CH_2Cl_2)	Приблизно 80% викидів дихлорометану зумовлено його використанням. Дихлорометан використовується для видалення фарби, при виробництві пінополіуретану і як розчинник в фармацевтичній промисловості, при виробництві синтетичних волокон та фотоплівки. Зростає використання дихлорометану в якості пропелента та холодоагента замість фреонів.
1,2-Дихлороетан	Основні джерела надходження в атмосферне повітря: промислове використання, виробництво та зберігання, неправильне поводження зі смолистими відходами виробництва вінілхлориду. Також відбуваються емісії даної речовини при використанні в фармацевтичній та хімічній промисловості в якості розчинника.

Велика кількість ОР надходить у повітря в процесі очищення стічних вод. Так, наприклад, з мінеральних компонентів стічних вод, у тому числі солей важких металів, при мікробіологічному метилюванні утворюються небезпечні леткі органічні токсиканти, такі, як метил- і диметилртуть (CH_3HgCl і CH_3HgCH_3), тетраметилсвинець ($(CH_3)_4Pb$), диметилселен ($(CH_3)_2Se$).

На міських звалищах зосереджується значна кількість побутових відходів і сміття з високим вмістом органічних речовин. У процесі зберігання відходів у повітря виділяються сірковмісні ОР (метилмеркаптан, диметилсульфід, диметилдисульфід) та сірководень, ароматичні та ненасичені вуглеводні, терпени, спирти та карбонільні сполуки, а також

метан. 1 тонна похованих на звалищі відходів протягом 25 років виділяє 25–30 м³ метану, причому 70% цієї кількості в перші десять років.

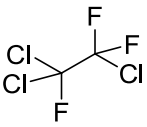
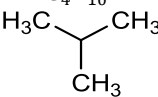
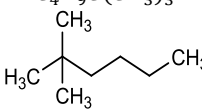
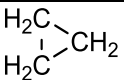

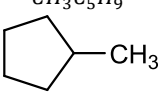
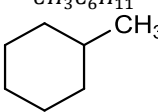
Важливим джерелом надходження ОР у повітря є виділення їх живими організмами (від одноклітинних бактерій до вищих рослин і тварин). Виділення цих речовин відбувається у процесі дихання, видалення відходів метаболізму і в результаті діяльності органів зовнішньої секреції. Загальна кількість ОР, що виділяються живими організмами, налічує тисячі найменувань, причому емісія специфічна для кожного мікроорганізму, рослини. Однак, існує група універсальних сполук, які притаманні майже всім живим організмам і масштаби емісії яких є найбільшими. До їх числа належать: метан, етилен, ізопрен, етиловий спирт, ацетон. У виділеннях рослин максимальна частка припадає на етилен, ізопрен і терпени.




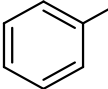
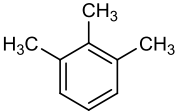
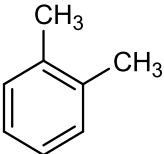
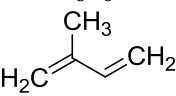
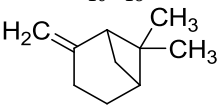

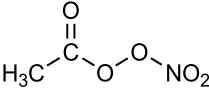
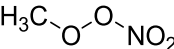
На сьогоднішній день ідентифіковано та встановлено кількісний склад не більше 500 ОР, що можуть міститися у повітрі. Деякі з них наведені для прикладу в табл.2.6.

Таблиця 2.6

Деякі специфічні забруднювачі атмосферного повітря

Хімічна формула	Назва	Хімічна формула	Назва
Воднево-кисневі сполуки			
$OH\cdot$	гідроксил-радикал	HO_2NO_2	пернітратна кислота
HO_2	гідроперокси-радикал	H_2O_2	перекис водню
Сполуки сірки з вуглецем і воднем			
$CH_3S\cdot$	метилсульфід-радикал	$HS\cdot$	гідросульфід-радикал
CH_3SCH_3	диметилсульфід	CH_3SCH_2	диметилсульфід-радикал
Сполуки хлору (фтору) з киснем, вуглецем			
HCl	хлороводень (хлороводнева кислота)	CCl_4	тетрахлорометан (вуглецю тетрахлорид)
Cl_2O_2	дихлородиоксид	$ClOO\cdot$	хлороперокси-радикал

Хімічна формула	Назва	Хімічна формула	Назва
CH_3Cl	хлорометан (метилхлорид)	$CFCl_3$	фторотрихлорометан (CFC-11)
CH_3CCl_3	1,1,1-трихлороетан (метилхлороформ)	CF_2Cl_2	дифтородихлорометан (CFC-12)
$OCIO\cdot$	хлорит-радикал	$CFCl_2CF_2Cl$ 	1,1,2-трифторо-1,2,2-трихлороетан (CFC-113)
Алкани (насичені вуглеводні)			
CH_4	метан	$CH_3(CH_2)_5CH_3$	гептан
CH_3CH_3	етан	$CH_3(CH_2)_6CH_3$	октан
C_4H_{10} 	2-метилпропан (ізобутан)	$C_4H_9C(CH_3)_3$ 	2,2-диметилгексан (неооктан, реперна сполука для визначення октанового числа бензинів, власне її октанове число прийняте за 100)
Циклоалкани			
H_2C 	циклопропан		циклопентан
$CH_3C_5H_9$ 	метилциклопентан	$CH_3C_6H_{11}$ 	метилциклогексан
Алкени (мають подвійні зв'язки C=C)			
$H_2C=CH_2$	етен (етилен)	$H_3C-\overset{H}{\underset{H}{C}}=CH_3$	транс-2-бутен
$H_2C=\overset{H}{C}-CH_3$	пропен (пропілен)	$H_2C=\overset{H}{C}-CH_2-CH_3$	1-бутен

Хімічна формула	Назва	Хімічна формула	Назва
Циклічні алкени			
C_5H_8 	циклопентен	C_6H_{10} 	циклогексен
Ароматичні вуглеводні (містять ненасичені бензенові кільця)			
C_6H_6 	бензин (бензол)	$C_6H_5CH_3$ 	толуен (толуол)
$(CH_3)_3C_6H_3$ 	1,2,3- триметилбензол	$C_6H_4(CH_3)_2$ 	1,2-диметилбензол (ортоксилол)
Терпени			
C_5H_8 	2-метил- бутадієн-1,3 (ізопрен)	$C_{10}H_{16}$ 	α -пінен
Альдегіди (подвійні зв'язки вуглець-кисень)			
H_2CO	формальдегід (метаналь)	CH_3CH_2CHO	пропанальдегід (пропаналь)
CH_3CHO	ацетальдегід (етаналь)	C_6H_5CHO 	бензальдегід
Кетони (подвійні зв'язки вуглець-кисень)			
$CH_3C(O)CH_3$	ацетон (пропанон)	$CH_3CH_2COCH_3$	метилетилкетон (бутанон)
Органічні нітрати, нітрити			
CH_3ONO_2	метилнітрат		пероксиацетилнітрат (ПАН)
CH_3ONO	метилнітрит		метилпероксинітрат

2.2.2. Стійкі органічні речовини та їх вміст у компонентах навколишнього середовища

У травні 2001 року у Швеції було підписано "Стокгольмську конвенцію про стійкі органічні забруднювачі". Цим документом введено заборону на виробництво, використання та поширення 12 особливо небезпечних органічних речовин, які можна розділити на три групи (табл.2.7).

Ці речовини використовуються як пестициди у сільському господарстві, промисловості, утворюються як супутні продукти горіння, а також в промислових технологічних процесах. Вони характеризуються надзвичайною стійкістю у навколишньому середовищі (як правило, не розчиняються у воді), мають здатність до біоаккумуляції, переносяться на величезні відстані, часто на тисячі кілометрів від джерела забруднення.

Таблиця 2.7.
Стійкі органічні забруднювачі (СОЗ), виробництво і поширення яких заборонене Стокгольмською Конвенцією (2001р.)

Пестициди	Промислові хімічні речовини	Продукти горіння
Альдрин Хлордан ДДТ Діелдрин Ендрин Гептахлор Мірекс Токсафен	Гексахлоробензол (теж може використовуватись як пестицид) Поліхлоровані біфеніли (ПХБ)	Діоксини Поліхлоровані дибензофурани

Вміст СОЗ у повітрі, воді, ґрунті у більшості випадків дуже низький і відповідає нанограмовим і пікограмовим діапазнам концентрацій. Проте, внаслідок їх стабільності та біоаккумуляції у ланках харчового ланцюга навіть низькі їх концентрації викликають занепокоєння, адже порівняно з фоновим рівнем їх концентрація у жирових тканинах людини та тварин може збільшуватися у 70000 разів. Це може викликати онкологічні захворювання, дефекти розвитку, проблеми фертильності,

зниження розумових здібностей, тощо [8].

Доведено, що СОЗ, які переносяться повітрям на значні відстані, можуть стати причиною токсичності сполук природного походження. На жаль, речовини природного походження рідко перевіряються на токсичність за тими ж критеріями, що і синтетичні сполуки. Під час перевірки на канцерогенність невеликої кількості природних органічних сполук близько половини з них проявили себе в тесті Амеса [9] як речовини з генно-мутаційною дією, тобто вони є потенційними канцерогенами. Серед цих речовин були і такі повсякденні продукти харчування, як апельсиновий сік, яблука, картопля, зварена кава, салат, малина, агрус. Відомі випадки виявлення ДДТ у пташиних яйцях, риб'ячому жирі, ПХБ – у рисовій олії в Японії, тетрахлороетилену – в питній воді у США, внаслідок забруднення промисловими стічними водами р. Джеймс. Доведено, що під час хлорування питної води утворюються тригалометани (ТНМ), канцерогенність яких не викликає сумніву.

Сьогодні у світі налічується близько 4 млн. хімічних речовин, із яких широко використовується 50–60 тис. Вивчити поведінку всіх цих речовин у природному середовищі неможливо, тому для детального вивчення обираються речовини, щодо яких є дані про їх токсичність, персистентність, біоаккумуляцію тощо.

Діоксини складаються із двох груп речовин, які виникають при синтезі деяких хлорорганічних сполук, якщо вони спалюються при відносно низьких температурах (<1000°C). До цих двох груп належать (рис.2.6):

а) поліхлоровані дибензо[р]діоксини (ПХДД, англ. – PCDD);

б) поліхлоровані дибензофурані (ПХДФ, англ. – PCDF).

У загальних випадках під діоксинами розуміють перш за все поліхлоровані дибензодіоксини, та поліхлоровані дибензофурані.

ПХДД-група включає 75 речовин, а ПХДФ-група – 135 речовин. Один з представників ПХДД-групи – 2,3,7,8-тетрахлородибензодіоксин має загальновживану назву "діоксин" (рис.2.7).

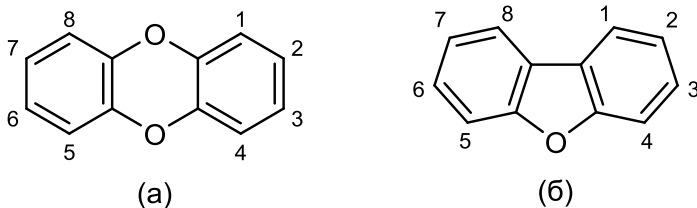


Рис. 2.6. Хімічні структури дибензо[р]діоксину (а) та дибензофурану (б) з позначенням восьми позицій, які можуть заміщатися хлором

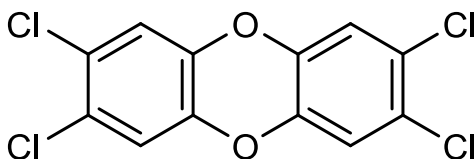


Рис. 2.7. Структура 2,3,7,8-тетрахлордibenzo[р]діоксину, TCDD

Отруйність окремих представників цих двох груп коливається в широких межах. Токсичні сполуки, заміщені атомами хлору у позиціях 2,3,7,8, є екстремально токсичними для лабораторних піддослідних тварин. Наприклад, для морських свинок середня летальна доза (LD_{50}), за якої гине до 50% піддослідних тварин, становить 0,6 мкг на 1 кг живої ваги тварин.

Сполуки з низькою токсичністю (від моно- до трихлородибензодіоксинів) мають у своєму складі від одного до трьох атомів хлору і розглядаються як відносно безпечні. У той час як для тварин більшість діоксинів є токсичними, дія їх на людей ще остаточно не з'ясована.

Під час вибуху у 1976 р. на одній із хімічних фабрик у Севезо (Італія) територія площею 7,8 км² була забруднена діоксинами. Через це загинуло дуже багато тварин, але 36 тис. людей пережили цю катастрофу і лише 193 особи мали важкі пошкодження шкірного покриву. Загального погіршення стану здоров'я населення не було помічено. Було встановлено, що у

дітей з захворюваннями шкіри концентрація діоксину становила 3,1 мкг на 1 кг ваги, хоча морські свинки гинули за набагато нижчих концентрацій. Однак, залишається висока імовірність зростання кількості онкологічних захворювань після закінчення індукційного періоду дії отрути (20 років і більше).

Діоксин утворюється багатьма способами там, де застосовується хлор чи хлоровані продукти. Так, хлорофеноли, особливо трихлорофенол, використовуються як вихідні продукти для виробництва засобів захисту деревини, бактерицидних препаратів, інсектицидів та гербіцидів. Вони застосовуються також при виробництві паперу (відбілювання целюлози хлором), фарб, текстилю. Поліхлоробіфеноли утворюють іншу групу хлорованих сполук, які містять невелику кількість діоксинів.

Основні причини емісії діоксинів в атмосферу, перш за все, використання високотемпературних технологій хлорування та переробки хлорорганічних речовин і, особливо, спалювання відходів виробництва. При спалюванні побутових та промислових відходів у містах також утворюються діоксини. Це означає, що усі сміттєспалювальні заводи із застарілими технологіями є джерелами надходження діоксинів у навколишнє середовище і продукують до 7500 мкг діоксину на 1 т спаленого сміття [10].

Багато штучних матеріалів, наприклад полівінілхлорид (ПВХ, PVC – англ.), які містять зв'язаний хлор, з часом можуть стати джерелом діоксину. Також етильований бензин містить хлоровані сполуки, такі як дихлороетилен, що протидіють відкладенням свинцю в автомобільних моторах. У зв'язку з цим відпрацьовані автомобільні гази та моторні масла містять теж невелику кількість діоксину.

Різні види діоксинів мають різну токсичність. Для розрізнення діоксинів використовується еквівалент токсичності (ЕТ). Кожен із діоксинів має свій фактор токсичності (ФТ). Найбільше значення ФТ надано найтоксичнішій речовині 2,3,7,8-тетрахлордібензо-[p]-діоксину (2,3,7,8-TCDD). Воно дорівнює 1. Значення ФТ для інших сполук коливається від 0 до 1 (для моно-, ди- та трихлоровмісних сполук).

Сучасні чутливі методи аналізу дозволяють визначати низькі концентрації діоксинів у навколишньому середовищі та у продуктах харчування. Так, у Великобританії було визначено вміст діоксину навіть у материнському молоці – 9 пг/кг (пікограм; $1\text{ пг} = 1 \cdot 10^{-12} \text{ г}$).

У таблиці 2.8 наведені сучасні нормативи вмісту діоксинів у повітрі.

Таблиця 2.8
Нормативи вмісту діоксинів у повітрі (пг/м³)

	США	Італія	Росія
Атмосферне повітря населених пунктів	0,02	0,04	0,05
Повітря робочих приміщень	0,13	0,12	–

Пестициди – це хімічні препарати, синтетичні органічні сполуки, які використовуються у сільському господарстві для захисту рослин від хвороб і шкідників з метою збереження урожаю сільськогосподарських культур. Відомо, що сьогодні застосовується понад 300 пестицидів. Найбільш поширеними є хлорорганічні і фосфорорганічні пестициди. Хлорорганічні пестициди широко застосовуються для боротьби з шкідниками зернових, технічних культур, плодових дерев, виноградників, овочевих культур, лісонасаджень. Більшість з них погано розчиняються у воді, зате добре в органічних розчинниках, у т.ч. жирах. Їх особливість – стійкість у навколишньому середовищі. Наприклад, ДДТ, алдрин, гептахлор були виявлені у ґрунті через 4–12 років після їх застосування. Вони затримуються у верхніх шарах ґрунту на тривалий час, повільно мігрують у глибину, накопичуються в продуктах рослинного і тваринного походження.

Структура використання пестицидів за їх дією така: 60% – гербіциди (речовини для боротьби з бур'янами), 28% – фунгіциди (для боротьби з грибковими захворюваннями) та 5% – інсектициди (засоби проти шкідливих комах). Кількість

пестицидів, що вноситься на 1 га площі, коливається, як правило, від 1 до 3 кг і залежить від багатьох факторів.

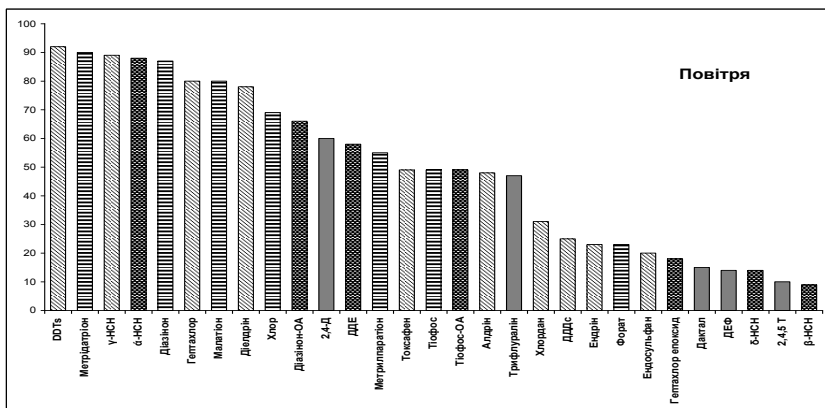
У місцях інтенсивної хімізації сільського господарства значна кількість пестицидів може накопичуватися в атмосферному повітрі. Збереженню в ньому пестицидів сприяють мала кількість опадів, підвищена температура, безвітряна погода. За відповідних умов вони можуть тривалий час перебувати в повітрі у завислому стані. Інтенсивність забруднення атмосферного повітря пестицидами і дальність їх поширення пов'язані з методами обробки рослин. Наприклад, хлорорганічний препарат токсафен, який широко використовувався в США, переміщувався у верхніх шарах атмосфери на відстань до 1200 км і більше. Хлорорганічні пестициди (ХОП) переносяться з повітрям на великі відстані. Фонові концентрації гексахлорану і ДДТ у повітрі над океаном – відповідно 0,4–0,6 і 0,03–1,0 нг/м³. Максимальні концентрації ХОП відзначаються в атмосфері в теплий період з піковими значеннями навесні і восени.

На рис. 2.8 показано, які пестициди найчастіше зустрічаються у повітрі та атмосферних опадах (США) у різних місцях відбору проб. Багато з показаних на рисунку пестицидів широко використовувалися в 60-х – 70-х рр. ХХ ст., проте враховуючи стійкість цих хлорорганічних сполук до деградації в навколишньому середовищі, вони ще й досі містяться у повітрі та атмосферних опадах в усіх місцях відбору проб на території США. Найбільше у вказаний часовий період було використано токсафену, ДДТ та алдрину. Завдяки заборонним та регуляторним заходам, частка їх використання зменшилася з 63% у 1966 р. до 5% у 1988 р.

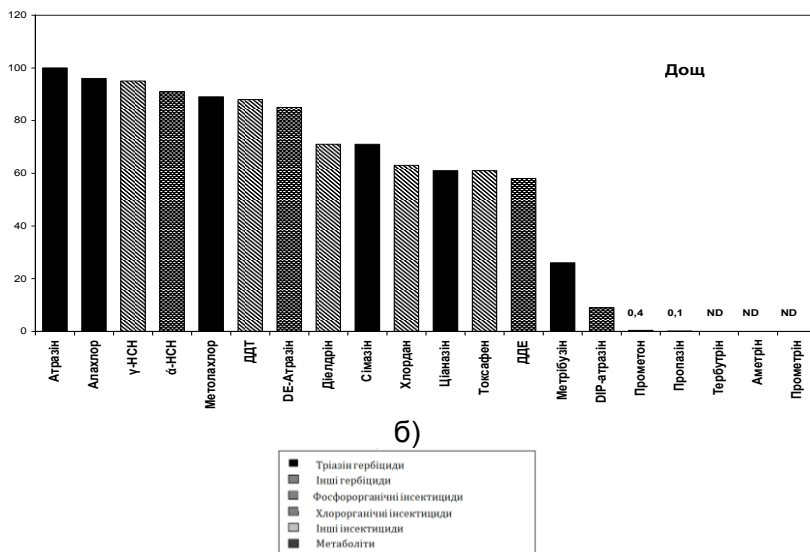
Найчастіше у пробах повітря та атмосферних опадах з різних регіонів США виявлялись такі хлорорганічні пестициди як ДДТ, α -НСН, γ -НСН (ліндан), гептахлор та діелдрин (рис.2.8).

Токсафен та алдрин, незважаючи на їх широке використання, було знайдено у меншій кількості проб повітря та опадів. Частково це можна пояснити їх хімічними властивостями. Наприклад, токсафен є комплексом більш ніж 200 різних компонентів, що значно ускладнює відбір проб та визначення. Рідко виявлявся і широко вживаний алдрин. Це пояснюється швидким розпадом його

в навколишньому середовищі і переходом в іншу форму – діелдрин, який є хімічно стійким і частіше виявляється у пробах повітря.



а)



б)

Рис. 2.8. Частота виявлення різних пестицидів у повітрі (А) та атмосферних опадах (Б) (США) [11].

Фосфорорганічні пестициди (ФОП) вже десятки років широко застосовуються у сільському господарстві; їх частка становить 65% від загальної кількості інсектицидів, що використовуються у світі. Вони не так довго, як хлорорганічні пестициди, можуть знаходитися у навколишньому середовищі, проте у повітрі і у атмосферних опадах вони теж присутні. Найчастіше зустрічаються у повітрі, краплях дощу та краплинках туману такі ФОП як диазинон, метилпаратіон, паратіон (метафос), карбофос, хлорпірифос, метідаіон.

ДДТ та споріднені органічні сполуки. 1,1,1-трихлоро-2,2-ди-(4-хлорофеніл)-етан, застаріла назва – дихлордифенілтрихлоретан (ДДТ), почали застосовувати ще в 40-х рр. минулого століття як інсектицид. ДДТ використовували в багатьох країнах світу, а особливо у країнах з поширенням малярії. Спочатку вважалося, що ДДТ нетоксичний для людини і, навпаки, дуже токсичний для комах.

Хоча вже на початку 60-х років ХХ століття виник сумнів щодо безпечності цього пестициду. Справа в тому, що в місцевостях, де ДДТ використовували для знищення комах, було помічено, що у м'ясі перелітних дроздів концентрація ДДТ значно зросла і перевищувала в 20–30 разів вміст цієї ж речовини в дощових черв'яках, якими харчувались дрозди. Кількість дроздів скоротилася при цьому на 70%.

Застосування ДДТ було заборонено в США з 1972 р., але у країнах, що розвиваються, ще й сьогодні, використовується до 40 тис. т цієї речовини щорічно.

Механізм дії ДДТ на комах полягає в його проникненні через зовнішні покриви з наступним впливом на нервову систему внаслідок порушення балансу натрію у нервовій тканині. На тварин і людину ДДТ не діє так само тому, що він поглинається їх шкірою.

ДДТ відносно стабільний у навколишньому середовищі. Він зберігає свою дію впродовж двох років, хоча під впливом ензимів може перетворюватись в ДДЕ, який є малотоксичним для комах.

Поліхлоровані біфеніли (ПХБ, РСВ – англ.) – це група сполук, у яких від 1 до 10 станів хлору зв'язані з атомами вуглецю в молекулі біфенілу (рис.2.9).

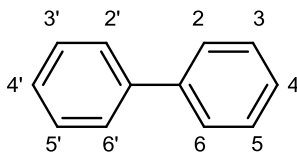


Рис. 2.9. Хімічна структура молекули біфенілу
(залежно від умов реакції кожна з позначених позицій може
бути заміщена хлором).

ПХБ — хімічно стабільна сполука, має високий електричний опір. Часто використовується як наповнювач та ізолятор у трансформаторах, конденсаторах; як мастило у процесі обробки металів, у системах теплотранспорту тощо. Типовими представниками цієї групи речовин є флуорантен, бензо(а)пірен, нафталін, фенантрен, атрацен, фризен та ін. ПХБ почали використовувати з 70-х рр., і вже скоро було помічено, що з промислових районів та урбанізованих територій ця речовина поширилась різними шляхами, в тому числі і повітряним, по всьому світу, включаючи віддалені райони Арктики й Антарктиди. ПХБ знайшли в ланках океанічного харчового ланцюга. Його концентрація в жирових тканинах морських ссавців досягала 5–200 мг/кг, тобто була в 10 млн. разів більшою, ніж у воді. Досить високі концентрації ПХБ (10 мкг/дм³) були знайдені також у материнському молоці. Цей фактор знижує стійкість людського організму до захворювань, збільшуючи ризик онкологічних захворювань.

2.3. Важкі метали та джерела їх надходження в атмосферне повітря

2.3.1. Загальна характеристика важких металів

Важкі метали (ВМ), що надходять в атмосферне повітря, можуть переноситися на значні відстані, накопичуватися у компонентах навколишнього середовища та потрапляти в харчові

ланцюги, завдаючи непоправної шкоди наземним і водним екосистемам.

Існує близько 40 визначень поняття "важкі метали" [12], що базуються на густині, або атомній масі, порядковому номері в періодичній таблиці, хімічних властивостях чи токсичності. Таким чином, можна стверджувати, що ВМ – це нечітко визначена група хімічних елементів, яка може включати метали, перехідні метали, металоїди, лантаноїди і актиноїди. Найчастіше до ВМ відносять кадмій, свинець, ртуть, цинк, мідь, вісмут, кобальт, нікель, залізо, олово, сурму, марганець, хром, молібден, миш'як.

Окремі ВМ у дуже малих кількостях є необхідними для людського організму (*Cu, Se, Cr, Ni*), в той же час, всі інші навіть у малих концентраціях є канцерогенними або токсичними та можуть впливати на центральну нервову систему (*Hg, Pb, Se, As*), нирки, печінку (*Hg, Pb, Se, Cd, Cu*), або шкіру, кістки, зуби (*Ni, Sb, Cd, Se, Cu, Cr*).

ВМ, надходячи з численних природних і антропогенних джерел, можуть викликати забруднення навколишнього середовища [13]. Накопичуючись у ньому, ВМ, через їх біологічну активність та токсичність створюють серйозну небезпеку для живих організмів. Крім того, окремі з них здатні виступати каталізаторами утворення отруйних сполук (*As*) та викликати процеси корозії (*V, Zn, Pb*).

В атмосферному повітрі ВМ знаходяться у формі органічних та неорганічних сполук у вигляді пилу та аерозолів, а також у газоподібному стані (ртуть). При цьому аерозолі свинцю, міді, нікелю і цинку складаються переважно із субмікронних часток діаметром 0,5–1 мкм, аерозолі нікелю і кобальту із крупнодисперсних частинок (понад 1 мкм), які утворюються головним чином під час спалювання дизельного палива. Хімічний склад аерозольних часток та вміст у них важких металів залежить головним чином від характеристик джерел їх надходження в атмосферу.

В ЄС нормативними документами введені жорсткі обмеження вмісту 13 ВМ (*As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl*) у викидах в атмосферу. В США до переліку 189 небезпечних забруднювачів повітря включено 11 металів, які викликають онкологічні захворювання, або мають інший негативний вплив на здоров'я:

(*As, Be, Cd, Co, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se*) (ССТ, 1997)).

"Конвенція ООН про транскордонне забруднення повітря на великі відстані" (1979 р.) та один із її додатків – "Протокол про важкі метали" (1998) обмежують вміст трьох основних шкідливих ВМ – свинцю, кадмію та ртуті у викидах промислових джерел (чорна та кольорова металургія), теплоенергетики, транспорту, сміттєспалювальних заводів.

В Україні Державною гідрометеорологічною службою контролюються концентрації у повітрі таких ВМ: кадмію, марганцю, міді, нікелю, свинцю, хрому та цинку.

2.3.2. Характеристика основних джерел надходження важких металів в атмосферу

Осереднені дані для 15 країн Європейського союзу [14] та розрахунки V.D. Most та C. Veldt для Австрії [15] дають змогу розглянути структуру надходження деяких ВМ у повітря із різних джерел (табл. 2.9). Як видно з даних таблиці, щороку в атмосферу Європи надходить 575 т миш'яку, 203 т кадмію, 245 т ртуті, 4680 т нікелю. Основними джерелами надходження важких металів є підприємства теплоенергетики, промисловість (викиди від спалювання бурого та кам'яного вугілля, мазуту, інших видів палив на промислових підприємствах), транспорт та спалювання сміття. З викидами підприємств теплоенергетики надходить 48% миш'яку, 35% нікелю, 18% ртуті. Помітна кількість миш'яку і ртуті (відповідно 31% і 20%) надходить за рахунок використання різних видів палива в промисловості. Транспорт є джерелом надходження у повітря 22% кадмію та 36% нікелю (внесок автомобільного транспорту становить 17% кадмію і лише 6% нікелю).

Значний інтерес являють собою і розрахунки V.D. Most та C. Veldt для Австрії [15], що представлені в табл. 2.10.

Дані цієї таблиці переконливо свідчать про домінування всього двох джерел (чорна металургія та спалювання різних видів палив) у структурі надходження ВМ у атмосферу.

Таблиця 2.9.

Осереднені дані надходження ВМ у атмосферне повітря
від різних галузей промисловості та транспорту
у 15 країнах ЄС (за даними [14])

Галузь	<i>As</i>		<i>Cd</i>		<i>Hg</i>		<i>Ni</i>	
	т/рік	%	т/рік	%	т/рік	%	т/рік	%
Чорна металургія	35	6	37	18	7	3	142	3
Кольорова металургія	16	3	29	14	3	1	13	0
Переробка нафти	-		-		-		1	0
Виробництво лугів	-		-		28	12	-	
Цементна промисловість	4	1	2	1	38	15	20	0
Виробництво скла	7	1	1	0	0	0	10	0
Переробка сміття	3	0	16	8	39	16	27	1
Транспорт (усі види)	2	0	44	22	0	0	1759	36
Автомобільний транспорт (згорання палива)	-		34	17	0	0	270	6
Автомобільний транспорт (інші джерела)	-		3	1	-		9	0
Теплоенергетика	277	48	19	9	43	18	1681	35
Комунальні підприємства	38	7	10	5	13	5	129	3
Промислове використання палива	177	31	29	14	33	13	970	20
Спалювання бурого вугілля	66	11	9	4	14	6	81	2
Спалювання кам'яного вугілля	52	9	2	1	9	4	70	1
Спалювання мазуту	51	9	12	6	2	1	805	17
Спалювання інших видів палива	9	2	6	3	9	4	15	0
Внесок інших галузей	17	3	17	8	39	16	108	2
ВСЬОГО	575	100	203	100	245	100	4860	100

Таблиця 2.10
Емісія ВМ різними галузями виробництва та транспорту Австрії у атмосферне повітря
(за даними V.D. Most та C. Veldt, 1993)

Джерело надходження/ Виробництво	Миш'як, кг/рік	%	Кадмій, кг/рік	%	Хром, кг/рік	%	Ртуть, кг/рік	%	Свинець, кг/рік	%
Виробництво заліза та сталі	1101	34	1373	35	6485	54	377	34	90708	16
Кольорова металургія	360	11	210	5	0	0	29	3	11422	2
Спалювання різних видів палив (теплоенергетика та ін.)	1600	50	1609	41	2562	22	491	44	61865	11
В т.ч. камяне вугілля	600		51		319		301		1542	
Мазут	772		772		1930		0		1003	
Дизельне паливо	0		116		0		0		46298	
Бензин	0		140				0		0	
Бензин (Pb)									174000	30
Спалювання сміття	20	<1	8	<1	22	<1	185	17	82	<1
Керамічна промисловість	112	4	262	7	1152	10	22	2	10662	2
Вт.ч. виробництво цементу	59		196		98		0		5393	
Виробництво скла	53		66		1054		22		5269	
Зношування шин:										
Легкові автомобілі	0		175	44	700	6				
Вантажні автомобілі	0		282	71	1016	8.5				
Всього	3193	1000	3919	1000	11937	100	1104	100	570477	100

До викидів металургійної промисловості належать викиди агломераційних фабрик, фабрик окатишів, доменних печей та металургійних підприємств, які найчастіше працюють за технологією киснево-конверторного виробництва. Вміст важких металів у їх викидах залежить від складу сировини та добавок (легуючих металів), які додаються у процесі виплавки. Більшість ВМ надходить у повітря разом із завислими речовинами [16].

Однак слід звернути увагу, що й інші джерела емісії ВМ здійснюють помітний внесок у загальну структуру їх надходження. Зокрема використання етильованого бензину (дані 1993 р.) призвело до надходження в атмосферу 30% свинцю, зношення автомобільних шин було джерелом надходження 11,5% кадмію і 14,5% хрому, а спалювання сміття привнесло 17% ртуті від її загального надходження із антропогенних джерел в атмосферу [15].

2.3.3. Теплоенергетика як джерело ВМ

За величиною валового надходження ВМ у атмосферу перше місце посідає не чорна металургія, а теплоенергетика, адже, обсяги викидів численних підприємств теплоенергетики, значно перевищують обсяги викидів металургійних підприємств. Спалювання вугілля та мазуту, які до цього часу переважають у паливній структурі більшості країн світу, є головним джерелом надходження в атмосферу багатьох металів. Наприклад, за даними 1996 р. навіть у розвинутих країнах Європи значна кількість теплових електростанцій працювала на вугіллі: Німеччина – 55%, Велика Британія – 40%, Чехія – 73%, Польща – близько 100% [17].

У вугіллі та нафті присутні практично всі відомі метали. У кам'яновугільній сажі, наприклад, за даними Бондарева Л.Г. (1984), встановлена наявність 70 елементів. В 1 т вугільної сажі в середньому міститься по 200 г цинку і олова, 300 г кобальту, 400 г урану, по 500 г германію і миш'яку. Максимальний вміст стронцію, ванадію, цинку і германію може досягати 10 кг на 1 т. Тому, враховуючи масштаби використання викопного палива, Бондарев Л.Г. приходить до наступного висновку: не металургійне виробництво, а саме

спалювання вугілля є головним джерелом надходження багатьох металів в навколишнє середовище. Наприклад, при щорічному спалюванні 2,4 млрд. т кам'яного і 0,9 млрд. т бурого вугілля разом із сажею розсіюється 200 тис. т миш'яку та 224 тис. т урану, в той час, коли їх світове виробництво становить відповідно 30 і 40 тис. т щороку [18].

За оцінками фахівців [19] три чверті величини щорічної емісії антропогенної ртуті надходить за рахунок спалювання викопних палив, особливо вугілля на теплових електростанціях. Понад 50% усіх антропогенних викидів ртуті здійснюється в Індії, Китаї, Північній і Південній Кореї.

Вміст важких металів у вугіллі зазвичай на кілька порядків вищий, ніж в нафті або в природному газі. Спалювання вугілля в котельних електростанцій і промислових підприємств є основним джерелом антропогенних викидів ртуті, миш'яку, інших ВМ (табл.2.11, табл.2.12).

Таблиця 2.11

Вміст ВМ (частинок на млн⁻¹) у кам'яному вугіллі деяких країн світу (за даними [20])

Тип вугілля	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Hg</i>	<i>Ni</i>
Бітуміноване (осереднені світові дані)	1,5 – 15	0,2 - 10	0,02 - 10	15 - 20
Напівбітуміноване (осереднені світові дані)	15 - 55	0,9 – 2,6		2,0 - 44
Польща(бітуміноване)	0 - 40	0 - 4		6 -30
Німеччина (бітуміноване)	1.5 - 50	<1,3 -10	<0,7 -1,4	15-95

Таблиця 2.12.

Викиди ВМ у атмосферне повітря тепловими електростанціями, що працюють на вугіллі (за даними [21])

Вид палива	Емісія металів у атмосферу, г/т спаленого палива			
	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Hg</i>	<i>Ni</i>
Кам'яне вугілля	0,03-0,3	0,003-0,01	0,05-0,2	0,03-0,04
Буре вугілля	0,03-0,4	0,002-0,004	0,05-0,2	0,02-0,04

У продуктах згорання вугілля ВМ можуть перебувати у різних формах. Наприклад, цілий ряд речовин може

знаходиться у газоподібному стані: *As* у формі сполук AsO , As_4O_6 і As_2O_5 ; *Cd* – у елементарній формі та оксиду CdO ; *Cr* – у вигляді $CrOOH$, CrO_2OH , CrO_2OH , $CrO_2(OH)_2$, *Hg* – у елементарній формі, *Pb* – в елементарній формі та у формі PbO , *Sb* – у формі SbO , *Se* – у формі SeO_2 , *V* – у формі VO_2 , *Zn* – в елементарній формі. *Co*, *Cu*, *Ni* та частково *Cr* не переходять в газоподібну фазу і знаходяться у частинках сажі ($PM_{2.5}$) у вигляді слідових феритових часток типу AB_2O_4 , де $A^{2+} = Fe, Mg, Ni, Co, Cu$; $B^{3+} = Al, Fe, Cr$.

Кількість леткої сажі у викидах залежить також від технології спалювання вугілля. При використанні котлоагрегатів з колосниковими ґратами утворюється 20–40% леткої сажі, при спалюванні вугілля в киплячому шарі – 15%; у котлоагрегатах з твердим шлаковидаленням (спалювання пилоподібного вугілля) – 70–100% від загальної кількості сажі.

Як свідчать дані табл. 2.13, у викидах теплових електростанцій реєструється досить високий вміст ВМ. За рахунок спалювання мазуту в повітря надходить значна кількість нікелю та ванадію, а за рахунок спалювання вугілля – широкий спектр ВМ з підвищеним вмістом ртуті, миш'яку, хрому, марганцю, свинцю, цинку.

2.3.4. Спалювання побутового сміття (сміттєспалювальні заводи-ССЗ).

Інвентаризація джерел викидів ВМ у 15 європейських країнах (табл.2.9), свідчить про високий рівень небезпеки викидів ССЗ у повітря, які характеризуються високою часткою надходження ртуті (16%), кадмію (8%) та інших металів. Але, крім них, в атмосферу надходить із продуктами згорання (гази, сажа) ціла низка надзвичайно шкідливих ВМ (табл. 2.14) [24].

Коефіцієнти концентрації показують у скільки разів концентрація ВМ у викидах ССЗ перевищує його вміст у звичайному повітрі. Табл. 2.14 свідчить про те, що у викидах ССЗ вміст ВМ у тисячі разів більший, ніж у звичайному повітрі. Враховуючи, що ССЗ з року в рік нарощують свої потужності, це може призвести до значного зростання ВМ у повітрі тих міст, де такі технології переробки сміття використовуються.

Таблиця 2.13

Надходження ВМ з викидами деяких великих (35 – 600 МВ) теплових електростанцій (Фінляндія), що використовують різні види палива (за даними [22, 23]).

	Величина емісії, мкг/МДж			
	Розпилений мазут	Пилоподібний торф	Торф (печі з колосниковими ґратами)	Пилоподібне вугілля
<i>Hg</i>	0,0011	0,11	0,10	0,12
<i>As</i>	1,5	<1,5-2,3	2-10	2-39
<i>Be</i>	<0,004	0,05	0,1-1,5	5
<i>Cd</i>	0,008	<0,002-0,13	0,8-4	0,5-1,8
<i>Co</i>	3	0,3-1,2	0,06-0,2	1-22
<i>Cr</i>	3	3-79	0,6-3	8-230
<i>Mn</i>	<14	10-26	17-31	2-230
<i>Mo</i>	3	<1-11	<0,07-0,9	<1-41
<i>Ni</i>	310-540	<33-54	<1-5	<15-170
<i>Pb</i>	5	3-4	40-200	20-120
<i>V</i>	1300	4-6	0,7-7	10-88
<i>Zn</i>	15	<6-12	7-37	20-220

Таблиця 2.14

Вміст ВМ в продуктах спалювання твердих побутових відходів різних міст

ВМ	Газоподібні продукти згорання		Сажа	
	Вміст, %	Коефіцієнт концентрації	Вміст, %	Коефіцієнт концентрації
Вісмут	0,0003–0,0013	300–1300	0,01	10000
Срібло	0,0006–0,0021	86–300	0,003–0,01	430–1430
Олово	0,02–0,18	80–720	0,22–0,3	880–1200
Свинець	0,155–0,186	97–116	0,45–1	281–625
Кадмій	0,0005–0,0012	38–923	0,005–0,01	380–770
Сурма	0,003–0,009	60–180	0,01–0,02	200–400
Мідь	0,15–0,4	32–85	0,07–0,3	15–64
Цинк	0,18–0,56	22–68	0,1–3	120–360
Хром	0,06–0,16	7–20	0,08–0,6	10–200
Ртуть	0,00004–0,00009	5–10	–	–

Аналіз технологічного циклу ССЗ показує, що не всі ВМ у однаковій мірі надходять у повітря. Так, майже все залізо (99%) йде у шлаки, мідь частково летить з сажею і сприяє, як каталізатор, утворенню діоксинів у зоні охолодження газів. У повітря надходить також 72% ртуті та 12% кадмію. ВМ осідають навколо ССЗ, утворюючи пляму забруднення, у якій відбувається активна міграція ВМ в усі компоненти навколишнього середовища.

В багатьох країнах тверді горючі побутові та промислові відходи використовуються як дешеве додаткове паливо для цементних заводів. Дослідження [25] показують, що в цих відходах може міститися значна кількість ВМ (табл.2.15).

Таблиця 2.15

Вміст ВМ (мг/кг) у горючих побутових відходах

ВМ	Тверді побутові відходи	Відходи деревини	Відходи паперу
<i>Hg</i>	<15		~0,08
<i>As</i>	0,5-500		
<i>B</i>	<0,5		~0,5
<i>Be</i>	1-40		~0,08
<i>Cd</i>	<100	~0,5	~0,7
<i>Co</i>	<20		
<i>Cr</i>	<1500	1-4	~6
<i>Cu</i>	<2500	~15	~18
<i>Mn</i>	<1000		~27
<i>Ni</i>	<5000	<20	~7
<i>Pb</i>	<2500	<50	~8
<i>Sb</i>	<80		~5
<i>Se</i>	<10		~0,08
<i>Sn</i>	3-100		~8

Щоб зменшити можливі викиди цих шкідливих речовин у повітря, у розвинутих країнах почали вводити обмеження на асортимент спалюваних відходів за вмістом у них ВМ [25]. В табл. 2.16 наведені нормативи вмісту ВМ у горючих побутових і промислових відходах, які спалюються під час виробництва цементу у Німеччині.

Таблиця 2.16

Середні та максимально допустимі концентрації ВМ у горючих побутових і промислових відходах, які спалюються у під час виробництва цементу у Німеччині

ВМ	Середні величини (зона печі), частинок · млн ⁻¹	Максимально допустимі концентрації (зона завантаження), частинок · млн ⁻¹
<i>Cd</i>	3,0	5
<i>Tl</i>	1,0	2
<i>Hg</i>	0,6	1
<i>Sb₂S₃</i>	25,0	60
<i>As</i>	9,0	20
<i>Pb</i>	50,0	100
<i>Cr</i>	40,0	120
<i>Co</i>	8,0	15
<i>Cu</i>	100,0	150
<i>Mn</i>	50,0	150
<i>Ni</i>	50,0	100
<i>Va</i>	10,0	20
<i>Zn</i>	10,0	40
<i>Be</i>	0,4	2
<i>Se</i>	5,0	10
<i>Te</i>	5,0	20

Забруднення повітря ВМ відбувається також під час спалювання біомаси, лісових пожеж. Так, за даними Інституту хімії наукового товариства Макса Планка (м. Майнц, Німеччина) щороку внаслідок спалювання біомаси в атмосферу надходить 210–750 т ртуті, що складає 3–11% сумарного надходження цього металу.

2.3.5. Автомобільний транспорт

Оцінюючи роль автомобільного транспорту у забрудненні атмосфери, державні служби моніторингу та органи державної статистики беруть до уваги лише основні забруднювальні компоненти відпрацьованих газів автомобільних двигунів: окис вуглецю (70% вмісту), вуглеводні (до 19%), окиси азоту (9%) (табл. 2.17).

Таблиця 2.17

Маса викидів при спалюванні різних видів палив в автомобільних двигунах, г/кг [26]

Компоненти відпрацьованих газів	Бензин	Дизельне пальне	Природний газ	Газодизельна суміш
Монооксид вуглецю CO	380 – 420	20 – 30	130 – 150	130 – 150
Оксиди азоту NO_x	35 – 45	20 – 30	20 – 25	15 – 20
Вуглеводневі сполуки C_xH_y	35 – 40	5	25	25 – 30

Хоча добре відомо, що до складу відпрацьованих автомобільних газів входить близько 200 забруднювальних речовин, серед яких і ціла низка ВМ.

Крім того, ВМ надходять в навколишнє середовище не тільки з відпрацьованими газами, а й з продуктами руйнування гальмівних колодок, автомобільних шин та дорожнього полотна.

Цілком імовірно, що випадки збільшення в останні роки вмісту ВМ у атмосферному повітрі деяких міст України [27] може бути викликано саме збільшенням частки автомобільного транспорту у структурі викидів забруднювальних речовин в атмосферу.

За даними досліджень виконаних у Великій Британії [28] складена табл.2.18, що характеризує структуру викидів ВМ у атмосферу за рахунок автомобільного транспорту.

Таблиця 2.18

Структура викидів ВМ у атмосферу за рахунок автомобільного транспорту у Великій Британії за 2006 р.(складено за даними звіту National Atmospheric Emissions Inventory)

Метал	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Se	Va	Zn	Be
Викиди, т	0,3	0,4	1,4	2,0	3,0	0,1	7,0	8,4	461	0,7	3,7
Частка джерела, %	2	10	4	3	3	1	4	17	46	0	41

За даними [29] автомобільний транспорт вносить у загальну емісію ВМ у атмосферне повітря Швеції 90% *Cd*, 40% *Cu*, понад 99% *Cr* і *Ni*, 85% *Pb* та 80% *Zn*, якщо брати до уваги процеси гальванізації при виробництві автомобільних частин.

ВМ у відпрацьованих газах автомобілів. У відпрацьованих газах автомобілів, що працюють на бензині, міститься свинець, ванадій і кобальт, а в тих, що використовують дизельне пальне – ванадій, мідь, нікель та хром [30]. Вміст ВМ у відпрацьованих газах регулюється їх вмістом у автомобільному паливі, яке, в свою чергу, залежить від складу сировини нафти, з якої його переробляють. В сирій нафті та в усіх продуктах її переробки практично завжди міститься ванадій, кобальт, мідь та нікель. Свинець додається в етильовані сорти бензину як антидетонаційна присадка, сполуки хрому та міді додаються в дизельне пальне для зменшення кількості сажі у складі відпрацьованих газів.

Найбільш вивченим представником ВМ у відпрацьованих газах є свинець. Вміст свинцю в етильованому бензині оцінюється величиною 0,4–0,9 г/л; в результаті згорання 1 л такого бензину в навколишнє середовище надходить 200–400 мг свинцю [30].

Накопичення свинцю в навколишньому середовищі призвело до негативних наслідків для здоров'я населення. Тому вже з середини 70-х рр. минулого століття багато країн почало переходити на використання неетилюваного бензину. Проте, в країнах СНД цей процес йде досить повільно. Наприклад, в Росії в 1992 р. частка неетилюваного бензину становила лише 26,8%, у 1995 р. – 46,9%, у 2000 р. – 65% [31].

В західних країнах перехід до використання неетилюваного бензину відбувався швидше і наслідки цього відразу ж відобразилися на якості атмосферного повітря. Наприклад, за рахунок цього у США протягом 1980 – 2008 рр. вдалося знизити вміст свинцю у атмосферному повітрі на 91% [32]. У Великій Британії вміст свинцю у бензині було зменшено з 1970 р. по 2006 р. на 99%, концентрація *Pb* у ньому зменшилася від 0,34 до 0,143 г/дм³ у 1986 р. [28]. Часову динаміку величин емісії ВМ у атмосферне повітря Великої Британії характеризує табл. 2.19, що складена авторами за даними звітів National Atmospheric Emissions Inventory.

Таблиця 2.19

Часова динаміка величин емісії ВМ у атмосферне повітря,
т/рік (на прикладі Великої Британії)

ВМ	1970 р.	1980 р.	1990 р.	2000 р.	2006 р.
<i>As</i>	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3
<i>Cu</i>	1,5	1,6	1,8	1,6	2
<i>Pb</i>	6421	7486	2163	3	3
<i>Se</i>	4,6	6	8,3	8,6	8,6
<i>V</i>	145	167	297	386	455

Дані цієї таблиці підтверджують тотальне зменшення вмісту свинцю у викидах автомобільного транспорту, значне збільшення викидів ванадію та селену, помірне зростання концентрації міді. Що стосується інших металів, то зміна величин їх надходження у повітря не була суттєвою за цей період.

На автотранспорт припадає 59% від сумарних викидів ванадію. Це пояснюється наявністю цього металу у автомобільних паливах. Його вміст у бензині та дизельному пальному сягає 100 мг/кг, а у відпрацьованих газах бензинових та дизельних двигунів відповідно 0,1–0,2 мг/кг та 10–15 мг/кг [30]. За даними National Atmospheric Emissions Inventory автомобільні палива є джерелом 98% викидів *V*, які утворюються під час спалювання різних видів палив. Викиди *V* помітно зросли протягом 2001–2006 рр. (на 21%) у зв'язку із різким зростанням кількості дизельних автомобілів у Великій Британії.

Вміст міді у деяких паливах може досягати 20 мг/л, крім того мідь додають в дизельне паливо в кількості до 2,5 г/кг, що приводить до досить високих концентрацій міді у відпрацьованих газах автомобільних двигунів (2 мг/м³).

Вміст нікелю в нафті досягає 75 мг/кг, а в дизельному паливі складає 0,1–0,25%. Концентрація *Ni* у повітрі урбанізованих районів Європи з щільним дорожнім рухом становить 1.4–13 нг/м³. Оцінюючи вміст цього металу у повітрі міст, слід враховувати можливий вплив наявних промислових джерел (телові електростанції, що працюють на вугіллі, мазуті,

нафтопереробні заводи, підприємства чорної та кольорової металургії).

Надходження Cd з відпрацьованими газами автомобілів у атмосферу Європи оцінюється у 18% (36,6 т) від його сумарного надходження у 1990 р. [33]. Викиди Cd різними категоріями автомобілів оцінюються величиною 0,01 мг/кг палива [34].

Надходження ВМ у результаті зношування шин та гальмівних колодок. Джерелом Cd є також зношування автомобільних шин, до складу яких входить цей метал. Найбільш суттєвим джерелом Cd є використання оксиду цинку для виробництва шин, в якому зазвичай присутні домішки Cd у концентрації 300 частинок на $млн^{-1}$. Вміст Cd у шинах коливається від 5 до 15 частинок на $млн^{-1}$. У Великій Британії внесок зношування шин у надходження Cd становить 1% від сумарного його надходження в атмосферу (за даними UK National Atmospheric Emissions Inventory, 1999).

Цинк (у вигляді оксиду – ZnO) використовується як наповнювач гуми, із якої виготовляють автомобільні шини. Зношення автомобільних шин є джерелом 20% (90,5 т) сумарного надходження Zn в атмосферу у Великій Британії у 2006 р. [28]. В автомобільних шинах міститься до 2% ZnO від ваги шини.

Шведські вчені виявили в придорожніх ґрунтах 18 автомобільних доріг вміст 7 ВМ, що є типовими для викидів автотранспорту (Cd , Cr , Cu , Ni , Pb , Sb і Zn) [35]. Ними було встановлено, що вміст Cu та Sb зріс у придорожніх ґрунтах у 8 разів в порівнянні з фоном. Вчені вважають, що типовим джерелом надходження Cu та Sb є гальмівні колодки автомобілів. Sb використовується як матеріал-наповнювач гальмівних колодок у вигляді антимону (Sb_2S_3) і за останніми даними є дуже небезпечним для здоров'я людини, виявляючи канцерогенну дію [36].

На прикладі Стокгольму (Швеція) було встановлено і кількісно оцінено основні шляхи емісії Sb в атмосферне повітря [37]. Величина сумарної емісії була оцінена в 720 кг/рік і майже повністю формувалася за рахунок одного джерела – зношення гальмівних колодок автомобілів (710 кг/рік). Решта надходила

за рахунок текстильної промисловості (4,5 кг/рік), зношення шин (1,4 кг/рік), спалювання пляшок з терефталатного поліетилену (PET) та пакувальних матеріалів [38].

Автомобільні шини є джерелом дрібних завислих речовин (ЗР) (органічний та неорганічний вуглець із абсорбованими сполуками), діаметр яких не перевищує 10 мікрон (PM_{10}), що утворюються в результаті їх зношування. Європейське природоохоронне агентство (EEA) [39] та M. Gustavsson [40] оцінюють емісійні характеристики за завислими частками таким чином: приватні автомобілі 24–360 мг на 1 км шляху, пікапи – 53–112 мг/км, вантажні автомобілі – 136–1403 мг/км. Разом із цими ЗР в атмосферу надходить і значна кількість ВМ: на кожен кілограм ЗР припадає 5–10 мг кадмію, близько 100 мг хрому, 75 мг нікелю, 60–760 мг свинцю.

Згідно директиви Європейського парламенту та ради [41], матеріали та комплектуючі частини автомобілів, що випускаються з липня 2003 р. не повинні містити свинцю, ртуті, кадмію і шестивалентного хрому. Гальмівні колодки є одним із компонентів, які стали виключенням із цих обмежень.

Джерелом надходження ВМ у повітря є також і дорожнє покриття, до складу якого входять цинк, нікель, мідь, ванадій, молібден, свинець та хром [30].

Література до розділу 2:

1. Cavendish H. Experiments on Air // Philosophical Transactions of the Royal Society of London. – 1784. – № 74. – P. 119 – 153.
2. Sigrun M. Globale Auswirkung des Straßenverkehrs auf die chemische Zusammensetzung der Atmosphaere. Dissertation: Institut fur Physik der Atmosphaere Deutsches Zentrum fuer Luft- und Raumfahrt (DLR) e.V.– 2003. – 173 c.
3. Wayne R. Chemistry of Atmospheres. – Oxford: University Press., 2006. – 775 p.
4. Seinfeld John H., Pandis Spyros N. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change.– 2nd ed. – New Jersey: John Wiley & Sons, 2006. – 1248 p.
5. Umbria A., Galan M., Munoz M., Martin R. Characterisation of

atmospheric particles: analysis of particles in the campo de Gibraltar// *Atmosfera*. - 2004. -Vol.33.-P. 191-206.

6. Boucher O., Pham M. History of sulphate aerosol radiative forcings // *Geophysical Research Letters*. – 2002. – Vol. 29. – No. 9, p. 1029 – 1045.

7. Довгань І.В., Сафранов Т.А. Основи екологічної хімії: Конспект лекцій. – Одеса: ОДЕКУ, 2003. – 61 с.

8. Сніжко С. Стійкі органічні речовини та їх вміст у компонентах навколишнього середовища // *Планета без CO₂*. Київ. – 2005. - С. 135-143.

9. Ames B., Swirski G. Falsche Annahmen ueber die Zusammenhaenge zwischen der Umweltverschmutzung und der Entstehung von Krebs // *Angew. Chemie*.– 1990.– № 102.– S. 1233-1246.

10. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості води. – К.: Ніка-Центр, 2001. -264 с.

11. Pesticides in the Atmosphere //U.S. Geological Survey, Fact Sheet FS-152-95. [Електронний ресурс]. – режим доступу: http://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/pubs/fs152-95/atmos_4.html – назва з екрану.

12. John H. Duffus «„Heavy metals“ a meaningless term? (IUPAC Technical Report)» // *Pure and Applied Chemistry*. – 2002. – Vol. 74. – Pp. 793—807.

13. *A Dictionary of Chemistry*. Oxford University Press, 2000.– 280 p.

14. The European Atmospheric Emissions Inventory of Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants for 1990. – UBA-TNO Report. –Bonn. –1991. – 158 p.

15. Van Der Most and Veldt C. Emission Factors. Manual. Netherlands Ministry of Housing, Physical Planning, and the Environment. –1992. – 80 p.

16. Протокол по тяжелым металлам к Конвенции 1979 года о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.un.or> – Назва з екрану.

17. Economic Evaluation of Air Quality Targets for Heavy Metals. European Commission.- Entec:UK Limited.-2001.-235 p

18. Гадаскина И.Д., Толоконцев Н.А. Яды – вчера и сегодня. – Л.: Наука, 1988. – 204 с.

19. Bergin M.S., West J.J., Keating T J., and Russell A.G.

Regional Atmospheric Pollution And Transboundary Air Qualitymanagement // Annu. Rev. Environ. Resour. – 2005. – Vol. 30. –P. 1–37.

20. Swaine, D.J. Trace elements in coal. – London: Butterworths, 1990.– 325 p.

21. Swaine D.J. Modern methods in bituminous coal analysis // Critical reviews in Analytical Chemistry. - 1985. – Vol. 15. – issue 4.

22. Emission inventory guidebook. -1996. B.111-58. - 101 p.

23. Zevenhoven R., Kilpinen P. Control of pollutants in flue gases and fuel gases. Report TKK-ENY-4. 2nd edition. Espoo/Turku, Finland. –2002. – 298 p.

24. Huotari, J., Vesterinen, R. Muut polton päästöt// In: Poltto ja palaminen. - IFRF Finland: Gummerus, Jyväskylä, Finland. -1995. - 485 p.

25. Vassilev, S.V., Braekman-Danheux, C., Laurent, Ph., Thiemann, T., Fontana, A. Behaviour, capture and inertisation of some trace elements during combustion of refuse-derived char from municipal solid waste. – Fuel. -1999. – Vol. 78. – p. 1131-1145.

26. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 році, підготовлена Міністерством охорони навколишнього природного середовища України. [Електронний ресурс]. – режим доступу: http://www.menr.gov.ua/cgi-bin/go?node=NAC_dop_p_NPS – назва з екрану.

27. Шевченко О.Г. Дослідження тенденцій зміни стану якості атмосферного повітря міста Києва // Сучасні проблеми екології та геотехнологій:Житомир. -2008. – С. 35–38.

28. UK Emissions of Air Pollutants 1970 to 2006. AEA Oxfordshire: Gemini. – 2008 . – 194 P.

29. Bergback B., Johansson K., Mohlander U. Urban metal flows: a case study of Stockholm //Water Air Soil Pollution.- 2001. -Vol. 1 - p. 3–24.

30. Воробьев А.Е., Сарбаев В.И., Дьяченко В.В., Шилкова О.С. Транспортные магистрали как источник загрязнения окружающей среды. – М.: МГИУ, 2000. – 52 с.

31. Доклад о свинцовом загрязнении окружающей среды РФ и его влиянии на здоровье населения. – М.: РЭФИА, 1997. – 48 с.

32. Lead Air Trends Air & Radiation EPA.htm [Електронний

ресурс]. – Режим доступу: <http://www.epa.gov/air/lead/> – Назва з екрану.

33. Berdowski J., Baas J., Bloos J., Visschedijk A., Zandfels, P. The European Atmospheric Emission Inventory of Heavy Metals and Persistent Organic Compounds for 1990. –Umweltbundesamt. -1997. -256 p.

34. Concawe R. Emission Inventory Guidebook. – London: Road Transport, 1999. – 320 p.

35. Hjortenkrans D., Bergbäck B., Häggerud A. New Metal Emission Patterns in Road Traffic // Environmental Monitoring and Assessment. – 2006. – Vol. 117. – P. 85–98.

36. Uxekull O., Skerfving S., Doyle R. Braungart M. Antimony in brake pads - a carcinogenic component? // Journal of Clean Produktion.-2005. – Vol. 13, - P. 19-31.

37. Månsson N., Hjortenkrans D., Bergbäck B., Sörme L., Häggerud A. Sources of antimony in an urban area // Environmental Chemistry. - 2009. – Vol. 6(2). -P. 160–169.

38. Hjortenkrans D., Bergbäck B., Häggerud A. Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005 // Environmental Science Technology. -2007. – Vol. 41. – Pp. 5224-5230.

39. Emission Inventory Guidebook. – Copenhagen: European Environmental Agency, 2004. – P. 240.

40. Gustavsson, M. Icke-Avgasrelaterade Partiklar i Vägmiljön // VTI message. – Vol. 910. – P. 123-135.

41. Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2000/53/EG av den 18 September 2000 om Uttjänta Fordon; Europeiska gemenskapens officiella tidning (SV), 2000. – P. 124.

РОЗДІЛ 3

ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ ДОСЛІДЖЕНЬ, ВИХІДНИХ ДАНИХ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Характеристика території досліджень

3.1.1. Фізико-географічні та кліматологічні умови формування забруднення атмосферного повітря у м. Києві

Клімат є результатом складної взаємодії різноманітних процесів, що відбуваються в географічній оболонці Землі. Основними факторами клімату вважають сонячну радіацію, загальну циркуляцію атмосфери та характер підстильної поверхні. В умовах сучасного мегаполісу на формування його клімату, крім природних кліматотворчих чинників, впливає низка інших. Клімат тут формується як результат взаємодії атмосферних процесів і локальних особливостей самого міста. Погодні умови міста та заміських територій відрізняються завдяки властивостям підстильної поверхні та фізичного стану атмосфери.

Чим більшою є різниця характеристик підстильної поверхні у місті та за його межами, тим сильніше проявляються мікрокліматичні неоднорідності. Мікрокліматичні урбаністичні особливості зумовлені географічним положенням і фізико-географічними умовами місцевості, різноманітністю ландшафтів, щільністю забудови та її висотою, співвідношенням твердого покриття та озелененої території, наявністю великих водойм на міській території чи поблизу. Антропогенний вплив міста на мікроклімат зумовлений промисловим виробництвом, роботою автотранспорту, ТЕЦ.

Формування урбаністичного мікроклімату відбувається внаслідок зміни характеристик підстильної поверхні, забруднення приземного шару атмосфери, виділення додаткового тепла внаслідок діяльності промисловості та транспорту.

Викиди газоподібних забруднювальних речовин та аерозолів в атмосферу міста зменшують надходження сумарної

сонячної радіації на 10–15%, а ультрафіолетової – на 40% [1]. Наявність у викидах парникових газів (вуглекислий газ, метан, тощо) створює парниковий ефект – зменшує ефективне випромінювання, повертаючи частину довгохвильового випромінювання назад до поверхні землі.

У повітрі міст міститься у 15–20 разів більше аерозолів, ніж у сільській місцевості. Вони є ядрами конденсації водяної пари, яка відбувається в цих умовах навіть при вологості нижче 100%.

Клімат міста та розповсюдження забруднювальних речовин у межах урбанізованої території значною мірою залежить від характеру та висоти забудови, її просторової протяжності. Структура міської забудови, що збільшує шорсткість поверхні, спричинює зміни характеристик турбулентності, швидкості і напрямку вітру [2]. В межах забудованої території речовинно-енергетичні потоки атмосфери набувають особливі специфіки. Вчені-урбометеорологи на основі детальних мікрокліматичних досліджень встановили [3–5], що на відміну від класичного граничного шару атмосфери (ГША) граничний шар атмосфери урбанізованої території є набагато складнішим завдяки цілому ряду специфічних особливостей та процесів, що в ньому відбуваються (рис. 3.1). Останнім часом приділяється багато уваги вивченню його структури та динаміки.

Планетарний граничний шар (PBL – англ.) плоскої гомогенної території розділяється на приземний шар (Surface Layer, SL – англ.) та шар змішування (Mixing Layer, ML – англ.) (рис.3.1,а).

Потужність приземного шару становить близько 10% граничного шару.

Структура міської атмосфери більш складна (рис. 3.1, б). Це спричинено впливом забудови території на формування потоків повітряних мас. Зокрема, додатково виділяється міжбудинковий шар повітря, тобто шар повітря від поверхні землі до дахів будинків, який має назву шар перешкод (ШП). В німецькомовній літературі він так і називається – "міський шар перешкод" (Stadthindernisschicht – нім.), а в англomовній літературі – "піддаховий шар" (Urban Canopy Layer, UCL – англ.). Це нижня частина так званого міського шару тертя (МШТ) – (Stadtreibungsschicht – нім., або Urban Roughness Sublayer, URS – англ.).

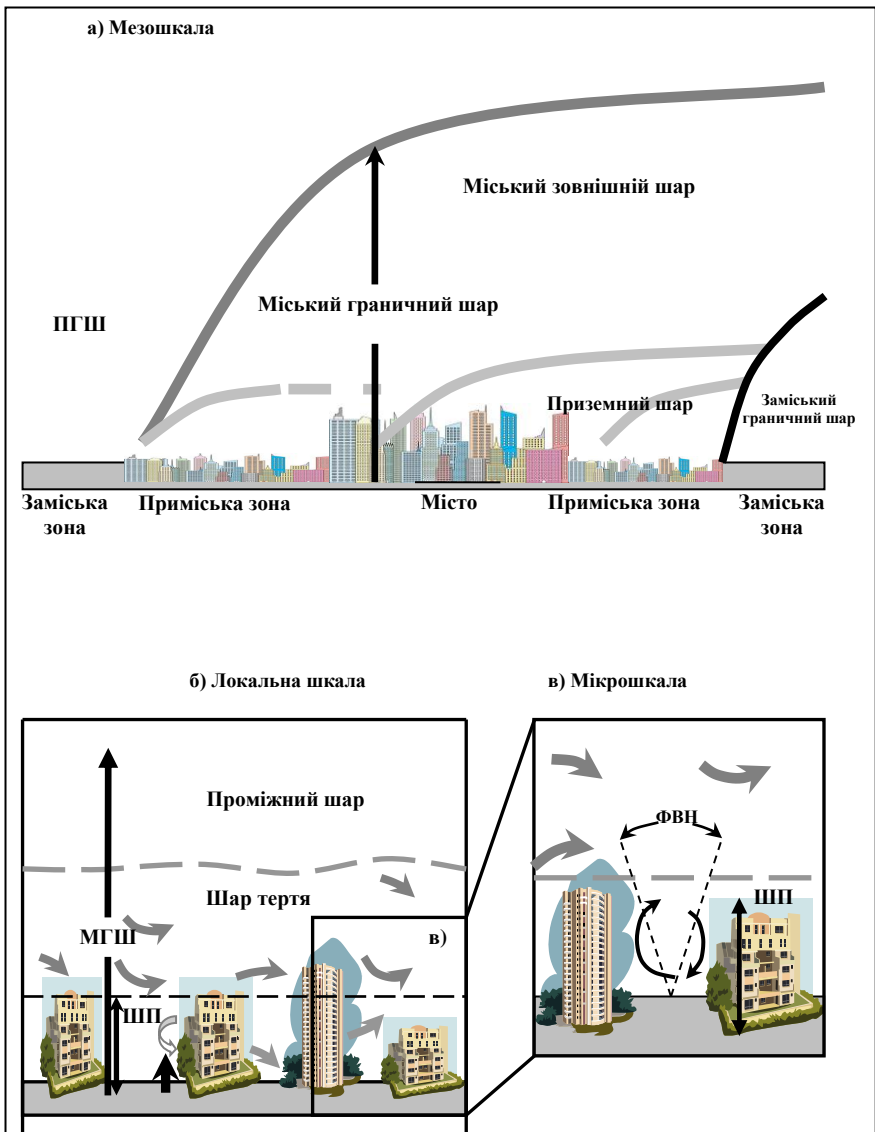


Рис. 3.1. Структура міського граничного шару з позначеннями та назвами різних прошарків (за Kuttler W., 2004; змінений варіант Оке, 1987).

Повітряні потоки всередині міського шару тертя значною мірою залежать від особливостей місцевості і розміщення перешкод. Підвищення шорсткості, завдяки висотній забудові, трансформує напрямок та швидкість вітру. Крім того, формування потоків тепла та забруднювальних речовин в межах забудови дуже залежить від умов формування радіаційного балансу окремих міських територій. Темний асфальт вулиць та багаторазове відбиття (поглинання) радіації стінами будинків призводить до зменшення альбедо міста на 5–10%. Велика теплоємність будівельних матеріалів створює своєрідну теплову інерцію: місто повільніше нагрівається і повільніше охолоджується.

Велике значення має так званий "фактор відкритого неба" (ФВН) (Sky View Factor – англ.) (рис. 3.1, в) [6]. Будинки створюють додаткову закритість горизонту, зменшують тривалість сонячного сяяння, створюють локальні області застою повітря. Величини ФВН за даними Meyer et al. [7], які були розраховані для м. Мюнхена, але характеризують основні типи забудови, становлять: 0,25 – для забудованих дворів центру міста (коефіцієнт закритості – 80%; 0,15 – парки (літо), 0,65 – парки (зима), коефіцієнт закритості 20%; 0,55 – передмістя (літо), 0,80 – передмістя (зима), коефіцієнт закритості 5%.

З одного боку, в межах ШП короткохвильове випромінювання сонця не в повній мірі досягає земної поверхні, відбиваючись багаторазово від різних перешкод, стін будинків. З іншого боку, довгохвильове випромінювання земної поверхні теж значною мірою поглинається забудовою. Все це призводить до послаблення в цьому прошарку міської атмосфери конвективних теплових потоків, з якими переносяться і забруднювальні речовини. В результаті уповільнення циркуляції повітря виникають застійні явища, відбувається накопичення шкідливих забруднювальних речовин у обмежених забудовою міських територіях, особливо в межах "міського шару перешкод". Для ШП характерне також підвищене насичення повітря вологою, яка сприяє хімічному перетворенню та виведенню цілого ряду забруднювальних речовин з повітряного середовища.

Над МШТ вплив забудови на формування повітряних потоків послаблюється і утворюється однорідне турбулентне поле повітряного потоку.

В межах міського шару тертя розміщується і міський шар змішування (Urban Mixing Layer, UML – англ.), з середньою потужністю (в залежності від часу доби) від 1 до 2 км. Збільшення потужності цього шару пов'язано з розвитком теплової конвекції над нагрітою поверхнею міста в денний час доби. Сильне нагрівання асфальтового покриття, нерівномірне нагрівання по-різному орієнтованих будинків – все це посилює конвективний потік і турбулентність над містом.

У вільній атмосфері (Free Atmosphere, FA – англ.), що починається над містом на більшій висоті, ніж над приміською територією, ефект міста майже не відчувається.

Основні відмінності клімату міста розміщеного в середніх широтах від клімату передмість проаналізовані нами за результатами досліджень [8–9] і представлені в таблиці 3.1.

Найважливішою особливістю мікроклімату міста є існування "острова тепла" (підвищення температурного фону повітря порівняно із замиською територією), опис якого можна знайти у Т.Р. Оке [10].

Вважається, що помітний вплив міста на клімат та усі пов'язані з ним метеорологічні процеси спостерігається, якщо у ньому проживає понад 300 тис. осіб [11].

Київ належить до великих міст, його площа перевищує 800 км² а кількість населення наближається до 3,0 млн. чол. (2010 р.). Місто розташоване в центральній частині України на берегах річки Дніпра, його висота над рівнем моря становить 167 метрів. Географічне положення міста відіграло важливу роль у формуванні кліматичних умов і мікрокліматичних особливостей окремих його районів. Територія міста розділена Дніпром на правобережну та лівобережну частини. Долина Дніпра асиметрична: її правий схил круто обривається до річки, місцями утворюючи оповзневі тераси, лівий – низинний.

Територія Києва – приклад перетвореного (антропогенного) ландшафту. Взаємодія різноманітних діяльних поверхонь і шарів – багатоповерхових будівель з каміння, металу та скла, асфальтованих площ і вулиць, скверів, парків і бульварів,

водних просторів (Київське водосховище, Дніпро) – призводить до того, що підстильна поверхня в Києві характеризується значною різноманітністю властивостей, що забезпечує високі контрасти в розподілі радіаційних та термічних показників. Будівлі різної висоти на схилах височин сприяють посиленню динамічного впливу міської території на повітряні потоки. В літні дні над забудованими ділянками Києва, внаслідок інтенсивного нагрівання міської діяльної поверхні і його окремих поверхонь, формуються потужні висхідні потоки, які також можуть відігравати роль додаткових перепон для горизонтальних рухів повітря, що надходить до міста.

Таблиця 3.1.
Основні відмінності клімату міста від клімату передмість

Кліматичний показник		Зміна у порівнянні з передмістям	
		За Hupfer P., Kuttler W. (2006) [8]	За Landsberg H.E (1981) [9]
Пряма сонячна радіація		-10%	до -20%
Відбита радіація		+10%	
УФ радіація	літо	-90%	до 5%
	зима	-30%	до -30%
Тривалість сонячного сяяння	літо	-8%	до -15%
	зима	-10%	
Тепловий потік		до +50%	
Теплоємність		до +40%	
Температура повітря			
середня річна		+2 K	+1,5 K
мінімальна за зимовий період		+10 K	
в окремих випадках		+15 K	
нічний мінімум		-	+12 K
спекотні дні			-10%
Тривалість морозного періоду		до -30%	-25%
Швидкість вітру		до -20%	до -30%
Абсолютна вологість повітря			
Відносна вологість повітря (середня річна)			-2% -10% (влітку)
вдень		зменшується	
вночі		збільшується	
Випаровування		-	-60%
Опади		збільшуються	+10%
Хмарність			+10%

Сакалі Л.І. [12] зазначає, що клімат міста, що утворюється під впливом перелічених чинників, істотно відрізняється від природного. Температура повітря в місті завжди вища, ніж на замісті, вологість знижена, вітер слабший, тумани, дощі і грози спостерігаються частіше, сезонні і добові контрасти температур значно менші, початок і кінець всіх сезонів зсунуті – весна настає на 1–2 тижні раніше, а зима – на стільки ж пізніше, ніж за містом тощо. Значну роль у формуванні погодно-кліматичних умов міста відіграють також специфічні властивості граничного шару міського повітря, для якого характерною є наявність у його складі значних концентрацій різноманітних газових домішок.

Отже, на формування клімату Києва (як великого міста зі щільною забудовою, добре розвинутою промисловістю та великою кількістю автотранспорту) впливає низка різноманітних чинників як природного, так і антропогенного походження. Серед цих чинників особлива роль належить сонячній радіації, що є основним джерелом енергії атмосферних процесів. У Києві середня тривалість сонячного сяяння складає 1843 години (45% теоретично можливого). Можливі величини сумарної радіації в районі Києва в середньому складають 6276 МДж/(м²·год) (80% прямої радіації і 20% розсіяної). Середня максимальна інтенсивність прямої сонячної радіації, що надходить на поверхню, перпендикулярну до сонячних променів, в Києві становить близько 872 Вт/м². Радіаційний баланс (РБ) підстильної поверхні з урахуванням хмарності РБ в цілому за рік позитивний і становить 1687 МДж/м² [12].

Усереднене значення атмосферного тиску, приведене до рівня моря, становить 1017 Мбар. Вищий тиск спостерігається в холодне півріччя, нижчий – у тепле півріччя завдяки загальному прогріванню атмосфери.

В Києві найнижча середня місячна температура повітря (–6,0°C) спостерігається в січні. Найвища температура (19,6°C) припадає на липень. На околиці міста і в приміській зоні середня температура повітря нижча (на 0,5–1,0°C), ніж в місті. Річний і добовий хід відносної вологості зворотній ходу температури повітря. Максимальних значень середня місячна відносна вологість повітря досягає взимку і складає в

середньому за сезон 86%. Протягом весняного сезону змінюється з 80% у березні до 63% у травні. Влітку відносна вологість зростає і в серпні становить 69%. У центрі міста через вищі температури вона порівняно із замиською зоною нижча на 4–5% на початку літа, а до кінця літа ця різниця зменшується до 2%. Восени різко збільшується кількість днів з відносною вологістю 80% і більше. До закінчення осені у 81% всіх днів діапазон зміни середньої добової температури складає – 6,0 ... –8,0°C, а вологість сягає 100%.

Хмарність є одним з важливих елементів погоди і клімату. В холодне півріччя в Києві переважає похмура погода (8–10 балів), в грудні максимум повторюваності такої погоди за загальною хмарністю 83%, за нижньою 71%, а в тепле півріччя спостерігається ясний (0–2 бали) і напів'ясний (3–7 балів) стани неба. Максимум повторюваності ясної погоди за нижньою хмарністю (62%) спостерігається в липні і вересні, в літні місяці ясний і напів'ясний стани неба становлять 79–80% [12].

Зміни погоди, зумовлені рухом повітряних мас, як правило, перекривають вплив радіаційних і місцевих факторів клімату. В район Києва повітряні потоки надходять з Атлантики, Арктики та Євразії. Циклони зазвичай зміщуються з заходу і південного заходу, забезпечуючи перенесення вологих і теплих повітряних мас; антициклони зумовлюють перенесення холодних повітряних мас в тилу циклонів чи в гребенях і відрогах високого атмосферного тиску (з півночі і сходу). Головну роль у формуванні погоди холодного періоду і перехідних сезонів у Києві відіграють циркуляційні фактори; в теплий період, навпаки, радіаційні фактори часто переважають над циркуляційними.

Як уже зазначалося (розділ 1.3), окремі метеорологічні чинники відіграють значну роль у формуванні рівня забруднення атмосферного повітря. Тому доцільно детальніше розглянути вітровий режим міста, повторюваність та інтенсивність опадів, характеристики туманів у місті.

У приземному шарі повітря жоден із метеорологічних елементів не характеризується такою мінливістю у просторі і часі, як напрямок та швидкість вітру [13]. Протягом року в Києві і його околицях переважає західний вітер (17,7%). Трохи менша

повторюваність північного та північно-західного вітрів (13,6 та 13,5% відповідно). Середня повторюваність штилів протягом року становить 13% (табл. 3.2) [14].

Таблиця 3.2.

Повторюваність (%) напрямку вітру та штилю в місті Києві

Місяць/ напрямки	Пн	Пн-Сх	Сх	Пд-Сх	Пд	Пд.-Зх	Зх	Пн-Зх	Штиль
I	12,1	6,8	10,2	15,1	12,5	12,8	18,2	12,3	8,8
II	11,7	10,1	12,8	17,5	12,4	9,6	14,5	11,4	8,6
III	9,8	11,1	12,9	16,5	15,0	10,5	14,7	9,5	12,3
IV	15,8	12,2	10,5	15,2	12,8	8,9	12,9	11,7	10,7
V	17,2	12,8	11,8	13,9	15,3	7,7	10,2	11,1	14,6
VI	19,4	11,1	6,3	9,9	11,4	10,8	16,9	14,2	15,1
VII	18,3	9,8	5,4	5,9	9,9	10,4	20,9	19,4	15,5
VIII	20,7	10,9	6,3	7,4	8,8	10,3	17,4	18,2	19,1
IX	11,8	8,1	6,2	9,6	11,4	14,1	23,7	15,1	19,3
X	9,7	5,3	6,5	12,6	15,8	14,8	20,8	14,5	14,8
XI	7,4	5,7	8,4	15,9	15,6	14,9	21,4	10,7	9,5
XII	9,8	5,9	7,8	14,0	14,5	12,9	21,0	14,1	7,4
Рік	13,6	9,1	8,8	12,8	13,0	11,5	17,7	13,5	13,0

У річному ході швидкостей вітру можна виділити два періоди: холодний (жовтень–березень) з підвищеними швидкостями вітру і теплий (травень–вересень) зі слабшими вітрами. В центрі міста середня річна швидкість вітру дорівнює 2,7 м/с, а за містом – 4,2 м/с [12]. Найбільша середньомісячна швидкість спостерігається в лютому (в місті 3,2 м/с, за містом 5,1 м/с), найменша – в серпні (в місті 2,2 м/с, за містом 3,2 м/с). Швидкість вітру в місті за сезонами змінюється незначно, але за містом взимку вона майже в півтора рази вища, ніж влітку. Найбільшою повторюваністю протягом року характеризуються вітри зі швидкістю 2–5 м/с. Вони становлять 60,2% (табл. 3.3), вітри зі швидкістю 0–2 м/с мають повторюваність 34,8%. Таким чином, 95% вітрів, які спостерігаються в Києві, мають швидкість не більше 5 м/с. Малі швидкості зумовлені значною щільністю забудови. Високий рівень шорсткості поверхні в місті суттєво

змінює структуру повітряних потоків і призводить до місцевого посилення чи послаблення швидкості вітру.

Таблиця 3.3.

Повторюваність (%) швидкості вітру різних градацій

Швидкість вітру (м/с)/місяці	0–1	2–5	6– 9	10–15	16–20
I	29,0	62,4	7,1	1,2	0,3
II	26,2	66,5	6,4	0,8	0,1
III	32,0	61,5	6,0	0,5	0,02
IV	30,3	63,8	5,5	0,4	0,03
V	38,0	58,2	3,6	0,2	
VI	40,1	56,5	3,1	0,3	
VII	40,9	56,5	2,3	0,3	
VIII	45,3	51,9	2,7	0,1	
IX	41,3	55,6	3,0	0,1	
X	36,4	60,1	3,1	0,4	0,02
XI	30,5	63,2	5,7	0,6	0,03
XII	27,4	65,6	6,5	0,5	0,03
Рік	34,8	60,2	4,6	0,4	0,04

Київ за кількістю опадів, що випадають, як і вся північно-західна частина України, належить до зони достатнього зволоження. В Києві спостерігаються всі види опадів. Їх кількість в місті становить 610 мм за рік (в приміській зоні помітно менше – 495 мм). Протягом року опади розподіляються дуже нерівномірно. Сума опадів, що припадає на зиму складає лише 19% річної кількості, весною і восени – 23%, влітку – 35%. Найбільша кількість опадів випадає літом (212 мм), а найменша – зимою (118 мм) [12]. В табл. 3.4 представлено число днів з різною кількістю опадів протягом року в Києві [14]. Варто відмітити, що в Києві найчастіше спостерігаються опади $\geq 0,1$ мм (157 днів на рік), 123 дні – з кількістю опадів $\geq 0,5$ мм та 100 днів – з $\geq 1,0$ мм.

Таблиця 3.4.

Число днів із різною кількістю опадів протягом року

Кількість опадів, мм/ місяці	≥0,1	≥0,5	≥1,0	≥5,0	≥10,0	≥20,0	≥30,0
I	16,7	11,9	9,0	3,0	1,0	0,3	
II	14,2	10,3	8,0	2,9	1,2	0,3	0,1
III	12,9	10,0	8,0	2,3	1,0	0,1	
IV	11,6	9,0	7,5	3,3	1,4	0,2	0,1
V	11,8	9,6	7,8	3,1	1,5	0,3	0,1
VI	13,1	11,0	9,5	4,6	2,5	0,7	0,1
VII	13,3	11,7	9,9	5,3	2,7	1,0	0,4
VIII	10,8	8,8	7,7	3,9	2,0	0,8	0,3
IX	10,2	8,6	7,4	2,6	1,2	0,3	0,1
X	9,9	7,5	6,1	2,4	1,0	0,1	0,03
XI	14,8	11,4	9,2	3,1	1,1	0,2	0,1
XII	17,4	13,0	9,9	3,2	1,2	0,2	0,03
Рік	157,0	123,0	100,0	40,0	18,0	5,0	1,0

Тумани в Києві звичайно спостерігаються з кінця жовтня до початку квітня (рис.3.2), але деякі типи туманів (наприклад, радіаційні) можуть спостерігатися в будь-яку пору року. В середньому за рік спостерігається 37 днів з туманом, з яких 32 в теплий період і 5 – в холодний (табл. 3.5). Важливою характеристикою туманів є їхня тривалість. Найтривалішими є тумани холодного періоду (з максимумом в листопаді-грудні). Середня сумарна тривалість туманів в грудні в центрі міста становить 101 годину.



Рис. 3.2. Туман в Києві 13 жовтня 2009 року.
(Фото С. Сніжка)

Таблиця 3.5.

Число днів із туманом

Місяць	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	(X-III)	(IV-IX)	Рік
Число днів з туманом	5,0	5,1	4,9	2,1	0,6	0,4	0,4	0,5	1,1	3,2	6,6	6,7	31,5	5,1	36,6

В межах великих міст, як правило, виділяють окремі райони, що відрізняються своїми погодно-кліматичними особливостями. В результаті дослідження клімату міста Києва [12] були виділені чотири мікрокліматичні райони:

1. Правобережна частина: від західних кордонів міста і на північний захід до лісового масиву Пуща Водиця. Район, що характеризується вищими температурами, нижчою відносною вологістю та послабленим вітром в східній частині. В свою чергу поділяється на два підрайони: західний прибережний (Куренівка, Оболонь, Поділ) та решту Правобережжя.

2. Заплава Дніпра з притоками та островами. Цей район є більш вологим та характеризується підвищеними швидкостями вітру. Взимку ця частина міста характеризується нижчими температурами, ніж на всій території. Поділяється на менші підрайони: вузька частина заплави (міст Метро – Залізничний міст), а також верхня та нижня частина заплави.

3. Забудована частина Лівобережжя (крім Микільської слободи, Гідропарку, Осокорків, Бортничів). Район характеризується порівняно вищими літніми та нижчими зимовими температурами, великими швидкостями вітру та найнижчою вологістю повітря. Виділяють підрайони Русанівський масив і Березняки, центральний (метро Дарниця – Ленінградська площа).

4. До складу цього району входять приміські лісові масиви. Влітку тут холодніше, взимку – тепліше, повітря – вологіше і нижчі швидкості вітру.

Отже, на формування мікроклімату Києва впливає низка

як природних кліматотворчих чинників, так і локальних особливостей самого міста (що відбувається шляхом зміни характеристик підстильної поверхні, забруднення приземного шару атмосфери, виділення додаткового тепла внаслідок діяльності промисловості та транспорту). Клімат міста, що сформувався під впливом цих усіх чинників істотно відрізняється від природного. Температура повітря в місті завжди вища, ніж за містом, вологість знижена, вітер – слабший, тумани, дощі і грози спостерігаються частіше, сезонні і добові контрасти температур менші, початок і кінець всіх сезонів зсунуті.

3.1.2. Характеристика основних джерел забруднення атмосферного повітря у м. Києві.

Антропогенне забруднення атмосферного повітря м. Києва в основному формується за рахунок пересувних джерел [15–16]. У 2006 р. в атмосферу міста надійшло 227,1 тис.т шкідливих домішок, з яких 26,4 тис.т – від стаціонарних джерел, 200,7 тис.т – від рухомих джерел забруднення (автомобільний, авіаційний, водний та залізничний види транспорту). В структурі забруднення атмосферного повітря м. Києва в 2006 р. на пересувні джерела припадало 88,4% викидів та 11,6% на викиди від стаціонарних джерел [17] (рис. 3.3).

Станом на 2006 р. у Києві викиди в атмосферне повітря здійснювалися 425 підприємствами. Серед усіх стаціонарних джерел забруднення виділяються потужні підприємства, що вносять суттєвий вклад в забруднення атмосферного повітря міста – Дарницька ТЕЦ (ЗАТ "Укр-Кан-Пауер"), ТЕЦ-5, ТЕЦ-6, "Теплові мережі", філіал "Житло теплоенерго", завод "Енергія", ВАТ "Завод полімерних матеріалів „Укрпластик”", Дарницький вагоноремонтний завод (ДВРЗ), ДП Завод 410 цивільної авіації, КП «Трактородеталь», ВАТ "Більшовик", ВАТ "Корчуватський комбінат будівельних матеріалів", ВАТ "Завод ДСП „Аверс”", ВАТ "Київгума", ВАТ "Асфальтобетонний завод", ЗАТ "Київський склотарний завод". Основні стаціонарні джерела характеризуються досить нерівномірним

територіальним розміщенням. Як видно з рис. 3.4, джерела розосереджені по всьому місту, виключення становлять лише підприємства, що входять до Подільсько-Куренівського та Дніпровського промвузлів. Найбільша кількість викидів шкідливих речовин від стаціонарних джерел надходить в атмосферне повітря в Дніпровському та Голосіївському районах – 10,3 тис.т та 5,6 тис.т – відповідно (за 2006 р.). Найменші викиди підприємств Печерського району - 0,1 тис.т.

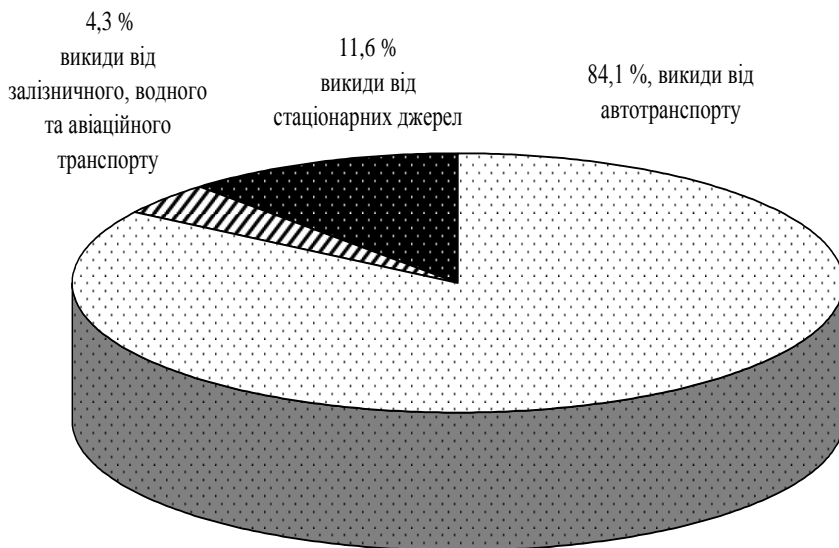


Рис. 3.3. Структура надходження забруднювальних домішок в атмосферне повітря м. Києва в 2006 р.

За 2006 р. підприємствами міста викинуто 5 тис.т сірчистого ангідриду, 9,8 тис.т оксидів азоту, 3,6 тис.т оксиду вуглецю, 0,2 тис.т вуглеводнів, 3,7 тис.т летких органічних сполук [17].

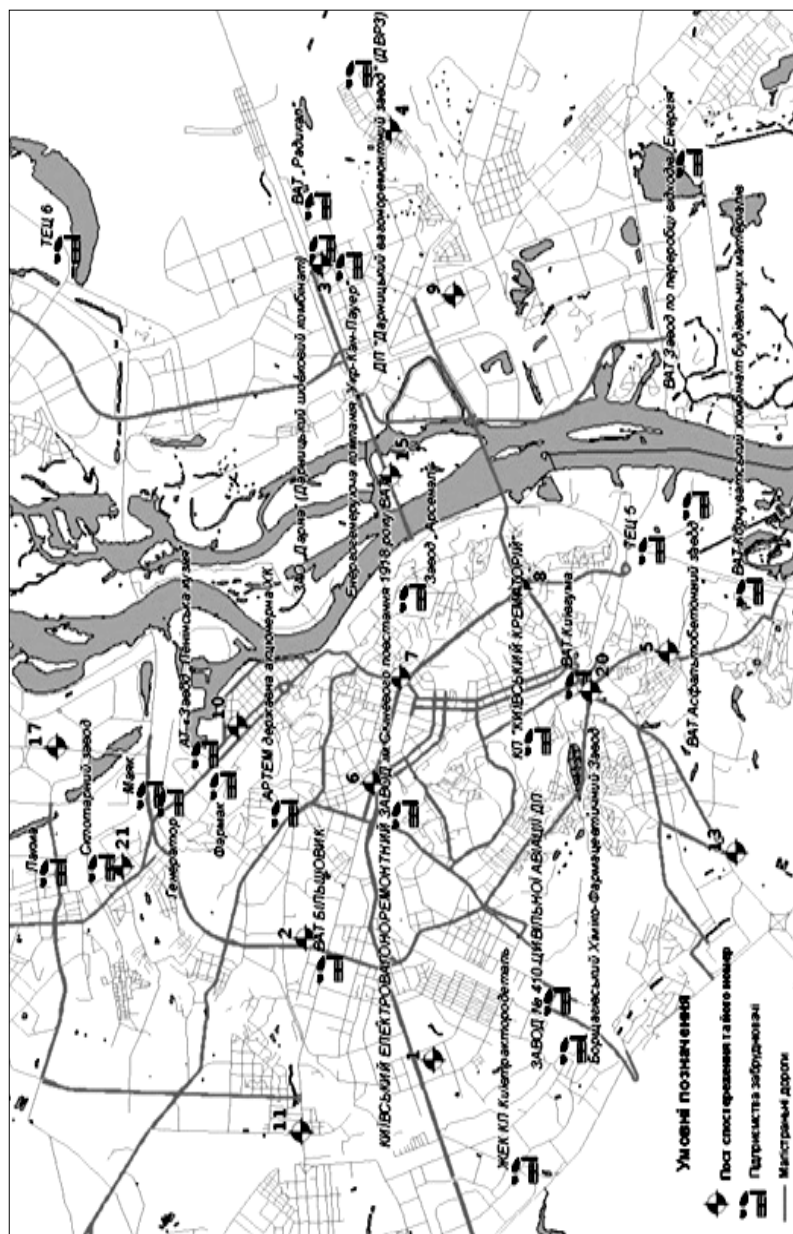


Рис. 3.4. Схема розміщення джерел забруднення атмосферного повітря м. Києва

У структурі викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами забруднення за видами економічної діяльності в 2006 р. переважають викиди, що спричинені виробництвом та розподілом електроенергії, газу та води, їх частка становить 71,9%. Підприємств, що займаються такою діяльністю, в Києві 12. Одним таким підприємством у 2006 р. в середньому викинуто 1583,8 т. шкідливих речовин [17]. Найбільшими з них є Дарницька ТЕЦ (ЗАТ "Укр-Кан-Пауер"), Акціонерні енергогенеруючі компанії "Київенерго" ТЕЦ-5, ТЕЦ-6, "Теплові мережі", філіал "Житлотеплоенерго" та філіал заводу з термічної переробки побутових відходів "Енергія". Значна частина викидів надходить від підприємств переробної промисловості (до якої належать виробництво харчових продуктів, напоїв та тютюнових виробів, целюлозно-паперове та хімічне виробництво, виробництво машин та устаткування, виробництво гумових та пластмасових виробів, інші галузі промисловості).

У Києві налічується 233 підприємства переробної промисловості, їх частка становить близько 22,2% загальної кількості викидів. Підприємства інших видів економічної діяльності викидають в атмосферне повітря менше 6% шкідливих домішок (рис.3.5).

В 2006 р. автомобільним транспортом міста в атмосферне повітря було викинуто 191 тис.т шкідливих домішок, з них – сірчистого ангідриду – 1,1 тис.т, оксидів азоту – 12,9 тис.т, оксиду вуглецю – 152,5 тис.т, вуглеводнів – 23,5 тис.т, сажі – 1,1 тис.т. Серед інших видів автомобільного транспорту переважають пасажирські легкові автомобілі (2006 р. їхня частка становила 85,9%) [17].

Виділяють [18] кілька типових елементів міської інфраструктури, в яких розташовані місця інтенсивних викидів в атмосферне повітря від автотранспорту:

1. Міська автомагістраль. До цього типу об'єктів автотранспортного комплексу належить пряма магістраль без перехресть на відстані понад 50 м від житлової забудови. Магістральні вулиці в будь-якому великому місті становлять приблизно 30% від протяжності всіх вулиць. У міських умовах

висока інтенсивність руху (близько 2500–3000 машин на годину) визначає високі концентрації основних забруднювачів вздовж дорожнього покриття.

2. Міське перехрестя. В умовах тісної міської забудови перехрестя є комбінацією відкритих ділянок дороги та вуличних каньйонів і стає джерелом високих концентрацій шкідливих речовин поблизу житлової забудови. Збільшення концентрацій у випадку з перехрестям відбувається завдяки різкому збільшенню об'єму викидів при нестаціонарній роботі двигуна в періоди гальмування/розгону та очікування.

3. Вуличний каньйон – під цим терміном розуміють автомагістраль, що обмежена з обох боків високими будівлями. Чим менша ширина каньйону, тим вищими можуть бути рівні концентрацій.

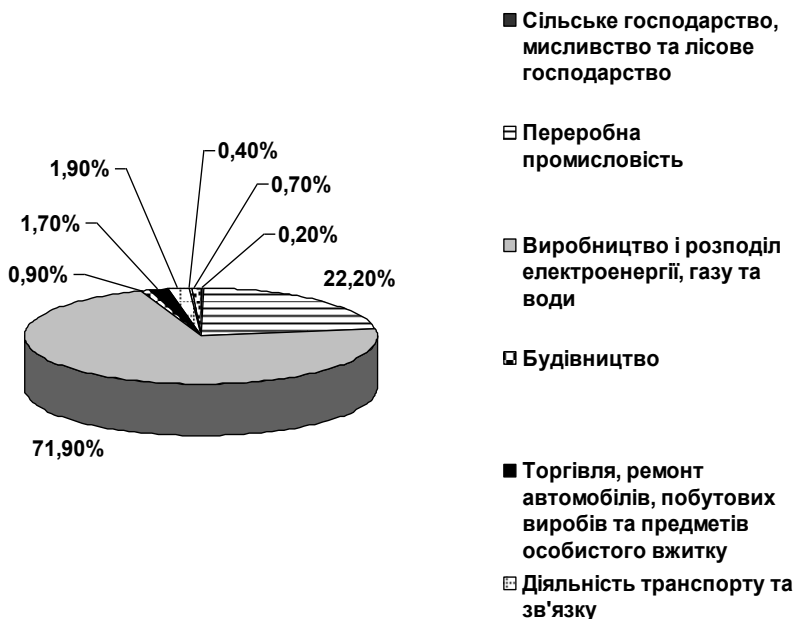


Рис. 3.5. Викиди шкідливих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами забруднення за видами економічної в 2006 р.

До локального забруднення менших масштабів призводять викиди, що здійснюються на автостоянках та в глухих подвір'ях і подвір'ях-колодязях.

Отже, забруднення атмосфери міста автотранспортом має територіальну прив'язку до міських автомагістралей, перехресть та вуличних каньйонів і характеризується інтенсивністю руху на них (в кількісному вираженні – кількість автомобілів за годину). Найбільш завантаженими в м. Києві можна назвати: на Лівому березі – просп. Бажана, Броварський просп., просп. генерала Ватутіна, Харківське шосе, Ленінградську пл.; у Правобережній частині міста це вул. Хрещатик, вул. Саксаганського, Бесарабська пл., Набережне шосе, бульв. Тараса Шевченка, просп. та пл. Перемоги, Червонозоряний просп., бульв. Івана Лепсе, просп. Комарова, Московська пл. (рис. 3.4.). На окремих з них інтенсивність руху понад 3000 автомобілів за годину, на Хрещатику майже 5,5 тис. автомобілів [19].

3.2. Характеристика використаних даних

Для виконання цієї роботи було використано дані спостережень Державної гідрометеорологічної служби України, зокрема Центральної геофізичної обсерваторії Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи про вміст забруднювальних речовин у атмосферному повітрі м. Києва, результати вимірювань окремих метеорологічних параметрів атмосфери, а також дані Державного комітету статистики України про викиди забруднювальних речовин стаціонарними та пересувними джерелами.

Для дослідження багаторічної динаміки забруднення атмосферного повітря міста використано дані ЦГО про середні річні концентрації ЗР (пилу, двоокису азоту, двоокису сірки, окису азоту, сірководню, фенолу, хлористого водню, аміаку, формальдегіду, БП та восьми ВМ) за період з 1985 по 2006 рр. За цей самий період нами були використані дані про викиди ЗР в атмосферне повітря.

Для виконання основних розділів роботи, які стосуються

оцінки сучасного стану забруднення, районування території міста за рівнем забруднення та умовами його формування, оцінки ролі метеорологічного потенціалу та прогнозування рівня забруднення було використано архівні матеріали щоденних строкових спостережень (на паперових носіях) за вмістом забруднювальних домішок на всіх стаціонарних ПСЗ м. Києва за період 2003–2006 рр., а також дані отримані в результаті роботи автоматизованих ПСЗ за 2006–2008 рр. Протягом обраного періоду у м. Києві проводилися спостереження за забрудненням повітря на 16 стаціонарних постах, що розташовані по всій території міста. Три з них знаходяться на Лівому березі (№ 3, 4, 9), ПСЗ № 15 розташований на Венеціанському острові р. Дніпра (в Гідропарку), інші дванадцять – на правому березі (рис. 3.6, додаток А). Кожен пост працює за програмою, що розроблена спеціально для нього (з урахуванням місця його розташування, близькості до джерел забруднення, інших чинників). На постах м. Києва спостереження проводяться по повній або скороченій програмі в робочі дні протягом всього року (виключення становлять загальнодержавні свята, що є вихідними). За повною програмою спостереження проводяться чотири рази на добу (01, 07, 13 та 19 години), за скороченою – двічі (7 та 13 години).

Зібрані дані дали змогу виявити неоднакову забезпеченість інформацією різних ПСЗ (табл. 3.6), що пов'язано зі специфікою програм спостережень ЦГО для окремих постів.

Враховуючи цю ситуацію, було сформовано такі масиви даних, які дали змогу забезпечити репрезентативність розрахункових параметрів та точність статистичних оцінок. Кількісні характеристики цих масивів даних такі (кількість значень, об'єми статистичних вибірок): пил – 40927, двоокис сірки – 62362, окис вуглецю – 47078, двоокис азоту – 62408, фенол – 20553, аміак – 27689, формальдегід – 52285, хлористий водень – 25331, сірководень – 8302, розчинні сульфати – 2693, окис азоту – 5752.

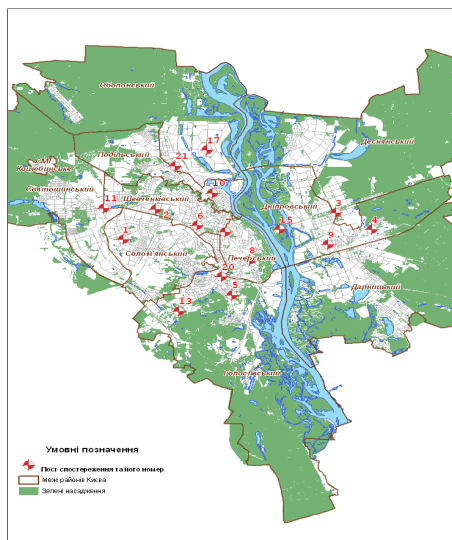


Рис. 3.6. Схема розташування постів спостереження за забрудненням атмосферного повітря по території м. Києва (див.кольорову вклейку)

Таблиця 3.6
Забезпеченість різних ПСЗ інформацією про вміст ЗР у повітрі

ЗР	ПСЗ
Пил	№ 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 15, 17, 20, 21
Двоокис сірки	№ 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 15, 17, 20, 21
Окис вуглецю	№ 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 15, 17, 20, 21
Двоокис азоту	№ 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 15, 17, 20, 21
Розчинні сульфати	№ 2
Окис азоту	№ 20
Сірководень	№ 3, 4, 21
Фенол	№ 1, 2, 8, 9, 10, 17, 21
Фтороводень	№ 2, 3, 4, 6, 7, 11, 21
Аміак	№ 1, 3, 4, 6, 9, 10, 11, 17, 20, 21
Формальдегід	№ 1, 2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 17, 20, 21
БП	№ 1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 15, 17, 20, 21
ВМ	№ 4, 7, 9, 11, 21

До відібраної нами інформації про метеорологічні величини та явища належать: характеристики напрямку та швидкості вітру (по кожному ПСЗ), інформація про опади та тумани (за даними МС Київ) та інформація про наявність інверсій, їх глибину, потужність, висоту нижньої межі (за даними радіозондування атмосфери на Аерологічній станції Київ).

3.3. Методика досліджень

Складність та значна мінливість фізико-хімічних атмосферних процесів вимагає застосування зважених статистичних підходів як до оцінки вмісту ЗР, так і до дослідження параметрів метеорологічного потенціалу атмосфери, які значною мірою впливають на формування забруднення атмосфери.

Тому при виконанні нашої роботи була застосована методика розрахунків, що базується на класичних статистичних методах обробки даних і дозволяє об'єктивно оцінити сучасний стан забруднення атмосферного повітря та встановити параметри окремих характеристик метеорологічного потенціалу, в межах яких регулярно спостерігається той, чи інший рівень забруднення.

Для досягнення цих цілей у структурі методики було передбачено низку послідовних процедур для методично правильного формування статистичних виборок вихідних даних, встановлення ймовірності появи тих чи інших величин характеристик забруднення атмосфери, розрахунку статистичних параметрів вибірок, встановлення зв'язків між параметрами метеорологічного потенціалу та рівнем забруднення, знаходження пріоритетних факторів формування забруднення атмосфери, їх класифікацію та районування досліджуваної території за рівнем забруднення атмосфери.

3.3.1. Підготовка даних, формування репрезентативних статистичних виборок

Кожний фізичний або хімічний параметр атмосфери залежить один від одного, а також від зовнішніх впливів і

випадкових змін у часі та у просторі, завдяки цьому утворюється випадкове поле або послідовності.

Найявна мережа спостережень за станом забруднення атмосферного повітря регулярно постачає велику кількість інформації (сотні тисяч значень щороку). Тому одним із основних завдань методики досліджень є вибір даних спостережень по кожному контрольному пункту (формування статистичних вибірок) таким чином, щоб вони були співставні у часі і репрезентативні.

Основними вимогами до будь-якої вибірки є необхідність якомога точнішої характеристики генеральної сукупності, із якої взята вибірка. Виконання цієї вимоги можна досягти, якщо правильно відібрана частина генеральної сукупності, тобто вибірка точно відображає структуру генеральної сукупності. Однак повного збігу вибраних значень із характеристиками генеральної сукупності зазвичай не буває. Щоб вибірка якомога точніше відображала структуру генеральної сукупності, вона має бути достатньо представницькою, або репрезентативною, що досягається способом рандомізації, тобто випадковим відбором варіант із генеральної сукупності. Це забезпечує однакові можливості для усіх членів генеральної сукупності потрапити до складу вибірки.

Ряди спостережень за вмістом забруднювальних речовин та за характеристиками метеорологічного потенціалу є сукупністю значень випадкових величин, зафіксованих системою спостережень у певні моменти часу.

Дуже важливим методичним моментом є розрахунок статистичних параметрів на основі метеорологічних сукупностей, відібраних за певні часові періоди, протягом яких зберігається стаціонарність метеорологічних процесів.

Об'єм вибірки або тривалість спостережень визначається на основі формул залежності статистичних помилок від тривалості періоду спостережень. Для цього потрібно заздалегідь задати величину припустимої помилки і за формулами помилок для нескладних рядів визначити необхідне число спостережень n для оцінки відповідного параметру. Підкреслимо, що точність, яка задається, не повинна бути більшою за оптимальну.

У класичній статистиці однією з формул для визначення необхідного періоду спостережень n слугує вираз [20]:

$$n = \frac{C_v^2 t_\beta^2}{E^2} \quad (3.1)$$

де C_v — коефіцієнт варіації, %, E — відносна допустима помилка, % (або показник точності), t_β — критерій вірогідності при імовірності 0,95; 0,99; 0,999, відповідно рівний 1,96; 2,58; 3,29.

Тривалий досвід обробки й аналізу інформації про рівні забруднення атмосфери в СРСР показує, що 200 спостережень — це те мінімальне число спостережень, яке можна використовувати для отримання середніх характеристик утримання домішок в атмосфері. Водночас за такої невеликої кількості вимірів важко зафіксувати максимальні концентрації домішок з високою достовірністю. Крім неможливості визначення достовірного максимального значення, при малій кількості спостережень не вдається встановити зміни вмісту домішок у добовому і річному ході. Середнє значення, обчислене з 200 незалежних вимірювань, виконаних, наприклад, у зимовий час, може бути завищене порівняно з існуючим рівнем на 50–100%. У результаті оцінка тенденції змін забруднення атмосфери за тривалий період часу стає неможливою.

Найбільша похибка при оцінюванні рівня забруднення атмосфери може бути отримана у ході обстеження певного району на основі спостережень, виконаних протягом кількох днів. Середнє, обчислене з цієї серії, при кількості спостережень більш 200, не буде репрезентативним для оцінки рівня забруднення повітря в цьому районі, у зв'язку з тим, що обстеження проводилося при невеликих коливаннях метеорологічних умов розсіювання і режиму викидів. Так само як і для одержання достовірного середнього значення метеорологічних параметрів, для визначення рівня забруднення атмосфери необхідний період спостережень за різних погодних умов і режимів викидів.

Звичайно рівень забруднення атмосфери оцінюється за даними річних спостережень. Щоб врахувати коливання

метеорологічних умов і одержати достовірніші дані про рівень забруднення, використовуються матеріали спостережень за період 2–5 років.

Як відомо, у кліматології для визначення достовірного середнього значення використовується багаторічний ряд спостережень. Чим довший ряд спостережень, тим менше змінюється середнє значення при збільшенні ряду. При дослідженні забруднення атмосфери період спостережень повинен бути обмежений. Це пов'язано з тим, що в результаті впливу антропогенних факторів рівень забруднення змінюється. За п'ятирічний період він може змінитися більш ніж удвічі. Особливо великими ці зміни можуть бути при введенні в експлуатацію нових підприємств, зміні технології виробництва, скороченні числа дрібних джерел викидів. Середнє значення концентрацій домішок, отримане з матеріалів спостережень за період, що включає різкі зміни рівня забруднення атмосфери, практично не має сенсу. Тому доцільно обмежити ряд використовуваних даних спостережень п'ятьма роками або розраховувати середнє значення за менший період, протягом якого не відбувалося різких змін рівня забруднення. Досвід показує [20], що максимальний період, для якого можна розраховувати одне середнє значення концентрації домішок з усіх результатів спостережень, не повинен перевищувати п'яти років.

Зауважимо, що в даній роботі для проведення усіх необхідних розрахунків брався до уваги не якийсь абстрактний період, а сучасний етап формування якості атмосферного повітря, який було встановлено на основі детального аналізу часових рядів величин ЗР за увесь період спостережень.

Беручи до уваги, що вибірки даних про концентрації ЗР за цей, встановлений нами в розділі 4, розрахунковий період характеризуються надвисокими об'ємами – від 1000 до 5000 значень і більше, які охоплюють усі строки спостережень і включають повний діапазон їх варіацій, зумовлених впливом добової, сезонної та багаторічної динаміки, можна впевнено стверджувати про репрезентативність сформованих нами вибірок.

Для підтвердження цього наведемо побудований нами на

основі розрахунків за даними репрезентативного періоду графік залежності коефіцієнта варіації (%) від об'єму вибірки (рис. 3.7).

Як видно з цієї залежності, найбільша помилка визначення статистичних параметрів рядів спостережень можлива в діапазоні від 0 до 1000 значень, де спостерігається значна варіація виміряних концентрацій ЗР (для даного випадку від 20% до 1%). В діапазоні від 1000 до 2000 значень варіація значень ряду змінюється в межах 1%, а в діапазоні від 2000 до 4000 значень вона практично не змінюється.

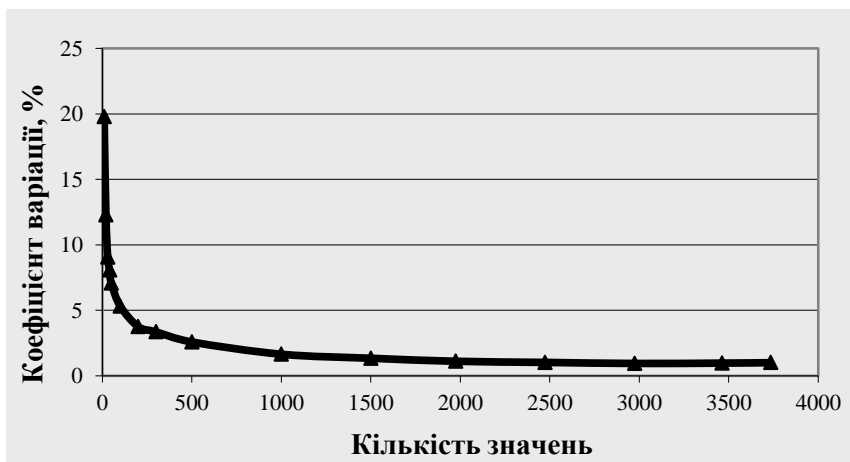


Рис 3.7. Типова залежність коефіцієнта варіації (%) концентрацій SO_2 від об'єму вибірки (ПСЗ № 17).

3.3.2. Методика дослідження часової динаміки концентрацій ЗР з метою встановлення репрезентативного розрахункового періоду

Часовий ряд складається з кількох компонентів (середнє значення, тренд, циклічна багаторічна та сезонна складові і екстремальні значення).

Для дослідження часової динаміки нами було використано найбільш поширені методи згладжування часових рядів з метою відфільтрування короткоперіодичних екстремальних збурень часових рядів та виявлення їх трендів.

На практиці найчастіше для цього використовують рівняння регресії, яке розраховується за методом найменших квадратів, що базується на положенні, що сума квадратів відхилень емпіричних спостережень y_i від теоретичної лінії регресії \bar{y}_x повинна бути мінімальною:

$$Q = \sum (y_i - y_x)^2 = Q_{min}. \quad (3.2)$$

Суть методу полягає в тому, щоб розрахувати такі значення коефіцієнтів a і b (для лінійного рівняння), при яких сума квадратів відхилень вимірних величин від передбачуваних (за рівнянням) була б мінімальною. Процедура розрахунків коефіцієнтів рівняння за методом найменших квадратів детально описана в спеціальній літературі [21–24].

Рівняння регресії можна використовувати для знаходження невідомих (не вимірних) значень функції за відомими (вимірними) значеннями аргументу. В метеорології та кліматології регресійний аналіз успішно використовується для відновлення пропущених даних у рядах спостережень, для прогнозування. Оцінка прогнозних величин виконується шляхом підстановки в регресію значень незалежних змінних. Отже, точність майбутнього прогнозу залежатиме не лише від точності самого рівняння регресії, а й від точності оцінки майбутніх значень незалежних змінних.

Для розрахунків рівнянь регресії було використано програму "Microsoft Excel", яка дозволяє одночасно провести розрахунок рівнянь за п'ятьма типами функцій (лінійна, ступенева, експоненційна, логарифмічна та поліноміальна) та вибрати те, яке найкращим чином описує часовий хід концентрацій ЗР. Отримані результати представлені в розділі 4, проаналізовані і узагальнені для прийняття висновку про межі репрезентативного розрахункового періоду.

3.3.3. Розрахунок статистичних параметрів розподілу характеристик забруднення атмосфери

Для виконання цієї роботи було використано доволі значну кількість вихідних даних (лише режимна інформація про

вміст ЗР протягом вибраного нами репрезентативного періоду налічує близько 400 000 індексів), тому усі розрахунки були виконані за допомогою персонального комп'ютера з використанням статистичних програм "STATISTICA 6.0" та "Microsoft Excel". В якості статистичних параметрів розподілу в роботі розраховувались центральні характеристики, показники варіації та максимальні концентрації (як фактично спостережені, так і заданої забезпеченості ($P_{5\%}$, $P_{1\%}$), сформованих за репрезентативний період статистичних сукупностей концентрацій ЗР. Саме ці показники є найбільш інформативними при встановленні реальної картини стану забруднення атмосферного повітря, дають можливість виконати ймовірнісний прогноз забруднення повітря.

Ряди спостережень за концентраціями ЗР, як це вже було доведено в роботах Безуглої Е.Ю. [20, 25] задовільно описуються логарифмічно нормальним законом. Це пояснюється формуванням чітко вираженої правосторонньої асиметричності розподілу значень вибірок за рахунок частоті повторюваності високих концентрацій ЗР і обмеженістю вибірок у зоні низьких концентрацій нульовою поділкою шкали ординат.

Тому розрахунок концентрацій заданої достовірності виконувався після перевірки типу розподілу ряду за допомогою розрахункового модуля "Distribution fitting" та "Descriptive Statistics" програми "STATISTICA 6.0" за умови, що $0 < x < \infty$, $\mu > 0$, $\sigma > 0$ за формулою:

$$f(\bar{X}) = 1/[x\sigma(2\pi)^{1/2}] * e^{\wedge \{-[\log(x) - \mu]^2 / 2\sigma^2\}} \quad (3.3)$$

де μ – середнє значення прологарифмованого ряду концентрацій, δ – середнє квадратичне відхилення; e – основа натурального логарифму (число Ейлера).

Найбільш характерним показником варіації ряду є середнє квадратичне або стандартне відхилення (δ), яке розраховувалось за формулою:

$$\delta = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (3.4)$$

Середнє квадратичне відхилення є критерієм надійності середнього арифметичного значення ряду. Чим воно менше, тим точніше середнє характеризує даний ряд.

3.3.4. Методика класифікації пунктів контролю забруднення атмосфери та районування міста за умовами формування рівня забруднення

Було використано методику, запропоновану Сніжком С.І. [26–27], яка апробована на вирішенні задач подібного плану [28]. В основу методики покладено поєднання факторного та кластерного аналізів спеціально підготовленої матриці даних, яка містить комплексні показники, що характеризують ЗР, джерела викидів та характеристики метеорологічного потенціалу (див. розд. 5.5).

3.3.5. Встановлення зв'язків між рівнем забруднення та параметрами метеорологічного потенціалу

Використовували класичну методику кореляційного аналізу, яка полягає у вимірюванні тісноти спряженості між варіюючими ознаками, а також для визначення напрямку зв'язку, який між ними існує.

Коефіцієнт кореляції (r) розраховувався за допомогою програми "STATISTICA 6.0" з використанням формули:

$$r = \frac{\sum(x-\bar{x})(y_i-\bar{y})}{n \cdot \delta_x \delta_y} \quad (3.5)$$

Для перевірки значимості коефіцієнта кореляції застосовують статистичний критерій t , який має назву критерій Стьюдента.

Розраховується за формулою:

$$t = \frac{r\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}} \quad (3.6)$$

За цим рівнянням розраховують величину критерію t і порівнюють її з теоретичною величиною, яку знаходять за таблицею. Якщо розраховане за даною формулою значення $t_{\text{розрах.}} \geq t_{\text{табл.}}$ при довірчому рівні ймовірності 95% і $f = N-2$ ступенях свободи, то коефіцієнт кореляції суттєво відрізняється від нуля, і зв'язок вважається встановленим.

Для визначення форми зв'язку використовували методику регресійного аналізу, яка частково описана в підрозділі 3.3.2.

Література до розділу 3:

1. Логинов В.Ф. Глобальные и региональные изменения климата: причины и следствия. – Минск: Терра Системс, 2008. – 496 с.
2. Клімат України / за ред. Ліпінського В.М., Дячука В.А., Бабіченко В.М. – К.: Видавництво Раєвського, 2003. – 344 с.
3. Oke T.R. Boundary Layer Climates. – Routledge, 1987. – 450 p.
4. Kuttler W. Stadtklima: Phaenomene und Wirkungen // Klimaaenderung und Klimaschutz: Beitragserie. -2004. – p. 263 – 274.
5. Rotach M. On the influence of the urban roughness sublayer on turbulence and dispersion // Atmos. Environ. – 1999. – № 33. – Pp. 4001–4006.
6. Blankenstein S., Kuttler W. Impact of Street geometry on downward longwave radiation and air temperature in an urban environment// Meteorologische Zeitschrift. – Vol. 14, – Pp. 234–245.
7. Meyer H., Matzarakis A., Izomion MG. Spatio-temporal variability of moisture conditions within the Urban Canopy Layer // Theor. Appl. Climatol. – 2004. –Vol. 76. – Pp. 165–179.
8. Hupfer P. & Kuttler W. Witterung und Klima. Eine Einführung in die Meteorologie und Klimatologie. Wiesbaden:Teubner Verlag. – 2006. – Pp. 34–49.
9. Landsberg H.E. The Urban Climate // International Geophysics Series. New York. – 1981. – Vol. 28. – Pp. 769–779.

10. Оке Т.Р. Климаты пограничного слоя. – Л.: Гидрометиздат, 1982. – 359 с.
11. Климат Беларуси / под ред. В.Ф. Логинова. – Минск: ИГН АН Беларуси, 1996. – 234 с.
12. Климат Киева / под ред. Л.И. Сакали. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 288 с.
13. Міщенко З.А., Ляшенко Г.В. Мікрокліматологія: навчальний посібник. – К.: КНТ, 2007. – 336 с.
14. Кліматичний кадастр України [Електронний ресурс] / [упорядн.: О.О. Косовець, М.М. Кульбіда, Л.А. Гейко та ін.]. – 80 min/700 MB. – К.: Державна Гідрометеорологічна служба, УкрНДГМІ, ЦГО, 2006. – 1 електрон. опт. диск (CD-ROM); 12 см. – Систем. вимоги: Pentium-266 ; 32Mb RAM ; CD-ROM Windows 98/2000/NT/XP. – Назва з контейнера.
15. Шевченко О.Г. Основні джерела надходження забруднювальних речовин в атмосферу // Збірник наукових праць Військового інституту Київського Національного університету імені Тараса Шевченка. – 2006. – Вип. 5. – С. 228–233.
16. Охорона навколишнього середовища : монографія / за ред. Я.Б. Олійника. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 264 с.
17. Статистичний щорічник міста Києва за 2006 рік [статистичний довідник]. – К.: Консультант, 2007. – 344 с.
18. Денисов В.Н., Роголев В.А. Проблемы экологизации автомобильного транспорта. – СПб.: МАНЭБ, 2005. – 312 с.
19. Обухан К.І., Пригода Ю.Г. Гігієнічна оцінка забруднень повітря на вулицях м. Києва залежно від інтенсивності автотранспортного руху // Гігієна населених місць. – 2003. – Вип. 42. – С. 39–43.
20. Безуглая Э.Ю., Клинго В.В. Статистический метод оценки влияния метеорологических условий на содержание примесей в атмосфере // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1974. – Вып. 314. – С. 8–96.
21. Школьний Є.П., Лоева І.Д., Гончарова Л.Д. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації: підручник. – Одеса: Одеський гідрометеорологічний ін-т., 1999. – 469 с.
22. Исаев А.А. Статистика в метеорологии и климатологии. – М.: Издательство МГУ, 1988. – 236 с.

23. Пановский Г.А., Брайер Г.В. Статистические методы в метеорологии. – Л.: Гидрометиздат, 1972. – 321 с.
24. Кобышева Н.В., Наровлянский Г.Я. Климатологическая обработка метеорологической информации. – Л.: Гидрометиздат, 1978. – 274 с.
25. Безуглая Э.Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 184 с.
26. Сніжко С.І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 286 с.
27. Сніжко С.І. Методика дослідження територіальної структури гідрохімічних систем // Картографія та вища школа. – 2001. – Вип. 5. – С. 67–73.
28. Шевченко О.Г., Сніжко С.І. Дослідження просторової структури забруднення атмосферного повітря м. Києва на основі комплексного статистичного аналізу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – № 14. – С. 214–220.

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ ДИНАМІКИ ВИКИДІВ ШКІДЛИВИХ ДОМІШОК В АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ ТА ТЕНДЕНЦІЙ ЗМІНИ СТАНУ ЯКОСТІ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Залежно від темпів розвитку промисловості, транспорту та реалізації природоохоронних заходів, у різних містах спостерігаються протилежні процеси, які впливають на формування рівня забруднення атмосферного повітря. Знання направленості цих процесів має надзвичайно важливе значення для прогнозування стану повітряного басейну. Адже прогноз з високим ступенем справджуваності є невід'ємною складовою ефективних природоохоронних заходів.

Дані Глобальної системи моніторингу та результати інших досліджень свідчать [1–2], що в урбанізованих регіонах нашої планети відбуваються дві основні тенденції формування якості повітря. Так, у більшості розвинутих країн світу, які мають досконале природоохоронне законодавство і витрачають значні кошти на розвиток природоохоронних технологій та заходів, спостерігаються тенденції до зниження концентрації забруднювальних речовин в атмосферному повітрі. Формуванню таких тенденцій сприяє також виконання цими країнами зобов'язань взятих на себе в рамках Кіотського (зменшення викидів парникових газів) та Монреальського (зменшення викидів озоноруйнуючих речовин) протоколів.

Водночас, країни Азії, Африки, Південної Америки, що розвиваються, не докладають необхідних зусиль в галузі охорони повітря, тому у містах цих країн рівень забруднення повітря продовжує зростати, сягаючи загрозливих розмірів. Так у 54 містах цих країн вміст двоокису сірки досяг рівня, який у 100 разів перевищує норму [2].

Узагальнені в 1997 р. Парамоновим С.Г. [3] дані моніторингу якості атмосферного повітря території колишнього СРСР свідчать, що протягом 1980-х та 1990-х рр. на більшості станцій фонового моніторингу спостерігалось зниження концентрацій сполук сірки, азоту та важких металів.

Щодо України, то регулярні наукові дослідження в цьому

напрямі були припинені наприкінці 80-х рр. минулого століття [4–6] і почали відновлюватися лише в останні 5–7 років [7–13]. Проте, незважаючи на появу робіт, присвячених дослідженню спрямованості процесів забруднення атмосферного повітря, це питання у науковому сенсі залишається відкритим.

Основною задачею цього розділу є здійснення аналізу багаторічних змін концентрацій шкідливих домішок в атмосферному повітрі м. Києва та зіставлення їх із багаторічними змінами обсягів викидів.

Результати сучасних досліджень процесів формування якості атмосферного повітря показують [14–19], що вони дуже подібні у різних містах і залежать від низки чинників, серед яких передусім: потужність викидів, параметри джерела викидів, характеристики домішок, метеорологічні умови досліджуваного району та ландшафтні особливості території. Лише зміна співвідношення між чинниками, що впливають на якість повітря, зумовлює специфічні умови формування хімічного складу атмосферного повітря у тому чи іншому місті, які відрізняються від інших міст [20–21]. Відмінності формування однозначно відображаються у статистичних параметрах розподілу окремих забруднювальних речовин, розподіл емпіричних рядів спостережень за цими речовинами може описуватися різними теоретичними законами розподілу тощо.

4.1. Динаміка обсягів викидів шкідливих домішок в атмосферне повітря м. Києва

Дослідження зміни рівня забруднення атмосферного повітря неможливе без аналізу динаміки обсягів викидів шкідливих речовин в атмосферу міста. Для дослідження багаторічної динаміки викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря міста нами були використані дані Державного комітету статистики України за 1985–2006 рр. щодо викидів від стаціонарних джерел та автотранспорту [22].

У м. Києві в структурі викидів шкідливих домішок в атмосферне повітря переважають викиди від автомобільного транспорту, частка яких постійно зростає. Якщо в 1985 р. ця цифра становила 69,9% від об'єму загальних викидів, то в 2006 р. вона сягнула 84,1%.

За період 1990–2006 рр. кількість автотранспортних засобів у Києві зросла більш, ніж утричі. Значно вищі за середні по країні темпи економічного зростання та вищі соціальні стандарти зумовили випереджаючий розвиток автотранспорту столиці. Стрімке зростання кількості засобів пересування призвело до значного збільшення інтенсивності руху на вулицях міста. Ситуація ускладнюється зростанням потоків транзитного автотранспорту та кількості автомобілів, що прибувають до Києва з інших міст. Іншою важливою проблемою є фізичне і моральне старіння транспортних засобів та низька ефективність їхніх двигунів, що є причиною того, що на сьогодні витрати палива у наших автомобілів у 1,4–1,5 раз перевищують світові норми.

На рис. 4.1 представлено зміну кількості викидів від автомобільного транспорту протягом 1985–2006 рр. Основною тенденцією першої частини досліджуваного періоду було скорочення обсягів викидів. Причинами цього є зменшення інтенсивності транспортних перевезень внаслідок стрімкого падіння виробництва на тлі розвитку спочатку застійних, а згодом і кризових явищ у соціально-економічному житті міста і країни та проведення природоохоронних заходів на транспорті. Стрибокподібне збільшення викидів у 2000 р. було зумовлене переходом на нову методику їх обчислень та уточненням кількості використаного пального. Подальше зростання обсягів викидів від пересувних джерел починаючи з 2001-го р. пояснюється подоланням несприятливих процесів в економіці, що спричинило збільшення обсягів промислових перевезень та кількості приватного автотранспорту.

Забруднення атмосферного повітря міста від стаціонарних джерел визначається переважно промисловою діяльністю. Станом на 2006 р. у Києві викиди в атмосферне повітря здійснювалися 425 підприємствами. За рік було викинуто 26,4 тис. т шкідливих домішок, що становить 78,7% від аналогічного показника 2005 р. Протягом досліджуваного періоду викиди шкідливих речовин від стаціонарних джерел у м. Києві характеризувалися складною динамікою (рис. 4.2).

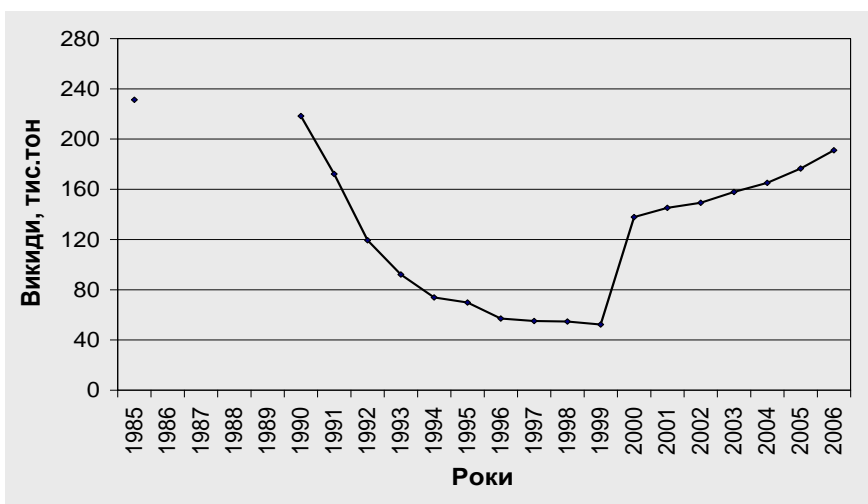


Рис. 4.1. Динаміка обсягів викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря м. Києва від автотранспорту за 1985–2006 рр.

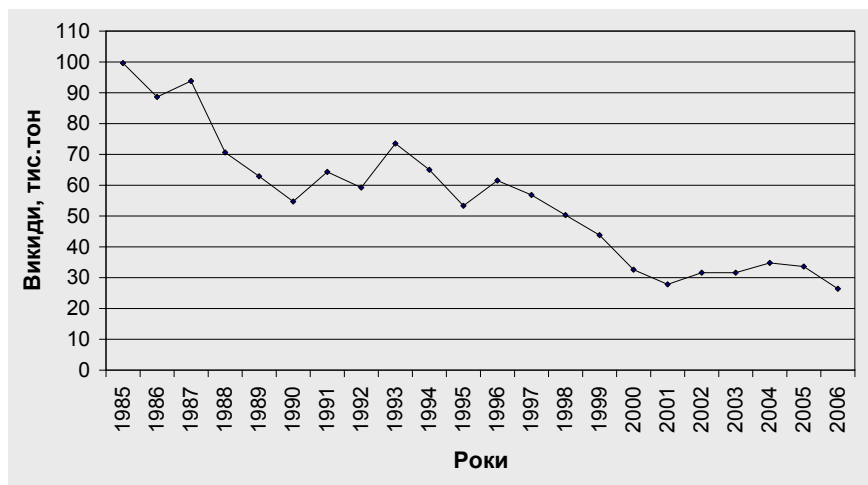


Рис. 4.2. Динаміка обсягів викидів шкідливих речовин, що надійшли в атмосферне повітря м. Києва від стаціонарних джерел за 1985–2006 рр.

Кількість викидів змінювалася стрибкоподібно – незначні зростання чергувалися зі зниженням кількості викидів. На фоні цього чітко простежується тенденція до зменшення викидів джерелами даного виду. На графіку виділяються два періоди стрімкого і порівняно тривалого зниження викидів шкідливих домішок стаціонарними джерелами: 1987–1990 рр. та 1996–2001 рр. З 1987 до 1990 р. кількість викидів стаціонарними джерелами знизилася в 1,7 рази, з 1996 по 2001 р. – в 2,2 рази. 2002–2005 рр. характеризуються незначним зростанням кількості викидів.

Динаміка сумарної кількості викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря міста характеризується зниженням викидів до 1999 р. і зростанням, починаючи з 2000 р. (рис. 4.3).

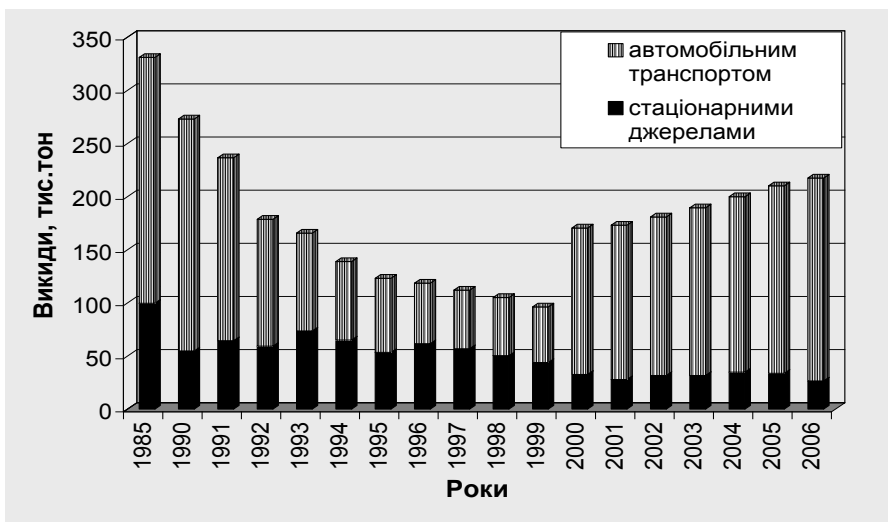


Рис. 4.3. Динаміка обсягів викидів шкідливих речовин, що надійшли в атмосферне повітря м. Києва (за період 1985–2006 рр.).

Отже, в динаміці викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря м. Києва протягом 1985–2006 рр. виділяються два періоди: 1985–1999 рр. – зниження об’ємів

викидів забруднювальних домішок та зростання обсягів починаючи з 2000 р. Така ситуація визначається передусім викидами від автотранспорту, динаміка яких є подібною і на які припадало від 69,9% (1985 р.) до 84,1% (2006 р.) від загального обсягу шкідливих речовин, що надходили в атмосферне повітря міста.

4.2. Багаторічна динаміка середньорічних рівнів забруднення атмосфери м. Києва

Для дослідження динаміки забруднення атмосферного повітря нами були обрані середньорічні концентрації основних забруднювальних речовин: пилу, окису вуглецю, окисів азоту, двоокису сірки (саме цей набір був затверджений ВООЗ, як стандартний, для характеристики рівнів забруднення повітря [1]); специфічних домішок: розчинних сульфатів, сірководню, фенолу, фтористого водню, хлористого водню, аміаку, формальдегіду, БП та ВМ. Для основних та специфічних домішок для дослідження був обраний період 1985–2006 рр. (за виключенням деяких речовин, для яких через відсутність інформації були взяті коротші вибірки даних). Динаміка зміни середньорічних концентрацій більшості ВМ досліджувалася за період 1990–2006 рр., заліза – 1993–2006 рр.

Ворончук М.М., Щепець О.І. та Гавриленко Л.І. [23], аналізуючи середньорічні концентрації забруднювальних речовин, в багаторічній динаміці домішок виділили дві складові – детермінований тренд, що характеризує плавні зміни рівнів і випадкові неупорядковані відхилення цих рівнів від тренду. В [24] зазначено, що детерміновані тренди зумовлені антропогенними змінами обсягів викидів, а випадкові відхилення від них – впливом метеорологічних чинників, що визначають перенесення та розсіяння домішок в атмосфері.

Окис вуглецю на сьогодні є найбільш поширеною домішкою в атмосферному повітрі. За даними Владімірова А.М. [25] щорічний об'єм викидів окису вуглецю сягає близько 380 Мт, з яких понад 70% припадає на спалювання бензину. В Києві за період 1992–2006 рр. середньорічні концентрації окису вуглецю не змінювалися.

Двоокис сірки є другою за масою забруднювальною домішкою, присутньою у складі атмосферного повітря. За приблизними оцінками, в тропосферу щорічно надходить близько 150 Мт SO_2 , з них 70% утворюються при спалюванні вугілля і 16% – рідкого палива [25]. Забруднення атмосферного повітря міста двоокисом сірки за 1985–2006 рр. характеризується тенденцією до зниження (рис. 4.4). На тлі загальної тенденції чітко виділяються два періоди зростання, з максимумами в 1994 ($0,035 \text{ мг/м}^3$) та 2003 ($0,019 \text{ мг/м}^3$) рр. Максимальне значення спостерігалось на початку досліджуваного періоду (в 1985 р.) і становило $0,04 \text{ мг/м}^3$, мінімальне – в 2006 р. – $0,009 \text{ мг/м}^3$.

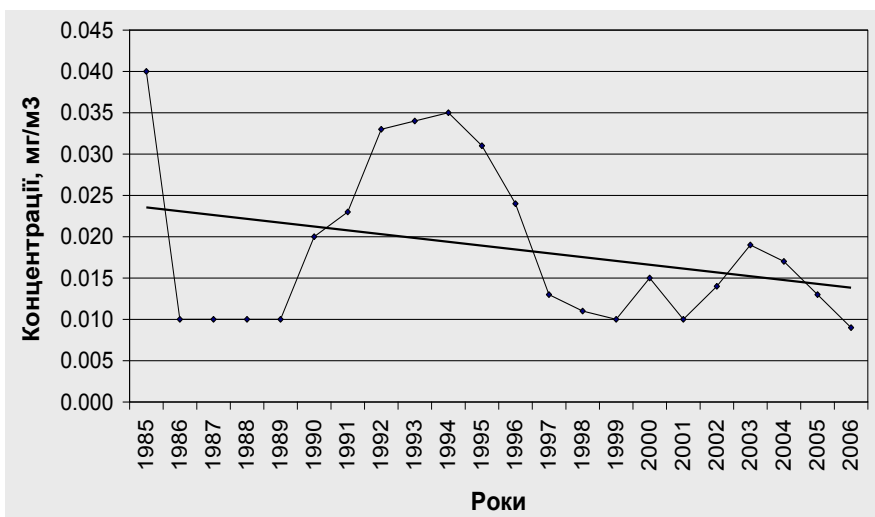


Рис. 4.4. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва двоокисом сірки в 1985–2006 рр.

У деяких містах Європи й Америки запиленість повітря за останнє десятиліття зросла більш, ніж на 30%. Кількість пилу, що в них випадає (за осередненими даними багаторічних вимірювань), може сягати більш 600 т на квадратний кілометр площі за рік, а середньодобова концентрація пилу в 1 м^3 атмосферного повітря великих міст часто перевершує значення

ГДК [26]. В Києві за період 1988–2006 рр. середньорічні концентрації пилу лишалися без змін.

Щорічне надходження окисів азоту в атмосферне повітря в результаті людської діяльності оцінюється в 15–20 Мт [25]. Одним з найпотужніших джерел викидів NO_x в атмосферне повітря є автомобільний транспорт. Окиси азоту утворюються під час згорання палива у двигуні, коли кисень реагує з азотом за високих температур згорання. У викидах NO_x 95–98% припадає на NO , який, потрапляючи в атмосферу, окислюється до NO_2 . Окиси азоту також беруть участь у вторинному забрудненні (спричиняють фотохімічний смог, руйнацію озонового шару), разом з окисами сірки призводять до кислотних дощів [27].

Як видно з рис. 4.5, зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря міста двоокисом азоту характеризується тенденцією до зростання.

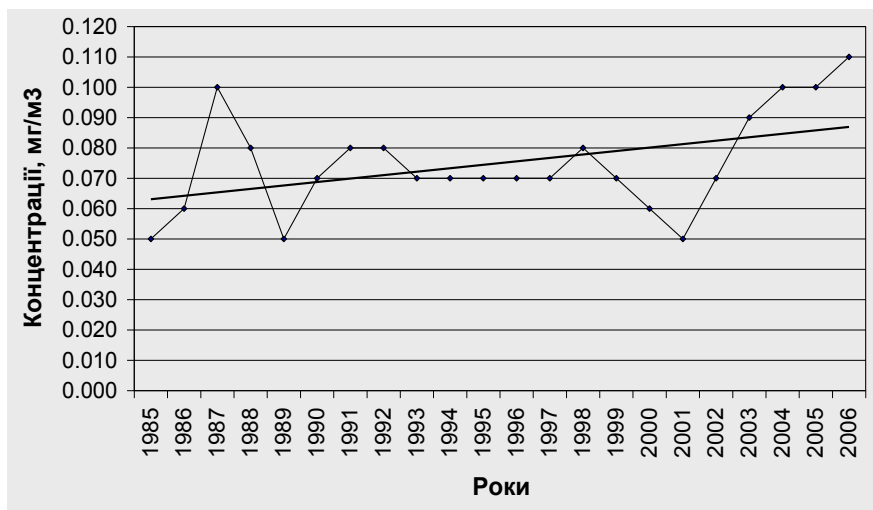


Рис. 4.5. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва двоокисом азоту в 1985–2006 рр.

Протягом 1985–2006 рр. виділяється кілька періодів зростання та зменшення середньорічних концентрацій.

Найзначнішим є зростання, що розпочалося в 2002 р. і тривало до 2006 р. (і швидше за все триватиме і в найближчі роки). Мінімальне значення протягом досліджуваного періоду було зафіксоване на рівні $0,050 \text{ мг/м}^3$ (1985, 1989 та 2001 рр.), максимальне – $0,110 \text{ мг/м}^3$ (2006 р.). Зазначимо також, що ГДК для двоокису азоту становить $0,040 \text{ мг/м}^3$, тобто протягом останніх 22 років середньорічні концентрації перевищували ГДК. В 2006 р. таке перевищення було у 2,75 рази. Зміна середньорічних концентрацій окису азоту протягом досліджуваного періоду характеризується складною динамікою (рис. 4.6): виділяються періоди стрімкого зниження концентрацій забруднювальної домішки (з 1986 до 1989 рр. – втричі) та зростання (1989–1992 рр., 2001–2003 рр. – в 2,5 рази). У 1993–1998 рр. концентрації характеризувалися стабільністю. Максимального значення ($0,060 \text{ мг/м}^3$) середньорічні концентрації окису азоту сягнули в 1986 та 2005 рр. Мінімальні концентрації ($0,020 \text{ мг/м}^3$) зафіксовані в 1989 та 2001 рр.

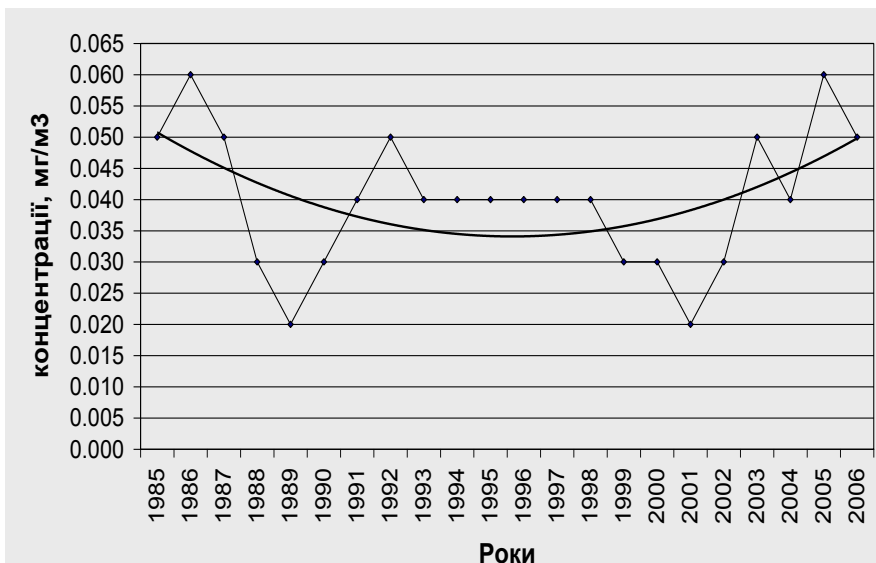


Рис. 4.6. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва окисом азоту в 1985–2006 рр.

Нами також були проаналізовані зміни середньорічних рівнів забруднення повітря м. Києва наступними специфічними забруднювальними домішками: сірководнем, фенолом, аміаком, хлористим воднем, формальдегідом та БП. Бензо(а)пірен надходить в атмосферне повітря від стаціонарних (промислові підприємства, ТЕЦ, опалювальні системи різної величини), та пересувних (транспорт) джерел. Процес горіння майже всіх видів палива призводить до вивільнення бензо(а)пірену в повітря, отже, джерелами надходження цієї речовини в атмосферу є практично всі виробництва, в процес яких входить горіння. Групою вчених на чолі з Ізраелем Ю.А. [28] була досліджена антропогенна емісія бензо(а)пірену на території Радянського Союзу і зазначено, що в її структурі 69% припадає на промисловість, 3% – на паливну енергетику, 2% – на транспорт та 26% – на побутове опалення.

Дані, отримані в результаті проведення цього дослідження, є ще одним свідченням того, що стаціонарні джерела вносять значний вклад в забруднення атмосферного повітря бензо(а)піреном. Значна мінливість концентрацій бензо(а)пірену в атмосфері визначається видами палива, що використовується на даній території, способами спалювання та метеорологічними умовами розсіювання домішок.

Для дослідження забруднення повітря м. Києва цією ЗР нами були використані дані за 1990–2006 рр. (рис. 4.7). Протягом досліджуваних 17 років середньорічні концентрації бензо(а)пірену характеризуються тенденцією до зниження. Максимальне середнє значення було зафіксовано в 1990 р. і становило $5,4 \text{ нг/м}^3$, що перевищувало ГДК в 5,4 рази. Період 1990–1994 рр. характеризується стрімким зниженням концентрацій даної домішки в повітрі міста (втричі). На фоні загальної тенденції до зниження, спостерігаються два періоди незначного зростання концентрацій (1995–1996 та 1999–2000 рр.). Мінімальне значення середньорічної концентрації бензо(а)пірену в місті становило $0,6 \text{ нг/м}^3$ (2006 р.).

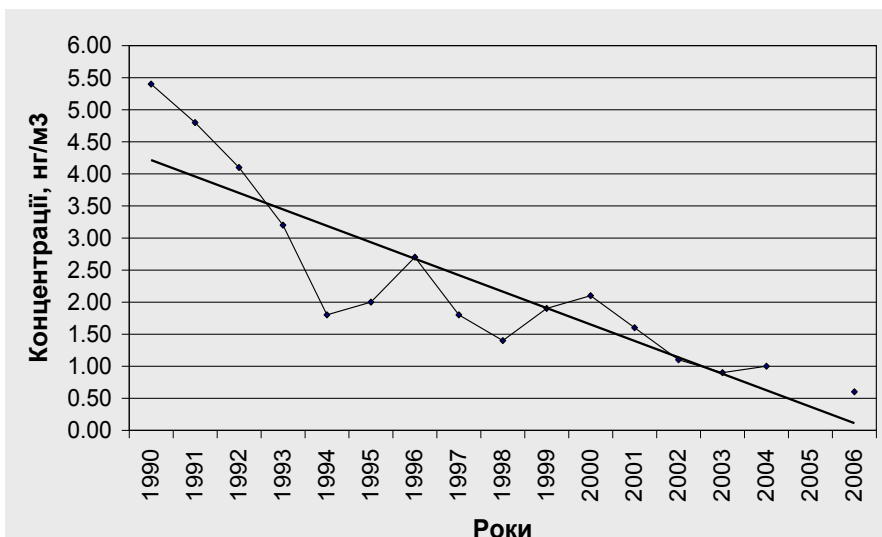


Рис. 4.7. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва бензо(а)піреном у 1990–2006 рр.

Надходження в атмосферне повітря фенолу та формальдегіду перш за все пов'язують з роботою автотранспорту. Ці домішки є речовинами другого класу небезпеки. Середньорічні концентрації обох домішок у повітряному басейні м. Києва за період 1985–2006 рр. характеризуються тенденцією до зниження (рис. 4.8, 4.9). На фоні складної динаміки зміни концентрацій фенолу протягом 1985–2006 рр. чітко виділяється максимум в 1991 р. (який характеризується концентрацією $0,0080 \text{ мг/м}^3$) та два слабше виражених максимуми 1987 та 2002 рр. 1987 р. порівняно з попереднім максимумом середньорічна концентрація фенолу зросла в 6 разів. Мінімальна середня концентрація фенолу була зафіксована в 1986 р. на рівні $0,0010 \text{ мг/м}^3$. Таким чином, ГДК_{с.д.} для фенолу встановлено на рівні $0,0030 \text{ мг/м}^3$, тобто період з 1987 по 1994 рр., а також 2002 р. прикметні перевищеннями даного нормативу, в окремі роки більш ніж удвічі.

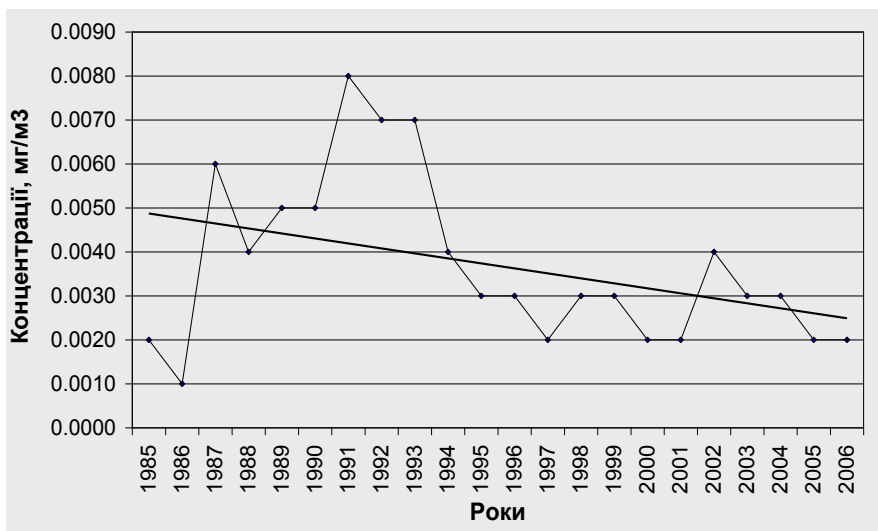


Рис. 4.8. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва фенолом в 1985–2006 рр.

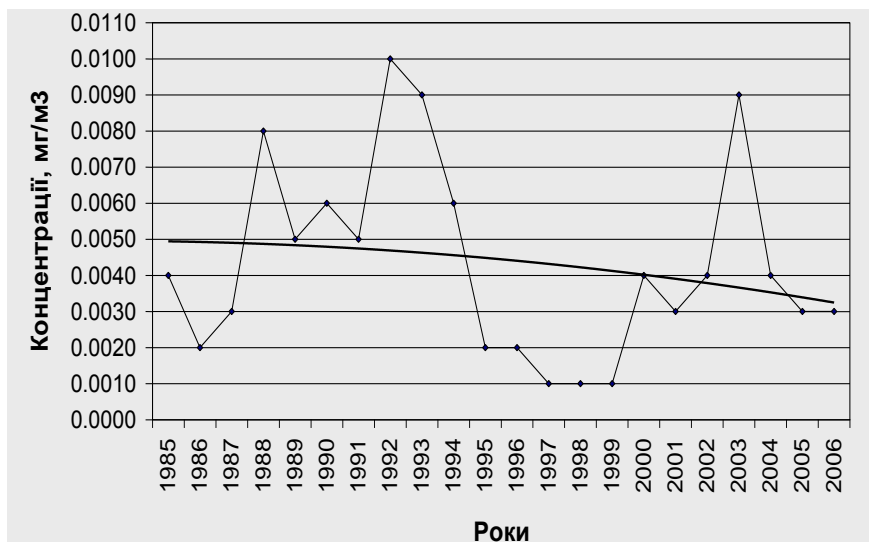


Рис. 4.9. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва формальдегідом в 1985–2006 рр.

Концентрації формальдегіду протягом досліджуваного періоду характеризуються наявністю трьох суттєвих максимумів на фоні загальної тенденції до зниження. В 1992 р. середньорічна концентрація формальдегіду в повітрі м. Києва становила $0,0100 \text{ мг/м}^3$, в 2003 р. – $0,0090 \text{ мг/м}^3$ і в 1988 – $0,0080 \text{ мг/м}^3$. Мінімальне значення зафіксовано 1986 р. на рівні $0,0020 \text{ мг/м}^3$. Для формальдегіду також характерні перевищення середніми значеннями відповідного ГДК. За період 1985–2006 рр. середньорічні концентрації були нижчими ГДК лише 1986 р. та протягом 1995–1999 рр.

Багаторічна динаміка концентрацій інших розглянутих специфічних забруднювальних домішок (сірководню, аміаку та хлороводню) також характеризується тенденцією до зниження їх концентрацій протягом досліджуваного періоду (додаток Б, рис. Б.1–Б.3).

У Києві проводяться спостереження за вмістом в атмосферному повітрі восьми ВМ. Нами була проаналізована зміна середніх річних концентрацій кадмію, марганцю, міді, нікелю, свинцю, хрому та цинку за період 1990–2006 рр. та заліза – за 1993–2006 рр. Зміна середнього рівня заліза, марганцю, хрому та свинцю характеризується тенденцією до зниження (додаток Б, рис. Б.4–Б.7). Забруднення атмосферного повітря кадмієм (додаток Б, рис. Б.8) та міддю (рис. 4.10) характеризується тенденцією до зростання концентрацій цих домішок в атмосферному повітрі. Характерно, що зростання середньорічних концентрацій міді в останні роки відбувалося досить стрімко (за період 2002–2005 рр. – в 12,5 разів).

Зміна середньорічних концентрацій нікелю та цинку характеризується складною динамікою, на тлі якої виділяється тенденція до слабкого зростання концентрацій (додаток Б, рис. Б.9–Б.10).

Ряди часової динаміки середньорічних концентрацій забруднювальних домішок були апроксимовані нами лінійними та іншими типами функцій з використанням методу найменших квадратів, реалізованого програмою "Microsoft Excel". Параметр R^2 може слугувати оцінкою достовірності такої апроксимації. Чим більша величина R^2 , тим краще підібрана функція описує

реальну динаміку змін концентрацій або викидів шкідливих речовин. Результати апроксимації наведені в табл. 4.1.

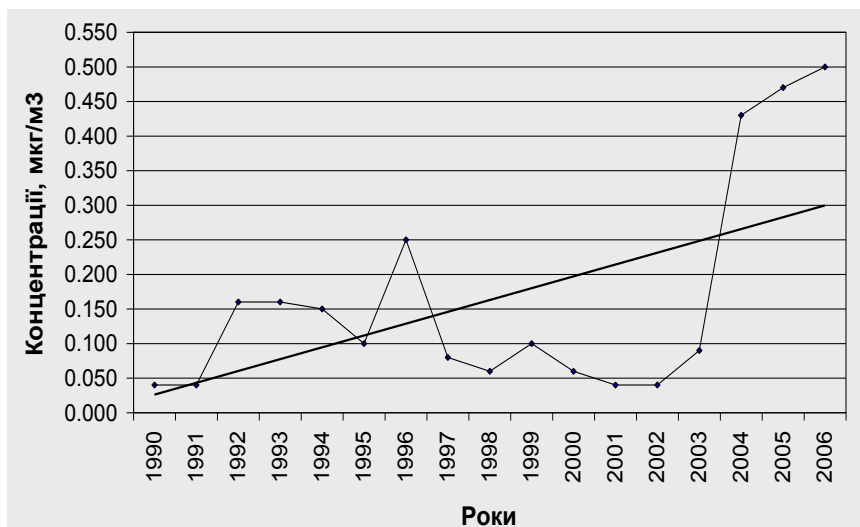


Рис. 4.10. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва між 1990–2006 рр.

Таблиця 4.1

Тренди концентрацій шкідливих речовин в атмосферному повітрі м. Києва за 1985–2006 рр.

Назва домішки	Рівняння тренду динаміки концентрацій	Коефіцієнт R^2
Двоокис сірки	$y = -0,0005x + 0,024$	0,0915
Двоокис азоту	$y = 0,0011x + 0,0619$	0,1917
Окис азоту	$y = 0,0001x^2 - 0,0034x + 0,054$	0,2356
Сірководень	$y = -6E - 07x + 0,0009$	4E-05
Фенол	$y = -0,0001x + 0,005$	0,1486
Хлороводень	$y = -0,0026x + 0,1437$	0,0954
Аміак	$y = -0,0347\ln(x) + 0,1183$	0,4703
Формальдегід	$y = -3E-06x^2 - 8E-06x + 0,005$	0,0397

Назва домішки	Рівняння тренду динаміки концентрацій	Коефіцієнт R ²
Бензо(а)пірен	$y = -0,2564x + 4,4707$	0,7768
Кадмій	$y = 0,0004x + 0,0065$	0,1046
Залізо	$y = 0,0597x^2 - 1,165x + 6,8885$	0,8908
Марганець	$y = -0,0014x + 0,0736$	0,0376
Мідь	$y = 0,0171x + 0,009$	0,3072
Нікель	$y = 5E - 0,5x^3 - 0,0015x^2 + 0,013x - 0,0021$	0,1161
Свинець	$y = -0,0012x + 0,0787$	0,0152
Хром	$y = -0,0025x + 0,0568$	0,1144
Цинк	$y = -0,0036x^2 + 0,0661x + 0,1262$	0,1653

Подальша обробка результатів апроксимації дозволила встановити основні характеристики тенденцій формування рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва основними та специфічними ЗР, а також ВМ протягом розглянутого періоду спостережень. Результати цієї роботи представлені на рис.4.1 – рис.4.11, в табл. 4.1, 4.2 та в Додатку Б.

Для аналізу основних тенденцій зміни рівня забруднення атмосферного повітря міста протягом 1985–2006 років (для більшості домішок) було проведено узагальнення графічних матеріалів, отриманих у процесі роботи. При цьому розраховувались наступні показники:

1) абсолютний приріст концентрації забруднювальної речовини за період досліджень за формулою:

$$\Delta C_{абс} = | C_{к} - C_{н} | \quad (4.1)$$

де $\Delta C_{абс}$ – абсолютний приріст концентрації, мг/м³;

$C_{к}$ – осереднене значення концентрації (визначається за встановленим трендом) в кінці періоду спостереження, мг/м³;

$C_{н}$ – осереднене значення концентрації (визначається за встановленим трендом) на початку періоду спостереження, мг/м³;

2) відносний приріст концентрації забруднювальної речовини за період досліджень за формулою:

$$\Delta C_{від} = \Delta C_{абс} / C_{н} \times 100\% \quad (4.2)$$

де $\Delta C_{від}$ – середній відносний приріст, %;

3) швидкість зміни концентрації за формулою:

$$V_{\Delta C} = \Delta C_{абс} / \Delta T \quad (4.3)$$

де $V_{\Delta C}$ – швидкість зміни, (мг/м³)/рік;

ΔT – період досліджень, роки.

Для зручності подальшого аналізу розраховані характеристики були представлені у вигляді табл. 4.2.

Таблиця 4.2

Статистичні характеристики зміни забруднення атмосферного повітря м. Києва основними, специфічними домішками та ВМ

Назва домішки	Період спостережень	Абсолютна зміна концентрації	Відносна зміна концентрації, %	Швидкість зміни концентрації (мг/м ³)/рік
Пил	1988–2006	0,00	0,00	0,00
Двоокис сірки	1985–2006	0,01	41,70	0,00046
Окис вуглецю	1992–2006	0,00	0,00	0,00
Двоокис азоту	1985–2006	0,025	39,68	0,0011
Окис азоту	1985–2006	0,001	2,50	0,000046
Сірководень	1985–2006	0,00003	3,33	0,0000014
Фенол	1985–2006	0,0024	50,00	0,00011
Хлороводень	1988–2006	0,046	32,62	0,0021
Аміак	1985–2006	0,108	91,53	0,0049
Формальдегід	1985–2006	0,0017	33,33	0,000077
Бензо(а)пірен	1990–2006	4,1	97,62	0,241
Кадмій	1990–2006	0,0062	91,18	0,00037
Залізо	1993–2006	3,5	83,33	0,25
Марганець	1990–2006	0,024	33,33	0,0014
Мідь	1990–2006	0,275	916,7	0,0162
Нікель	1990–2006	0,001	4,00	0,00006
Свинець	1990–2006	0,02	25,97	0,0012
Хром	1990–2006	0,04	72,73	0,0024

* – для БП – (нг/м³)/рік, для ВМ – (мкг/м³)/рік

Тенденції забруднення атмосферного повітря виражені за допомогою відносної зміни концентрації представлені графічно

на рис. 4.11.

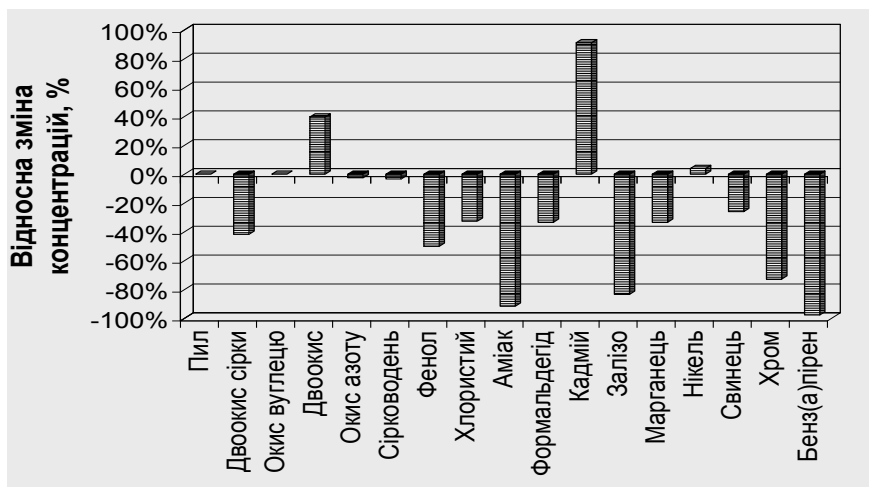


Рис. 4.11. Відносна зміна концентрації забруднювальних домішок у м. Києві за 1985–2006 рр. (для ВМ – 1990–2006 рр.)

На діаграмі представлено всі домішки, для яких розраховувалися статистичні характеристики, за виключенням міді (через велике значення відносної зміни концентрації – 916,7%).

Таким чином, для зміни середньорічних концентрацій більшості основних та специфічних забруднювальних домішок за період 1985–2006 рр. та для ВМ за 1990–2006 рр. були встановлені наступні закономірності:

- концентрації пилу та окису вуглецю протягом досліджуваного періоду лишалися без змін;
 - зросли концентрації окису азоту, кадмію та нікелю;
 - середні концентрації окису азоту та сірководню характеризувалися ледь помітним зниженням (2,5% та 3,33% відповідно);
 - середньорічні значення двоокису сірки, фенолу, хлороводню, аміаку, формальдегіду, заліза, марганцю, свинцю, хрому та бензо(а)пірену знизилися в межах 32,62% – 97,62%.
- Проаналізувавши графічні матеріали, що характеризують зміни

середніх рівнів забруднення атмосферного повітря м. Києва окремими домішками, можна зробити висновок, що для деяких ЗР в останні роки простежується зміна направленості тенденцій забруднення. Як ми вже зазначали, обсяги надходження шкідливих домішок в атмосферне повітря характеризуються зростанням починаючи з 2000 р. – від автомобільного транспорту та з 2002 р. – від стаціонарних джерел. Очевидно, саме цей фактор і став вирішальним у формуванні тенденції до зростання середньорічних концентрацій деяких домішок.

Для детальнішого аналізу основних тенденцій зміни рівня забруднення атмосферного повітря міста в останні роки нами була здійснена статистична обробка даних за 2000–2006 рр. Використання методу найменших квадратів дозволило встановити і апроксимувати тенденції формування забруднення атмосферного повітря м. Києва за вибраний період. Розраховані характеристики представлені у вигляді табл. 4.3.

Таблиця 4.3

Статистичні характеристики зміни забруднення атмосферного повітря м. Києва забруднювальними домішками за період 2000–2006 рр.

Назва домішки	Абсолютна зміна концентрації	Відносна зміна концентрації, %	Швидкість зміни концентрації, (мг/м ³)/рік*
Пил	0	0,00	0,00
Двоокис сірки	0,002	13,79	0,00029
Окис вуглецю	0	0,00	0,00
Двоокис азоту	0,06	111,11	0,0086
Окис азоту	0,032	133,33	0,0046
Сірководень	0,00095	67,86	0,00014
Фенол	0,0002	7,41	0,000029
Хлороводень	0,019	19,39	0,0027
Аміак	0,004	36,36	0,00057
Формальдегід	0,0006	13,04	0,000086
Кадмій	0,002	16,00	0,00029
Залізо	1,00	100,00	0,14

Назва домішки	Абсолютна зміна концентрації	Відносна зміна концентрації, %	Швидкість зміни концентрації, (мг/м ³)/рік*
Марганець	0,026	76,47	0,0037
Мідь	0,54	2700,00	0,077
Нікель	0,006	20,69	0,00086
Свинець	0,002	4,55	0,00029
Хром	0,017	54,84	0,0024
Бензо(а)пірен	1,4	75,68	0,2

* – для БП – (нг/м³)/рік, для ВМ – (мкг/м³)/рік

На рис. 4.12 графічно відображено відносну зміну концентрації забруднювальних домішок (за виключенням міді) за період 2000–2006 рр.

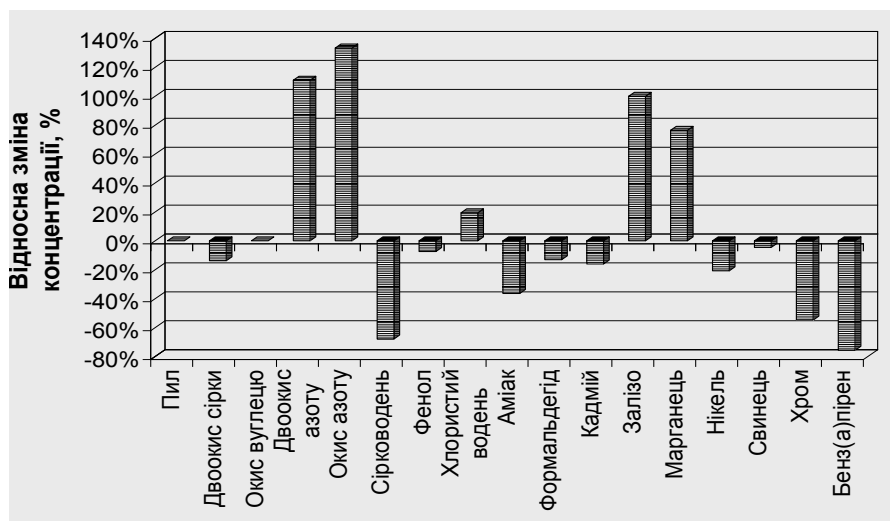


Рис. 4.12. Відносна зміна концентрації забруднювальних домішок в м. Києві за 2000–2006 рр.

Слід зазначити, що середньорічні концентрації в атмосферному повітрі міді та двоокису азоту характеризуються зростанням протягом обох досліджуваних періодів. За 2000–2006 рр. відносна зміна концентрації стала вищою для

міді (2700%, водночас за період 1985–2006 рр. ця цифра становила 916,7%) і для двоокису азоту (39,68% за період 1985–2006 рр. і 111,11% – за 2000–2006 рр.). В останні роки (2000–2006 рр.) спостерігається тенденція до зростання концентрацій окису азоту. Протягом досліджуваного періоду відносна зміна концентрації становила 133,3%. Враховуючи збільшення об'ємів викидів від автотранспорту, зростання концентрацій окисів азоту в атмосферному повітрі є цілком закономірним.

Такі домішки як нікель і кадмій на фоні загальної тенденції до зростання в 2000–2006 рр. характеризуються зниженням. Важкі метали – залізо та марганець мають тенденцію до зростання і характеризуються відносною зміною концентрації відповідно 100% та 76,5%. Також зростають концентрації хлористого водню (19,4%).

Враховуючи складний характер динаміки вмісту досліджених забруднювальних речовин в атмосферному повітрі міста протягом останніх двох десятиліть та сучасну тенденцію забруднення атмосферного повітря м. Києва, що встановилася в останні роки, можна рекомендувати для оцінки сучасного стану якості повітря розрахунковий період 2002–2006 рр. Вибір такого періоду обумовлений не тільки встановленими позитивними тенденціями зміни концентрацій забруднювальних речовин протягом 2000–2006 рр., а й методичними рекомендаціями щодо тривалості періоду осереднення даних моніторингу атмосфери для оцінки рівня забруднення [29–30].

Література до розділу 4:

1. Global Environment Monitoring System, Assessment of Urban Air Quality, United Nations Environment Programm [Електронний ресурс]. – Режим доступу: linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016920469390124V – Назва з екрану.

2. Knutesa G., Chang T.Y. Trends and relationships of O_3 , NO_x and HC in the South Coast Air Basin of California. // Journal of the Air Pollution Control Association. – 2001. – v. 37. – № 4. – Pp.1158–1163.

3. Paramonov S. Air Pollution Background Monitoring over the Former Soviet Union: Fifteen Years of Observations // Journal of Applied Meteorology. – 1997. – Vol. 37, № 10. – Pp. 1179–1189.

4. Рыбченко А.А., Карпиловская Н.Ф. Некоторые статистические характеристики загрязнения воздуха в условиях города // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1981. – Вып. 184. – С. 73–81.

5. Гавриленко Л.И., Рыбченко А.А. К оценке метеорологической обусловленности загрязнения воздуха // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1986. – Вып. 216. – С. 6–13.

6. Попов М.Н., Ерохина Т.Б. Состояние загрязнения атмосферы на территории СРСР в 1990 г. и тенденции его изменения за последние пятилетие // Метеорология и гидрология. – 1991. – № 4. – С. 118–123.

7. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Прогнозування рівнів високого забруднення атмосферного повітря у містах України // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. – С. 288–298.

8. Сніжко С.І., Шевченко О.Г., Склярєнко Д.П. Оцінка сучасного рівня забруднення атмосферного повітря у м. Києві // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Географія. – 2005. – № 51. – С. 28–30.

9. Шевченко О.Г. Сучасна динаміка забруднення атмосферного повітря міст України // Навколишнє природне середовище – 2007: актуальні проблеми екології та гідрометеорології; інтеграція освіти і науки: II міжнар. наук.-техн. конф., 26–28 верес. 2007 р.: тези доп. – Одеса, 2007. – С. 157–160.

10. Шевченко О.Г., Сніжко С.І. Основні тенденції зміни стану якості атмосферного повітря міста Києва // Молоді науковці – географічній науці: наук. конф., 24–25 жовт. 2007 р.: тези доп. – К., 2007. – С. 181–184.

11. Шевченко О.Г., Сніжко С.І. Дослідження тенденцій зміни стану якості атмосферного повітря міста Києва // Сучасні проблеми екології та геотехнологій: V міжнар. наук. конф.,

19–22 берез. 2008 р.: тези доп. – Житомир, 2008. – С. 73–75.

12. Лосева І.Д., Грудєв П.Х., Демчишина Н.М. Оцінка антропогенного навантаження на повітряний басейн м. Одеси // Метеорологія, кліматологія і гідрологія. – 2004. – Вип. 48. – С. 279–286.

13. Присяжнюк В.Є., Доценко В.М., Федоришин О.П. та ін. Тенденції забруднення атмосферного повітря в Україні в 1991–1997 рр. // Гігієна населених місць. – 1999. – Вип. 35. – С. 16–21.

14. Коляда О.І. Об особенностях загрязнения атмосферы крупного промышленного города // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вип. 224. – С. 27–30.

15. Дячук В.А., Раменский Л.А. Загрязнение пограничного слоя атмосферы в районе влияния крупного промышленного центра // Труды УкрНИГМИ. – 1991. – Вип. 241. – С. 3–10.

16. Коршенко Ф.В. К оценке уровня загрязнения воздуха // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вип. 157. – С. 89–94.

17. Дячук В.А. Комплексные исследования зависимости приземных концентраций от параметров источников выбросов и метеорологических характеристик // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вип. 224. – С. 14–26.

18. Шевченко О.Г., Сніжко С.І. Порівняльний аналіз багаторічних тенденцій формування рівня забруднення атмосферного повітря у м. Києві та у інших містах України // Географія в інформаційному суспільстві: Зб. наук. праць. У 4-х тт. – К.: ВГЛ Обрії, 2008. – Т. III. – С. 48–50.

19. Шевченко О.Г. Характеристика забруднення атмосферного повітря міст України // Регіон–2007: стратегія оптимального розвитку: міжнар. наук.-практ. конф., 17–18 квіт. 2007 р.: тези доп. – Харків, 2007. – С. 240–242.

20. Бызова П.Л., Хачатурова Л.М., Нетбальская Н.П. О межгодовой изменчивости характеристик условий распространения примесей в пограничном слое атмосферы // Метеорологія і гідрологія. – 1993. – № 1. – С. 26–32.

21. Безуглая Э.Ю., Расторгуева Г.П., Смирнова И.В. Чем дышит промышленный город: монография. – Л.: Гидрометеоздат, 1991. – 255 с.

22. Статистичний щорічник міста Києва за 2006 рік

[статистичний довідник]. – К.: Консультант, 2007. – 344 с.

23. Ворончук М.М., Щепец О.И., Гавриленко Л.И. К анализу изменения среднегодовых уровней загрязнения атмосферы в городах УССР // Труды УкрНИИ Госкомитета. – 1984. – Вып. 209. – С. 52–59.

24. Ворончук М.М., Щепец О.И. О влиянии метеорологических факторов на среднегодовой уровень загрязнения атмосферы городов УССР // Труды УкрНИИ Госкомитета. – 1984. – Вып. 209. – С. 24–30.

25. Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. Охрана окружающей среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 424 с.

26. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 182 с.

27. Мержиєвська В.В. Забруднення атмосфери викидами транспортних засобів. Основні сполуки. Вплив каталітичних нейтралізаторів // Автошляховик України. – 2006. – № 3 (191). – С. 20–23.

28. Израэль Ю.А., Василенко В.Н., Дликман И.Ф. и др. К проблеме загрязнения природной среды бенз(а)пиреном // Метеорология и гидрология. – 1992. – № 9. – С. 36–43.

29. Руководство по контролю загрязнения атмосферы / отв. ред. М.Е. Берлянд, Г.И. Сидоренко. – Л.: Гидрометеиздат, 1979. – 448 с.

30. Безуглая Э.Ю. Мониторинг состояния загрязнений атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 200 с.

РОЗДІЛ 5

ОЦІНКА СУЧАСНОГО РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ М. КИЄВА ШКІДЛИВИМИ ДОМІШКАМИ

Першим необхідним кроком до оцінки рівня забруднення атмосферного повітря є аналіз статистичних параметрів, зібраних в архівах та підготовлених до обробки даних про вміст ЗР у повітрі. Для виконання цього завдання було використано класичні статистичні методи обробки даних, описані у розділі 3.

В результаті їх застосування було розраховано середні концентрації, середні квадратичні відхилення, максимальні фактичні та розраховані концентрації різних забезпеченостей ($P=5\%$, $P=1\%$, $P=0,1\%$), що характеризують діапазон максимальних ймовірних концентрацій різної повторюваності усього доступного для системи моніторингу переліку речовин. Ці характеристики розміщено в Додатку В.

Ці дані використані нами для виконання порівняльного аналізу рівня забруднення у різних районах м. Києва, для всіх подальших розрахунків та графічних побудов, для створення картографічних матеріалів.

5.1. Розподіл нормованих максимальних характеристик забруднення атмосферного повітря у м. Києві

Для представлення інформації про забруднення атмосферного повітря слід обирати таку її форму, щоб вона була максимально компактною і водночас вплив суб'єктивного підходу до її сприйняття був мінімальним [1]. Як показники забруднення атмосфери нині найчастіше використовуються концентрації домішок (середня та максимальна разова). Проте часто величини концентрацій не можуть розцінюватись як самостійна інформація, тому що вони характеризують не ступінь небезпечності забруднення атмосферного повітря, а лише кількість тієї чи іншої домішки в одиниці об'єму. До того ж, різні домішки за однакових концентрацій в повітрі, будуть

спричинювати різний ступінь негативного впливу на довкілля та людей. Для точнішої характеристики негативного впливу забруднення повітря, виміряні концентрації слід порівнювати з певними нормативами. Найчастіше для цього використовують величину відповідної гранично допустимої концентрації. Усереднені концентрації порівнюють з ГДК_{с.д.}, фактично виміряні – з ГДК_{м.р.}

Проаналізувавши усереднені та строкові дані про вміст шкідливих домішок в повітрі Києва у період 2003–2006 рр., ми виявили перевищення ГДК по дев'яти з 21 досліджуваної домішки (табл. 5.1). Найсуттєвіші перевищення ГДК характерні для окису вуглецю та двоокису азоту (по разових) та для двоокису азоту (по усереднених концентраціях).

Таблиця 5.1

Концентрації забруднювальних домішок в атмосферному повітрі м. Києва, нормовані до ГДК_{с.д.} та ГДК_{м.р.}

Рік	2003		2004		2005		2006	
	Концентрації, нормовані на							
Домішки	ГДК _{с.д.}	ГДК _{м.р.}	ГДК _{с.д.}	ГДК _{м.р.}	ГДК _{с.д.}	ГДК _{м.р.}	ГДК _{с.д.}	ГДК _{м.р.}
Окис вуглецю		12,6		6,8		4,8		4,6
Двоокис азоту	2,3	8,7	2,5	8,1	2,5	11,5	2,8	5,5
Окис азоту					1,0			
Сірководень						1,1		
Фенол	1,0	2,4	1,0	1,2				1,3
Хлористий водень		4,1		1,8		1,3		2,0
Формальдегід	3,0	2,5	1,3	1,5	1,0		1,0	1,5
БП*		3,3	1,0	4,0				3,8
Мідь*				1,5		1,0		1,0

* – по БП та по міді в графу «концентрації, нормовані на ГДК_{м.р.}» вписано максимальні з середньомісячних концентрацій, нормовані на ГДК_{с.д.}

Найбільша виміряна разова концентрація вибрана за певний період (рік, місяць) з даних спостережень на посту чи по місту загалом, за окремою домішкою, поділена на відповідну ГДК називається стандартним індексом. Отже, в табл. 5.1 максимальні концентрації кожної домішки, нормовані на ГДК_{м.р.} показують значення СІ. Для цієї величини розроблена наступна

градація: $CI < 5$ – підвищений рівень забруднення, CI від 5 до 10 – високий рівень забруднення і дуже високий при $CI > 10$ [2]. Протягом 2003–2006 рр. у м. Києві були зафіксовані випадки високого та дуже високого рівня забруднення. В 2003 р. CI для окису вуглецю сягнув значення – 12,6 (дуже високе забруднення). Були зафіксовані випадки високого забруднення двоокисом азоту $CI=8,7$ (2003 р.), $CI=8,1$ (2004 р.), $CI=11,5$ (2005 р.), $CI=5,5$ (2006 р.) та окисом вуглецю $CI=6,8$ (2004 р.).

Найбільша повторюваність перевищення $ГДК_{м.р.}$ (у відсотках) за даними спостережень на посту за однією домішкою (чи на всіх постах території за всіма домішками) за місяць чи за рік називається найбільшою повторюваністю перевищень $ГДК$ (НП). Даний показник використовується Лабораторією аналізу та оцінки забруднення повітря міст Головної Геофізичної обсерваторії імені А.І. Воєйкова [2] серед трьох основних показників якості повітря (I_3A , CI та НП).

5.1.1. Аналіз повторюваності максимальних концентрацій забруднювальних речовин у різних районах міста

Для дослідження повторюваності максимальних концентрацій забруднювальних речовин у різних районах міста нами було використано дані строкових спостережень за вмістом усіх забруднювальних речовин по всіх 16 ПСЗ за період 2003–2006 рр. Для цього передусім нами була розрахована повторюваність концентрацій домішок вище гранично допустимих за кожен місяць по окремих постах (у відсотках). В табл. 5.2 представлено НП за 2003–2006 рр. всіма домішками, для яких були зафіксовані перевищення.

Повторюваність перевищення $ГДК_{м.р.}$ фенолом та формальдегідом є низькою і не досягає навіть 1%, за винятком ПСЗ № 2 (вул. Довженка, в районі ст.м. Шулявська) 2004 р., де відповідний показник по формальдегіду становив 1,4%. Протягом досліджуваного періоду перевищення $ГДК_{м.р.}$ сірководнем були зафіксовані лише в 2005 р. на ПСЗ № 4 (вул. С. Лазо, мікрорайон ДВРЗ).

Таблиця 5.2

Повторюваність випадків перевищення ГДК_{м.р.} по м. Києву
за 2003-2006 рр.

Роки	Пости	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	№ 8	№ 9	№ 10	№ 11	№ 13	№ 15	№ 17	№ 20	№ 21
2003	Окис вуглецю	5,3	1,6	0,0	2,1	0,2	12,0	49,5	2,3	20,8	4,2	6,5	0,0	1,6	1,3	0,5	1,9
	Двоокис азоту	54,6	68,1	58,5	59,6	2,8	58,1	—*	61,4	43,7	60,5	58,6	1,9	6,8	61,8	64,4	67,8
	Фенол	0,3	0,5	—	—	—	—	—	0,8	0,4	0,0	—	—	—	0,1	—	0,5
	Формальдегід	0,2	0,5	0,3	—	—	0,8	—	0,1	0,1	0,2	0,1	—	—	0,5	0,0	0,9
	Хлористий водень	—	10,6	9,3	15,8	—	11,5	—	—	—	—	17,3	—	—	—	—	8,5
	Сумарно за рік	60,4	81,3	68,1	77,5	3,0	82,4	49,5	64,6	65,0	64,9	82,5	1,9	8,4	63,7	64,9	79,6
2004	Окис вуглецю	5,8	5,1	1,3	3,5	0,0	25,4	24,5	5,4	29,7	12,5	12,7	0,0	4,4	4,1	1,8	1,7
	Двоокис азоту	64,6	67,3	63,3	59,8	10,0	61,9	19,8	62,3	53,6	11,1	58,2	6,9	36,3	65,1	62,5	65,2
	Фенол	0,0	0,4	—	—	—	—	—	0,0	0,0	0,0	—	—	—	0,1	—	0,2
	Формальдегід	0,1	1,4	0,7	—	—	0,0	0,0	0,1	0,4	0,0	0,8	—	—	0,1	0,7	1,0
	Хлористий водень	—	10,1	8,7	6,8	—	4,0	7,4	—	—	—	12,3	—	—	—	—	6,3
	Сумарно за рік	70,5	84,3	74,0	70,1	10,0	91,3	51,7	67,8	83,7	23,6	84,0	6,9	40,7	69,4	65,0	74,4
2005	Окис вуглецю	1,5	1,4	0,7	0,8	0,0	4,4	7,4	1,5	8,7	3,8	3,0	0,0	0,2	0,3	5,3	0,0
	Двоокис азоту	73,1	73,6	64,0	60,4	15,8	53,6	74,8	67,3	65,5	64,1	73,2	13,9	27,6	74,0	70,1	42,9
	Хлористий водень	—	0,0	0,6	0,7	—	0,7	—	—	—	—	2,5	—	—	—	—	0,9
	Сірководень	—	—	0,0	0,2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,0
	Сумарно за рік	74,6	75,0	65,3	62,1	15,8	58,7	82,2	68,8	74,2	67,9	78,7	13,9	27,8	74,3	75,4	43,8
2006	Окис вуглецю	1,2	0,6	0,2	0,5	0,0	2,1	4,0	0,8	0,7	4,1	0,7	0,0	0,5	0,6	5,9	6,0
	Двоокис азоту	63,0	74,8	70,4	62,2	15,5	68,1	75,7	72,3	65,4	65,7	73,5	28,4	32,9	75,9	75,7	66,9
	Фенол	0,0	0,0	—	—	—	—	—	0,0	0,0	0,0	—	—	—	0,0	—	0,2
	Формальдегід	0,0	0,0	0,0	—	—	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	—	—	0,0	0,0	0,2
	Хлористий водень	—	0,0	0,0	0,0	—	0,2	0,0	—	—	—	0,0	—	—	—	—	0,2
	Сумарно за рік	64,2	75,4	70,6	62,7	15,5	70,4	79,7	73,1	66,1	69,8	74,2	28,4	33,4	76,5	81,6	73,5

* – на даному ПСЗ не проводяться спостереження за цією ЗР

Їх повторюваність становила 0,2%. Спостереження за хлористим воднем постійно проводилися на шести ПСЗ (№ 2, № 3, № 4, № 6, № 11, № 21), а також, в окремі роки, на ПСЗ № 7. В 2006 р. за цією домішкою перевищення ГДК_{м.р.} були зафіксовані лише на двох постах: № 6 (площа Перемоги) та № 21 (вул. Скляренка, Куренівка), їх повторюваність становила 0,2%. Протягом 2003–2005 рр. найвищі значення повторюваності перевищення ГДК_{м.р.} хлористим воднем були зафіксовані на ПСЗ № 11 (у 2003 р. – 17,3%, у 2004 р. – 12,3% та 2,5% – у 2005 р.), що розташований на перетині просп. Перемоги та вул. акад. Туполєва, неподалік від ст. м. Святошин. Найменша повторюваність перевищення ГДК_{м.р.} цієї домішкою спостерігалася на постах № 3, № 6 та № 21, що розташовані відповідно в районі ст. м. Чернігівська, на пл. Перемоги та в районі Оболонського просп. В окремі роки різниця між значенням найнижчої та найвищої повторюваності перевищення ГДК_{м.р.} хлористим воднем на різних постах міста змінювалася в межах від 1,9 рази в 2003 р. до 4,2 рази в 2005 р.

Спостереження за вмістом окису вуглецю та двоокису азоту в повітрі проводяться на всіх ПСЗ міста (адже ці домішки належать до чотирьох основних ЗР), до того ж, ряди спостережень за ними є майже безперервними протягом всього досліджуваного нами періоду. Ці чинники, а також те, що рівень забруднення повітря двоокисом азоту в 2003–2006 рр. на багатьох ПСЗ був дуже високим (НП>50%) та підвищеним за окисом вуглецю (НП<20%) (додаток Д) і стало причиною того, що ці дві домішки були обрані нами для подальших досліджень. На рис. 5.1 графічно зображена повторюваність випадків перевищення ГДК_{м.р.} (усереднена за 2003–2006 рр.) двоокисом азоту та окисом вуглецю.

Середня повторюваність випадків перевищення двоокисом азоту у м. Києві за період 2003–2006 рр. становила 54,0%. Найнижчі значення повторюваності по двоокису азоту спостерігалися на ПСЗ № 5, № 13 та № 15 (розташованих в районі просп. Науки, Національного Виставкового центру та в Гідропарку) і становили відповідно – 11,03%, 12,78% та 25,9%. На всіх інших постах, за винятком ПСЗ № 10 (вул. Межигірська,

Поділ), № 5, № 13 та № 15, зафіксовано значення повторюваності вище середнього по місту. Найбільшою повторюваністю перевищення ГДК_{м.р.} характеризуються пост № 2 (вул. Довженка, неподалік від ст. м. Шулявська), пост № 17 (Оболонський просп.) та пост № 20 (Московська пл.): 70,95%, 69,2% та 68,18% – відповідно. Різниця між максимумом (ПСЗ № 2) та мінімумом (ПСЗ № 5) повторюваності високого рівня забруднення – майже в 6,5 разів.

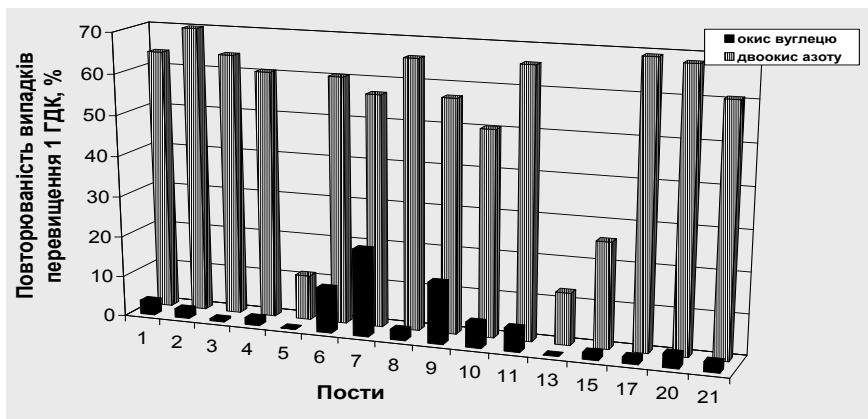


Рис. 5.1. Повторюваність випадків перевищення величини 1 ГДК_{м.р.} концентраціями двоокису азоту та окису вуглецю (2003-2006 р.)

Середня повторюваність перевищення ГДК_{м.р.} окисом вуглецю по місту за досліджуваний період значно нижча і становить 4,9%. На ПСЗ № 13 (Національний Виставковий центр) не було зафіксовано жодних перевищень досліджуваною домішкою, а на постах № 5 (просп. Науки) та № 3 (вул. Попудренка, неподалік від ст. м. Чернігівська) повторюваність перевищення становила 0,05% та 0,55% відповідно. Найвища повторюваність була зафіксована на постах № 7 (Бесарабська пл.) на рівні 21,35% та № 9 (вул. Каунаська, поблизу Ленінградської пл.) – 14,98%. Вищими за середнє значеннями повторюваності характеризувалися також ПСЗ № 6 (пл. Перемоги) – 10,98%, № 10 (вул. Межигірська, Поділ) – 6,15% та № 11 (перетин

просп. Перемоги та вул. акад. Туполева) – 5,73%.

Як видно за табл. 5.1, фактично виміряні концентрації двоокису азоту та окису вуглецю в деяких випадках перевищують не лише величину $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$, а також і значення $5 \text{ ГДК}_{\text{м.р.}}$. Нами була проаналізована повторюваність випадків перевищення $5 \text{ ГДК}_{\text{м.р.}}$ по ПСЗ м. Києва за 2003–2006 рр. (додаток Е) і виявлено, що найвища повторюваність перевищень була зафіксована двоокисом азоту в 2003 р. на ПСЗ № 21 (вул. Скляренка, Куренівка) – 3,1%, в 2004 р. на ПСЗ № 3 (в районі ст. м. Чернігівська) – 1,3% та окисом вуглецю в 2003 р. на ПСЗ № 7 (Бессарабська пл.) – 2,7%. Перевищення величини $5 \text{ ГДК}_{\text{м.р.}}$ окисом вуглецю в 2005–2006 рр. не були зафіксовані, а в 2003–2004 рр. відмічаються лише на ПСЗ № 6, № 7, № 9, № 10 та № 11 (в межах 0,2–2,7%). Перевищенням величини $5 \text{ ГДК}_{\text{м.р.}}$ двоокисом азоту характеризується значно більша кількість постів, проте 2006 р. кількість постів, на яких були зафіксовані екстремальні значення, зменшилася до трьох (ПСЗ № 1, № 6 та № 17) і коливалася в межах 0,1–0,2%.

На рис. 5.2 у вигляді діаграми представлено сумарну повторюваність випадків перевищення $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$ окисом вуглецю та двоокисом азоту (за даними, усередненими за період 2003–2006 рр.).

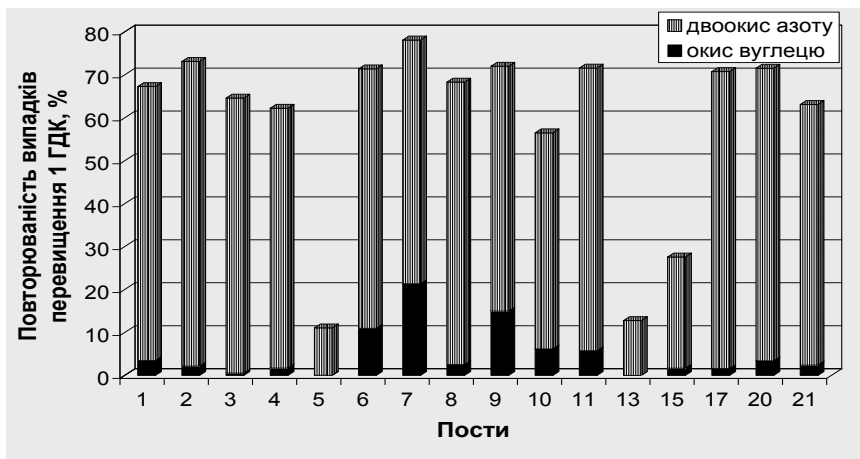


Рис. 5.2. Сумарна повторюваність випадків перевищення ГДК окисом вуглецю та двоокисом азоту.

За період 2003–2006 рр. в атмосферному повітрі м. Києва не було зафіксовано випадків перевищення ГДК_{м.р.} пилом та двоокисом сірки. Високою повторюваністю випадків перевищення ГДК_{м.р.} характеризувалися окис вуглецю та двоокис азоту. Найвища повторюваність перевищення ГДК_{м.р.} цими речовинами характерна для ПСЗ № 2 (вул. Довженка – в районі ст. м. Шулявської), № 6 (пл. Перемоги), № 7 (Бессарабська пл.), № 9 (вул. Каунаська, поблизу Ленінградської площі), № 11 (просп. Перемоги в районі ст. м. Святошин), № 17 (просп. Оболонський) та № 20 (пл. Московська). Підвищений рівень забруднення повітря в районі розташування цих ПСЗ, пов'язаний з їх близькістю до важливих транспортних магістралей міста, а також з особливостями рельєфу та мікроциркуляції в даних точках. Середня повторюваність випадків перевищення двоокисом азоту по м. Києву за період 2003–2006 рр. становила 54,0%, окисом вуглецю – 4,9%.

5.1.2. Річний хід повторюваності максимальних концентрацій забруднювальних речовин

Концентрації домішок у повітрі великих міст зазнають суттєвих коливань. Ці зміни є функцією метеорологічних елементів і параметрів викидів, які також змінюються в часі. Для метеорологічних елементів характерні два основні цикли мінливості – річний та добовий, викидам притаманні три цикли – добовий, річний та тижневий [3]. В результаті їх взаємодії встановлюється певна циклічність концентрацій домішок в атмосфері. На рис. 5.3 представлено графік річного ходу повторюваності концентрацій двоокису азоту вище 1 ГДК_{м.р.}, отриманий в результаті усереднення даних за досліджуваний період.

Як видно з рис. 5.3, в Києві чітко виражений весняно-літній максимум забруднення повітря двоокисом азоту, в той час як в холодний період року забруднення повітря даною домішкою значно нижче. Стрімке зростання забруднення починається у квітні (до 64,2%). Високі значення повторюваності підвищених

концентрацій, з незначними коливаннями, утримуються протягом усього літнього періоду (61,5–59,1%), їх зниження починається у вересні з переходом у жовтневий мінімум у річному ході. Жовтень (49,3%) та січень (48,6%) характеризуються найнижчими значеннями повторюваності перевищень ГДК_{м.р.} двоокисом азоту в повітрі міста.

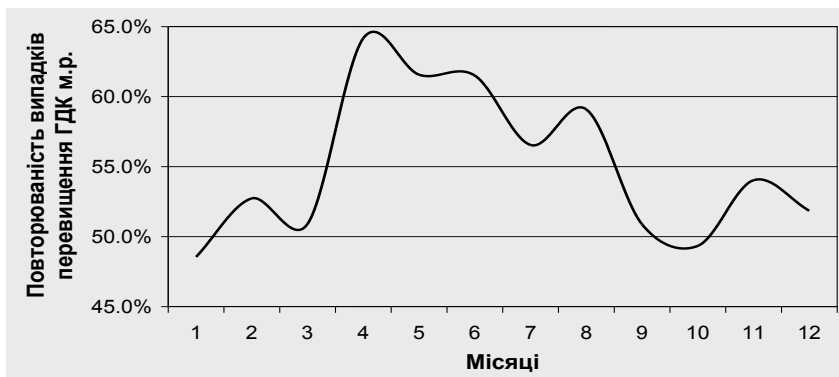


Рис. 5.3. Річний хід повторюваності (у%) концентрацій двоокису азоту вище за значення ГДК_{м.р.} в м. Києві.

Звернімо увагу на те, що для характеристики забруднення атмосферного повітря за допомогою повторюваності перевищень ГДК_{м.р.} (НП) існує спеціальна градація [2], за якою при НП < 20% рівень забруднення підвищений, при НП від 20 до 50% – високий, а коли значення НП > 50% – дуже високий. З рис. 5.3 видно, що за такою градацією (яку для характеристики рівня забруднення атмосферного в своїй роботі використовує Лабораторія аналізу та оцінки забруднення повітря міст Головної Геофізичної обсерваторії імені А.І. Воейкова) рівень забруднення двоокисом азоту в повітрі м. Києва в більшості випадків дуже високий і лише в окремі місяці "знижується" до високого.

Повторюваність випадків перевищення ГДК_{м.р.} окисом вуглецю значно нижча і, коливаючись протягом року в межах від 2,75% (у грудні) до 9,24% (у липні), характеризує рівень забруднення повітря міста окисом вуглецю як підвищений.

Річному ходу повторюваності перевищень $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$ окисом вуглецю (рис. 5.4) також притаманний чітко виражений максимум в літній період. Зростання повторюваності високих концентрацій в річному ході починається в квітні, досягає максимуму в липні (9,24%) і в листопаді та грудні спадає до мінімуму (2,85 та 2,75% відповідно).

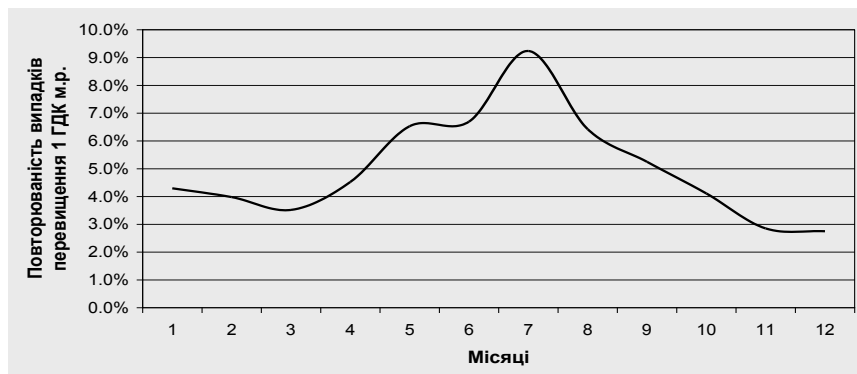


Рис. 5.4. Річний хід повторюваності (у%) концентрацій окису вуглецю вище значення $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$ у м. Києві.

Крім повторюваності концентрацій вище $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$ для двоокису азоту та окису вуглецю (%) нами також були розраховані середньомісячні значення концентрацій даних домішок (мг/м^3) за 2003–2006 р. (додаток Ж, рис. Ж.1–Ж.2). Річний хід повторюваності концентрацій вище $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$ цими двома домішками і річний хід усереднених концентрацій є майже однаковим.

Проаналізувавши графіки, отримані для двоокису азоту та окису вуглецю, ми можемо зробити висновок, що хоча зміна повторюваності протягом року не є однаковою для даних домішок, проте висока повторюваність перевищення $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$ спостерігається в ті ж місяці.

За Безуглою Е.Ю., були виділені чотири основних типи сезонних змін вмісту забруднювальних домішок в повітрі. За розподілом типів річного ходу забруднення повітря більша частина території України належить до четвертого типу (річний

хід з максимальним вмістом домішок влітку та мінімальним – взимку) і лише окремим містам західних та північно-західних регіонів характерний третій тип річного ходу (з максимальним вмістом домішок в повітрі зимою і мінімальним – влітку) [4]. На рис. 5.5 у вигляді гістограми представлено річний хід сумарної повторюваності випадків перевищення ГДК_{м.р.} двоокисом азоту та окисом вуглецю. Найбільша кількість випадків перевищення ГДК_{м.р.} досліджуваними домішками в Києві припадає на весняно-літній період (зокрема на квітень-серпень).

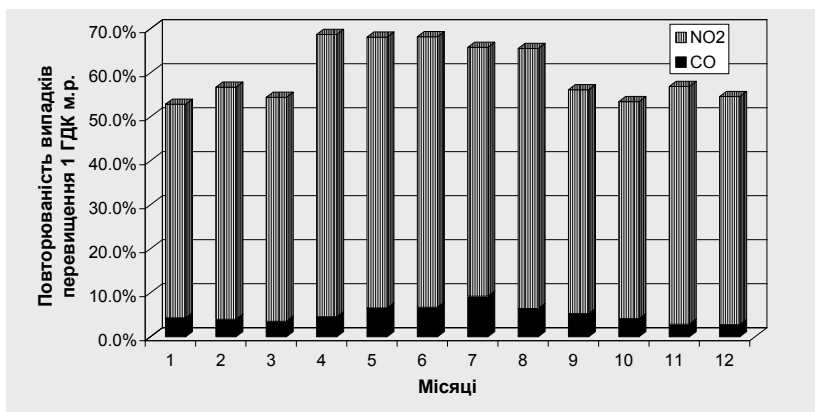


Рис. 5.5. Річний хід сумарної повторюваності випадків перевищення ГДК двоокисом азоту та окисом вуглецю.

Як правило, тип річного ходу атмосферних домішок в повітрі та складність його визначення залежить від того, які викиди переважають в місті [4]. Сонькін Л.Р. [5] виділяє щонайменше три основних чинники, що впливають на формування річного ходу забруднення: зміна кількості викидів протягом року, сезонні особливості розвитку атмосферних процесів та характер викидів (співвідношення високих, низьких, холодних та теплих).

Наявність чітко вираженого весняно-літнього максимуму в повторюваності високих концентрацій обох домішок в повітрі м. Києва, очевидно, свідчить про вплив річного ходу метеорологічних параметрів на формування максимумів та на

річний хід загалом. Незначні відмінності в річному ході повторюваності випадків перевищення $GDK_{м.р.}$ досліджуваними домішками є ще одним свідченням того, що вплив метеорологічних чинників на забруднення атмосферного повітря є досить складним, і формування підвищених концентрацій забруднювальних домішок залежить не лише від нього, а також і від характеру викидів та властивостей конкретних ЗР. Таким чином, річний хід повторюваності підвищених концентрацій кожної домішки формується індивідуально під впливом низки чинників. Під впливом всієї сукупності чинників, що впливають на формування підвищених концентрацій ЗР в повітрі, у м. Києві сформувався річний хід забруднення атмосферного повітря окисом вуглецю та двоокисом азоту з максимумом у весняно-літній період.

5.2. Порівняльний аналіз забруднення атмосферного повітря на території міста в теплий та холодний періоди

Річний хід забруднення атмосферного повітря в містах значною мірою визначається сезонними особливостями розвитку метеорологічних процесів [5]. Протягом року в Києві відбувається поступова зміна основних сезонів року. Виділяють чотири сезони: зимовий (холодний), літній (теплий) та два перехідних сезони – весна та осінь [6]. Для кожного з них властиві значення метеорологічних величин у певному діапазоні та переважання певних синоптичних процесів. Погода протягом перехідних сезонів характеризується неоднорідністю та мінливістю, для цих сезонів властиве чергування деяких рис теплого та холодного сезонів.

Дослідження, здійснені в попередньому пункті, дали змогу встановити що для річного ходу забруднення атмосферного повітря м. Києва двоокисом азоту та окисом вуглецю характерні підвищені рівні у весняно-літній період. Тому логічним є проведення порівняльного аналізу концентрацій основних ЗР в атмосферному повітрі міста в теплий та холодний періоди.

Як правило, для дослідження особливостей забруднення атмосферного повітря по сезонах, як теплу половину року

беруть період з квітня по вересень, за холодну – з жовтня по березень [3–5]. Для дослідження забруднення атмосферного повітря в м. Києві протягом теплого та холодного періодів нами були використані строкові дані по чотирьох основних домішках (двоокис азоту, окис вуглецю, двоокис сірки та пил) за 2003–2006 рр. по 16-ти постах міста. В результаті осереднення ми отримали концентрації вище названих домішок за теплий та холодний період для кожного ПСЗ міста.

Майже по всіх постах (за виключенням ПСЗ № 21) середні концентрації окису вуглецю за теплий період перевищують середні концентрації холодного періоду (рис. 5.6). По окремих постах спостерігається перевищення майже вдвічі (ПСЗ № 1, № 4, № 10 та № 15). Пост № 21 (вул. Скляренка, Куренівка) характеризується незначним перевищенням концентрацій в холодний період (на 1,7%). Варто відмітити, що концентрації окису вуглецю в теплий період в середньому на 27% вищі, ніж в холодний.

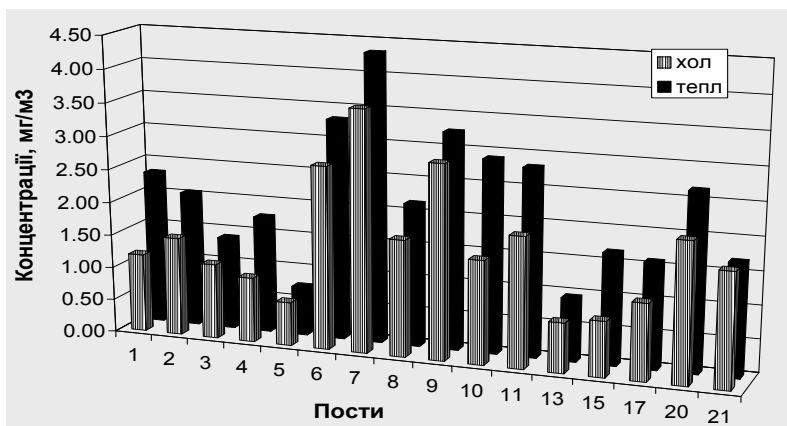


Рис. 5.6. Концентрації окису вуглецю осереднені за теплий та холодний періоди (за 2003–2006 р.).

Концентрації двоокису азоту також характеризуються вищими значеннями в теплий період (майже на 16% по відношенню до холодного) (рис. 5.7). З 16-ти постів на двох спостерігаються вищі середні концентрації в холодний період –

на ПСЗ № 5 (просп. Науки) та № 15 (Гідропарк), перевищення відповідно на 4,7% та 9,7%. Незначним перевищенням концентрацій двоокису азоту в теплий період характеризується ПСЗ № 13 (експоцентр України) – 0,6%. Слід зазначити, що ПСЗ № 5, № 13 та № 15 розташовані в зеленій зоні міста, де структура викидів і умови розсіювання відрізняються від цих же характеристик на інших постах. Очевидно, саме з цим і пов'язано те, що на даних ПСЗ усереднені концентрації в холодний період є вищими чи майже однаковими з концентраціями теплового періоду.

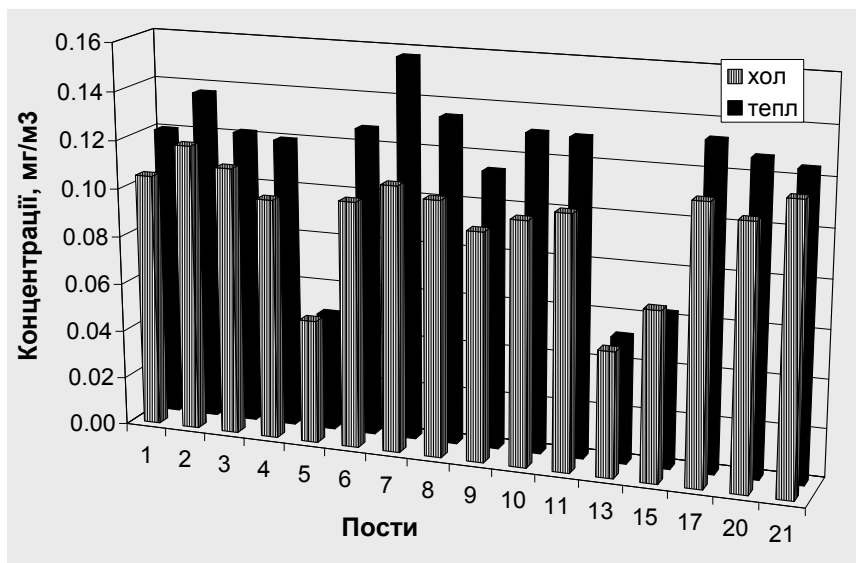


Рис. 5.7. Концентрації двоокису азоту осереднені за теплий та холодний періоди (за 2003–2006 рр.).

В теплий період також спостерігаються вищі концентрації двоокису сірки (на 9,5%) (рис. 5.8). Виключення становлять ПСЗ № 20 (Московська пл.) та № 17 (Оболонський просп.), на першому з яких концентрації теплового та холодного періодів за досліджуваний період були однаковими, а на ПСЗ № 17 в холодний період – на 1,7% вищі. Значним перевищенням концентрацій в теплий період характеризуються ПСЗ № 10 (вул. Межигірська, Поділ) – 22,3%,

ПСЗ № 5 (просп. Науки) – 15,4%, ПСЗ № 3 (вул. Попудренка, неподалік від Броварського просп.) – 13%, ПСЗ № 9 (вул. Каунаська, поблизу Ленінградської пл.) – 12,4% та ПСЗ № 13 (Експоцентр України) – 12%.

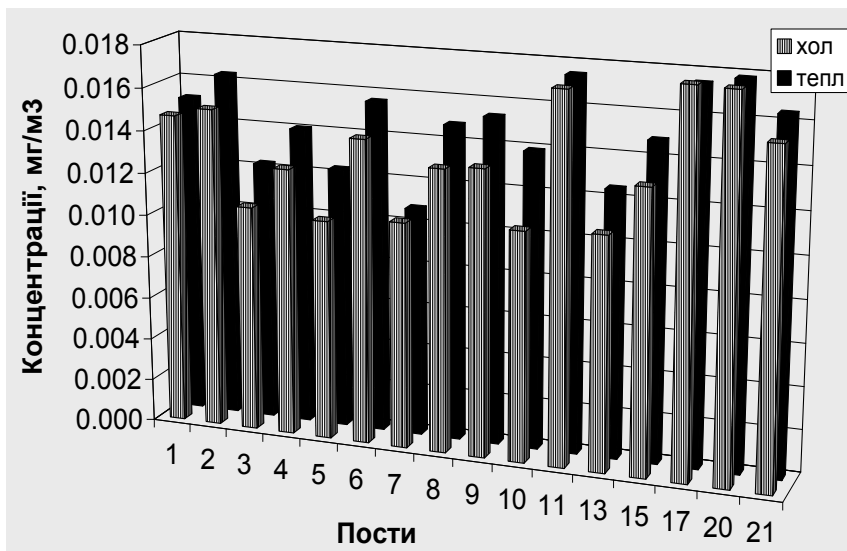


Рис. 5.8. Концентрації двоокису сірки осереднені за теплий та холодний періоди (за 2003–2006 рр.).

Середні концентрації пилу в атмосферному повітрі м. Києва є вищими в холодний період (рис. 5.9). Така ситуація характерна для 12-ти постів з 16-ти.

Концентрації за холодний період в середньому на 5% переважають відповідний показник теплого періоду, по окремих постах ця цифра значно вища: ПСЗ № 6 (пл. Перемоги) – 9,1% та ПСЗ № 10 (вул. Межигірська, Поділ) – 8,8%. На постах № 5 (просп. Науки), 13 (Експоцентр України), 20 (Московська пл.) та 21 (вул. Скляренка, Куренівка) атмосферне повітря є більш забрудненим в теплий період року на 5,8%, 3,1%, 2,0% та 3,5% – відповідно.

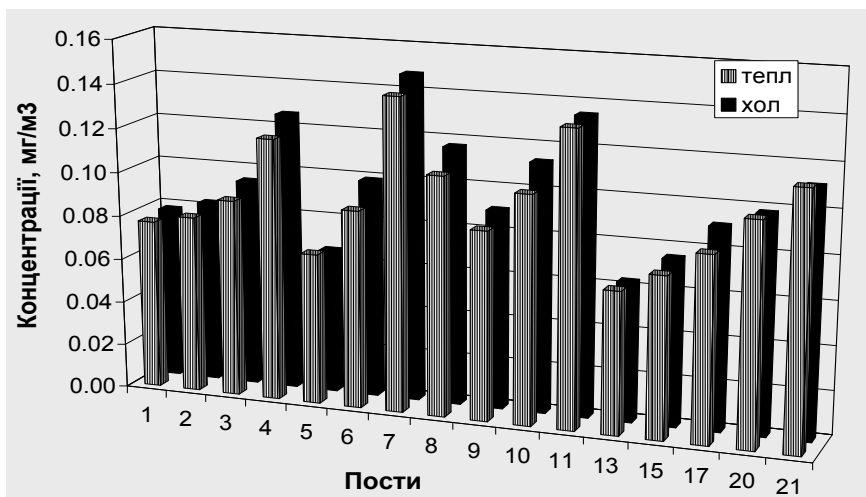


Рис. 5.9. Концентрації пилу осереднені за теплий та холодний періоди (за 2003–2006 рр.).

Отже, для переважної більшості ПСЗ м. Києва (а, відповідно, і для міста в цілому) характерні вищі концентрації пилу в середньому на 5% в холодне півріччя (рис. 5.9, табл. 5.3). Пил в значних кількостях надходить в атмосферне повітря від підприємств електроенергетики і тому зимовий максимум забруднення атмосферного повітря пилом в холодне півріччя, як правило, пов'язують зі збільшенням спалювання викопного палива, що відбувається завдяки інтенсивнішій роботі підприємств цієї галузі в зимовий період. Для всіх інших домішок властиві вищі концентрації в теплий сезон – на 9,5–27% (табл. 5.3). Ймовірно, це можна пов'язати з тим, що основний вклад в забруднення атмосферного повітря міста окисом вуглецю та окисами азоту створюється автотранспортом (кількість якого на вулицях міста збільшується в теплий період). Звісно, формування підвищених концентрацій одних домішок в літній період, а інших – в зимовий спричинено не лише об'ємами викидів в атмосферне повітря міста цих речовин, а також впливом кліматичних умов, характеристик домішок і джерел, від яких вони надходять, та поєднанням усіх цих чинників.

Таблиця 5.3

Характеристики основних забруднювальних домішок в теплий та холодний період

ЗР	Пил			Двоокис азоту			Оксид вуглецю			Двоокис сірки		
	Перевищення, %	Конц. тепл. періоду	Конц. хол. періоду	Перевищення, %	Конц. тепл. періоду	Конц. хол. періоду	Перевищення, %	Конц. тепл. періоду	Конц. хол. періоду	Перевищення, %	Конц. тепл. періоду	Конц. хол. періоду
ПСЗ												
1	- 1,3 %	0,077	0,078	+12,7 %	0,1203	0,105	+48,7 %	2,32	1,19	+2,6 %*	0,0151	0,0147
2	- 2,4 %	0,081	0,083	+13,1 %	0,1368	0,1189	+27,3 %	2,05	1,49	+7,4 %	0,0163	0,0151
3	- 4,2 %	0,09	0,094	+8,8 %	0,1217	0,111	+19,3 %	1,4	1,13	+13,0 %	0,0123	0,0107
4	- 5,6 %	0,119	0,126	+16,9 %	0,1198	0,0995	+44,6 %	1,77	0,98	+10,6 %	0,0141	0,0126
5	+5,8 %	0,069	0,065	- 4,7 %	0,0487	0,0511	+10,8 %	0,74	0,66	+15,4 %	0,0123	0,0104
6	- 9,1 %	0,09	0,099	+20,0 %	0,1272	0,1017	+16,9 %	3,32	2,76	+8,3 %	0,0156	0,0143
7	- 4,0 %	0,142	0,148	+30,2 %	0,1572	0,1097	+16,2 %	4,33	3,63	+1,8 %	0,0108	0,0106
8	- 7,7 %	0,108	0,117	+21,6 %	0,1344	0,1054	+18,5 %	2,16	1,76	+10,1 %	0,0148	0,0133
9	- 4,4 %	0,086	0,09	+17,4 %	0,1141	0,0943	+10,4 %	3,26	2,92	+12,4 %	0,0153	0,0134
10	- 8,8 %	0,103	0,113	+23,2 %	0,1307	0,1004	+46,2 %	2,9	1,56	+22,3 %	0,0139	0,0108
11	- 1,5 %	0,133	0,135	+19,6 %	0,1303	0,1047	+30,5 %	2,82	1,96	+1,7 %	0,0175	0,0172
13	+3,1 %	0,065	0,063	+0,6 %	0,0519	0,0516	+21,0 %	0,95	0,75	+12,0 %	0,0125	0,011
15	- 2,7 %	0,073	0,075	- 9,7 %	0,063	0,0698	+49,7 %	1,67	0,84	+10,1 %	0,0148	0,0133
17	- 7,7 %	0,084	0,091	+14,6 %	0,1332	0,1138	+27,7 %	1,59	1,15	- 1,7 %**	0,0175	0,0178
20	+2,0 %	0,1	0,098	+15,5 %	0,1276	0,1078	+21,0 %	2,66	2,1	0,0 %	0,0178	0,0178
21	+3,5 %	0,115	0,111	+5,7 %	0,1247	0,1176	- 1,7 %	1,69	1,72	+4,9 %	0,0164	0,0156

* - «+» позначено перевищення концентрацій теплового періоду над холодним

** - «-» холодного над теплим

Наявність ПСЗ, для яких результати проведеного дослідження відрізняються від результатів, що властиві для усіх інших постів, ще раз це підтверджує. Адже, пости для яких були отримані нетипові результати відрізняються від інших за певними характеристиками. ПСЗ № 5, № 13 та № 15 – розташовані в зеленій зоні на досить значній відстані від доріг та потужних промислових підприємств; ПСЗ № 20, розташований на Московській площі, яка характеризується особливостями будови рельєфу території та її розміщення (в геоморфологічному плані нинішня площа – це улоговина рельєфу, яка, до того ж, оточена висотною забудовою і характеризується особливостями циркуляції); ПСЗ № 21 розташований в межах Подільсько-Куренівського промвузла, близькість якого може впливати на концентрації ЗР в районі розташування поста.

5.3. Добовий хід концентрацій забруднювальних домішок в атмосферному повітрі міста Києва (за даними автоматизованих спостережень)

Як вже зазначалося вище, для метеорологічних елементів характерні два основні цикли мінливості – добовий і річний, викиди характеризуються трьома циклами – добовим, тижневим та річним. В результаті взаємодії цих циклів встановлюється певний добовий та річний хід концентрацій домішок в атмосфері. В роботах різних авторів [4–5, 7–8] відмічається наявність кількох видів добового ходу концентрацій основних забруднювальних домішок у атмосферному повітрі великих міст.

Для дослідження добового ходу атмосферних домішок у повітрі міста Києва нами були використані дані Центральної геофізичної обсерваторії про вміст чотирьох атмосферних домішок (окис вуглецю, двоокис сірки, окис азоту та двоокис азоту), що отримані за допомогою автоматизованих постів спостереження за забрудненням атмосферного повітря. Для дослідження добового ходу концентрацій забруднювальних домішок нами були використані дані, отримані на посту АТМОСФЕРА-10 № 01А (розташованому за адресою:

вул. Ревуцького, 30/1) за 2007 р. Автоматизовані пости спостереження дають змогу отримати дані про концентрації домішок кожні 20 хвилин. З цих даних нами були розраховані щогодинні концентрації за кожен день 2007 р., що в подальшому дало змогу розрахувати середні концентрації вищезгаданих домішок впродовж доби за теплий та холодний період. Враховуючи те, що надходження забруднювальних домішок в атмосферне повітря відрізняється не лише протягом доби, а й протягом тижня нами були окремо розраховані ці характеристики для робочих днів, а також вихідних та святкових (що були в 2007 р. загальнодержавними вихідними).

Добовий хід концентрацій окису вуглецю (рис. 5.10) характеризується значними амплітудами концентрацій (за виключенням вихідних днів холодного періоду).

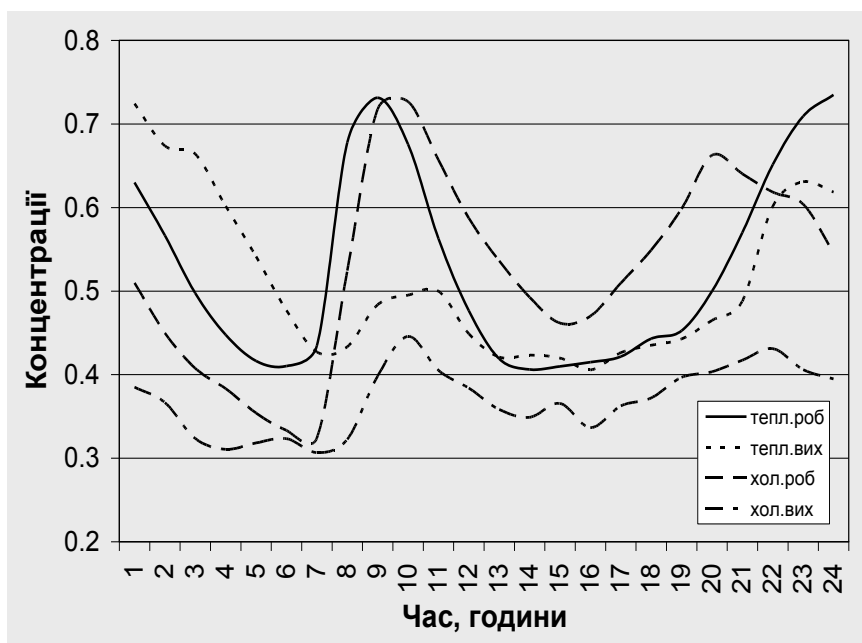


Рис. 5.10. Добовий хід окису вуглецю в Києві (на прикладі посту АТМОСФЕРА-10 № 01А)

В добовому ході CO чітко виділяється два максимуми – ранковий та вечірній, що пов'язано з найінтенсивнішим рухом транспорту (на який припадає близько 97% від усієї емісії даної домішки в атмосферне повітря міста) в ці години. Ранкове зростання концентрацій в робочі дні починається о 7-й – 8-й годині і досягає свого максимуму о 10-й годині, після цього концентрації починають знижуватися і характеризуються мінімальними значеннями о 15-й – 16-й годині. З цього часу вони знову починають стрімко зростати. В холодний період другий максимум концентрацій досягає свої найвищих значень о 20-й годині, в теплий – о 24-й годині. Варто відмітити, що вечірній максимум в добовому ході виражений сильніше (за виключенням робочих днів теплої періоду), що пов'язано з тим, що викиди автотранспорту у ранкові години спостерігаються при кращих умовах для їх розсіювання. В [176] зазначається, що добовий хід концентрацій окису вуглецю майже повністю повторює добові зміни кількості автомобілів, що проходять у ці години на площі міста, де проводилися вимірювання концентрацій окису вуглецю. У вихідні дні ранковий максимум слабо виражений та зміщений в часі (розпочинається зростання концентрацій о 8-й – 9-й годині). У вихідні дні холодного періоду зростання концентрацій окису вуглецю у вечірні години є не дуже значним, у вихідні дні теплої періоду року – вечірнє зростання концентрацій (що починається о 17-й годині) є значним і сягає свого максимуму о 23-й годині – 1-й ночі.

Добовий хід двоокису сірки в теплий та холодний період значно відрізняється між собою (рис. 5.11). В теплий період (в робочі та вихідні дні) чітко виділяється один максимум. Зростання концентрацій починається о 8-й годині і триває до 11-ї – 12-ї години, після чого забруднення повітря міста двоокисом сірки починає знижуватися. Мінімальні значення концентрацій в добовому ході спостерігаються о 5-й – 7-й годині.

Для робочих днів холодного періоду характерна наявність двох максимумів – ранкового та вечірнього, які відмічаються на фоні загального зростання концентрацій двоокису сірки в атмосферному повітрі протягом дня. Концентрації, що

спостерігаються зранку, є значно нижчими від концентрацій вечірнього максимуму. Зростання концентрацій розпочинається о 7-й годині і досягає свого максимуму о 10-й – 11-й годині. Вечірній максимум, що сильніше виражений в добовому ході проявляється в період між 17-ю та 21-ю годинами, з найвищими концентраціями о 19-й годині.

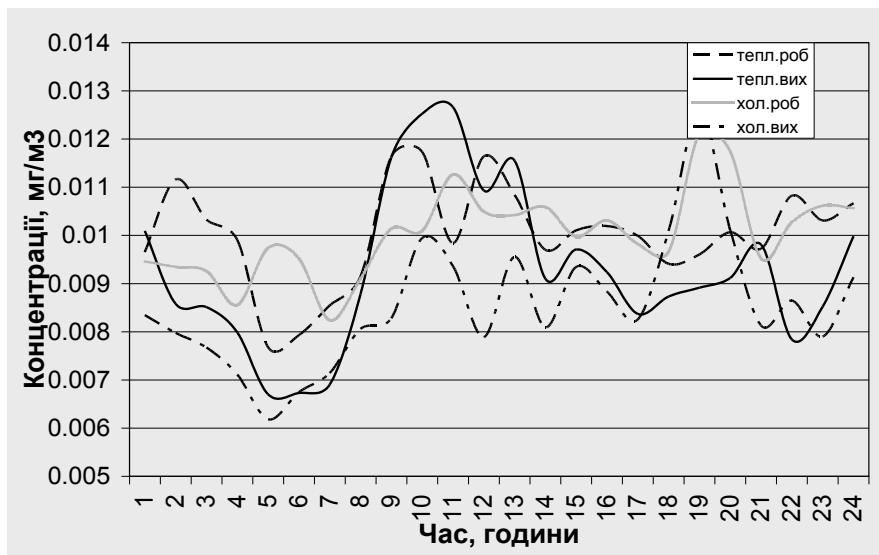


Рис. 5.11. Добовий хід двоокису сірки в Києві (на прикладі посту АТМОСФЕРА-10 № 01А)

Досить схожі результати були встановлені Безуглою Е.Ю. з колегами [4] в результаті аналізу добового ходу домішок в окремих містах СРСР. Така зміна концентрацій двоокису сірки протягом доби пояснюється тим, що вночі в результаті радіаційного вихолодження часто формуються приземні інверсії (що зберігаються до сходу сонця), швидкість вітру при цьому є невеликою. Таким чином дисперсія викидів, що надходять в атмосферу міста від низьких холодних джерел є послабленою, до того ж об'єми їх надходження в нічні години є нижчими. Високі джерела викидів при інверсійних умовах, як правило, не створюють значного вкладу в забруднення повітря,

тому що ці викиди розташовуються вище шару інверсії, і не потрапляють до землі. Зранку, після сходу сонця відбувається руйнування інверсії від її основи та зростання викидів підприємств, що пов'язано з початком робочого дня. При руйнуванні інверсії в ранкові години повітря разом з домішками від високих джерел перемішується з нижче розташованими шарами. Саме ці чинники і призводять до формування ранкового максимуму двоокису сірки в ранкові години.

Поява вечірнього максимуму може бути пов'язана з посиленням стійкості атмосфери, накопиченням домішок, що надходили в повітря протягом робочого дня та посиленням руху автотранспорту у вечірні "години пік".

Добовий хід двоокису сірки у вихідні дні характеризується наявністю одного добре вираженого максимуму у вечірні години та зниженими концентраціями вночі. Варто зазначити, що у вихідні дні концентрації двоокису сірки протягом всього дня є нижчими від концентрацій в робочі дні, лише під час вечірнього максимуму вони досягають рівня робочих днів.

В теплий період року добовий хід двоокису сірки характеризується зниженими концентраціями в нічні години та наявністю одного максимуму, з найвищими значеннями об 11-й – 12-й годині.

Надходження в атмосферне повітря міста Києва окисів азоту на 57% пов'язано з автотранспортом і на 43% з роботою стаціонарних підприємств. Величини концентрацій цих домішок в повітрі визначаються температурою газів, що викидаються (по відношенню до температури оточуючого середовища), а також інтенсивністю сонячної радіації, що визначає перебіг фотохімічних процесів в атмосфері, в результаті яких відбувається перехід окису азоту в двоокис. Як видно з рис. 5.12 та рис. 5.13 концентрації обох домішок в повітрі міста протягом доби зазнають дуже малих змін, особливо це стосується теплого періоду. В робочі дні холодного періоду зафіксована наявність незначного ранкового максимуму в добовому ході обох домішок, пік якого припадає на 10-у – 11-у годину. В холодний період в ранкові години теж відмічається незначне зростання концентрацій окисів азоту.

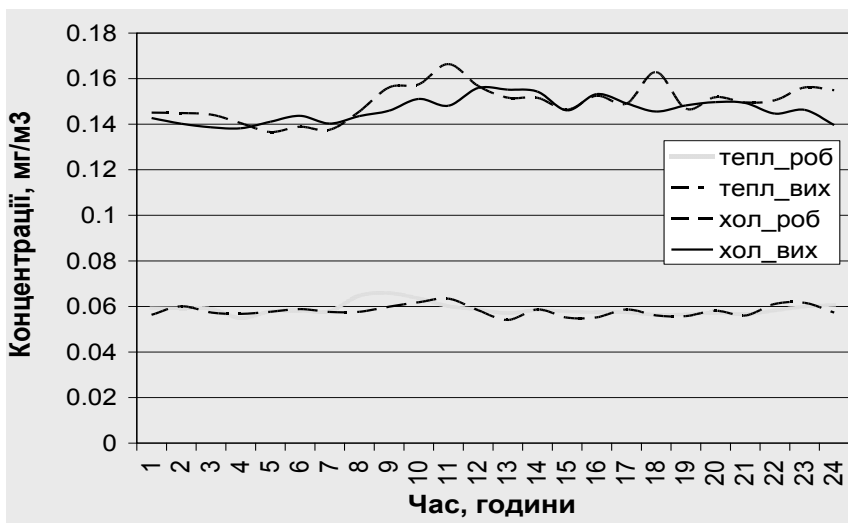


Рис. 5.12. Добовий хід окису азоту в м. Києві (на прикладі посту АТМОСФЕРА-10 № 01А).

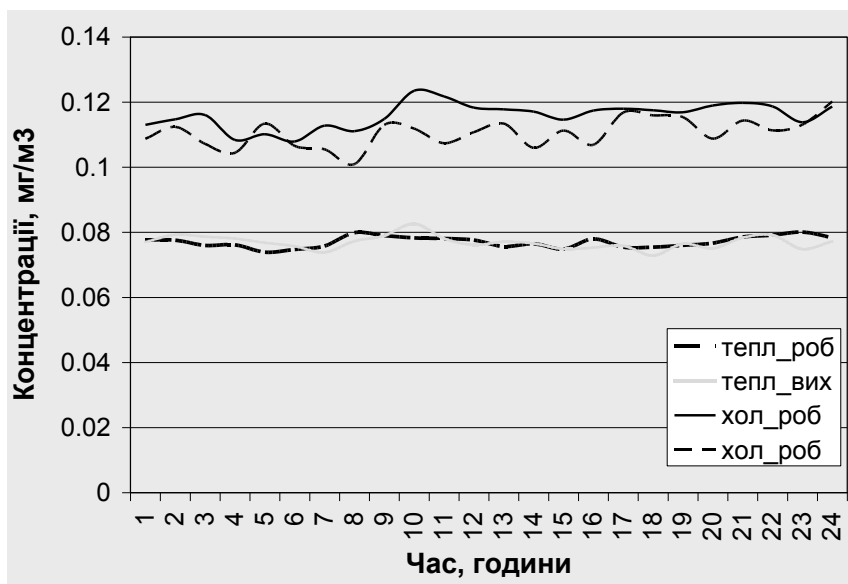


Рис. 5.13. Добовий хід двоокису азоту в м. Києві (на прикладі посту АТМОСФЕРА-10 № 01А).

Наявність слабого зростання концентрацій оксидів азоту в ранкові години, очевидно, пов'язано з початком робочого дня та відповідно зростанням об'ємів викидів від стаціонарних та пересувних джерел забруднення. В роботах Безуглої Е.Ю., Гордієва А.А., Разбегаєвої Є.А., Сонькіна Л.Р. та Терехової К.М. [3–4, 7] також відмічена відсутність значних коливань концентрацій оксидів азоту в повітрі великих міст протягом доби.

Таким чином, нами було встановлено, що під впливом природних та антропогенних чинників, концентрації окису вуглецю, двоокису сірки та оксидів азоту в місті Києві характеризуються підвищеними значеннями найчастіше в ранкові (після сходу сонця і до 10-ї – 11-ї) та для окремих домішок у вечірні години. Найчіткіше виражені ранковий та вечірній максимуми для концентрацій окису вуглецю (в теплий та холодний сезон, в робочі та вихідні дні). Добовий хід концентрацій оксидів азоту виражений дуже слабо і характеризується незначними амплітудами концентрацій.

5.4. Просторовий розподіл основних забруднювальних домішок

В якості фонового забруднення атмосфери міста окремою домішкою, зазвичай приймається концентрація забруднювальної речовини, отримана в результаті усереднення концентрацій по всіх постах спостереження міста за тривалий період (місяць, рік, кілька років) [9, 10]. Нерівномірність розташування по території міста підприємств промислового комплексу та місць скупчення великої кількості автотранспорту призводить до того, що в різних районах формуються концентрації, що можуть значно відхилятися від фонового забруднення міста даною домішкою.

Результатом попереднього аналізу даних ЦГО по постах спостереження за забрудненням в місті Києві, стало виявлення значних амплітуд концентрацій забруднювальних домішок на ПСЗ, що розташовані в різних районах міста. Для детальнішого дослідження нами були використані дані за 2002–2006 рр. по 16 постах спостереження за забрудненням повітря. Програма роботи для кожного поста складається індивідуально з урахуванням місця його розташування, близькості до джерел

викидів та інших факторів [11]. На кожному ПСЗ проводяться спостереження для визначення концентрацій основних ЗР, які викидаються в атмосферу майже всіма джерелами забруднення і крім того вимірюються концентрації речовин, які є найбільш характерними для викидів підприємств мікрорайону, де розташований пост. У зв'язку з тим, що кожен пост має свою індивідуальну програму спостережень і деякі забруднювальні домішки визначаються лише на кількох з них для подальших досліджень нами було обрано чотири основні домішки – пил, двоокис сірки, окис вуглецю та двоокис азоту (концентрації яких вимірюються на всіх постах).

Для дослідження просторової структури забруднення атмосферного повітря міста Києва нами були розраховані концентрації основних домішок усереднені за п'ять років по кожному ПСЗ та відібрані максимальні концентрації. Ця інформація стала основою для підготовки ГІС-системи, за допомогою якої потім в програмі "ArcGIS" методом лінійної інтерполяції був створений комплект карт. На побудованих картосхемах, за допомогою ізоліній виділяються райони міста з різним рівнем забруднення.

Забруднення атмосферного повітря міста пилом характеризується наявністю кількох районів з підвищеними концентраціями домішки (рис. 5.14). Найбільш забрудненою є центральна частина міста, що включає вул. Хрещатик, Майдан Незалежності, пл. Льва Толстого, бульв. Тараса Шевченка (з повільним зниженням концентрацій в напрямку до площі Перемоги), і характеризується найвищими значеннями на ПСЗ № 7, який розташований на Бесарабській пл. Найвищі з зафіксованих строкових спостережень протягом досліджуваного п'ятирічного періоду також відмічаються в центральній частині міста – ПСЗ № 6 (пл. Перемоги) та № 8 (бульв. Лесі Українки). Підвищеним рівнем запиленості також характеризуються район Святошин-Академмістечко (ПСЗ № 11 – перетин просп. Перемоги та вул. акад. Туполєва), Куренівка (ПСЗ № 21, вул. Скляренка) та район ДВРЗ на лівому березі Дніпра (ПСЗ № 4, вул. С. Лазо). Найнижчі з середньорічних концентрацій пилу зафіксовані на ПСЗ № 5, № 13 та № 15, що розташовані відповідно – на просп. Науки, території

Експоцентру України та в Гідропарку, тобто в безпосередній близькості до лісово-паркових чи водних об'єктів.

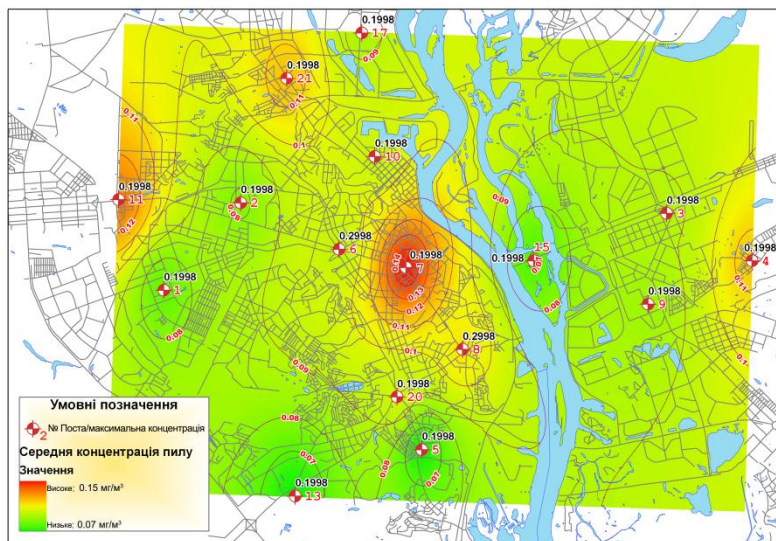


Рис. 5.14. Просторовий розподіл середніх та максимальних концентрацій пилу по території м. Києва (див. кольорову вклейку).

Концентрації окису вуглецю характеризуються великою амплітудою значень зафіксованих на різних постах міста (рис. 5.15). Різниця між середніми концентраціями найчистішого ПСЗ (№ 5) та найбільш забрудненого (№ 7) перевищує 5 разів, а між максимумами зафіксованими на постах – більш ніж у 15 разів. Як і для пилу, для окису вуглецю характерні підвищені концентрації в центральній частині міста (ПСЗ № 7 та № 6). Райони підвищеного забруднення даною домішкою охоплюють пл. Перемоги та Бесарабську пл. з прилеглими до них територіями, вул. Хрещатик, Майдан Незалежності, пл. Льва Толстого, бульв. Тараса Шевченка, досягаючи (з незначним зниженням концентрацій) навіть Набережної Дніпра. Високі концентрації окису вуглецю зафіксовані також на Лівобережжі – поблизу Ленінградської пл. з околицями (ПСЗ № 9, вул. Каунаська). Мінімальні середньорічні концентрації даної забруднювальної домішки були зареєстровані в районі

Експоцентру України (ПСЗ № 13) та просп. Науки (ПСЗ № 5).

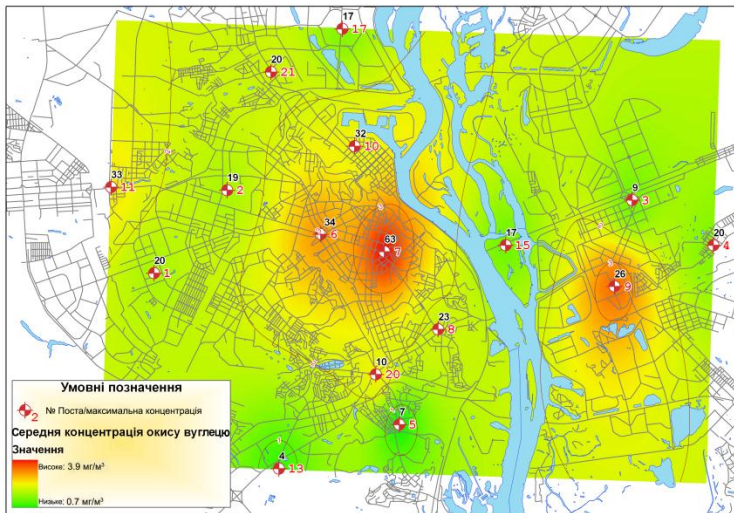


Рис. 5.15. Просторовий розподіл середніх та максимальних концентрацій окису вуглецю по території м. Києва (див. кольорову вклейку).

Атмосферне повітря м. Києва є найбільш забрудненим двоокисом азоту в центральній частині міста – вул. Хрещатик, Майдан Незалежності, пл. Льва Толстого, бульв. Тараса Шевченка (ПСЗ № 7, Бесарабська пл.), а також у районі Куренівки (ПСЗ № 21), що, очевидно, пов'язано з близькістю Подільсько-Куренівського промвузла (рис. 5.16). Також підвищеними концентраціями даної забруднювальної домішки характеризується район поблизу ст. м. Шулявська (ПСЗ № 2, вул. Довженка). Найнижчими по місту концентраціями двоокису азоту характеризуються території, що розташовані поблизу ПСЗ № 5 (просп. Науки), № 13 (Експоцентр України) та № 15 (Гідропарк). Максимальні концентрації по окремих постах відрізняються від усереднених у 7–8 разів. Найвищі максимальні концентрації були зафіксовані на ПСЗ № 7, № 21 та № 6. Підвищеними концентраціями двоокису сірки характеризується майже вся північно-західна частина міста (ПСЗ № 11, № 17 та № 20) та район Московської пл. з прилеглими до неї територіями (рис. 5.17).

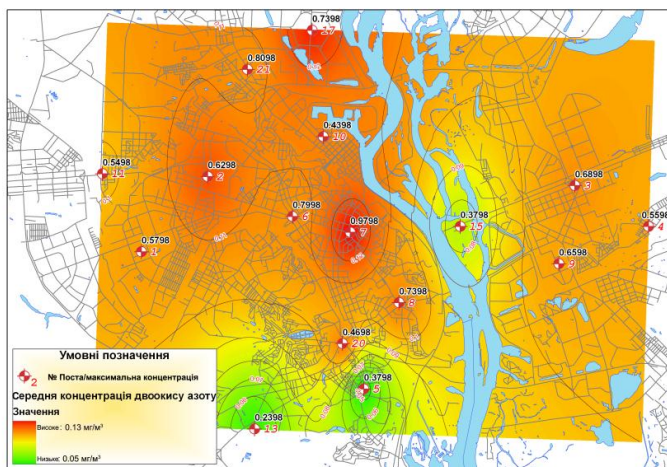


Рис. 5.16. Просторовий розподіл середніх та максимальних концентрацій двоокису азоту по території м. Києва (див. кольорову вклейку).

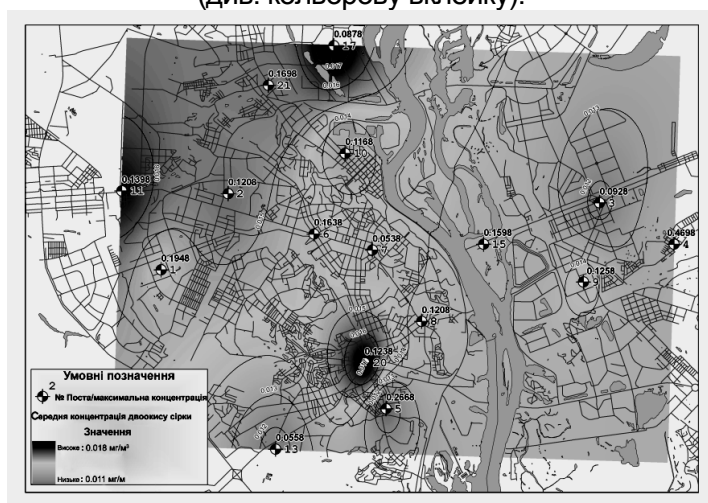


Рис. 5.17. Просторовий розподіл середніх та максимальних концентрацій двоокису сірки по території м. Києва (див. кольорову вклейку).

Найнижчі концентрації були зафіксовані на ПСЗ № 5 та № 13. Менш забрудненою є лівобережна частина міста. На

деяких постах зафіксовані перевищення усереднених концентрацій максимальними більш ніж у 20 разів: ПСЗ № 4 (вул. С. Лазо, район ДВРЗ) та ПСЗ № 5 (просп. Науки).

На побудованих нами картосхемах чітко виділяються райони з підвищеним вмістом основних забруднювальних домішок. Найбільш забрудненою пилом, окисом вуглецю та двоокисом азоту є центральна частина міста (Бессарабська пл., вул. Хрещатик, Майдан Незалежності, пл. Льва Толстого, бульв. Тараса Шевченка, пл. Перемоги). Для двоокису азоту, крім центру, виділяється ще один район значно підвищених концентрацій – поблизу ПСЗ № 21 (район Куренівки). Найвищі усереднені концентрації двоокису сірки відмічаються в районі Московської пл. та на Куренівці. Території прилеглі до ПСЗ № 5 (просп. Науки) та № 13 (Національний експоцентр України) є найменш забрудненими всіма досліджуваними домішками. Концентрації забруднювальних домішок в різних частинах міста характеризуються значними амплітудами (усереднені значення на різних постах відрізняється для пилу в 2,4 рази, для двоокису сірки – в 1,8 рази, для двоокису азоту – в 2,8 рази, для окису вуглецю – в 5,8 разів).

5.5. Класифікація об'єктів моніторингу забруднення атмосферного повітря багатомірними статистичними методами та районування території

Знання просторової структури забруднення атмосферного повітря має надзвичайно важливе як теоретичне, так і практичне значення. Воно необхідне для вивчення закономірностей трансформації хімічного складу атмосферного повітря в межах селітебної території та використання цієї інформації в містобудівельній практиці з метою мінімізації антропогенного навантаження на житлові райони міста.

Для оцінки рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва у даній роботі використані матеріали багаторічних спостережень Центральної геофізичної обсерваторії (ЦГО) по 16 стаціонарних постах, розміщених у різних районах міста з різним рівнем антропогенного навантаження. Умови

формування рівня забруднення атмосферного повітря загалом подібні в межах територій розміщення цих постів, проте певна зміна співвідношення між природними та антропогенними чинниками формування якості повітря в різних районах міста формує територіальні відмінності забруднення повітря.

Саме тому умови формування хімічного складу атмосферного повітря у одному районі міста можуть значно відрізнятися від умов у іншому районі. Відмінності формування однозначно знаходять своє відображення у статистичних параметрах розподілу окремих забруднювальних речовин, розподіл емпіричних рядів спостережень за цими речовинами може описуватися різними теоретичними законами розподілу, тощо.

Класифікація об'єктів моніторингу (ПСЗ) та районування території міста, в межах якої ці об'єкти характеризують рівень забруднення атмосферного повітря, може бути виконана на основі об'єктивного аналізу всього комплексу параметрів забруднення та метеорологічного потенціалу забруднення певної території сучасними методами багатомірної статистики.

Застосування такого підходу дозволяє не тільки науково обґрунтувати класифікацію пунктів моніторингу та виконати районування території міста за умовами формування забруднення повітря, а й розробити певні рекомендації щодо вдосконалення системи моніторингу якості атмосферного повітря.

Для досягнення поставленої задачі використано нову методику, яка викладена у розділі 3 даної роботи і базується на послідовному поєднанні класичних методів мультиваріаційної статистики – факторного та кластерного аналізів.

Надійність та репрезентативність вихідної інформації є запорукою успішного проведення усієї послідовності методичних процедур. Відсутність репрезентативних показників якості повітря в інформаційній матриці, ненадійність введених у неї вихідних даних зводить нанівець використання даної методики класифікації об'єктів моніторингу за забрудненням атмосферного повітря, призводить до отримання малоінформативних і помилкових результатів.

Щоб звести до мінімуму ці ризики, для проведення досліджень нами було сформовано комплексну інформаційну

матрицю (табл. 5.4), до якої було включено як характеристики джерел забруднення атмосферного повітря у місті (за даними Держкомстату [12]): характеристики викидів стаціонарних джерел (СТВ і СВ), викиди автомобільного транспорту (АВ), викиди розсіяних джерел (ВРД), зокрема окису вуглецю (ВРД_{CO}), вуглеводнів (ВРД_{вугл}), NO_x (ВРД_{NOx}), сажі (ВРД_{сажа}), так і безпосередньо характеристики забруднення повітря (опрацьовані дані ЦГО): вміст основних забруднювальних домішок NO₂, CO, SO₂, пилу та розраховані за відомими методиками [13] деякі характеристики рівня забруднення повітря ІЗА_{NO2}, ІЗА_{CO}, ІЗА_{SO2}, ІЗА_{пил}, КІЗА. Крім того, для уточнення специфічних умов в кожному пункті було використано показники повторюваності випадків перевищення забруднення повітря понад 1 ГДК_{м.р.} сполуками NO₂ та CO (НП_{NO2}, НП_{CO}).

Таким чином, було сформовано матрицю характеристик забруднення атмосферного повітря у місті, яка включає 16 різноманітних показників. Для районування міста, навіть з використанням багатофакторних методів, це надто велика кількість показників. Тому для визначення меншої кількості показників, які можна було б застосувати у подальшому районуванні проводиться "стиснення" інформаційної матриці шляхом використання апарату факторного аналізу. Під цим поняттям розуміють зменшення розмірів матриці вихідних даних шляхом їх об'єктивного статистичного аналізу.

Факторний аналіз вихідної матриці здійснюється за допомогою стандартної програми факторного аналізу з пакету "STATISTICA 6.0" методом головних компонент. Результатом є матриця факторних навантажень (табл. 5.5), отримана за стандартною процедурою варімаксного обертання, що являє собою дві групи показників (два головні компоненти), на які розділені показники забруднення атмосфери з вихідної інформаційної матриці.

Таблица 5.4

Матриця характеристик забруднення атмосферного повітря

№ ПСЗ	СВ, т/км ²	Викиди стац. дж., тис.т	Викиди авт., тис.т	ВРД _{СО}	ВРД _{вугл.}	ВРД _{NOx}	ВРД _{сажа}	ВРД _{SO₂}	NO ₂	CO	SO ₂	Пил	ІЗА _{NO₂}	ІЗА _{CO}	ІЗА _{пил}	ІЗА _{SO₂}	КІЗА	НПР _{CO}	НПР _{NO₂}
1	604	1,2	22,8	18,3	2,8	1,6	0,1	0,1	0,1178	1,5	0,009	0,0843	4,07	0,55	0,56	0,18	5,36	1,2	63
2	930,5	1,1	22,6	18,8	2,9	1,8	0,1	0,1	0,1407	1,4448	0,0098	0,0941	5,13	0,54	0,63	0,2	6,5	0,6	74,8
3	148,6	3,6	18,4	15,1	2,2	1	0,1	0,1	0,1315	1,0687	0,0065	0,0987	4,7	0,42	0,66	0,13	5,91	0,2	70,4
4	466,4	10,3	19,8	16,4	2,5	1,7	0,1	0,1	0,116	1,3217	0,0073	0,125	3,99	0,5	0,83	0,15	5,47	0,5	62,2
5	151,2	5,6	17,8	14,2	2,3	1,3	0,1	0,1	0,0518	0,7475	0,005	0,0826	1,4	0,31	0,55	0,1	2,36	0	15,5
6	930,5	1,1	22,6	18,8	2,9	1,8	0,1	0,1	0,1329	1,9662	0,0074	0,098	4,76	0,7	0,65	0,15	6,26	2,1	68,1
7	710,1	0,1	14	10,9	1,7	1,1	0,6	0,1	0,1412	2,1716	0,008	0,1421	5,15	0,76	0,95	0,16	7,02	4	75,7
8	710,1	0,1	14	10,9	1,7	1,1	0,6	0,1	0,136	1,6677	0,0077	0,1159	4,91	0,61	0,77	0,15	6,44	0,8	72,3
9	466,4	10,3	19,8	16,4	2,5	1,7	0,1	0,1	0,1244	1,5247	0,0084	0,1084	4,37	0,56	0,72	0,17	5,82	0,7	65,4
10	695,3	0,9	15,9	13,4	3	5,1	0,1	0,5	0,127	1,8439	0,0088	0,1088	4,49	0,66	0,73	0,18	6,06	4,1	65,7
11	218,6	0,9	21,3	16,9	2,6	1,6	0,1	0,1	0,1415	1,7613	0,0123	0,1645	5,17	0,64	1,1	0,25	7,16	0,7	73,5
13	151,2	5,6	17,8	14,2	2,3	1,3	0,1	0,1	0,0642	0,9735	0,0064	0,0824	1,85	0,38	0,55	0,13	2,91	0	28,4
15	466,4	10,3	19,8	16,4	2,5	1,7	0,1	0,1	0,0707	1,2013	0,0071	0,0926	2,1	0,46	0,62	0,14	3,32	0,5	32,9
17	203,9	1,1	21,3	17,1	2,7	1,3	0,1	0,1	0,1445	1,2729	0,0125	0,0986	5,31	0,48	0,66	0,25	6,7	0,6	75,9
20	151,2	5,6	17,8	14,2	2,3	1,3	0,1	0,1	0,1453	2,5313	0,0134	0,1154	5,35	0,87	0,77	0,27	7,26	5,9	75,7
21	203,9	1,1	21,3	17,1	2,7	1,3	0,1	0,1	0,1177	2,4104	0,0086	0,112	4,07	0,83	0,75	0,17	5,82	6	66,9

Таблица 5.5

Матриця факторних навантажень характеристик забруднення атмосферного повітря у м. Києві

	Factor1	Factor2
СВ, т/км ²	0,254753	-0,009920
СТВ, тис.т	-0,527145	0,101591
АВ, тис.т	0,038851	0,907094*
ВРД _{CO} , тис.т	0,020096	0,928969*
ВРД _{вуглеводні}	0,098459	0,919830*
ВРД _{NOx}	0,144771	0,220987
РД _{сажа}	0,231501	-0,873744*
ВРД _{SO2}	0,152825	0,034338
NO ₂	0,925070*	0,015341
CO	0,824325*	-0,129508
SO ₂	0,769682*	0,303666
Пил	0,667014	-0,365127
I3A _{NO2}	0,925387*	0,008161
I3A _{CO}	0,834622*	-0,128356
I3A _{пил}	0,668909	-0,362842
I3A _{SO2}	0,768778	0,321200
KI3A	0,963689	-0,032271
P%ГДК _{CO}	0,605233	-0,133243
P%ГДК _{NO2}	0,920075*	0,017904
Expl.Var	7,757814	3,868774
Prp.Totl	0,408306	0,203620

* – значимі факторні навантаження при рівні значимості $\alpha=0,005$

Ця таблиця показує, що в результаті аналізу виділено два гіпотетичні фактори, з яких перший характеризує до 41% загальної дисперсії використаних показників, а другий – 20%. В першій групі найбільші навантаження мають характеристики забруднення повітря, а в другій – характеристики джерел викидів.

Значення факторних навантажень, які наведені в даній таблиці, можна пояснити як характеристики міри впливу гіпотетичних факторів 1 та 2 на окремі показники. Тобто, чим більше факторне навантаження, тим точніше певний показник характеризує суть фактора (групи показників). Показник з найбільшим навантаженням цілком може описувати поведінку

інших показників у процесі, який описується тим чи іншим гіпотетичним фактором. Тому для районування потрібно відібрати щонайменше по одному або декілька показників з кожної групи для використання їх в подальшому кластерному аналізі як класифікаційних ознак досліджуваних об'єктів – постів контролю забруднення атмосфери.

За рейтингом факторних навантажень (a_j) з першої групи можна вибрати такі показники як NO_2 ($a_j = 0,925$), НП_{NO_2} ($a_j = 0,920$), та ІЗА_{CO} ($a_j = 0,834$). З другої – ВРД_{CO} ($a_j = 0,928$), $\text{ВРД}_{\text{вугл.}}$ ($a_j = 0,920$) та АВ ($a_j = 0,906$). Ці показники можна використати в якості комплексу класифікаційних ознак досліджуваних об'єктів – постів контролю забруднення атмосферного повітря.

На основі вибраних класифікаційних ознак методом кластерного аналізу, виконується ієрархічна процедура об'єднання об'єктів дослідження (постів) в окремі кластери – райони з подібними умовами формування забруднення атмосферного повітря.

Результати аналізу можна представити у вигляді таблиці Евклідових відстаней між об'єктами кластеризації (табл. 5.6) та дендрограми кластерного аналізу (рис. 5.18).

Представлені вище рис. 5.18 та табл. 5.6 є основою для виконання районування території м. Києва за умовами формування забруднення атмосферного повітря. Найкращі можливості для виконання цієї процедури надає дендрограма кластерного аналізу (рис. 5.18). Виходячи з неї можна констатувати, що територія всього міста поділяється на два головні райони:

1) район з фоновим рівнем забруднення (ПСЗ № 5, № 13, № 15);

2) район з різним ступенем підвищеного рівня забруднення (території в межах розміщення усіх інших ПСЗ – № 1, № 2, № 3, № 4, № 6, № 7, № 8, № 9, № 10, № 11, № 17, № 20 та № 21).

Перший район ділиться на два підрайони: 1.1 – територія розміщення ПСЗ № 13 (Експоцентр) і ПСЗ № 15 (Гідропарк) та 1.2 – ПСЗ № 5 (просп. Науки, 37).

Другий район має складнішу структуру. Він послідовно ділиться на два ієрархічні рівні – другий (2) та третій (3).

Таблиця 5.6

Евклідові відстані між об'єктами кластеризації
(ПСЗ №1 – ПСЗ №21)

	ПСЗ № 1	ПСЗ № 2	ПСЗ № 3	ПСЗ № 4	ПСЗ № 5	ПСЗ № 6	ПСЗ № 7	ПСЗ № 8	ПСЗ № 9	ПСЗ № 10	ПСЗ № 11	ПСЗ № 13	ПСЗ № 15	ПСЗ № 17	ПСЗ № 20	ПСЗ № 21
ПСЗ № 1	0	11,8	9,2	3,7	47,9	5,1	17,2	14,8	4,3	8,9	10,7	35,2	30,3	13	14,3	4,4
ПСЗ № 2	11,8	0	7,2	13,1	59,7	6,7	11,8	12	10,1	12,5	2,7	46,9	42,1	2,4	6,7	8,2
ПСЗ № 3	9,2	7,2	0	8,4	54,9	6,1	8,1	6,4	5,4	5,7	4,6	42	37,5	6,6	5,4	5
ПСЗ № 4	3,7	13,1	8,4	0	46,8	7	15,7	12,9	3,2	6,1	11,4	33,9	29,3	13,8	13,8	5
ПСЗ № 5	47,9	59,7	54,9	46,8	0	53	60,4	57	50	50,2	58,2	12,9	17,7	60,6	60,2	51,6
ПСЗ № 6	5,1	6,7	6,1	7	53	0	14	12,5	4,6	8,9	5,9	40,3	35,4	8,1	10,1	2,5
ПСЗ № 7	17,2	11,8	8,1	15,7	60,4	14	0	3,4	13,1	10,6	9,7	47,6	43,5	9,6	5,1	13
ПСЗ № 8	14,8	12	6,4	12,9	57	12,5	3,4	0	10,6	7,4	9,6	44,2	40,2	10,3	6,1	11
ПСЗ № 9	4,3	10,1	5,4	3,2	50	4,6	13,1	10,6	0	5	8,3	37,1	32,5	10,6	10,7	2,3
ПСЗ № 10	8,9	12,5	5,7	6,1	50,2	8,9	10,6	7,4	5	0	10,1	37,4	33,2	12,1	10,2	6,7
ПСЗ № 11	10,7	2,7	4,6	11,4	58,2	5,9	9,7	9,6	8,3	10,1	0	45,3	40,6	2,4	5	6,6
ПСЗ № 13	35,2	46,9	42	33,9	12,9	40,3	47,6	44,2	37,1	37,4	45,3	0	5,4	47,7	47,3	38,8
ПСЗ № 15	30,3	42,1	37,5	29,3	17,7	35,4	43,5	40,2	32,5	33,2	40,6	5,4	0	43	42,9	34
ПСЗ № 17	13	2,4	6,6	13,8	60,6	8,1	9,6	10,3	10,6	12,1	2,4	47,7	43	0	4,6	9
ПСЗ № 20	14,3	6,7	5,4	13,8	60,2	10,1	5,1	6,1	10,7	10,2	5	47,3	42,9	4,6	0	9,9
ПСЗ № 21	4,4	8,2	5	5	51,6	2,5	13	11	2,3	6,7	6,6	38,8	34	9	9,9	0

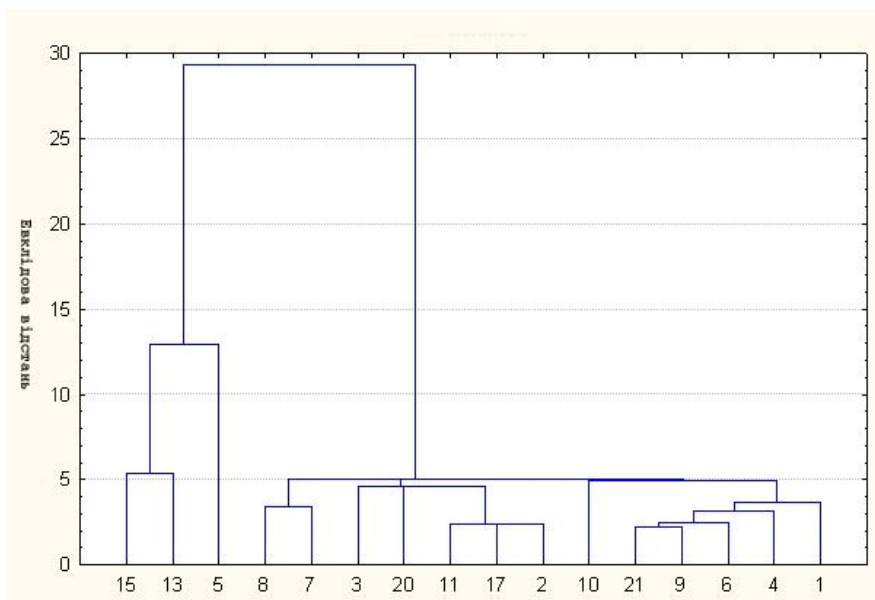


Рис. 5.18. Дендрограма кластерного аналізу об'єктів моніторингу забруднення атмосферного повітря у м. Києві.

Райони другого рівня це :

2.1 – територія розміщення ПСЗ № 7 (пл. Бесарабська) та ПСЗ № 8 (бульв. Лесі Українки);

2.2 – територія розміщення ПСЗ № 2, № 3, № 11, № 17 та № 20;

2.3 – територія розміщення ПСЗ № 1, № 4, № 6, № 9, № 10 та № 21.

В свою чергу райони другого рівня діляться ще на ряд районів нижчого ієрархічного рівня:

3.1 – територія розміщення ПСЗ № 2 (вул. Довженка, поблизу ст. м. Шулявська), № 11 (перетин просп. Перемоги з вул. акад. Туполева, біля ст. м. Святошин) та № 17 (просп. Оболонський, 14);

3.2 – територія розміщення ПСЗ № 3 (вул. Попудренка, 50, поблизу ст. м. Чернігівська) та № 20 (пл. Московська);

3.3 – територія розміщення ПСЗ № 10 (вул. Межигірська – Поділ);

3.4 – територія розміщення ПСЗ № 1 (вул. Стражеска на перетині з бульваром І. Лепсе, Борщагівка), ПСЗ № 4 (вул. С. Лазо, мікрорайон ДВРЗ), № 6 (пл. Перемоги), № 9 (вул. Каунаська, неподалік від Ленінградської пл.) та № 21 (вул. Скляренка, Куренівка).

Отриману класифікацію пунктів можна представити у вигляді схеми (рис. 5.19). Вона з високим ступенем наглядності відображає дійсну картину розподілу об'єктів моніторингу забруднення атмосферного повітря за групами з різними комплексними ознаками, що характеризують умови формування стану якості атмосфери.

Наведена схема є основою для районування території міста, охопленої цими пунктами спостережень. Для виконання районування, крім цієї схеми, необхідно залучити також дані реального розподілу концентрацій забруднювальних домішок у повітрі міста, які представлені у вигляді картосхем з ізолініями у попередніх підрозділах (рис. 5.14 – рис. 5.17). Використання цих картосхем є необхідним для уточнення меж окремих районів, виділених в процесі класифікації об'єктів моніторингу. Встановлення меж узгоджується з характером просторового розміщення ізоліній тощо.

Розробка розглянутої класифікації ПСЗ та врахування деяких методичних моментів дали змогу розробити картосхему районування території міста за умовами формування забруднення атмосферного повітря. Перенесення даних класифікації на картографічну основу дозволило отримати картосхему районування міста, на якій показано просторову структуру забруднення приземного шару атмосфери м. Києва (рис. 5.20).

Контури районів визначалися, перш за все, з урахуванням схеми класифікації, дислокації відповідного ПСЗ та характеру просторового розподілу основних забруднювальних домішок, розрахованого методом лінійної інтерполяції на площу міста.

Згідно схеми класифікації ПСЗ, територія міста має бути охоплена двома типами районів, що об'єднані у дві основні класифікаційні групи:

- I. Голосієвсько-Дніпровська зелена зона;
- II. Селітебна територія з різними рівнями забруднення атмосферного повітря.

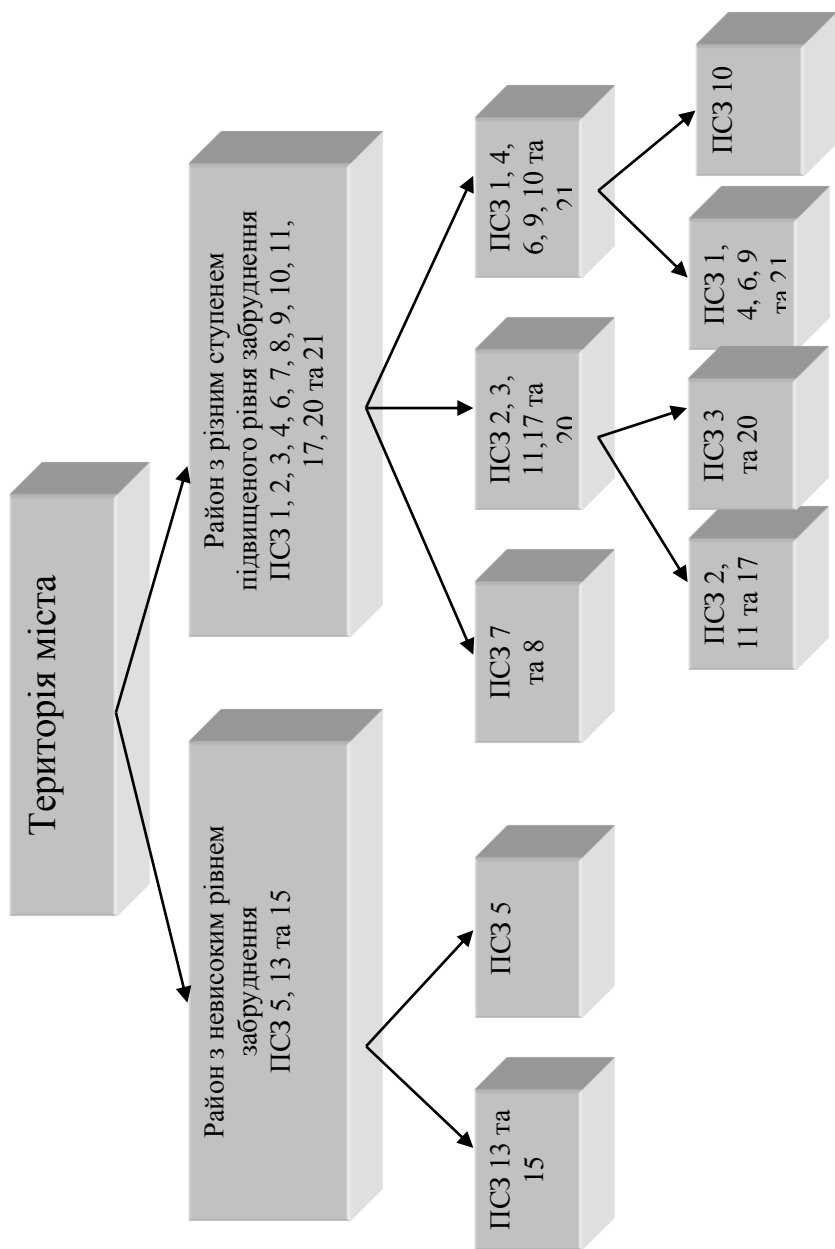


Рис. 5.19. Графічне представлення результатів класифікації ПСЗ в межах м. Києва.

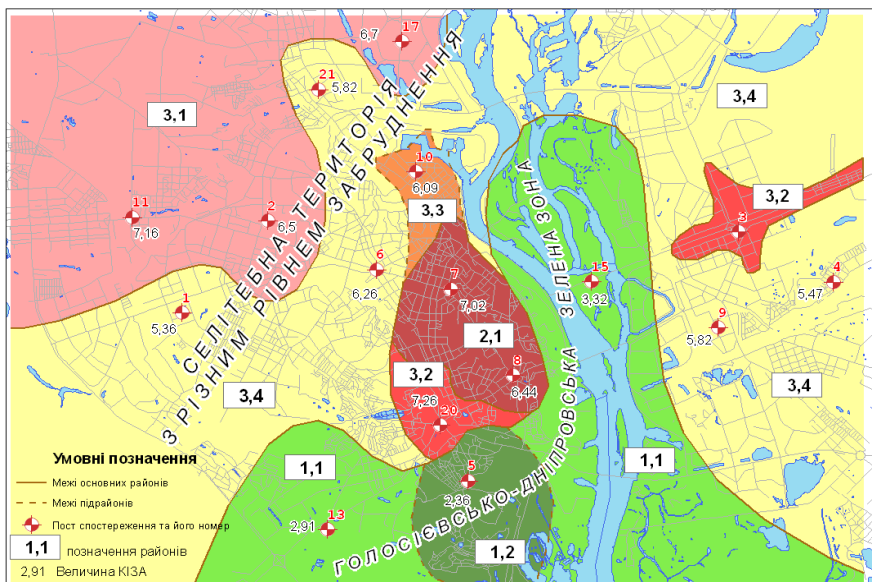


Рис. 5.20. Схема районування території міста за умовами формування забруднення атмосферного повітря (див.кольорову вклейку).

Щодо першої групи, то вона дислокована в південній частині міста (Голосієво, Багинова гора) та займає долину Дніпра з прилеглими зеленими зонами в межах міста. Ця територія позбавлена потужних стаціонарних джерел забруднення атмосферного повітря міста. Лише транзитні транспортні магістралі перетинають її в декількох місцях, погіршуючи стан якості атмосферного повітря. Проте відкритість території, відсутність висотної забудови створюють сприятливі умови для розсіювання забруднювальних домішок, що надходять у повітря від автотранспорту. Як доказ – у цьому районі найнижчі показники комплексного індексу забруднення атмосфери (КІЗА): для ПСЗ № 13 він становить 2,91, ПСЗ № 5 – 2,36; ПСЗ № 15 – 3,32. Концентрація забруднювальних домішок та повторюваність випадків ГДК у цих пунктах теж найнижча в місті.

Складніша ситуація із забрудненням повітря у інших районах, віднесених до II класифікаційної групи. В цій групі чітко виділяється Центральний район з високим рівнем забрудненням атмосферного повітря. Це – центр міста, територія, прилегла до нього і до головних транспортних артерій центру, – вул. Хрещатик та бульв. Лесі Українки. Значна інтенсивність руху транспорту, постійні затори та незадовільні циркуляційні умови атмосфери через суцільну забудову території спричинили тут один з найвищих рівнів забруднення в місті. Так, величина КІЗА досягає тут значення 7,02, що в 2–2,5 рази перевищує рівень забруднення в Голосіївсько-Дніпровській зеленій зоні. Концентрації забруднювальних домішок тут теж досягають значних величин.

В класифікаційній групі II виділяється ще одна специфічна підгрупа – райони транспортних вузлів з підвищеним рівнем забруднення атмосфери. До неї відносять Північно-Західний район та поєднання Московського і Броварсько-Братиславського районів.

Північно-Західний район – це район, що прилягає до найбільших лінійних транспортних забруднювальних структур – просп. Перемоги з численними транспортними розв'язками, що характеризується надмірними скупченнями транспортних засобів та Оболонського просп. з транспортною розв'язкою в районі Петрівки. Поєднання умов формування забруднення атмосфери повітря тут призводить до дуже високих показників забруднення, які досягають практично таких же значень, як і у центральних районах. Так, за комплексним показником КІЗА рівень забруднення атмосферного повітря у Святошині досягає величини 7,16 (для порівняння на Хрещатику – 7,06).

Друга класифікаційна підгрупа II групи – це поєднання двох транспортних вузлів: Московська пл. та Броварсько-Братиславський транспортний вузол. Зрозуміло, що на картосхемі вони представлені окремими районами, адже знаходяться у різних частинах міста. Район Московської пл., характеризується за КІЗА, як найзабрудненіший район (КІЗА = 7,26)

Специфіка Московської пл. полягає не лише в концентрації великої кількості автотранспортних засобів, що рухаються з різних напрямків, а й у особливостях рельєфу

території та розташування. В геоморфологічному плані нинішня площа – це улоговина рельєфу, яка, до того ж, оточена висотною забудовою. Циркуляція повітря тут дуже обмежена. Влітку в умовах безвітряної погоди та стійкої стратифікації атмосфери це призводить до значних концентрацій забруднювальних домішок і сприяє перебігу фотохімічних процесів із залученням присутніх в повітрі у високих концентраціях сполук NO_2 та з утворенням фотохімічного смогу. Результатом перебігу цих реакцій є утворення значної кількості озону (O_3), який шкідливо впливає на довкілля та здоров'я людей.

Подібними є умови формування рівня забруднення атмосферного повітря і в Броварсько-Братиславському районі.

У класифікаційному підрайоні II виділяється ще одна група районів з однаковими умовами формування, яка може бути названа як район загального фоновго забруднення атмосферного повітря міста. Ця група охоплює досить велику територію міста – з заходу на північ у правобережній частині міста та з півночі на південний схід у лівобережній частині. Таким чином, поєднання однакових за впливом на умови формування чинників забруднення атмосферного повітря спричинило об'єднання різних ПСЗ у одну класифікаційну групу, а потім дозволило виділити на цій основі окремі райони. До цієї групи входять райони розміщення ПСЗ № 1, № 4, № 6, № 9, № 10 та № 21. Умови формування якості атмосферного повітря в районі ПСЗ № 10 в певній мірі відрізняється від усіх інших, що увійшли в цю групу, тому він на картосхемі районування виділяється окремо, як Подільський район. Інші пункти виявились надто подібними за умовами формування, тому їх об'єднано в один район – так званий район загального фоновго забруднення атмосферного повітря міста. Для цього району характерний середній для міста рівень забруднення атмосферного повітря. За величиною $\text{KI}_{\text{ЗА}}$ це 5,36–5,82. Вміст окремих забруднювальних домішок тут теж близький до їх середніх концентрацій по місту. Середньорічні концентрації двоокису азоту на ПСЗ № 1, № 4, № 6, № 9 та № 21 коливаються в межах 0,12–0,13 мг/м^3 (середня концентрація по місту – 0,12 мг/м^3), двоокису сірки – 0,007–0,009 мг/м^3 (середнє

по місту – $0,009 \text{ мг/м}^3$). Концентрації пилу варіюються від $0,08 \text{ мг/м}^3$ на ПСЗ № 1 до $0,13 \text{ мг/м}^3$ на ПСЗ № 4. В межах від $1,3 \text{ мг/м}^3$ (ПСЗ № 4) до $2,4 \text{ мг/м}^3$ (ПСЗ № 21) змінюються концентрації окису вуглецю по території охопленій постами моніторингу, що входять в дану групу.

Розроблена картосхема територіальної структури умов формування забруднення атмосферного повітря міста може бути використана разом із картосхемами територіального розподілу концентрації забруднювальних речовин для розробки заходів, пов'язаних із покращенням якості атмосферного повітря міста, для розробки планувальних схем у містобудуванні.

Розробка класифікаційної схеми та карти районування виявила значні недоліки організації міської мережі моніторингу атмосферного повітря. Існуюча система створювалася ще за часів СРСР, у 70–80-ті рр. минулого століття і не враховує нинішніх змін у просторовій структурі міста, у розміщенні джерел забруднення атмосферного повітря. За вимогами, які висувалися до організації моніторингу забруднення атмосферного повітря міст, вимагалось, щоб на кожні $20\text{--}30 \text{ км}^2$ рівнинної місцевості припадав 1 ПСЗ. За цими вимогами, в Києві, площа якого досягає 800 км^2 , мало б бути від 40 до 80 ПСЗ. На сьогодні маємо лише 16 діючих ПСЗ, які розміщені з урахуванням територіальної структури міста, розміщення пересувних та стаціонарних джерел забруднення на початок 80-х рр. XX ст. Це означає, що значна частина території міста (зокрема Троєщина, Позняки, Осокорки, Виноградар, Південна Борщагівка, тощо) не охоплені існуючою системою моніторингу і дані щодо реального стану забруднення атмосферного повітря для цих територій відсутні.

Отримана класифікаційна схема та карти забруднення повітря можуть бути використані для вдосконалення існуючої системи моніторингу. Це не просте збільшення числа постів спостережень, а їх оптимізація, яка проводиться з урахуванням технічних та технологічних характеристик промислових і транспортних джерел забруднення, їх розташування в місті і режим роботи, а також перспективу промислового розвитку міста. Істотне значення при проведенні оптимізації мережі моніторингу є розуміння ролі кліматичних і синоптичних процесів у розсіюванні домішок, що потрапляють в атмосферу, рельєфу місцевості,

підстильної поверхні, особливостей міської забудови, тощо.

Таким чином, нами було виконано класифікацію об'єктів моніторингу забруднення атмосферного повітря в межах м. Києва на основі методики з використанням комплексу багатомірних статистичних методів. Розроблено трирівневу ієрархічну схему класифікації, яка об'єктивно характеризує територіальні структури з різними умовами формування забруднення атмосферного повітря та різними рівнями антропогенного навантаження на повітряний басейн міста. Ця схема стала основою для районування території міста за умовами формування забруднення атмосферного повітря. Згідно зі схемою класифікації ПСЗ, на території міста виділяють два типи районів, що об'єднані у дві основні класифікаційні групи: I. Голосіївсько-Дніпровська зелена зона (що характеризується найнижчими показниками забруднення) та II. Селітебна територія з різними рівнями забруднення атмосферного повітря.

Література до розділу 5:

1. Коршенко Ф.В. К оценке уровня загрязнения воздуха // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 157. – С. 89–94.
2. Офіційний сайт Головної Геофізичної обсерваторії імені О.І. Воейкова, Лабораторія аналізу та оцінки повітря міст, показники [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://www.mgo.rssi.ru/l_analiz/pokaz.html – Назва з екрану.
3. Сонькин Л.Р., Разбегаева Е.А., Терехова К.М. К вопросу о метеорологической обусловленности загрязнения воздуха над городами // Труды ГГО им. А.И. Воейкова. – 1966. – Вып. 185. – С. 44–50.
4. Безуглая Э.Ю., Горчиев А.А., Разбегаева Е.А. Годовой ход и суточный ход содержания атмосферных примесей в городских условиях // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1966. – Вып. 185. – С. 152–161.
5. Сонькин Л.Р. Некоторые результаты синоптико-климатологического анализа загрязнения воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 207. – С. 57–64.
6. Климат Киева / под ред. Л.И. Сакали. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 288 с.

7. Безуглая Э.Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 184 с.

8. Commins B.T., Waller K.E. Observations from a ten-year-study of pollution at a site in the city of London // *Atmospheric Environment*, 1967. – v.1. – № 4. – P. 461–467.

9. Берлянд М.Е., Безуглая Э.Ю. О методах определения фонового загрязнения атмосферы в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1984. – Вып. 479. – С. 17–30.

10. Сонькин Л.Р. Вопросы прогнозирования фонового загрязнения воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1974. – Вып. 314. – С. 42–51.

11. Безуглая Э.Ю. Мониторинг состояния загрязнений атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 200 с.

12. Статистичний щорічник міста Києва за 2006 рік [статистичний довідник]. – К.: Консультант, 2007. – 344 с.

13. Сонькин Л.Р. Синоптико-статистический анализ и краткосрочный прогноз загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 223 с.

РОЗДІЛ 6

ОЦІНКА ВПЛИВУ МЕТЕОРОЛОГІЧНИХ УМОВ НА ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ ВЕЛИКОГО МІСТА

Як відомо, рівень забруднення приземних шарів повітря характеризується значною мінливістю у просторі і часі. Ці зміни пов'язані з розташуванням, характером і потужністю джерел домішки, режимом їхньої діяльності та метеорологічними умовами, які можуть призводити до вимивання, розсіювання чи накопичення домішок в атмосферному повітрі. Загальні механізми впливу окремих метеорологічних параметрів на якість повітря є добре відомими та висвітлені в роботах [1–10]. Проте дослідження впливу метеорологічних умов на рівень забруднення приземних шарів повітря конкретного міста значно ускладнюється великою кількістю джерел викидів з різноманітними характеристиками, специфікою рельєфу та орографії місцевості, мікрокліматичними особливостями території, сукупним впливом усіх метеорологічних чинників та їх мінливістю.

У нашій роботі зроблена спроба уточнення механізмів впливу деяких метеорологічних чинників на стан приземних шарів атмосферного повітря м. Києва. Нами були використані дані строкових спостережень за чотирма основними домішками протягом 2003–2005 рр. на п'яти постах спостереження: ПСЗ № 1, № 2, № 3, № 5 та № 20 (розташування постів представлено на рис. 3.6). Дані ПСЗ були вибрані нами за такими критеріями: розташування в різних частинах міста, різний рівень забруднення повітря та наявність рядів спостережень з мінімальною кількістю пропусків. В якості показника забруднення атмосферного повітря використовувався параметр Q , розрахунки якого проводилися шляхом нормування строкових спостережень на середню концентрацію домішки за сезон (по кожному посту спостережень) [11–12]. За параметром Q , як правило, виділяють три групи рівнів забруднення атмосфери: низьке, підвищене, відносно високе. Границі між групами уточнюються в кожному конкретному випадку. Градації для груп рівнів

забруднення атмосфери у м. Києві для чотирьох основних домішок представлено в додатку 3. Оскільки в цьому дослідженні нас не цікавлять окремо підвищений і відносно високий рівні забруднення, для зручності значення параметра Q , що потрапляють до груп підвищеного та відносно високого рівня забруднення, будуть нами об'єднані в одну групу з умовною назвою підвищеного рівня забруднення.

6.1. Напрямок і швидкість вітру

Найчіткіше зв'язок між напрямком вітру та концентраціями забруднювальних домішок в повітрі спостерігається в тих містах, де легко простежується зонування території за видами її використання. Київ, у якому промислові підприємства розосереджені по території всього міста, не належить до числа таких міст. Виявлення небезпечних напрямків вітру для міста ускладнюється також за рахунок надходження значної кількості забруднювальних домішок в повітря від пересувних джерел, утворення місцевих циркуляцій, наявності великих водойм та вулиць-каньйонів зі щільною висотною забудовою (яка призводять до зміни напрямку руху повітря). На думку Берлянда М.Є. [13], джерела, розміщені по всій території міста, при будь-яких напрямках перенесення повітряних мас сприятимуть створенню загального забруднення повітря над містом. Адже, за такого розташування джерел зазвичай у містах формуються фонові концентрації домішки, що характеризуються близькими значеннями по всьому місту [7].

Крім того, до чинників, які ускладнюють встановлення чітких зв'язків між напрямком вітру та концентраціями забруднювальних речовин в повітрі, слід віднести значну просторово-часову мінливість характеристик вітру [14]. Нами було відзначено, що в однакові терміни спостереження на обраних ПСЗ (розташованих у різних частинах міста) фіксуються різні, інколи протилежні напрямки вітру – як зразок у додатку И наведено частину таблиці.

Для дослідження впливу напрямку вітру на стан забруднення атмосферного повітря нами була розрахована повторюваність випадків підвищених рівнів забруднення за

різних напрямків вітру чотирма основними забруднювальними домішками в 2005 р. (рис. 6.1, додаток К). В результаті аналізу отриманих даних нам не вдалося виділити один чи кілька напрямків вітру, що сприяли б зниженню (чи зростанню) забруднення повітряного басейну міста.

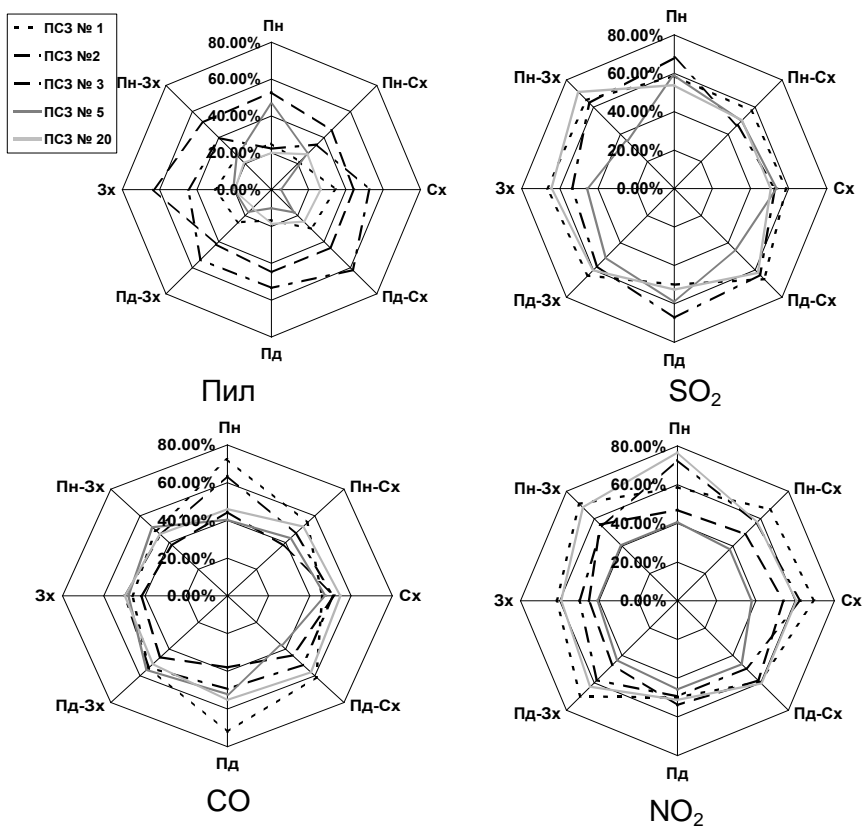


Рис. 6.1. Повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення за різних напрямків вітру для основних забруднювальних домішок.

Отримані результати, що свідчать про відсутність чіткої залежності між напрямком вітру та забрудненням повітря м. Києва, збігаються із результатами отриманими в [3, 12,

15–17] при дослідженні аналогічних питань і пояснюються наявністю великої кількості джерел забруднення, що розташовані по всьому місту.

Характер зв'язку між забрудненням приземних шарів повітря міста і швидкістю вітру значною мірою відповідає закономірностям, що встановлені для джерел різного типу. Вплив цього чинника на концентрацію домішок в міському повітрі проявляється неоднозначно. З одного боку, посилення вітру сприяє розсіюванню домішок в атмосфері і визначає винесення всієї маси забруднення повітря за межі міста та очищення повітряного басейну. Водночас посилення вітру сприяє перемішуванню шарів повітря, в результаті якого забруднювальні домішки, що надійшли від високих джерел, опускаються в нижні шари повітря, відбувається зростання їхніх концентрацій біля земної поверхні.

Слабкий вітер чи штиль сприяють збільшенню підйому перегрітих викидів, що призводять до зниження концентрацій шкідливих домішок у приземному шарі повітря. Це явище добре простежується на прикладі окремих підприємств, проте не завжди спостерігається в місті, де одночасно здійснює викиди значна кількість різноманітних джерел забруднення.

Частіше спостерігається негативний вплив штилю та низької швидкості вітру на якість атмосферного повітря великого міста, що проявляється у підвищенні концентрації домішок, які надходять від низьких холодних джерел (найчастіше у великих містах – це автомобільний транспорт) і не розсіюються та не виносяться за межі міста [18, 2, 3, 5, 16].

Нами була розрахована повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення за різних швидкостей вітру для основних забруднювальних домішок (табл. 6.1). Однак на ПСЗ № 2 та № 3 протягом досліджуваного періоду не були зафіксовані швидкості вітру 6 м/с і більше.

Як видно з табл. 6.1, для ПСЗ № 1 найбільша запиленість повітря спостерігається при швидкостях вітру 1 м/с. На ПСЗ № 2 висока повторюваність підвищеного вмісту пилу в повітрі – при вітрі зі швидкістю 4–5 м/с. Небезпечна швидкість для пилу на посту № 3 становить 4–5 м/с та відсутність вітру, а для постів № 5 та № 20 – більше 6 м/с. Отже, для більшості

досліджуваних постів спостерігається зростання концентрацій пилу в повітрі міста при зростанні швидкості вітру. Очевидно, це пов'язано з тим, що інтенсивне перемішування перешкоджає осіданню часточок пилу під дією сил гравітації, а також підхоплює та піднімає в повітря пил з різноманітних поверхонь.

Таблиця 6.1.
Повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення (у%) за різних швидкостей вітру для основних ЗР

Швидкість вітру, м/с	0	1	2-3	4-5	6 м/с і вище
Пил, %					
ПСЗ № 1	22,2	32,3	26,3	6,9	0,0
ПСЗ № 2	61,1	68,1	75,7	100,0	
ПСЗ № 3	35,6	13,8	22,2	38,5	
ПСЗ № 5	40,5	41,3	34,7	32,4	57,1
ПСЗ № 20	16,7	21,5	19,3	23,3	30,0
Двоокис сірки, %					
ПСЗ № 1	53,6	60,0	64,6	65,0	50,0
ПСЗ № 2	29,2	56,0	65,4	58,3	
ПСЗ № 5	42,1	50,9	52,7	49,1	83,3
ПСЗ № 20	50,0	56,7	59,5	69,6	75,0
Двоокис азоту, %					
ПСЗ № 1	65,5	66,3	69,5	50,0	50,0
ПСЗ № 2	54,2	55,7	55,5	33,3	
ПСЗ № 3	42,9	46,6	54,1	36,8	
ПСЗ № 5	45,5	45,6	32,8	45,5	27,8
ПСЗ № 20	40,9	57,9	62,7	60,7	75,0
Окис вуглецю, %					
ПСЗ № 1	61,9	51,6	57,3	55,0	33,3
ПСЗ № 2	56,0	53,9	47,6	41,7	
ПСЗ № 3	55,7	42,8	41,6	42,1	
ПСЗ № 5	43,4	47,1	48,4	44,7	55,6
ПСЗ № 20	68,2	57,5	47,0	48,2	58,3

Зростання концентрацій двоокису сірки в атмосферному повітрі міста найчастіше відбувається при підвищених

швидкостях вітру. На ПСЗ № 5 та № 20 найбільша повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення характерна для швидкостей вітру понад 6 м/с. На ПСЗ № 5, наприклад, при такій швидкості вітру у 83,3% випадків концентрації даної домішки вищі за середньосезонні, водночас при штилі – лише у 42,1% випадків. На ПСЗ № 1 підвищені концентрації двоокису сірки найчастіше спостерігаються при швидкості вітру 4–5 м/с, на ПСЗ № 2 – при 2–3 м/с.

Підвищення концентрації двоокису сірки при посиленні вітру пояснюється переважним надходженням цієї ЗР від високих джерел забруднення – промислових підприємств міста (в Києві в 2006 р. 78,0% двоокису сірки надійшло в повітря від спалювання різних видів палива стаціонарними джерелами забруднення [19]).

Підвищення концентрації окису вуглецю відбувається в місті в періоди штилю та низьких швидкостей вітру. На ПСЗ № 1, № 2, № 3 та № 20 найбільша повторюваність підвищених концентрацій даної домішки в повітрі спостерігалася при штилевій і знаходилась в межах 56,0–68,0%. З усіх досліджуваних постів, лише на ПСЗ № 5, найвища повторюваність випадків підвищених концентрацій була зафіксована при швидкості вітру більше 6 м/с.

В 2006 р. 96,8% від усієї емісії окису вуглецю в повітря міста припадало на автотранспорт (низькі холодні джерела) [144], тому закономірно, що при штилевій забруднювальні домішки не виносилися з приземного шару повітря і відбувалося формування підвищених рівнів забруднення повітря даною домішкою. Висока повторюваність підвищених рівнів забруднення на ПСЗ № 5 при швидкості вітру понад 6 м/с, може бути пов'язана з тим, що даний пост розташований у зеленій зоні, на певній відстані від дороги, тому для нього можуть бути не властиві закономірності, що проявляються для інших ПСЗ.

На ПСЗ № 1 та № 3 найбільша повторюваність випадків підвищених концентрацій двоокису азоту була зафіксована при швидкостях вітру 2–3 м/с, на ПСЗ № 2 та № 5 – при швидкості 1 м/с, на ПСЗ № 20 – при швидкостях вище 6 м/с. Таким чином, підвищення концентрацій двоокису азоту в повітрі міста не має

чіткої залежності від певної швидкості вітру. Очевидно, це може бути пов'язано із вкладом різних типів джерел в забруднення атмосферного повітря міста цією домішкою (автомобільний транспорт – 57%, промислові підприємства – 43% [19]). Ворончук М.М. та Щеpecь О.І. [20], досліджуючи вплив метеорологічних чинників на рівень забруднення атмосферного повітря великих міст, також відзначали, що зв'язки між рівнем забруднення повітря двоокисом азоту та метеорологічними чинниками є найслабшими, важко піддаються систематизації, і пов'язували цей факт із великим діапазоном висот джерел надходження даної домішки в атмосферу.

Таким чином, нами було встановлено, що між напрямком вітру та концентраціями основних забруднювальних домішок в повітрі м. Києва чіткий зв'язок не простежується. Це, передусім, спричинено наявністю великої кількості джерел забруднення, що розташовані по всьому місту. Характер зв'язку між забрудненням приземних шарів повітря міста і швидкістю вітру значною мірою залежить від характеристик джерел надходження окремих забруднювальних домішок. Саме тому єдиної небезпечної швидкості вітру, що спричинювала б підвищені рівні забруднення повітря усіма основними домішками, для міста не існує. Концентрації пилу та двоокису сірки в атмосферному повітрі підвищуються зі зростанням швидкості вітру. Вміст окису вуглецю в повітрі зростає за штилю та швидкості 1 м/с. Для двоокису азоту чіткий зв'язок між швидкістю вітру та концентраціями даної домішки в повітрі не простежується.

6.2. Опади

Проблемі визначення механізму впливу опадів на формування рівня забруднення атмосферного повітря присвячено ціла низка робіт. Сонькін Л.Р., Чаліков Д.В., Берлянд М.Є. та ін. [13, 18, 21] зазначають, що, зазвичай, найближчі кілька годин після закінчення опадів підвищені концентрації домішок спостерігаються рідко. Особливо яскраво цей ефект проявляється для окремих забруднювальних речовин. Рівень забруднення атмосферного повітря, який був

зафіксований до початку атмосферних опадів, відновлюється з деяким часовим запізненням. Відразу після закінчення опадів концентрації домішок в повітрі відновлюються лише безпосередньо над джерелами викидів [18]. На інших територіях швидкість відновлення попереднього рівня залежить від особливостей міста (від переважання окремих груп джерел, особливостей їх розташування).

Нами була зроблена спроба дослідити вплив атмосферних опадів на концентрації забруднювальних домішок в атмосферному повітрі м. Києва. З усього масиву метеорологічних даних нами були відібрані спостереження в 00, 06, 12 та 18 год. (тобто за годину до відбору проб повітря), в які були зафіксовані опади (за умови, якщо в наступний термін спостережень опади не випадали) та підібрані дані про концентрації забруднювальних речовин у відповідні строки спостережень. Для дослідження впливу опадів на рівень забруднення повітря міста нами була розрахована повторюваність випадків низького рівня забруднення повітря через 1 годину після строків спостережень, в які були зафіксовані опади за 2003–2005 рр. Результати розрахунків представлено в табл. 6.2.

Таблиця 6.2

Повторюваність випадків низького рівня забруднення повітря
після випадання опадів у м. Києві

Домішка	ПСЗ № 1	ПСЗ № 2	ПСЗ № 3	ПСЗ № 5	ПСЗ № 20
Пил, %	72,3	63,2	79,0	69,1	58,1
SO ₂ , %	49,5	46,3	47,2	49,1	41,4
NO ₂ , %	47,2	55,6	60,2	57,6	44,4
CO, %	57,6	53,6	52,6	53,3	45,7

Отримані результати не дають можливості виявити позитивний вплив опадів на очищення атмосферного повітря міста всіма досліджуваними домішками. Після випадання опадів дещо зростає повторюваність випадків низького рівня забруднення повітря пилом (від 58,1% на ПСЗ № 20 до 79,0% на ПСЗ № 3).

Проте розглядати будь-які опади (різної інтенсивності, тривалості, що випадають в різних агрегатних станах та з краплями різного радіусу) як сприятливий чинник очищення повітряного басейну було б не зовсім правильно. Здатність дощових крапель до поглинання газових домішок залежить від їхнього розміру: чим більшими є розміри крапель, тим більше вони можуть поглинути атмосферних домішок, і навпаки, зі зменшенням радіусу крапель відбувається послаблення ефекту очищення повітря в перерахунку на однаковий об'єм опадів в 1,5–2 рази [15]. Спостерігається також наявність зв'язку між концентраціями домішок в атмосферному повітрі, кількістю опадів та їхньою тривалістю. В роботі [3] зазначається, що очищення повітря від домішок відбувається лише при перевищенні деяких "граничних" значень кількості та тривалості опадів. До граничних значень забруднення повітря не лише не зменшувалося, а навіть дещо зростало. Найкращий ефект очищення атмосфери міста від забруднювальних домішок проявляється при тривалості опадів 3 год. і більше [6]. З іншого боку, в низці робіт зазначається, що інтенсивне вимивання домішок відбувається протягом перших 1–2 год. від початку випадання опадів [22, 23], а подальші опади не справляють значного впливу на вимивання забруднювальних домішок з атмосферного повітря.

З метою уточнення механізму впливу атмосферних опадів на стан якості повітряного басейну м. Києва нами були проведені розрахунки повторюваності низьких рівнів забруднення основних домішок в повітрі міста при випаданні опадів значної тривалості. Для дослідження нами були відібрані випадки, коли атмосферні опади спостерігалися не менше 18 год. (6 термінів спостереження поспіль).

Отримані результати (табл. 6.3) свідчать про те, що зростання тривалості опадів позитивно впливає на рівень забруднення повітря основними газоподібними забруднювальними домішками. Спостерігається зростання повторюваності низького рівня забруднення повітря порівняно з аналогічним показником для опадів будь-якої тривалості, окисом вуглецю (1,5–17,8%), двоокисом азоту (1,4–9,8%) та двоокисом сірки (1,5–4,0%). Для пилу нам не вдалося

встановити чітку залежність між тривалістю опадів та зниженням концентрацій, що може бути пов'язане з його інтенсивним вимиванням навіть за короткі терміни і вочевидь потребує ретельніших досліджень.

Таблиця 6.3

Повторюваність випадків низького рівня забруднення повітря в м. Києві після випадання опадів значної тривалості

Домішка	ПСЗ № 1	ПСЗ № 2	ПСЗ № 3	ПСЗ № 5	ПСЗ № 20
Пил, %	50,0	52,8	69,4	69,1	61,1
SO ₂ , %	64,0	58,0	52,5	53,1	53,1
NO ₂ , %	57,0	57,0	63,6	60,5	53,1
CO, %	61,9	71,4	57,1	54,8	54,8

В результаті дослідження повторюваності низьких рівнів забруднення атмосферного повітря в м. Києві після випадання опадів будь-якої тривалості та опадів тривалістю не менше 18 год., нами було встановлено, що ефект вимивання газоподібних ЗР з повітря міста краще проявляється зі зростанням тривалості атмосферних опадів. В такому разі вимивання газоподібних ЗР з повітряного басейну міста відбувається ефективніше.

6.3. Тумани

Загальний механізм зростання забруднення атмосферного повітря в періоди з туманами є загальновідомим – в туманах відбувається поглинання домішок краплями, поглинуті домішки разом з краплями лишаються в приземному шарі повітря, в той же час за рахунок значних градієнтів концентрації в повітрі (поза краплями) відбувається перенесення домішок в область туману з навколишнього середовища, в тому числі з шарів, що розташовані вище. Таким чином, сумарна концентрація домішок зростає. Додаткову небезпеку становлять розташовані над туманом факели диму, що опускаються в приземний шар повітря, а також – розташовані в районі міст водойми, біля яких взимку часто утворюються тумани.

У туманах відбувається накопичення домішок, а також збільшення концентрації домішки на 40–110% порівняно з її концентрацією до туману. При поглинанні домішок вологою можуть утворюватися більш токсичні речовини (наприклад, сірчистий газ окислюється до сірчаної кислоти) [24, 25]. У [24] зазначається, що кислотність крапель туману зазвичай є вищою, ніж кислотність атмосферних опадів.

Для дослідження механізму впливу туманів на якість атмосферного повітря м. Києва нами були використані дані за 2004–2005 рр. про концентрації основних ЗР в повітрі під час туманів. Результати розрахунків представлені в табл. 6.4.

Повторюваність підвищених рівнів забруднення повітря при туманах зростає для концентрацій пилу і знаходиться в межах 59,5% – 71,5%.

Таблиця 6.4

Повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення повітря в м. Києві при туманах (2004–2005 рр.)

Домішки	ПСЗ № 1	ПСЗ № 2	ПСЗ № 3	ПСЗ № 5	ПСЗ № 20
Пил, %	39,7	59,5	71,5	69,3	69,4
SO ₂ , %	50,2	50,3	50,6	51,6	54,2
NO ₂ , %	51,5	46,7	47,1	43,2	47,1
CO, %	39,1	44,5	46,4	49,6	55,1

Виключення становить лише ПСЗ № 1, на якому повторюваність підвищених рівнів забруднення повітря пилом зафіксована на рівні 39,7%. Незначне зростання повторюваності випадків підвищеного рівня забруднення відзначається для двоокису сірки (50,2% – 54,2%). Нам не вдалося встановити негативний вплив туманів на забруднення атмосферного повітря двоокисом азоту та окисом вуглецю.

Гусак Ж.К. [25] у своїй роботі проаналізувала вплив туманів у сукупності з деякими метеорологічними величинами та атмосферними явищами на рівень забруднення атмосферного повітря великих міст. Вона зазначає, що для міст, в яких підвищені концентрації ЗР формуються під впливом великої кількості джерел, розосереджених по території усього

міста, спостерігається негативний вплив туманів на рівень забруднення повітря лише у поєднанні з низькими інверсіями температури та слабкими вітрами. За нормальних атмосферних умов викиди в більшості випадків розсіюються внаслідок вертикального перемішування повітря чи зміни повітряних мас в циклонах за атмосферними фронтами. Якщо над промисловими районами спостерігається застій великих мас повітря, що супроводжується температурними інверсіями, то відбувається накопичення значної кількості домішок в атмосфері. Викиди, опускаючись, з'єднуються з крапелькам туманів [25]. Сонькін Л.Р. [7] зазначає, що значне накопичення шкідливих домішок в туманах спричинено тим, що зазвичай над ними утворюється припіднята інверсія температури.

Матеріали попередніх досліджень [25, 26] свідчать про те, що для точнішого встановлення впливу туманів на якість атмосферного повітря міста варто розглядати випадки, коли одночасно спостерігалися тумани, інверсії та слабкий вітер. Проаналізувавши матеріали метеорологічних та аерологічних спостережень за 2004–2005 рр., нами було виявлено, що за цей період в м. Києві випадків поєднання туманів та інверсій було зафіксовано не більше 10, що є явно недостатнім для дослідження.

Отже, для більшості ЗР не простежується залежності між туманами та повторюваністю випадків підвищеного рівня забруднення повітря. Очевидно, що негативний вплив туманів на якість атмосферного повітря м. Києва може проявлятися лише у поєднанні з іншими метеорологічними чинниками.

6.4. Інверсії температури

Зменшення температури з висотою прийнято вважати нормальним для тропосфери, а її збільшення – відхиленням від нормального стану. Розподіл температури з висотою, коли спостерігається її збільшення, називається температурною інверсією. Інверсії впливають на розвиток різноманітних атмосферних процесів, зокрема перешкоджають розвитку висхідних течій повітря (інверсійним шарам властива найстійкіша стратифікація). Інверсія характеризується висотою

нижньої межі інверсійного шару, його товщиною і так званою глибиною інверсії, тобто різницею температур на верхній та нижній межах шару. За висотою нижньої межі інверсії поділяються на приземні та припідняті.

Добовий хід температури характеризується її падінням з висотою в денний час. В результаті нічного охолодження підстильної поверхні в ясну погоду утворюються шари приземної інверсії, в яких температура з висотою зростає. Вище інверсійного шару температура вночі знижується з віддаленням від поверхні землі. Зранку при прогріванні ґрунту та прилеглих до нього шарів повітря зростання температури з висотою біля земної поверхні поступово змінюється спаданням, а вище деякий час зберігається інверсія, що утворилася вночі. Таким чином утворюється припіднята інверсія, нижня межа якої з часом піднімається і наближається до верхньої, поки інверсія не зруйнується повністю [13]. Крім нічних радіаційних інверсій, описаних вище, виділяють зимові радіаційні інверсії, що виникають в ясну погоду. Адвективні інверсії формуються при горизонтальному русі (адвекції) теплого повітря на холодну ділялку поверхню.

Вплив інверсій на забруднення повітря важко оцінити однозначно. З одного боку, при стійкій стратифікації в нижніх шарах повітря будуть накопичуватися домішки, що надходять від низьких холодних джерел. Водночас стійкість може стати перешкодою для проникнення в нижні шари домішок, що надходять в атмосферу від високих промислових викидів. При нестійкій стратифікації може спостерігатися протилежний процес: розсіяння домішок від низьких джерел і надходження в нижні шари повітря домішок від високих джерел [27]. В результаті проведення дослідження впливу інверсій на стан якості атмосферного повітря Берлянд М.Є. з колегами [28] довели, що при приземних і припіднятих інверсіях забруднення повітря в приземному шарі зростає в 1,5–2 рази, а у випадку припіднятої інверсії воно зростає зі зниженням висоти нижньої межі інверсії. Висота нижньої межі припіднятих інверсій впливає на накопичення в атмосферному повітрі домішок від високих джерел [29]. У випадку розташування припіднятої інверсії безпосередньо над джерелами викидів (особливо високими)

відбувається збільшення максимальної приземної концентрації на 50–75%, а інколи більш ніж на 100% [30]. Поряд з цим в роботі Вельтищевої Н.С. [31] заперечується вплив висоти нижньої межі інверсії на рівень забруднення атмосферного повітря. Пономаренко І.Н., Щепець О.І. та Огановская Д.К. [16] зазначають, що особливістю впливу припіднятої інверсії на формування рівня забруднення атмосферного повітря є те, що накопичення домішок в приземному шарі залежить не лише від висоти нижньої межі, але і від потужності інверсії. Чим більша потужність інверсії, тим більша допустима висота можливого впливу їхньої нижньої межі на концентрації домішок в діяльному шарі.

Для дослідження впливу інверсій на якість атмосферного повітря м. Києва нами були використані дані аерологічних спостережень станції "Київ" за 2003–2004 рр. в 00 та 12 год. Перш за все, нами була розглянута повторюваність різних видів інверсій (табл. 6.5).

Таблиця 6.5

Повторюваність різних видів інверсій протягом 2003–2004 рр.

Рік	2003		2004	
Тип інверсії/час	00 годин	12 година	00 годин	12 година
Приземна	14,00%	0,60%	7,00%	0,00%
Припіднята	62,70%	60,60%	66,90%	51,66%
Без інверсій	23,30%	38,80%	26,10%	48,34%

За даними табл. 6.5, з усіх випадків найбільшою повторюваністю як у денні, так і в нічні години характеризуються припідняті інверсії. Повторюваність приземних інверсій є найменшою і коливається в межах 14% – 7% в нічні години. В денні строки спостережень 2004 р. інверсії взагалі не спостерігалися, 2003 р. їх повторюваність була дуже малою і становила 0,6%. Низька повторюваність приземних інверсій у денні строки була відмічена ще Сакалі Л.І. [32], який вивчав клімат міста в 70-х рр. минулого сторіччя. Він також зазначає, що стійкість приземного шару атмосфери зазнає суттєвих змін протягом доби, і ймовірність збереження

незмінної стратифікації протягом тривалого часу дуже мала. Це свідчить про те, що Київ характеризується хорошими природними умовами провітрювання своєї території.

Для дослідження впливу метеорологічних чинників на рівень забруднення атмосфери, нами в даній роботі використовується параметр Q , розрахунки якого проводяться шляхом нормування строкових спостережень на середню концентрацію домішки за сезон. Оцінити вплив інверсій на рівень забруднення атмосферного повітря за допомогою даного параметра дуже важко. Це пов'язано з тим, що аерологічні спостереження проводяться лише двічі добу, отже, ми маємо дані про розподіл температури з висотою в 00 та о 12 год. В добовому ході основних забруднювальних домішок в денні години, як правило, спостерігаються дещо вищі концентрації, порівняно з нічними. Тому з метою отримання більш достовірних та об'єктивних результатів, нами було вирішено розрахувати параметр Q окремо для дня та ночі та в подальшому оцінювати вплив інверсій за допомогою повторюваності підвищеного рівня $Q_{\text{день}}$ та $Q_{\text{ніч}}$. Особливістю розрахунку даного параметра є те, що строкові спостереження нормуються на усереднену концентрацію за 13 годину відповідного сезону (для розрахунку $Q_{\text{день}}$) та відповідно за 01 год. (для розрахунку $Q_{\text{ніч}}$).

Нами були окремо розглянуті випадки приземних та припіднятих інверсій для оцінки їх впливу на стан атмосферного повітря. Питання впливу приземних інверсій на забруднення повітря міст досліджено меншою мірою. Безуглая Е.Ю. [1, 33] вказує, що сильно розвинуті приземні інверсії є небезпечними передусім для міст, в яких велика кількість низьких джерел забруднення повітря. Спроба дослідження впливу приземних інверсій на рівень забруднення атмосферного повітря в м. Києві була здійснена нами на прикладі чотирьох постів (№ 1, № 2, № 5 та № 20) та двох забруднювальних домішок – двоокису сірки та двоокису азоту (концентрації пилу та окису вуглецю не визначаються в строки 01 та 13 год.). Відразу слід зазначити, що в даному випадку під приземними інверсіями ми розуміємо інверсії з висотою основи до 10 м (включно) [1].

Отримані результати свідчать (табл. 6.6), що наявність приземної інверсії в атмосфері міста не обов'язково призводить до високих рівнів забруднення повітря. Для двоокису сірки повторюваність підвищених концентрацій при приземних інверсіях на більшості ПСЗ є невисокою і коливається в межах 37,3% – 41,1% і лише на ПСЗ № 2 ця величина сягнула 64,4%. Для двоокису азоту повторюваність випадків підвищених концентрацій є дещо вищою і коливається в межах 47,4–50,8%. Повторюваність випадків підвищеного забруднення для двоокису азоту є вищою в середньому на 10% порівняно з двоокисом сірки (за виключенням ПСЗ № 2, де спостерігається протилежна ситуація). Вища повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення двоокисом азоту пояснюється перш за все надходженням даної домішки в атмосферу від автомобільного транспорту (57%), викиди якого належать до низьких холодних джерел, водночас надходження двоокису сірки (78%) пов'язано передусім із викидами високих труб промислових підприємств.

Таблиця 6.6

Повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення у м. Києві при приземних інверсіях температури

Домішка	ПСЗ № 1	ПСЗ № 2	ПСЗ № 5	ПСЗ № 20
SO ₂ ,%	39,2	64,4	41,1	37,3
NO ₂ ,%	47,5	47,4	50,8	48,1

Невисока повторюваність випадків підвищеного забруднення для обох домішок, очевидно, пояснюється тим, що в переважній більшості випадків приземні інверсії, що спостерігалися в Києві протягом 2003–2004 рр. супроводжувалися вітрами середньої швидкості – 2–3 м/с, а не штилем чи швидкістю 1 м/с як це потрібно для формування застійних явищ [18]. З усіх досліджуваних приземних інверсій лише 33% супроводжувалися швидкостями вітру 0–1 м/с. Прикметно, що майже всі приземні інверсії спостерігалися в строк спостереження 00 год., коли надходження забруднювальних речовин в атмосферу міста є значно

меншим, ніж у денні години. В роботі [3] зазначається, що вплив інверсій та безінверсійного стану атмосфери на забруднення повітря добре простежується лише в тих випадках, коли вони спостерігаються протягом всього дня. Протягом 2004 р. у м. Києві не було зафіксовано жодного випадку приземної інверсії, що зберігалася б протягом доби.

Для оцінки впливу припіднятих інверсій на формування рівня забруднення атмосферного повітря м. Києва нами були відібрані температурні інверсії нижнього 500-метрового шару атмосфери (тобто – інверсії з основою від 10 до 500 м). В роботах багатьох авторів [34–36] саме цей діапазон висот основи використовується для дослідження впливу припіднятих інверсій на стан якості атмосферного повітря.

Нами була досліджена повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення атмосферного повітря при наявності інверсій з висотою основи 10–250 м та 251–500 м (табл. 6.7).

Таблиця 6.7

Повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення атмосферного повітря у м. Києві за припіднятих інверсій температури

	Інверсії з основою 10–251 м		Інверсії з основою до 251–500 м	
	SO ₂ , %	NO ₂ , %	SO ₂ , %	NO ₂ , %
Домішки				
ПСЗ № 1	50,00	53,10	50,00	41,70
ПСЗ № 2	49,40	45,70	44,40	36,11
ПСЗ № 5	42,90	70,40	44,40	61,10
ПСЗ № 20	39,40	52,10	63,90	33,30

Як видно з таблиці, повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення досліджуваними домішками при припіднятих інверсій температури є невисокою. Для двоокису азоту підвищені концентрації частіше формуються під впливом інверсій з висотою основи 10–251 м, що, очевидно, пов'язано з надходженням даної домішки переважно від автомобільного транспорту, що належить до низьких холодних джерел.

Повторюваність випадків підвищення рівня забруднення атмосферного повітря двоокисом азоту при інверсіях з висотою основи від 10 до 250 м на 9,3% – 18,8% вища, ніж при інверсіях з основою 251–500 м. Повторюваність підвищених концентрацій двоокису сірки не має чіткої прив'язки до інверсій з певною висотою основи – на ПСЗ № 1 повторюваність випадків підвищеного забруднення є однаковою для обох груп інверсій, на ПСЗ № 2 підвищені рівні забруднення частіше спостерігаються при інверсіях з висотою основи 10–250 м, на ПСЗ № 5 та № 20 – при інверсіях з висотою основи 251– 500 м.

Дослідження впливу інверсій на концентрування ЗР у приземному шарі атмосфери показало, що їх наявність в атмосфері міста не обов'язково призводить до високих рівнів забруднення повітря. Очевидно, відсутність чітко вираженого негативного впливу усіх видів інверсій на стан якості атмосферного повітря міста пов'язано з тим, що дуже рідко трапляються ситуації, коли інверсія спостерігається протягом цілої доби (швидке руйнування інверсій) або супроводжується штилем чи вітром зі швидкістю 1 м/с.

Література до розділу 6:

1. Безуглая Э.Ю. К определению потенциала загрязнения воздуха // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 234. – С. 60–79.
2. Безуглая Э.Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 184 с.
3. Пономаренко И.Н., Огановская Д.К., Глущенко З.И. и др. О метеорологической обусловленности загрязнения воздуха // Труды УкрНИГМИ. – 1979. – Вып. 176. – С. 83–95.
4. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Вплив метеорологічних умов забруднення повітря у промислових містах України // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. –2007. – № 13. – С. 208–216.
5. Безуглая Э.Ю., Берлянд М.Е. Климатологические характеристики условий распространения примесей в атмосфере: справочное пособие. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 328 с.

6. Сонькин Л.Р., Разбегаева Е.А., Терехова К.М. К вопросу о метеорологической обусловленности загрязнения воздуха над городами // Труды ГГО им. А.И. Воейкова. – 1966. – Вып. 185. – С. 44–50.

7. Сонькин Л.Р. Некоторые результаты синоптико-климатологического анализа загрязнения воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 207. – С. 57–64.

8. Сонькин Л.Р. Анализ метеорологических условий опасного загрязнения воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 234. – С. 60–68.

9. Шевченко О.Г. Аналіз ролі метеорологічного потенціалу у формуванні забруднення атмосфери // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Географія. – 2007. – № 54. – С. 44–46.

10. Шевченко О.Г., Сніжко С.І. Аналіз впливу метеорологічного потенціалу на формування рівня забруднення атмосфери // Сучасні проблеми екології: IV Міжнар. конф., 14–17 берез. 2007 р.: тези доп. – Житомир, 2007. – С. 243–245.

11. Руководство по прогнозу загрязнения воздуха. / РД 52.04.306-92 / СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. – 103 с.

12. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Прогнозування рівнів високого забруднення атмосферного повітря у містах України // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. – С. 288–298.

13. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоиздат, 1975. – 448 с.

14. Міщенко З.А., Ляшенко Г.В. Мікрокліматологія: навчальний посібник. – К.: КНТ, 2007. – 336 с.

15. Затула В.И. Метеорологический режим и загрязнение воздуха в больших городах Украины (на примере Киева): дис. ... кандидата геогр. наук: 11.00.09 / Затула Василий Иванович. – К., 1992. – 199 с.

16. Пономаренко И.Н., Щепец О.И., Огановская Д.К. Аэросиноптические условия высоких уровней общего загрязнения воздуха в Киеве // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 154. – С. 89–99.

17. Шевченко О.Г., Сніжко С.І. Вплив напрямку та швидкості вітру на рівень забруднення атмосферного повітря

міста Києва // Український гідрометеорологічний журнал. – 2008. – № 3. С. 33–38.

18. Сонькин Л.Р. Синоптико-статистический анализ и краткосрочный прогноз загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – 223 с.

19. Статистичний щорічник міста Києва за 2006 рік [статистичний довідник]. – К.: Консультант, 2007. – 344 с.

20. Ворончук М.М., Щепец О.И. О влиянии метеорологических факторов на среднегодовой уровень загрязнения атмосферы городов УССР // Труды УкрНИИ Госкомитета. – 1984. – Вып. 209. – С. 24–30.

21. Сонькин Л.Р., Чаликов Д.В. Об обработке и анализе наблюдений за загрязнением воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 207. – С. 51–55.

22. Алексеев В.В., Кокорин А.О., Зайцев С.И. Вымывание загрязняющих веществ из атмосферы // Метеорология и гидрология. – 1988. – № 10. – С. 66–71.

23. Ландсберг Г.Е. Климат города. – Л.: Гидрометеоиздат, 1983. – 248 с.

24. Царев А.М. К вопросу о загрязнении воздуха при туманах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1975. – Вып. 352. – С. 113–118.

25. Гусак Ж.К. Промышленные загрязнения и туман // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 154. – С. 109–115.

26. Бенуж Н.Б. Особенности загрязнения воздуха во Владивостоке при тумане // Труды ДВНИГМИ. – 1987. – Вып. 131. – С. 103–108.

27. Берлянд М.Е., Оникул Р.И., Гернихович Е.Л. и др. О загрязнении атмосферы промышленными выбросами при аномальных условиях стратификации // Метеорология и гидрология. – 1963. – № 8. – С. 3–10.

28. Берлянд М.Е., Генихович Е.Л., Оникул Р.И. О расчете загрязнения атмосферы выбросами из дымовых труб электростанций // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1964. – Вып. 158. – С. 3–21.

29. Сонькин Л.Р., Николаев В.Д. Синоптический анализ и прогноз загрязнения атмосферы // Метеорология и гидрология. – 1993. – № 5. – С. 14–20.

30. Сонькин Л.Р., Матвеева Т.М. Некоторые особенности формирования температурных профилей в нижнем 500-метровом слое над ЕТС // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 207. – С. 133–138.

31. Вельтищева Н.С. Влияние вертикального распределения метеорологических параметров на степень загрязнения нижних слоев атмосферы // Труды Гидрометцентра СССР. – 1977. – Вып. 185. – С. 96–102.

32. Климат Киева / под ред. Л.И. Сакали. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 288 с.

33. Безуглая Э.Ю. Инверсии нижней тропосферы и их влияние на загрязнение воздуха в г. Москве // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 207. – С. 202–207.

34. Раменский Л.А., Черкасова О.Г. Аэроклиматическая характеристика потенциала загрязнения воздуха в районе Кривого Рога // Труды УкрНИГМИ. – 1976. – Вып. 147. – С. 62–67.

35. Берлянд М.Е. Об опасных условиях загрязнения атмосферы промышленными выбросами // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1966. – Вып. 185. – С. 15–26.

36. Коляда О.И. К вопросу исследования загрязнения атмосферного воздуха в Киеве // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1984. – Вып. 202. – С. 109–112.

РОЗДІЛ 7

ПРОГНОЗУВАННЯ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ У М. КИЄВІ

7.1. Обґрунтування використання статистичних моделей для прогнозування забруднення повітря

Для прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря міст як у нашій країні, так і за її межами широко використовуються статистичні методи, зокрема статистичні моделі [1–5]. На теренах колишнього Радянського Союзу найбільшого поширення набула методика, розроблена групою співробітників Головної геофізичної обсерваторії ім. А.І. Воєйкова та Гідрометцентром СРСР під керівництвом Сонькіна Л.Р. ще в 1978 р. та доповнена в 1986 р. [6]. Дана методика досі застосовується для прогнозування рівнів забруднення повітря в Україні, зокрема в УкрНДГМІ [1,7–8] і, на думку, фахівців, які її застосовують, вона дає доволі точні результати у випадку оперативного короткострокового (із завчасністю 24–36 год.) прогнозування рівнів забруднення [8].

Однак при застосуванні даної методики було виявлено ряд труднощів, як методичного характеру, так і зумовлених специфікою та якістю вихідної прогнозної інформації.

Основним методичним недоліком використання цієї схеми є те, що при застосуванні методу множинної регресії для встановлення прогностичного рівняння враховується лише лінійна кореляція між предиктантами та предикторами. Насправді ж, як зазначає визнаний в Україні фахівець з даного питання Кіптенко Є.М. зі співавторами [8], реальні зв'язки мають більш складний характер. Предиктор може включатися у схему множинної лінійної регресії тільки у тому разі, якщо між ним і предиктантом є значуща лінійна кореляція. Ця вимога є суттєвим обмеженням у використанні даної прогностичної схеми. Адже, складанню прогностичної схеми передуює вибір предикторів. Вони мають характеризувати основні метеорологічні чинники, що визначають рівень забруднення повітря в місті.

Предиктори вибираються на основі аналізу матеріалів спостережень у конкретних містах з урахуванням тісноти і реального виду зв'язків між метеорологічними чинниками і концентраціями домішок у повітрі. Предиктор (метеорологічний чинник) може включатися у схему множинної лінійної регресії тільки у тому випадку, якщо між ним і предиктантом (концентрацією забруднювальної домішки) є значуща лінійна кореляція. Проте дослідження, які виконані нами в 6 розділі даної роботи, показали, що встановити такі зв'язки, використовуючи наявну вихідну (недостатньо якісну) прогностичну інформацію, вдається досить рідко.

Навіть розробник даної схеми прогнозу Сонькін Л.Р. [6, 9–11] зазначав, що виявлення впливу метеорологічних чинників на розподіл шкідливих домішок у містах ускладнюється розвитком місцевої циркуляції атмосфери, характером викидів шкідливих домішок, місцевими особливостями та ін. Підтверджує існування такої проблеми і Кіптенко Є.М. [8], яка, скажімо, у випадку врахування такого надзвичайно важливого предиктора як вітер, зазначає, що вплив його напрямку на формування забруднення часто не простежується, коли джерела розосереджені рівномірно по території міста.

Такі ж переважно негативні результати щодо наявності зв'язку між предикторами та предиктантами отримані нами (розділ 6) і щодо вітру, і щодо інших метеорологічних чинників.

Спробі застосування прогностної схеми Сонькіна Л.Р. перешкоджає також відсутність репрезентативної метеорологічної інформації в межах всього міста. Відомо, що в Києві, площа якого вже сягнула 800 км², лише в одному пункті контролю забруднення атмосфери (ПСЗ № 5, просп. Науки) проводяться спостереження за всіма метеорологічними величинами та атмосферними явищами, результати яких необхідні для врахування впливу метеорологічних чинників на рівень забруднення атмосфери у схемі Сонькіна Л.Р. З огляду на складний рельєф міста та його сучасну забудову, яка спотворила природну схему місцевої циркуляції приземного шару атмосфери, використання метеорологічної інформації, отриманої на просп. Науки, для прогнозування рівня забруднення повітря в інших районах міста, зокрема таких як

Харківський масив, або Троєщина, видається нам науково необґрунтованим. Тому для прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря у м. Києві слід підбирати таку прогностичну модель, яка б враховувала вплив метеорологічних факторів опосередковано, тобто через статистичні характеристики часової мінливості безпосередньо виміряних концентрацій забруднювальних домішок у різних районах міста.

Відомо, що величина концентрації забруднювальної речовини в атмосферному повітрі формується під впливом одночасної дії цілого комплексу чинників, мінливість впливу яких у часі формує часову мінливість рядів спостережень. Ця мінливість виявляється у часовому ході концентрацій забруднювальних речовин. Враховуючи, що метеорологічні чинники, які впливають на формування рівня забруднення мають певну періодичність, яка проявляється, наприклад, у чітко вираженому добовому ході температури повітря, можна з впевненістю заявити, що ця періодичність може проявитися і в часовому ході концентрацій забруднювальних речовин.

Теорія часових рядів підтверджує факт, що гідрометеорологічні ряди є результатом накладання дії різних процесів, що відбуваються в навколишньому середовищі [12]. Ця ж теорія пропонує нам кілька методичних підходів до аналізу їх часової структури.

Проаналізувавши класичний набір статистичних методів для аналізу часових рядів ми зупинилися на спектральному аналізі. Саме цей метод дає можливість розкласти вихідний ряд спостережень за вмістом забруднювальних домішок в атмосферному повітрі на декілька рядів періодичних і неперіодичних коливань. Відокремлення періодичних коливань від неперіодичних, а також аналіз кожного з цих коливань дозволяє зрозуміти фізичні передумови їх появи, встановити закономірності часового ходу кожного з цих коливань, апроксимувати їх системою рівнянь, побудувати ряди Фур'є, описати за їх допомогою часовий хід досліджуваної величини (концентрації забруднювальних речовин) та здійснити прогноз.

Використання спектрального аналізу дає змогу підібрати тригонометричне рівняння будь-якої складності для

апроксимації добового ходу концентрацій забруднювальної речовини. Інакше кажучи, можна досить точно описати фактичний добовий хід теоретичною кривою. Її точність в кожному конкретному випадку буде залежати від кількості значимих спектрів та їх внеску у формування часового ходу досліджуваної величини. Прогностичне рівняння враховує середній рівень концентрації забруднювальної речовини в повітрі протягом базового періоду, використаного для прогнозу (одна доба) та оцінює екстремальні значення рядів та тривалості характерних періодів підвищення або зниження концентрацій, які визначаються періодичністю спектральних складових розрахункового рівняння.

Успіх використання цього методу для короткострокового (оперативного) прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря на 24–36 год. зумовлений інерційністю процесів забруднення атмосфери. Адже, забруднення повітря в місті в день x_n в значній мірі залежить від його значення в попередній день x_{n-1} . Це підтвердили дослідження Сонькіна Л.Р. [6, 13], Безуглої Е.Ю. [14], Берлянда М.Є. [15], а також Кіптенко Є.М. і Козленко Т.В. [8]. Сонькіним Л.Р. з колегами [9–10, 16–17] було встановлено, що при застоях повітря ситуація із забрудненням повторюється наступного дня із ймовірністю 95%, а в загальних ситуаціях – із ймовірністю 92%. Коефіцієнт кореляції між значеннями концентрацій забруднювальних речовин в сусідні дні складає 0,6–0,7. При цьому тіснота зв'язків між показниками забруднення повітря в різні періоди знижується зі збільшенням проміжку часу між цими періодами. Тому й тривалість прогностичного періоду за короткострокового прогнозування не повинна перевищувати одну добу, в кращому випадку 36 год.

Дія інерційного фактора доволі сильно залежить від метеорологічної інерції, що означає тенденцію до збереження атмосферних процесів, які визначають рівень концентрацій. Деякі з метеорологічних чинників, що впливають на концентрації домішок у повітрі, можуть бути невідомі, і при обліку сталого рівня забруднення повітря вони враховуються до певної міри автоматично. Істотну роль може відігравати також інерція самого рівня забруднення повітря, що визначається цілою низкою чинників.

7.2. Короткий опис методу спектрального аналізу

Спектральний аналіз використовується для розкладу часових рядів з циклічними компонентами на декілька основних синусоїдальних функцій з певною довжиною хвилі.

Спектр часового ряду – це набір різних коливань з різними частотами, які формують дисперсію даного конкретного ряду спостережень. Спектральний аналіз дає змогу не тільки виділити коливання різних частот, а ще й ранжувати їх за внеском у формування дисперсії та створити спектральну модель досліджуваного ряду на основі домінуючих компонентів [18].

За теоремою Фур'є, будь-яку функцію можна представити як нескінченний ряд функцій синусів та косинусів. Такий ряд називається рядом Фур'є, а метод знаходження функції – аналізом Фур'є. Якщо в заданому інтервалі існує кінцеве число точок, то всі спостереження можуть бути представлені у вигляді кінцевого числа синусів і косинусів, а знаходження кінцевої суми із синусами та косинусами називається гармонічним аналізом.

Розкладемо якусь метеорологічну величину за системою синусів та косинусів. Розбиття ведеться аналогічно для обох функцій. Тому зробимо окремо аналіз для синуса (косинус буде розкладатися аналогічно). Нехай функція $f(x)$ змінної x називається періодичною, якщо існує деяке число T , що не дорівнює 0, і для будь-якого значення x виконується рівність $f(x + T) = f(x)$. Таким чином, $y = \sin x$. Ми отримуємо синусоїду, далі нас цікавлять її зміни для різних часових інтервалів, або періодів. Як відомо, зміна періоду задається змінами частоти – чим вища частота коливань, тим меншим є їхній період. Частота визначається як ω , $y = \sin \omega x$. Щоб змінити період, необхідно помножити нашу частоту на певне число. Якщо ми вводимо коефіцієнт при частоті, то можна виділити гармоніки – коливання, які визначаються різними частотами, отже, мають різний період. Тобто гілка синусоїди з коефіцієнтом 1 при частоті буде першою гармонікою, 2 – другою і т. д. Враховуючи те, що змінюючи частоту, ми впливаємо на період (який збільшується зі зменшенням

частоти), перша або основна гармоніка має період, що за довжиною дорівнює всьому досліджуваному періоду. Друга гармоніка має період, що дорівнює половині основного, третя – період, що дорівнює третині основного, і так до останньої гармоніки. В загальному випадку, якщо число спостережень дорівнює N , то число гармонік буде $N/2$. Проте не слід розраховувати одразу всю вказану кількість гармонік: період останніх гармонік є настільки малим, що вони практично не відрізняються від шуму і не дають значимих результатів. Найчастіше для визначення періодичних коливань метеорологічних величин достатньо однієї—двох, максимум – трьох гармонік. Проте змінювати період шляхом збільшення коефіцієнта при частоті не дуже зручно. Тому варто пронормувати частоти за гармоніками і виділити певну частоту деякої гармоніки:

$$\omega_i = \frac{2\pi}{T_i} \quad (7.1)$$

T_i – період гармоніки:

$$T_i = \frac{T}{i} \quad (7.2)$$

i – відповідна гармоніка

За розмах коливань відповідає коефіцієнт при синусові, який у фізичному сенсі характеризує амплітуду. Таким чином, коливання нашої періодичної функції, розкладеної в синусоїдальне коливання для якоїсь гармоніки, задається формулою:

$$y = a \sin \omega_i x \quad (7.3)$$

Те ж саме отримаємо і для косинуса.

Позитивним моментом гармонічного аналізу є те, що кожен гармоніку можна розглядати як незалежний об'єкт і пояснювати різні гармоніки різними фізичними чинниками.

Операція, обернена створенню складних періодичних функцій, тобто процес розбиття складної періодичної функції на

простіші гармонічні складові, має назву гармонічного аналізу. Розіб'ємо наш метеорологічний параметр за наведеним зразком на синуси та косинуси для всіх виділених гармонік:

$$X = \bar{X} + \alpha_1 \sin(\omega_1 t) + b_1 \cos(\omega_1 t) + \alpha_2 \sin(\omega_2 t) + b_2 \cos(\omega_2 t) + \dots \quad (7.4)$$

де X – наш метеорологічний параметр, що змінюється в часі, \bar{X} – деяке середнє значення, навколо якого відбувається коливання (при побудові ряду від нього відраховуються амплітуди гармонік). Амплітуди гармонік є відносними щодо середнього. Середнє визначає загальний рівень синусоїди відносно вісі Y , іноді при побудові ряду Фур'є замінюється константою, отриманою з регресійної моделі. Додамо наші гармоніки:

$$X = \bar{X} + \sum_{i=1}^{i=\frac{N}{2}} [\alpha_i \sin(\omega_i t) + b_i \cos(\omega_i t)] \quad (7.5)$$

t – час, ω_i – період кожної гармоніки.

Це і є найбільш загальний вигляд ряду Фур'є. Часова сума – це середнє та сума всіх $N/2$ гармонік.

Задача підгонки функцій синусів і косинусів різної довжини до даних вирішується за допомогою множинної лінійної регресії. Коефіцієнти a_k при синусах і коефіцієнти b_k при косинусах – це коефіцієнти, що характеризують кореляцію відповідних функцій з емпіричними даними.

Кількість синусів і косинусів не може бути більшою за число членів ряду: якщо n – кількість даних, то буде $n/2+1$ функцій косинусів і $n/2-1$ функцій синусів [12, 19–20].

7.3. Прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря у м. Києві на основі спектрального аналізу

Для апробації запропонованої методики прогнозування використано дані спостережень вибірових автоматизованих постів спостереження за забрудненням атмосферного повітря за 2007 р., а саме – ПСЗ № 3 (вул. Попудренка, 50, неподалік

від ст. м. Чернігівська), ПСЗ № 6 (пл. Перемоги), ПСЗ № 7 (Бесарабська пл.) та ПСЗ № 20 (Московська пл.).

Дані цих станцій характеризуються малою дискретністю (часові інтервали між вимірюваннями складають 20 хв.), що дає змогу з найменшою похибкою відновити часовий хід концентрацій усіх основних забруднювальних домішок та апроксимувати цей хід спектральними рядами Фур'є з наступним виконанням прогнозу.

Розрахунок спектральних характеристик рядів здійснювався з використанням статистичного пакету програм "STATISTICA 6.0". Виконання прогнозу та його перевірка, оцінка точності, графічні побудови здійснювалось на основі програми складеної в середовищі "Microsoft Excel".

Отже, базуючись на двох чітко встановлених закономірностях процесу формування рівня забруднення атмосферного повітря (типовий характер добового ходу концентрацій та інерційність рівня забруднення) в якості базового прогнозного періоду необхідно брати період тривалістю одна доба (24-годинний період перед наступним 24-годинним прогнозним періодом). Кожен такий базовий період характеризується статистичною вибіркою величин концентрацій забруднювальної речовини об'ємом 72 одиниці (виміри здійснюються кожні 20 хв.).

Для кожного ПСЗ по кожній із досліджуваних речовин було сформовано статистичні вибірки для проведення наступного спектрального аналізу. Розрахунок спектрів часових рядів здійснювався за допомогою програми "STATISTICA 6.0": модуль "Advanced Linear/Notlinear Models" та підмодуль "Time series/Forecasting" з функцією "Spectral (Fourier) Analysis" [21].

У процесі розрахунку в автоматичному режимі виконувалось приведення нестационарного статистичного ряду до стаціонарного шляхом вилучення часового лінійного тренду. Ця процедура забезпечує стаціонарність вихідного ряду по відношенню до його середнього арифметичного значення.

Далі здійснюється розкладання вихідного ряду на компоненти (спектри), від накладання яких утворюється добовий хід даної забруднювальної речовини. Ці компоненти є набором синусоподібних функцій з певною довжиною хвиль. В

табл.7.1 для прикладу представлені результати спектрального аналізу даних базового прогнозного періоду для СО (ПСЗ № 3 27.07.2007 р.). Як видно з таблиці, в цьому окремому випадку виявлено, що добовий хід окису вуглецю формується в результаті накладання 36 спектрів, кожен з яких зумовлений тими чи іншими чинниками і характеризується певною конкретною частотою і періодом.

Потім слід визначити, які з виявлених спектрів є статистично значимими. Для цього розраховується спектральна щільність кожного із виділених спектрів та пошук спектрів з найбільшими значеннями щільності за допомогою так званого "вікна Хеммінга" [21]. Ці опції є автоматичними в програмі. Значимі спектри виділяються в результуючій таблиці значеннями спектральної щільності червоного кольору (в табл. 7.1 вони виділені жирним шрифтом). Для відбору значимих спектрів можна використовувати також різного виду періодограми. Так, на рис. 7.1 представлена періодограма для випадку, що розглядається, характеризує зв'язок періодичності спектрів з їх спектральною щільністю.

Таблиця 7.1.

Приклад отримання результатів спектрального аналізу даних базового передпрогнозного періоду для концентрацій СО (ПСЗ № 3, 27.07.2007 р.)

№ спектра	Частота	Період	Коефіцієнт b (cos)	Коефіцієнт a (sin)	Значення періодо-грами	Спектральна щільність
1	0,0138	72,0	0,2672	0,2029	4,0535	2,8370
2	0,0277	36,0	0,2416	-0,2009	3,5554	2,7619
3	0,0416	24,0	0,1361	-0,0367	0,7154	1,5011
4	0,0555	18,0	0,0170	-0,1385	0,7013	0,6921
5	0,0694	14,4	0,0351	-0,0844	0,3011	0,3790
6	0,08333	12,0	-0,0116	-0,0725	0,1943	0,2063
7	0,09722	10,2	0,0121	-0,0478	0,0877	0,1076

№ спектра	Частота	Період	Коефіцієнт b (cos)	Коефіцієнт a (sin)	Значення періодо-грамми	Спектральна щільність
8	0,1111111	9,0	-0,0024	-0,025196	0,0230	0,0744
9	0,12500	8,0	0,0148	-0,062394	0,1480	0,0806
10	0,13888	7,2	-0,0042	-0,017521	0,0116	0,0664
11	0,15277	6,5	0,0051	-0,048538	0,0857	0,0763
12	0,166667	6,0	0,0033	-0,055903	0,112891	0,0937
13	0,180556	5,5	-0,018331	-0,042766	0,0779	0,0925
14	0,194444	5,1	-0,018726	-0,048868	0,0985	0,0931
15	0,208333	4,8	-0,038781	-0,037263	0,1041	0,0826
16	0,222222	4,5	-0,027011	-0,013726	0,033047	0,055443
17	0,236111	4,2	-0,026086	-0,024390	0,045913	0,039648
18	0,250000	4,0	-0,021164	-0,018109	0,027931	0,030141
19	0,263889	3,8	-0,023716	-0,002666	0,020505	0,022140
20	0,277778	3,6	-0,017177	-0,008877	0,013459	0,021500
21	0,291667	3,4	-0,029128	-0,014710	0,038333	0,023610
22	0,305556	3,3	-0,015531	0,000490	0,008692	0,016797
23	0,319444	3,1	-0,017703	-0,004084	0,011883	0,011330
24	0,333333	3,0	-0,015886	-0,002116	0,009247	0,009687
25	0,347222	2,9	-0,016043	-0,000059	0,009266	0,008178
26	0,361111	2,8	-0,006040	-0,008958	0,004202	0,007564
27	0,375000	2,7	-0,015455	-0,007288	0,010511	0,010457
28	0,388889	2,6	-0,014620	-0,015676	0,016541	0,013568
29	0,402778	2,5	-0,016044	-0,008908	0,012124	0,014785
30	0,416667	2,4	-0,019837	-0,007399	0,016137	0,018772
31	0,430556	2,3	-0,0281	-0,008743	0,031326	0,022303
32	0,444444	2,25	-0,0195	0,002959	0,014069	0,018705
33	0,458333	2,2	-0,0211	0,004483	0,016891	0,013906
34	0,472222	2,1	-0,0125	0,004213	0,006275	0,009888
35	0,486111	2,0	-0,0158	0,003841	0,009583	0,008104
36	0,500000	2,0	-0,0125	0,000000	0,005673	0,007601

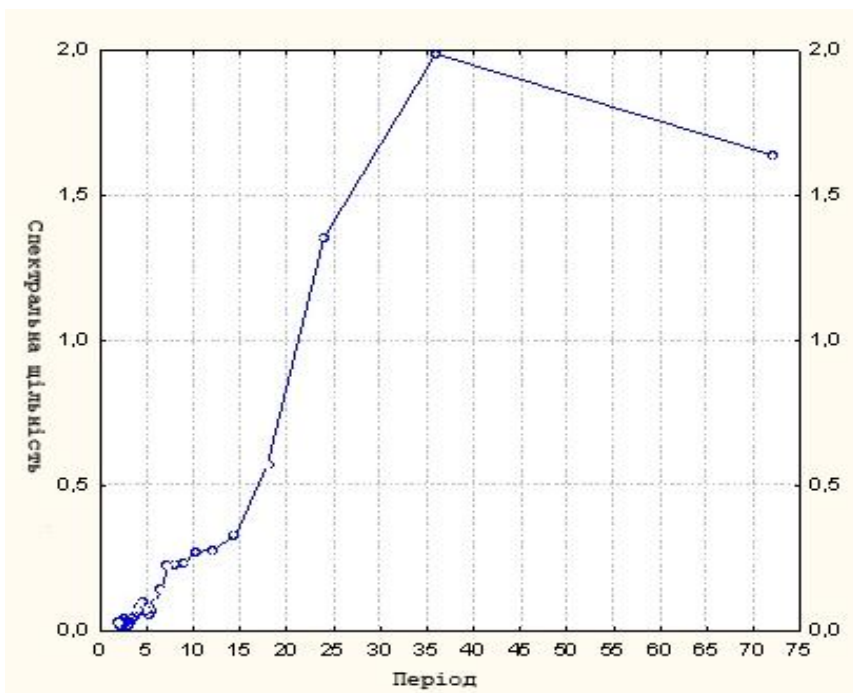


Рис. 7.1. Приклад періодограми спектрального аналізу для визначення статистично значимих спектрів добового ходу концентрацій СО (ПСЗ № 3 27.07.2007 р.).

Як видно, в цьому випадку добовий хід концентрацій СО описується трьома значимими спектрами (ранжованими за значеннями спектральної щільності): півдобовим (12 год. відповідає значенню 36,0 у таблиці), добовим (24 год.) та 8-годинним. Це означає, що саме ці спектри, сформовані провідними факторами формування добового ходу забруднення атмосферного повітря (добовий хід метеорологічних чинників та інтенсивності надходження забруднювальних речовин) в сукупності найточніше описують добовий хід досліджуваної речовини і можуть бути використані для складання прогностичної спектральної моделі.

Таким самим чином, були виконані розрахунки і для усіх інших випадків, взятих для апробації методики статистичного

прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря, їхні результати представлені в табл. 7.2.

Дані таблиці свідчать про практично однакову циклічність в добовому ході усіх розглянутих забруднювальних домішок. Значимими спектрами є спектри з періодом 24, 12 та 8 год. Лише для випадку окису вуглецю на ПСЗ № 7 (Бесарабська пл.) знайдено четвертий статистично значимий спектр з періодом 4 год. Це може свідчити лише про більш складний характер формування добового ходу, зумовлений впливом якогось додаткового фактора, можливо, специфікою циклічності транспортних потоків у цьому місці і, відповідно, специфікою циклів емісії забруднювальних речовин від пересувних джерел.

Таблиця 7.2.

Результати розрахунків спектральних характеристик добового ходу концентрацій забруднювальних речовин, виміряних на ПСЗ у різних районах м. Києва

ЗР	Періодичність, годин	Коефіцієнт b (cos)	Коефіцієнт a (sin)	Спектральна щільність
ПСЗ № 7				
CO	24	-0,06517	0,003299	0,460546
	12	0,149652	-0,14417	0,819949
	8	-0,027	0,092302	0,602853
	4	-0,05511	0,06146	0,362575
SO ₂	24	-0,000684	0,000943	0,000026
	12	-0,000294	-0,000220	0,000020
	8	0,000040	-0,000783	0,000017
NO	24	-0,001093	0,000999	0,000220
	12	0,001957	-0,004120	0,000375
	8	-0,000357	0,001024	0,000279
NO ₂	24	0,001234	0,004839	0,001754
	12	0,006366	-0,010242	0,002973
	8	0,005533	0,003910	0,002188

ЗР	Періодичність, годин	Коефіцієнт b (cos)	Коефіцієнт a (sin)	Спектральна щільність
ПСЗ № 3				
CO	24	0,267247	0,202922	2,837055
	12	0,241650	-0,200918	2,761984
	8	0,136111	-0,036721	1,501146
SO ₂	24	0,014861	0,008491	0,007486
	12	-0,014270	-0,004878	0,009114
	8	0,000953	-0,018203	0,007920
NO	24	0,000465	-0,000918	0,000029
	12	-0,000297	0,000891	0,000049
	8	-0,000832	0,001195	0,000091
NO ₂	24	0,001904	0,001460	0,000134
	12	0,001205	-0,001537	0,000116
	8	0,000515	-0,000434	0,000053
ПСЗ № 6				
CO	24	0,005028	-0,015275	0,013667
	12	0,016371	0,027634	0,020828
	8	-0,011965	0,005638	0,015481
SO ₂	72	0,000802	0,001239	0,000154
	36	0,001943	-0,002775	0,000323
	24	0,001664	0,003245	0,000352
ПСЗ № 20				
CO	24	0,343471	0,169446	2,970829
	12	0,197070	-0,197628	2,442739
	8	0,092411	-0,078385	1,092873
SO ₂	24	0,005132	0,004813	0,000929
	12	0,002060	-0,003173	0,000810
	8	0,004185	-0,002491	0,000645
NO	24	0,026144	0,016548	0,020427
	12	0,022380	-0,010918	0,018670
	8	0,009828	-0,011215	0,010426
NO ₂	24	0,041720	0,014211	0,035635
	12	0,010006	-0,021692	0,025142
	8	-0,008967	-0,008954	0,009244

Результати розрахунків із таблиці використані нами для побудови прогнозних спектральних моделей (рядів Фур'є) відповідно до основного рівняння спектрального аналізу 7.4. Отримані моделі представлені в табл. 7.3.

Таблиця 7.3.

Прогнозні моделі (ряди Фур'є) для короткострокового прогнозу концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі

ПСЗ	ЗР	Рівняння
ПСЗ № 3	CO	$X=1,9+0,2029 \times \sin(0,2617 \times t)+0,2673 \times \cos(0,2617 \times t)+$ $+(-0,2009) \times \sin(0,523 \times t)+0,2417 \times \cos(0,523 \times t)+$ $+(-0,0367) \times \sin(0,785 \times t)+0,1361 \times \cos(0,785 \times t)$
	SO ₂	$X=0,0378+0,0085 \times \sin(0,785 \times t)+0,0149 \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,0049) \times \sin(1,57 \times t)+(-0,0143) \times \cos(1,57 \times t)+$ $+(-0,0182) \times \sin(2,355 \times t)+0,00095 \times \cos(2,355 \times t)$
	NO	$X=0,021+0,0009 \times \sin(0,785 \times t)+0,00047 \times \cos(0,785 \times t)+0,00089 \times \sin(1,57 \times t)+$ $+(-0,0003) \times \cos(1,57 \times t)+0,001195 \times \sin(2,355 \times t)+$ $+(-0,00083) \times \cos(2,355 \times t)$
	NO ₂	$X=0,0154+0,0015 \times \sin(0,785 \times t)+0,0019 \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,0015) \times \sin(1,57 \times t)+0,0012 \times \cos(1,57 \times t)+$ $+(-0,0004) \times \sin(2,355 \times t)+0,0005 \times \cos(2,355 \times t)$
ПСЗ № 6	CO	$X=1,168+(-0,0153) \times \sin(0,785 \times t)+0,005 \times \cos(0,785 \times t)+$ $+0,0276 \times \sin(1,57 \times t)+0,0164 \times \cos(1,57 \times t)+0,0056 \times \sin(2,355 \times t)+$ $+(-0,01197) \times \cos(2,355 \times t)$
	SO ₂	$X=0,0071+0,00124 \times \sin(0,2617 \times t)+0,0008 \times \cos(0,2617 \times t)+$ $+(-0,0028) \times \sin(0,523 \times t)+0,0019 \times \cos(0,523 \times t)+$ $+0,0033 \times \sin(0,785 \times t)+0,0017 \times \cos(0,785 \times t)$
ПСЗ № 7	CO	$X=2,101+0,0033 \times \sin(0,785 \times t)+(-0,0652) \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,1442) \times \sin(1,57 \times t)+0,1497 \times \cos(1,57 \times t)+0,0923 \times \sin(2,355 \times t)+$ $+(-0,027) \times \cos(2,355 \times t)$
	SO ₂	$X=0,0035+0,0009 \times \sin(0,785 \times t)+(-0,00068) \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,00022) \times \sin(1,57 \times t)+(-0,00029) \times \cos(1,57 \times t)+$ $+(-0,00078) \times \sin(2,355 \times t)+0,00004 \times \cos(2,355 \times t)$
	NO	$X=0,0169+0,000999 \times \sin(0,785 \times t)+(-0,0011) \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,041) \times \sin(1,57 \times t)+0,00196 \times \cos(1,57 \times t)+0,0010 \times \sin(2,355 \times t)+$ $+(-0,000357) \times \cos(2,355 \times t)$
	NO ₂	$X=0,054+0,0048 \times \sin(0,785 \times t)+0,0012 \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,0102) \times \sin(1,57 \times t)+0,0064 \times \cos(1,57 \times t)+0,0039 \times \sin(2,355 \times t)+$ $+0,0055 \times \cos(2,355 \times t)$

ПСЗ	ЗР	Рівняння
ПСЗ № 20	CO	$X=1,87+0,1695 \times \sin(0,785 \times t)+0,3435 \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,1976) \times \sin(1,57 \times t)+0,1971 \times \cos(1,57 \times t)+$ $+0,078 \times \sin(2,355 \times t)+0,0924 \times \cos(2,355 \times t)$
	SO ₂	$X=0,0134+0,0048 \times \sin(0,2855 \times t)+0,0051 \times \cos(0,2855 \times t)+$ $+(-0,0032) \times \sin(0,571 \times t)+0,0021 \times \cos(0,571 \times t)+$ $+(-0,0025) \times \sin(0,857 \times t)+0,0042 \times \cos(0,857 \times t)$
	NO	$X=0,068+0,0166 \times \sin(0,785 \times t)+0,0261 \times \cos(0,785 \times t)+$ $+(-0,0109) \times \sin(1,57 \times t)+0,0224 \times \cos(1,57 \times t)+$ $+(-0,0112) \times \sin(2,355 \times t)+0,0098 \times \cos(2,355 \times t)$
	NO ₂	$X=0,0898+0,0142 \times \sin(0,286 \times t)+0,042 \times \cos(0,286 \times t)+$ $+(-0,022) \times \sin(0,571 \times t)+0,01 \times \cos(0,571 \times t)+$ $+(-0,00895) \times \sin(0,857 \times t)+(-0,00897) \times \cos(0,857 \times t)$

Для використання даних спектральних моделей з метою короткострокового прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря у м. Києві на період 24–36 год було складено програму розрахунку в середовищі "Microsoft Excel", яка дозволяє швидко розрахувати прогнозне значення концентрації ЗР з будь-якою завчасністю в межах рекомендованого прогнозного періоду та здійснити порівняння фактичних та прогнозних даних.

На рисунках 7.2–7.3 представлено (для прикладу) деякі результати прогнозу для окремих ЗР в порівнянні з фактичними даними.

Аналізуючи результати оцінки точності короткострокового прогнозу (табл. 7.4), виконаного на основі спектральних моделей, зазначимо, що за виключенням випадку SO₂ вони є абсолютно задовільними і близькими до інструментальних похибок визначення цих речовин. Величина похибки прогнозу набагато нижча, ніж величина середньої квадратичної помилки визначення середніх концентрації ЗР, яка зумовлена чітко вираженою асиметричністю розподілу концентрацій досліджених ЗР.

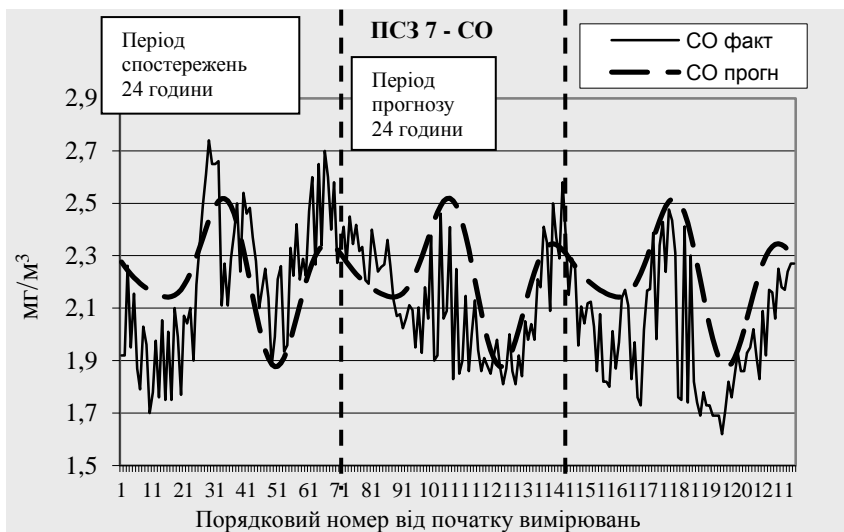
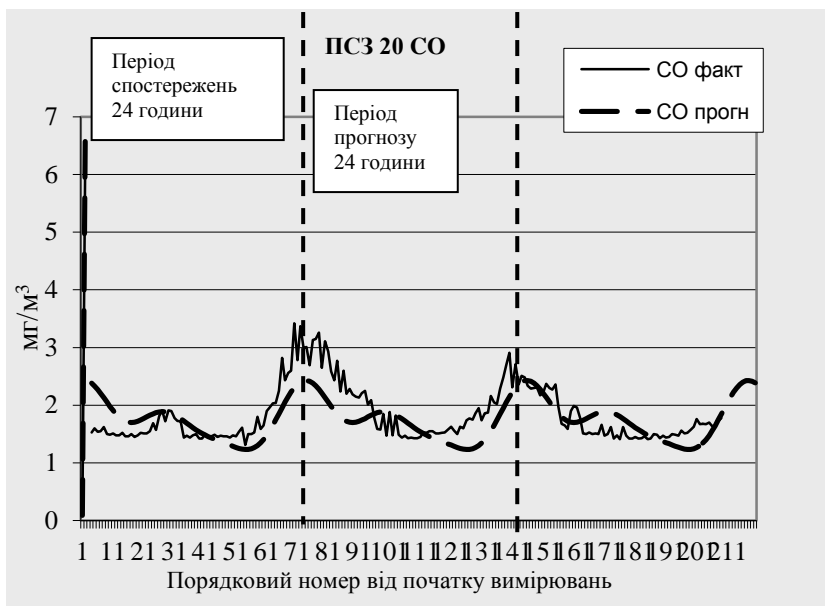


Рис. 7.2. Порівняння прогнозних концентрацій забруднювальних домішок з фактичними даними (ПСЗ № 20 – СО, ПСЗ № 7 – СО)

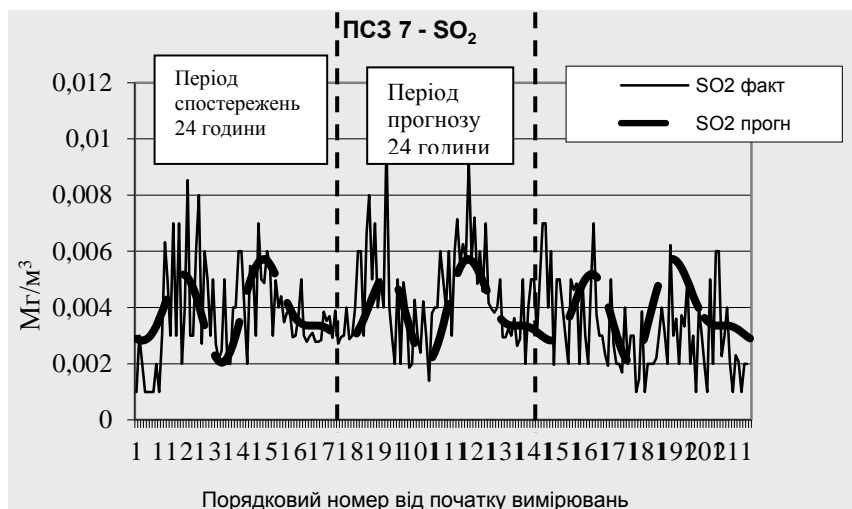
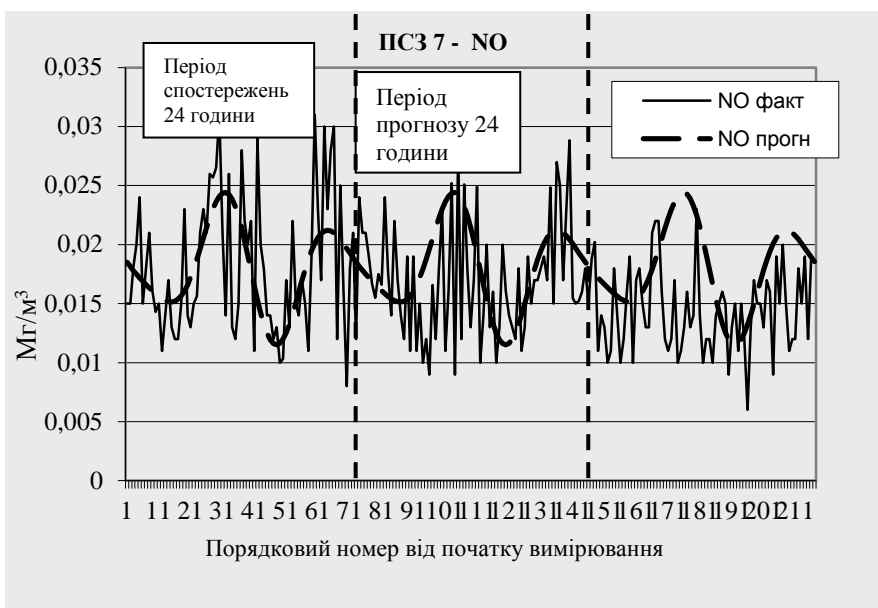


Рис. 7.3. Порівняння прогнозних концентрацій забруднювальних домішок з фактичними даними (ПСЗ № 7 – NO, ПСЗ № 7 – SO₂)

Таблиця 7.4.

Оцінка точності короткострокового прогнозу, виконаного на основі спектральних моделей добового ходу концентрацій забруднювальних речовин

ПСЗ	Забруднювальні речовини	Прогноз на 24 години		Прогноз на 36 годин	
		Середня абсолютна похибка	Середня відносна похибка	Середня абсолютна похибка	Середня відносна похибка
№ 7	Окис вуглецю	0,2556	11,43%	0,2515	11,55%
	Двоокис сірки	0,0013	46,95%	0,0014	44,30%
	Окис азоту	0,0039	23,51%	0,0042	27,49%
	Двоокис азоту	0,0120	20,95%	0,0129	22,26%
№ 20	Окис вуглецю	0,3933	19,90%	0,4627	21,68%
	Двоокис сірки	0,0085	207,61%	0,0090	182,60%
	Окис азоту	0,0390	54,05%	0,0496	56,83%
	Двоокис азоту	0,0451	58,59%	0,0409	50,04%
№ 3	Окис вуглецю	0,4441	25,36%	0,5847	28,21%
	Двоокис сірки	0,0267	94,46%	0,0298	138,97%
	Окис азоту	0,0038	19,44%	0,0052	36,88%
	Двоокис азоту	0,0037	25,97%	0,0037	24,51%
№ 6	Окис вуглецю	0,0265	2,24%	0,0345	2,91%
	Двоокис сірки	0,0053	96,68%	0,0054	84,43%

Щодо SO_2 , зауважимо, що спектр добового ходу цієї сполуки є набагато складнішим, ніж для інших ЗР. Очевидно, це пов'язано з режимом дії джерел її викидів, відмінних від лінійних джерел забруднення (автотранспорт). Про це свідчить і відсутність кореляційного зв'язку між концентраціями SO_2 та іншими ЗР у повітрі міста (табл. 7.5).

Під час формування добового ходу SO_2 відбувається накладання впливів (концентрацій, спектрів) одночасно декількох джерел викидів, як правило, висотних. Дослідження літературних джерел (розділ 1) показало, що основним джерелом надходження SO_2 є великі підприємства паливно-енергетичного комплексу (ТЕЦ, тощо). Їх вплив нівелює динаміку викидів SO_2 від пересувних джерел забруднення.

Особливо це помітно для ПСЗ № 20 (Московська пл.), де одночасний вплив багатьох джерел забруднення ускладнив спектр добового ходу SO_2 і погіршив точність підгонки спектральної моделі до реального режиму забруднення повітря даною ЗР в цьому місці.

Таблиця 7.5.

Результати кореляційного аналізу концентрацій різних ЗР
у повітрі міста

ЗР	CO	SO ₂	NO	NO ₂
CO	1,00	0,14	0,57*	0,69*
SO ₂	0,14	1,00	0,08	0,15
NO	0,57*	0,08	1,00	0,45
NO ₂	0,69*	0,15	0,45*	1,00

* – наявність статистично значимого кореляційного зв'язку (визначено за критерієм Фішера при рівні значимості 0,05).

Література до розділу 7:

1. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Прогнозування рівнів високого забруднення атмосферного повітря у містах України // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. – С. 288–298.

2. Звягинцев А.М., Кузнецова И.Н., Шалыгина И.Ю. Статистические методы прогноза максимальных суточных концентраций приземного озона в Москве // Гидрометцентр России, методический кабинет [электронный ресурс] – режим доступа: // <http://method.hydromet.ru/methods/ozon/ozon.html> – назва з екрану.

3. Проведение производственных (оперативных) испытаний новых и усовершенствованных методов гидрометеорологических и гелиофизических прогнозов. / РД 52.27.284-91. МУ / – М.: Госкомгидромет, 1991. – 150 с.

4. Шалыгина И.Ю., Кузнецова И.Н., Нахаев М.И. и др. О прогнозировании приземного озона в большом городе (на примере Москвы) // Оптика атмосферы и океана. – 2007. – Т. 20. – № 7. – С. 651–658.

5. Clark T.L., Karl T.R. Application of prognostic

meteorological variables to forecasts of daily maximum one-hour ozone concentrations in the northeastern United States // J. Appl. Meteorol. – 1982. – V.21. – № 11. – P. 1662–1671.

6. Сонькин Л.Р. Синоптико-статистический анализ и краткосрочный прогноз загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 223 с.

7. Коршенко Ф.В. Статистический прогноз состояния загрязнения атмосферы // Труды УкрНИИ Госкомгидромета. – 1987. – Вып. 224. – С. 41–44.

8. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Вплив метеорологічних умов забруднення повітря у промислових містах України // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – № 13. – С. 208–216.

9. Сонькин Л.Р., Николаев В.Д. Синоптический анализ и прогноз загрязнения атмосферы // Метеорология и гидрология. – 1993. – № 5. – С. 14–20.

10. Сонькин Л.Р. Вопросы прогнозирования фоновое загрязнение воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1974. – Вып. 314. – С. 42–51

11. Сонькин Л.Р. Прогнозирование высоких уровней загрязнения воздуха в городах и промышленных регионах // Современные исследования Главной Геофизической обсерватории. – 2001. – Т.2. – С. 195–204.

12. Школьный Є.П., Лоева І.Д., Гончарова Л.Д. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації: підручник. – Одеса: Одеський гідрометеорологічний ін-т., 1999. – 469 с.

13. Сонькин Л.Р. Некоторые возможности прогноза содержания примесей в городском воздухе // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 234. – С. 121–126.

14. Безуглая Э.Ю. Мониторинг состояния загрязнений атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 200 с.

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

16. Сонькин Л.Р., Разбегаева Е.А., Терехова К.М. К вопросу о метеорологической обусловленности загрязнения воздуха над городами // Труды ГГО им. А.И. Воейкова. – 1966. – Вып. 185. – С. 44–50.

17. Сонькин Л.Р. Некоторые результаты синоптико-климатологического анализа загрязнения воздуха в городах // Труды ГГО имени А.И. Воейкова. – 1968. – Вып. 207. – С. 57–64.

18. Груза Г.В., Ранькова Э.Я. Эмпирико-статистический анализ структуры и изменений наблюдаемого климата // Труды ВНИИГМИ-МЦД. – 1980. – Вып. 68. – С. 3–22.

19. Исаев А.А. Статистика в метеорологии и климатологии. – М.: Издательство МГУ, 1988. – 236 с.

20. Пановский Г.А., Брайер Г.В. Статистические методы в метеорологии. – Л.: Гидрометиздат, 1972. – 321 с.

21. Боровиков В.П., Ивченко Г.И. Прогнозирование в системе STATISTICA в среде WINDOWS. Основы теории и интенсивная практика на компьютере : учебн. пособие. – М.: Финансы и статистика, 2000. – 384 с.

ВИСНОВКИ

1. Встановлено, що в динаміці викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря м. Києва протягом 1985–2006 рр. виділяються два періоди з різнонаправленими тенденціями: 1985–1999 рр. – зниження об'ємів викидів забруднювальних домішок та зростання обсягів починаючи з 2000-го р. Формування такої динаміки відбулося передусім за рахунок викидів від автомобільного транспорту, динаміка яких є подібною і на які в 2006 р. припадало близько 84,0% від загального обсягу шкідливих речовин, що надходили в атмосферне повітря міста.

2. Збільшення обсягів викидів, починаючи з 2000 р., спричинило різке зростання рівня забруднення атмосфери протягом 2000–2006 рр. Статистична обробка даних з використанням методу найменших квадратів дозволила встановити й апроксимувати тенденції формування забруднення атмосферного повітря міста шкідливими домішками в цей період. На основі значень відносної зміни концентрації забруднювальних домішок були встановлені наступні закономірності забруднення атмосферного повітря міста: зростання концентрацій міді на 2700%, двоокису азоту – на 111,11%, окису азоту – на 133,3%, заліза – на 100%, марганцю – на 76,5% та хлороводню – на 19,4%.

3. Запропоновано для оцінки сучасного стану якості повітря розрахунковий період 2002–2006 рр. Вибір такого періоду зумовлений виявленими позитивними тенденціями зміни середньорічних концентрацій забруднювальних речовин протягом 2000–2006 рр. та методичними рекомендаціями щодо тривалості періоду осереднення даних моніторингу атмосфери для оцінки рівня забруднення (Безуглая Е.Ю., 1986, Руководство по контролю загрязнения атмосферы, 1979).

4. Визначено тип річного ходу повторюваності підвищених концентрацій окремих ЗР. Встановлено, що у м. Києві сформувався річний хід забруднення атмосферного повітря з максимумом у весняно-літній період зі значним перевищенням ГДК двоокисом азоту та окисом вуглецю. Таким чином, створюються потенційно сприятливі умови для

формування фотохімічного смогу в окремих районах міста.

5. Здійснено порівняльний аналіз забруднення атмосферного повітря на території міста в теплий та холодний періоди. Встановлено, що збільшення кількості автотранспорту на вулицях міста в теплий період призводить до збільшення концентрацій окису вуглецю, двоокису сірки та двоокису азоту у повітрі на 9,5–27%, а збільшення спалювання викопного палива в зимовий період – до зростання концентрації пилу в середньому на 5% у холодний період.

6. Встановлено, що в добовому ході окису вуглецю, двоокису сірки та окисів азоту в повітрі м. Києва спостерігається максимум у ранкові години. Для окису вуглецю та двоокису сірки в холодний період відзначається також наявність другого максимуму у вечірні години. Добовий хід концентрацій окисів азоту виражений дуже слабо і характеризується незначними амплітудами концентрацій.

7. Розроблений із застосуванням ГІС-технологій комплект карт характеризує структуру просторового розподілу ЗР в межах міста. Побудовані методом просторової інтерполяції ізолінії та виділені кольоровими градаціями ареали показують зони найбільшої концентрації ЗР. Найвищі концентрації пилу ($0,2998 \text{ мг/м}^3$), окису вуглецю (63 мг/м^3), двоокису азоту ($0,8098 \text{ мг/м}^3$), зафіксовані в центральній частині міста (район Бесарабської пл., вул. Хрещатик, пл. Льва Толстого, пл. Перемоги) та на Куренівці, двоокису сірки ($0,018 \text{ мг/м}^3$), – в районі Московської пл. Наявність підготовленої бази даних адаптованої для використання з програмою "ArcGIS" дозволяє розробити аналогічні карти для усіх ЗР в межах будь-якого часового інтервалу чи періоду осереднення і пори року.

8. На основі методики з використанням комплексу багатомірних статистичних методів розроблено трирівневу ієрархічну схему класифікації об'єктів моніторингу забруднення атмосферного повітря в межах м. Києва, яка використана для районування території міста за умовами формування забруднення атмосферного повітря. На основі комплексу критеріїв класифікації та районування виділено два типи районів, що об'єднані у дві основні класифікаційні групи:

Голосієвсько-Дніпровська зелена зона (зі зниженим рівнем забруднення) та селітебна територія з різними рівнями забруднення атмосферного повітря.

9. Співставлення територіальної структури (схеми районування) забруднення повітря з розміщенням діючої, створеної в 70-х рр. минулого століття мережі моніторингу виявило, що вона не охоплює спостереженнями значну частину міста, площа якого досягла 800 км². На території низки районів міста (Троещина, Позняки, Осокорки, Виноградар, Південна Борщагівка) не розміщено жодного ПСЗ. Тому рекомендовано розширити мережу діючих ПСЗ більш, ніж удвічі.

10. У результаті дослідження впливу метеорологічних чинників на формування рівня забруднення атмосферного повітря, було уточнено основні механізми їх впливу для повітряного басейну м. Києва. Встановлено, що ефект вимивання газоподібних ЗР з повітря краще проявляється зі зростанням тривалості атмосферних опадів; для більшості ЗР залежності між туманами та повторюваністю випадків підвищеного рівня забруднення повітря не проявляються; наявність інверсій в атмосфері міста не обов'язково призводить до високих рівнів забруднення повітря; для Києва не виділяються напрямки вітру, що призводили б до зростання концентрацій ЗР в повітрі; характер зв'язку між забрудненням приземних шарів повітря міста і швидкістю вітру значною мірою залежить від характеристик джерел надходження окремих ЗР.

11. Враховуючи типові особливості режиму забруднення атмосферного повітря (наявність добового ходу та інерційність рівня забруднення), які були встановлені в результаті експериментальних досліджень Берляндом М.Є., Сонькіним Л.Р., Безуглою Е.Ю. та підтверджені пізнішими дослідженнями Лоєвої І.Д., Кіптенко Є.М. та інших вчених, можна обґрунтовано використовувати математичний апарат спектрального аналізу для короткострокового прогнозу рівня забруднення атмосфери Києва, тому що він одночасно враховує і середній рівень забруднення і його циклічність. Особливо ефективним є використання цього методу у випадках, коли відсутні об'єктивні дані про метеорологічний потенціал забруднення у різних районах міста.

12. Встановлено, що добовий хід концентрацій більшості ЗР описується трьома значимими спектрами (ранжованими за значеннями спектральної щільності): півдобовим, добовим (24 год.) та 8-годинним. Це означає, що саме ці спектри, сформовані провідними факторами формування добового ходу забруднення атмосферного повітря (добовий хід метеорологічних чинників та інтенсивності надходження забруднювальних речовин) в сукупності найточніше описують добовий хід досліджуваної речовини і повинні бути включені як головні компоненти до прогнозової спектральної моделі.

13. Оцінка точності прогнозу на основі спектральних моделей показала, що вони є абсолютно задовільними (за винятком випадків SO_2) і близькими до інструментальних похибок визначення цих речовин. Величина похибки прогнозу набагато нижча, ніж величина середньої квадратичної помилки визначення середніх концентрацій ЗР, яка обумовлена чітко вираженою асиметричністю розподілу концентрацій досліджених ЗР.

14. Результати виконаних досліджень можуть бути використані для вдосконалення та оптимізації системи моніторингу атмосферного повітря у м. Києві, для прогнозування рівня забруднення атмосферного повітря шкідливими домішками та запобігання ситуацій із погіршення екологічної обстановки у місті.

ДОДАТКИ

Додаток А

Розташування постів спостережень за забрудненням
атмосферного повітря в м. Києві

№ ПСЗ	Місце розташування
ПСЗ № 1	вул. Стражеска (на перетині з бульв. Івана Лепсе, Борщагівка)
ПСЗ № 2	вул. Довженка, 8 (поблизу ст.м. Шулявська)
ПСЗ № 3	вул. Попудренка, 50 (неподалік від ст.м. Чернігівська)
ПСЗ № 4	вул. С. Лазо, 2 (мікрорайон ДВРЗ)
ПСЗ № 5	просп. Науки, 37
ПСЗ № 6	пл. Перемоги
ПСЗ № 7	пл. Бесарабська
ПСЗ № 8	бульв. Лесі Українки, 29
ПСЗ № 9	вул. Каунаська, 10а (район Ленінградської пл.)
ПСЗ № 10	вул. Межигірська, 56/60 (Поділ, поблизу ст.м. Тараса Шевченка)
ПСЗ № 11	просп. Перемоги, 98/2 (перетин просп. Перемоги та вул. акад. Туполева, біля ст.м. Святошин)
ПСЗ № 13	Експоцентр України
ПСЗ № 15	Гідропарк
ПСЗ № 17	просп. Оболонський, 14
ПСЗ № 20	пл. Московська
ПСЗ № 21	вул. Скляренка, 5 (Куренівка)

Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря
м. Києва ЗР за багаторічний період

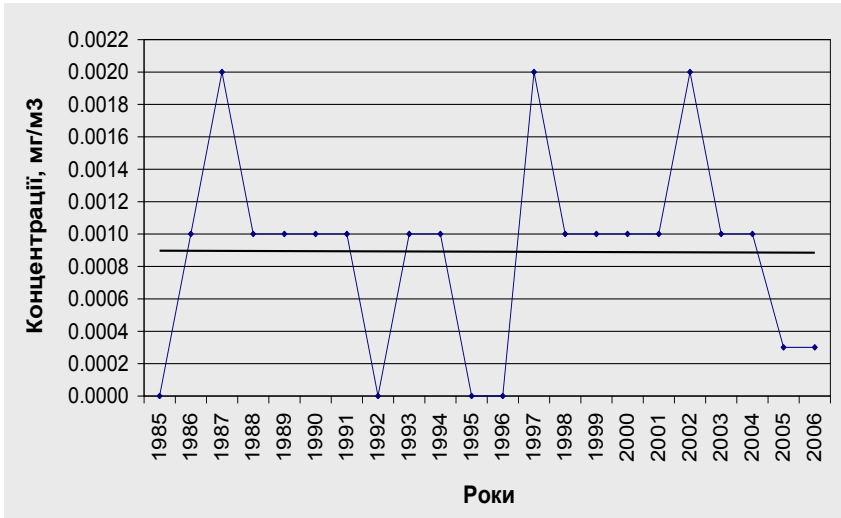


Рис. Б.1. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря сірководнем (1985–2006 рр.).

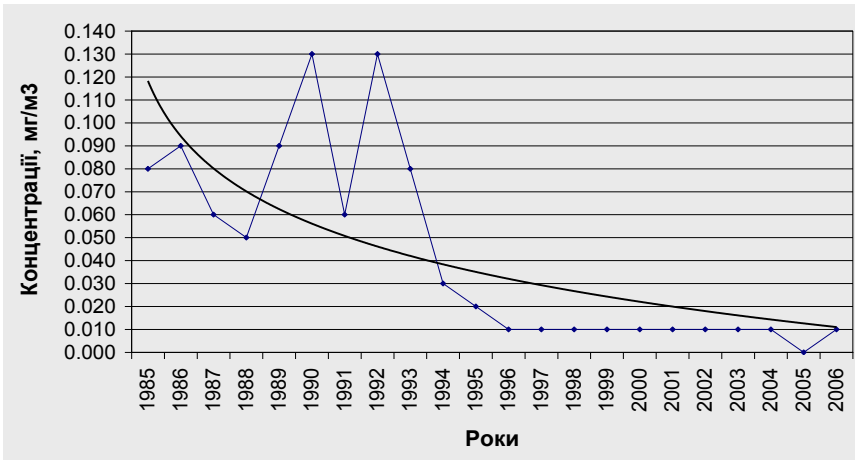


Рис. Б.2. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря аміаком (1985–2006 рр.).

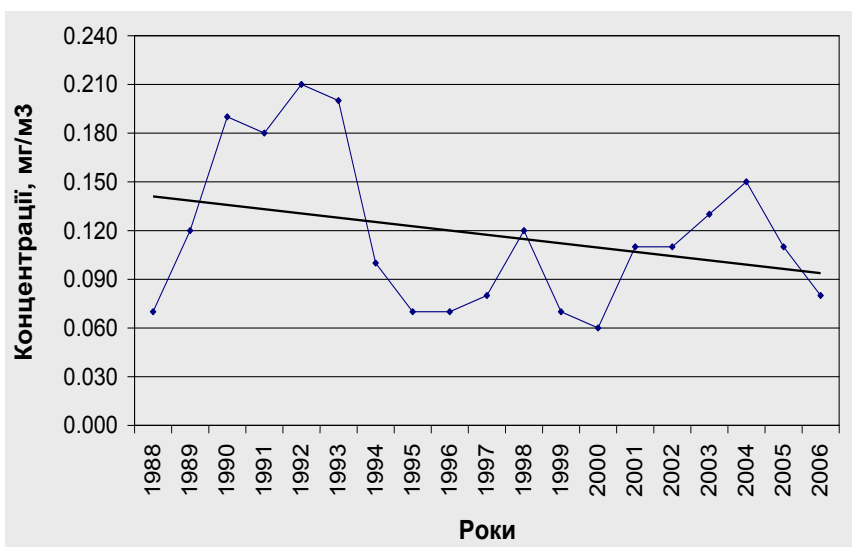


Рис. Б.3. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря хлорводнем (1988–2006 рр.).

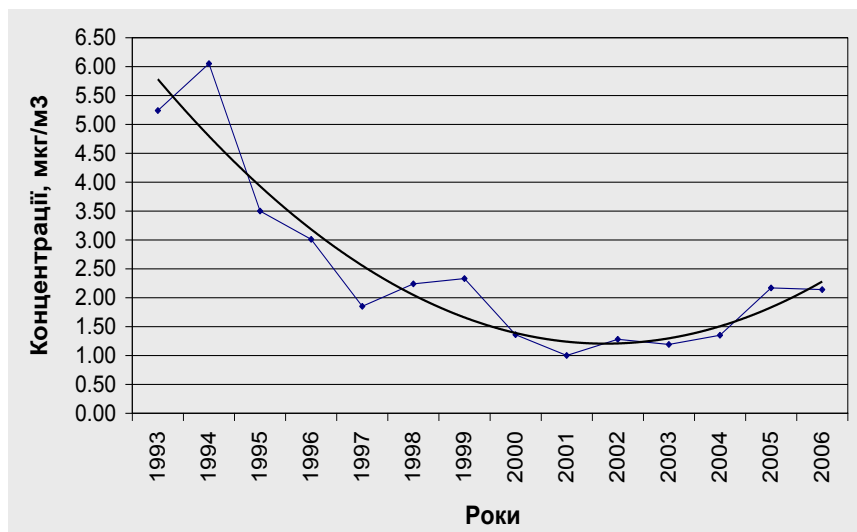


Рис. Б.4. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря залізом (1993–2006 рр.).

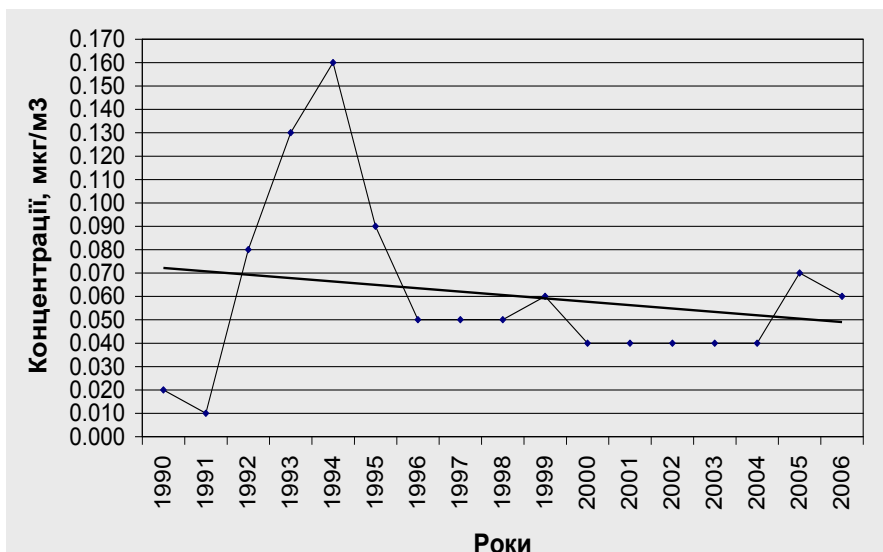


Рис. Б.5. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря марганцем (1990–2006 рр.).

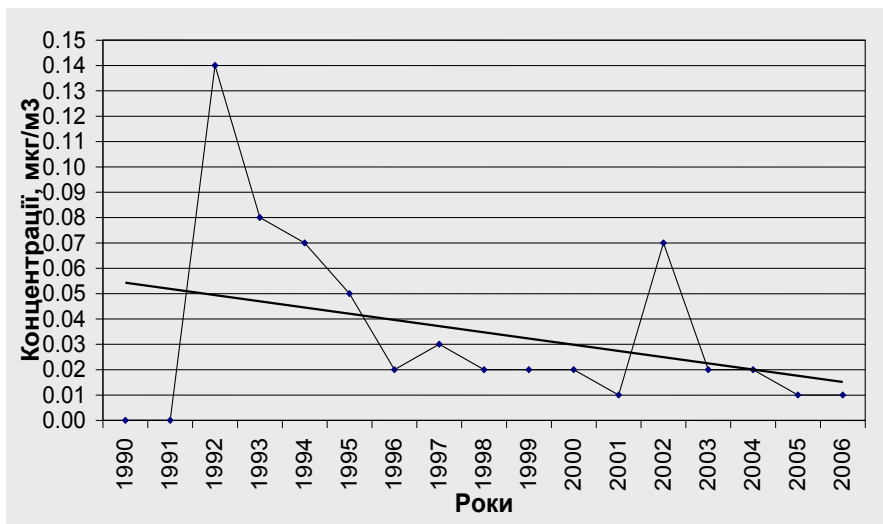


Рис. Б.6. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря хромом (1990–2006 рр.).

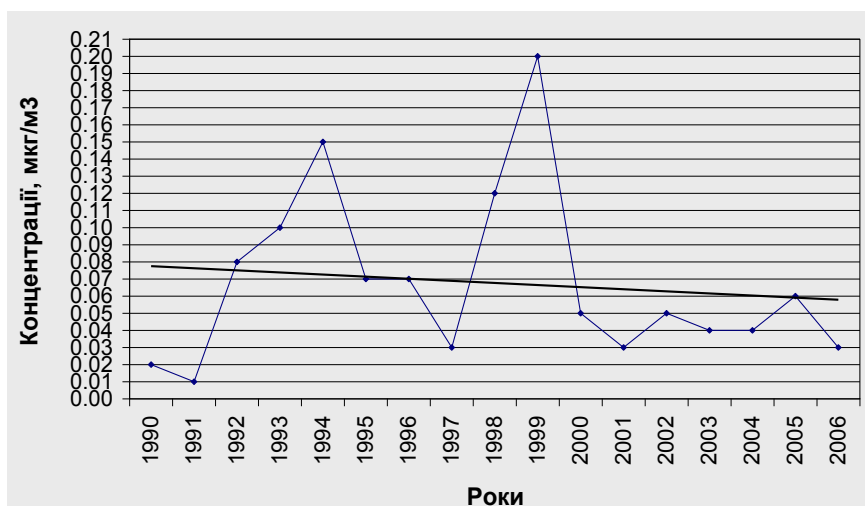


Рис. Б.7. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря свинцем (1990–2006 рр.).

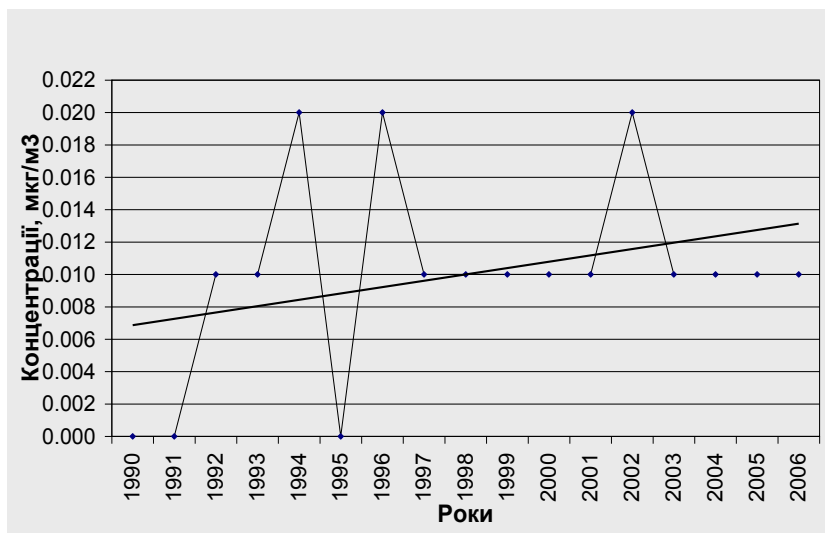


Рис. Б.8. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря кадмієм (1990–2006 рр.).

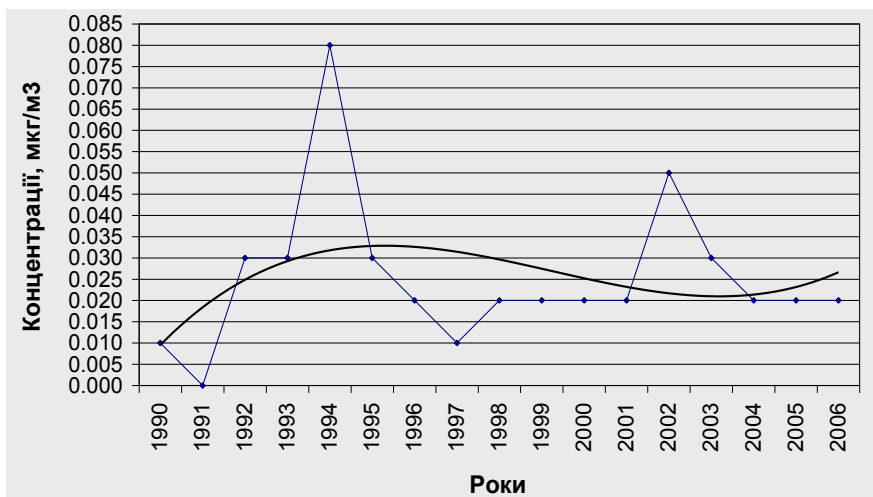


Рис. Б.9. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря нікелем (1990–2006 рр.)

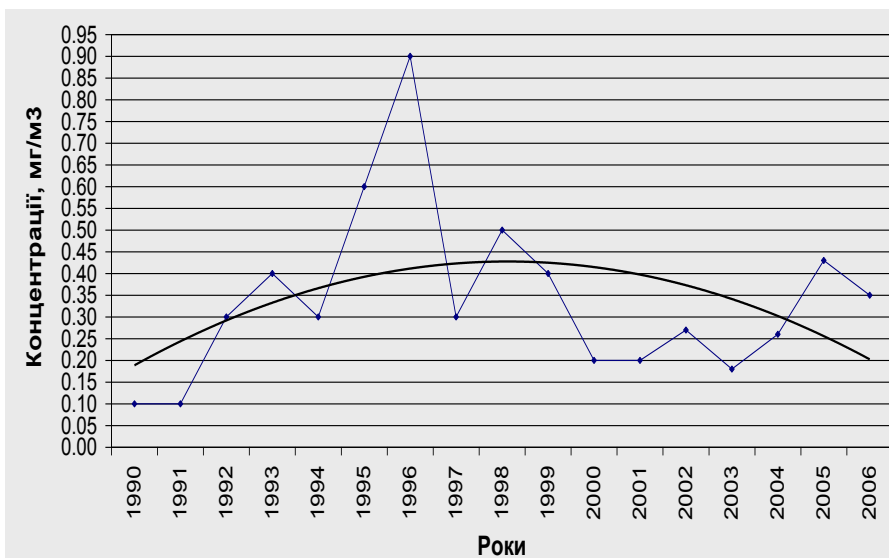


Рис. Б.10. Зміна середнього рівня забруднення атмосферного повітря цинком (1990–2006 рр.).

Додаток В

Результати статистичної обробки даних спостережень за
вмістом забруднювальних домішок в повітрі
за розрахунковий період 2002–2006 рр.

№ ПСЗ	Кількість спостережень	Середня концентрація мг/м ³	Середнє квадратичне відхилення мг/м ³	Максимальна фактична концентрація	Максимальна розрахована концентрація		
					P=5%	P=1%	P=0,1%
Пил							
1	2803	0,0732	0,0429	0,1998	0,1536	0,2248	0,3474
2	2694	0,0789	0,0389	0,1998	0,1516	0,2127	0,3151
3	2892	0,0890	0,0298	0,1998	0,1445	0,1839	0,2436
4	2841	0,1126	0,0474	0,1998	0,2013	0,2668	0,3674
5	2850	0,0615	0,0446	0,1998	0,1419	0,2266	0,3926
6	2785	0,0928	0,0330	0,2998	0,1544	0,1975	0,2619
7	1196	0,1468	0,0484	0,1998	0,2329	0,2943	0,3763
8	2965	0,1072	0,0469	0,2998	0,1952	0,2606	0,3612
9	2505	0,0848	0,0403	0,1998	0,1603	0,2214	0,3213
10	1561	0,0943	0,0445	0,1998	0,1877	0,2482	0,3417
11	2706	0,1286	0,0493	0,1998	0,2207	0,2860	0,3837
13	2958	0,0619	0,0463	0,1998	0,1464	0,2340	0,3951
15	2733	0,0638	0,0418	0,1998	0,1464	0,2200	0,3547
17	2102	0,0878	0,0378	0,1998	0,1586	0,2131	0,2997
20	2874	0,0957	0,0464	0,1998	0,1830	0,2524	0,3639
21	2462	0,1144	0,0480	0,1998	0,2046	0,2699	0,3689
Двоокис Сірки							
1	5832	0,0145	0,0094	0,1948	0,0322	0,0485	0,0771
2	5345	0,0155	0,0094	0,1208	0,0333	0,0491	0,0762
3	2871	0,0118	0,0074	0,0928	0,0255	0,0379	0,0596
4	2933	0,0135	0,0108	0,4698	0,0324	0,0535	0,0971
5	5862	0,0113	0,0082	0,2668	0,0264	0,0415	0,0698
6	2808	0,0147	0,0096	0,1638	0,0327	0,0491	0,0776
7	1170	0,0102	0,0073	0,0428	0,0238	0,0371	0,0612
8	2836	0,0139	0,0083	0,1208	0,0295	0,0433	0,2107

№ ПСЗ	Кількість спостережень	Середня концентрація мг/м ³	Середнє квадратичне відхилення мг/м ³	Максимальна фактична концентрація	Максимальна розрахована концентрація		
					P=5%	P=1%	P=0,1%
9	2446	0,0142	0,0088	0,1258	0,0307	0,0453	0,0706
10	1554	0,0132	0,0085	0,1168	0,0294	0,0454	0,0741
11	5600	0,0169	0,0102	0,1398	0,0360	0,0529	0,0817
13	5548	0,0117	0,0076	0,0558	0,0260	0,0391	0,0622
15	5262	0,0136	0,0086	0,1598	0,0298	0,0444	0,0699
17	4077	0,0177	0,0103	0,0878	0,0370	0,0538	0,0824
20	5752	0,0174	0,0101	0,1238	0,0364	0,0528	0,0804
21	2466	0,0154	0,0090	0,1698	0,0324	0,0472	0,0721
Оксид вуглецю							
1	2968	1,6683	1,4358	20,0	4,279	7,140	12,742
2	2719	1,6607	1,2769	19,0	4,022	6,427	10,920
3	2900	1,2035	0,7985	9,0	2,6959	4,098	6,5924
4	2995	1,3424	1,1993	20,0	3,499	5,937	10,824
5	2926	0,6732	0,5437	7,0	1,666	2,720	4,7512
6	2847	3,0109	2,3294	34,0	7,337	11,719	19,836
7	2950	3,9211	3,5013	63,0	10,225	17,315	31,483
8	2998	1,9163	1,4138	23,0	4,549	7,1507	11,908
9	2512	3,3333	2,8338	26,0	8,525	14,117	24,901
10	2928	2,2103	1,9436	32,0	5,735	9,644	17,352
11	2947	2,4001	1,6116	33,0	5,411	8,247	13,300
13	2958	0,8453	0,5345	4,0	1,854	2,754	4,294
15	2862	1,1944	1,0834	17,0	3,142	5,357	9,807
17	2791	1,3415	1,1630	17,0	3,453	5,778	10,343
20	3001	2,2642	1,2219	10,0	4,574	6,466	9,544
21	3776	1,9075	1,5395	20,0	4,736	7,701	13,351
Діоксид азоту							
1	5832	0,1058	0,0462	0,5798	0,1989	0,2702	0,3818
2	5345	0,1198	0,0554	0,6298	0,2243	0,3037	0,4272
3	2894	0,1083	0,0538	0,6898	0,2097	0,2899	0,4176
4	2933	0,1036	0,0500	0,5598	0,1979	0,2712	0,3867
5	5862	0,0469	0,0241	0,3798	0,0925	0,1292	0,1887

№ ПСЗ	Кількість спостережень	Середня концентрація мг/м ³	Середнє квадратичне відхилення мг/м ³	Максимальна фактична концентрація	Максимальна розрахована концентрація		
					P=5%	P=1%	P=0,1%
6	2808	0,1078	0,0541	0,7998	0,2099	0,2909	0,4203
7	1194	0,1369	0,0690	0,9798	0,2672	0,3696	0,5322
8	2836	0,1144	0,0587	0,7398	0,2253	0,3137	0,4552
9	2446	0,0997	0,0489	0,6598	0,1920	0,2644	0,3792
10	1554	0,1138	0,0556	0,4398	0,2275	0,3128	0,4482
11	5600	0,1117	0,0519	0,5498	0,2095	0,2841	0,4007
13	5547	0,0492	0,0235	0,2398	0,0934	0,1275	0,1807
15	5262	0,0610	0,0302	0,3798	0,1181	0,1628	0,2335
17	4077	0,1246	0,0600	0,7398	0,2377	0,3251	0,4627
20	5752	0,1094	0,0483	0,4698	0,2004	0,2676	0,3706
21	2466	0,1077	0,0550	0,8098	0,2113	0,2958	0,4338
Фенол							
1	2916	0,0028	0,0014	0,0238	0,0054	0,0074	0,0105
2	2681	0,0030	0,0015	0,0288	0,0058	0,0080	0,0116
8	2870	0,0028	0,0015	0,0368	0,0055	0,0079	0,0116
9	2433	0,0026	0,0013	0,0118	0,0052	0,0071	0,0103
10	3109	0,0030	0,0017	0,0258	0,0052	0,0073	0,0107
17	4077	0,0027	0,0014	0,0128	0,0053	0,0074	0,0108
21	2467	0,0028	0,0014	0,0128	0,0054	0,0075	0,0109
Аміак							
1	2916	0,0085	0,0060	0,0298	0,0194	0,0302	0,0501
3	5127	0,0091	0,0060	0,0398	0,0202	0,0305	0,0492
4	2932	0,0083	0,0059	0,0898	0,0189	0,0295	0,0501
6	2671	0,0086	0,0059	0,0598	0,0195	0,0298	0,0487
9	2433	0,0084	0,0058	0,0298	0,0189	0,0293	0,0484
10	1555	0,0089	0,0066	0,1298	0,0194	0,1235	0,0557
11	2681	0,0087	0,0060	0,0298	0,0198	0,0305	0,0500
17	2031	0,0081	0,0058	0,0598	0,0187	0,0294	0,0492
20	2876	0,0087	0,0060	0,0998	0,0198	0,0306	0,0501
21	2467	0,0087	0,0061	0,0898	0,0200	0,0312	0,0517

Формальдегід							
1	5746	0,0044	0,0036	0,0438	0,0109	0,0178	0,0312
2	5344	0,0046	0,0038	0,0858	0,0116	0,0191	0,0338
3	5127	0,0043	0,0036	0,0658	0,0108	0,0180	0,0326
6	5071	0,0048	0,0037	0,0488	0,0116	0,0188	0,0324
7	2569	0,0026	0,0023	0,0218	0,0077	0,0124	0,0212
8	5697	0,0045	0,0036	0,0418	0,0111	0,0181	0,0315
9	4629	0,0046	0,0037	0,0438	0,0112	0,0183	0,0321
10	3109	0,0035	0,0027	0,0368	0,0095	0,0151	0,0255
11	5600	0,0048	0,0038	0,0448	0,0116	0,0190	0,0335
17	4054	0,0052	0,0040	0,0638	0,0124	0,0200	0,0346
20	2876	0,0045	0,0035	0,0398	0,0108	0,0174	0,0305
21	2463	0,0044	0,0038	0,0488	0,0110	0,0186	0,0340
Розчинні сульфати							
2	2693	0,0042	0,0047	0,0198	0,0122	0,0225	0,0455
Хлороводень							
2	2673	0,1164	0,0524	0,5398	0,2139	0,2941	0,4277
3	5127	0,1100	0,0487	0,8998	0,1997	0,2753	0,4047
4	5865	0,1171	0,0513	0,7798	0,2126	0,2900	0,4178
6	2400	0,1069	0,0476	0,5998	0,1950	0,2675	0,3894
7	1203	0,0912	0,0313	0,2298	0,1492	0,1877	0,2431
11	5598	0,1296	0,0584	0,8098	0,2386	0,3269	0,4718
21	2465	0,1124	0,0448	0,5000	0,1953	0,2623	0,3739
Сірководень							
3	2904	0,0007	0,0007	0,0078	0,0020	0,0033	0,0058
4	2932	0,0007	0,0007	0,0088	0,0017	0,0029	0,0052
21	2466	0,0008	0,0007	0,0048	0,0018	0,0029	0,0050
Окис азоту							
20	5752	0,0467	0,0199	0,2198	0,0842	0,1113	0,1526

Додаток Д

Повторюваність випадків перевищення величини 1 ГДК

Таблиця Д.1

Повторюваність випадків перевищення величини 1 ГДК окисом вуглецю (у відсотках)

№ ПСЗ	Рік/ Місяць	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	2003	0,0	0,00	0	0	22,92	15,22	18,52	8,00	0,00	0,00	0	0
	2004	2,0	6,25	1,92	6,00	4,55	20,00	14,82	12,00	1,92	0,00	0,00	0,00
	2005	0,0	0,00	0,00	3,85	5,88	2,08	5,77	0,00	1,92	0,00	0,00	0,00
	2006	0,00	0,00	0,00	0,00	2,27	0,00	5,77	4,76	0,00	0,00	1,92	0,00
	Середнє	0,50	1,56	0,48	2,46	8,91	9,33	11,22	6,19	0,96	0,00	0,48	0,00
2	2003	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	6,52	10,00	4,55	0,00	0,00	0,00	0,00
	2004	18,00	2,08	0,00	0,00	6,82	3,85	16,66	10,00	0,00	1,92	0,00	3,70
	2005	0,0	4,17	0,00	0,00	2,17	7,69	0,00	3,85	0,00	1,92	0,00	0,00
	2006	0,00	0,00	0,00	0,00	2,08	0,00		0,00	0,00	1,92	1,92	0
	Середнє	4,50	1,56	0,00	0,50	2,77	4,52	8,89	4,60	0,00	1,44	0,48	0,93
3	2003	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2004	0,00	0,00	1,92	0,00	0,00	2,00	5,56	0,00	0,00	3,85	1,92	0,00
	2005	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00
	2006	0,00	0,00	0,00	0,00	2,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Середнє	0,00	0,00	0,48	0,00	0,52	0,50	1,39	0,00	0,00	2,89	0,48	0,00
4	2003	0,00	0,00	0,00	0,00	6,25	8,70	3,70	2,00	3,85	1,85	0,00	0,00
	2004	2,00	4,20	0,00	0,00	2,27	12,00	14,82	6,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2005	0,0	0,00	0,00	0,00	2,17	2,08	0,00	3,85	0,00	1,92	0,00	0,00
	2006	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Середнє	0,50	1,05	0,00	0,00	2,67	5,70	6,07	2,96	0,96	0,94	0,00	0,00
5	2003	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2004	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2005	0,0	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2006	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0
	Середнє	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

№ ПСЗ	Рік/ Місяць	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
6	2003	9.52	0.00	0.00	4.35	26.09	16.67	24.07	10.00	9.62	7.41	24.00	12.96
	2004	32.00	20.83	34.62	35.71	13.64	30.00	48.15	36.00	15.39	23.08	9.62	9.26
	2005	6.52	6.25	0.00	0.00	16.00	3.13	1.92	0.00	11.54	5.77	0.00	3.70
	2006	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.42	5.77	0.00	5.00	0.00	1.92	1.92
	Середнє	12.01	6.77	8.66	10.02	13.93	15.06	19.98	11.50	10.39	9.07	8.89	6.96
7	2003	37.50	27.08	39.58	68.00	81.25	52.17	70.37	37.50	25.00	45.00	48.00	46.30
	2004	42.00	37.50	36.54	42.00	15.91	34.00	18.52	14.00	23.08	9.62	5.77	16.67
	2005	13.04	18.75	3.85	3.85	8.70	2.08	5.77	3.85	19.23	5.77	1.92	3.70
	2006	0.00	2.08	1.92	0.00	6.25	6.25	7.69	9.26	7.69	5.77	0.00	0.00
	Середнє	23.14	21.35	20.47	28.46	28.03	23.63	25.59	16.15	18.75	16.54	13.92	16.67
8	2003	4.00	0.00	0.00	0.00	6.25	2.17	1.85	2.00	3.85	3.70	0.00	3.70
	2004	4.00	14.58	9.62	8.00	2.27	6.00	0.00	10.00	1.92	3.85	3.85	1.85
	2005	2.17	0.00	1.92	0.00	0.00	2.08	3.85	3.85	1.92	1.92	0.00	0.00
	2006	0.00	0.00	1.92	0.00	2.08	0.00	0.00	1.85	0.00	1.92	0.00	1.92
	Середнє	2.54	3.65	3.37	2.00	2.65	2.56	1.43	4.43	1.92	2.85	0.96	1.87
9	2003	12.90	11.54	12.00	20.00	17.14	19.57	38.89	12.00	21.15	20.00	34.00	20.00
	2004	38.89	50.00	32.69	25.00	30.44	14.00	50.00	28.00	19.23	32.69	25.71	19.05
	2005	20.00	13.79	0.00	20.69	23.91	12.50	5.77	5.77	5.77	5.77	0.00	0.00
	2006	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.92	3.70	0.00	0.00	0.00	1.92
	Середнє	17.95	18.83	11.17	16.42	17.87	11.52	24.15	12.37	11.54	14.62	14.93	10.24
10	2003	0.00	0.00	0.00	0.00	10.42	13.04	13.33	8.33	7.69	0.00	0.00	1.85
	2004	6.00	4.17	11.54	6.00	12.50	22.92	38.89	38.00	9.62	0.00	0.00	0.00
	2005	0.00	0.00	0.00	3.85	6.52	0.00	9.62	5.77	13.46	5.77	0.00	1.85
	2006	0.00	0.00	0.00	2.08	2.08	12.50	21.05	3.85	9.62	1.92	0	0
	Середнє	1.50	1.04	2.89	2.98	7.88	12.12	20.72	13.99	10.10	1.92	0.00	0.93
11	2003	0.00	4.17	0.00	2.00	20.83	8.70	25.93	12.00	0.00	1.85	0.00	1.85
	2004	16.00	12.50	5.77	12.00	4.55	20.00	27.78	18.00	21.15	9.62	1.92	1.85
	2005	2.17	0.00	0.00	0.00	10.87	4.00	1.92	3.85	7.69	5.77	0.00	0.00
	2006	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.08	0.00	3.70	1.92	0.00	0.00	0
	Середнє	4.54	4.17	1.44	3.50	9.06	8.70	13.91	9.39	7.69	4.31	0.48	0.93

№ ПСЗ	Рік/ Місяць	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
13	2003	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	2004	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	2006	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0
	Середнє	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
15	2003	0.00	0.00	0.00	4.00	6.25	6.45	3.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	2004	0.00	0.00	1.92	4.00	4.55	10.00	14.82	8.00	5.77	0.00	0.00	0.00
	2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.92	0.00	0.00	0.00	0.00
	2006	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.70	0.00	1.92	0	0
	Середнє	0.00	0.00	0.48	2.00	2.70	4.11	4.63	3.41	1.44	0.48	0.00	0.00
17	2003	0.00	4.20	0.00	0.00	4.17	4.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.85
	2004	4.00	6.25	5.77	4.00	5.00	2.00	19.05	5.88	0.00	1.92	0.00	0.00
	2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.92	1.92	0.00	0.00	0.00
	2006	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.92	1.92	1.93	0.00
	Середнє	1.00	2.61	1.44	1.00	2.29	1.59	4.76	1.95	0.96	0.96	0.48	0.46
20	2003	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.00	0.00
	2004	0.00	0.00	6.00	6.12	0.00	6.00	0.00	2.00	1.92	0.00	0.00	0.00
	2005	2.17	0.00	1.92	1.92	13.04	6.25	3.85	1.92	21.15	7.69	3.85	0.00
	2006	0.00	0.00	3.85	0.00	2.08	12.50	11.54	9.26	11.54	9.62	5.77	3.85
	Середнє	0.54	0.00	2.94	2.01	3.78	6.19	3.85	3.30	8.65	4.33	3.91	0.96
21	2003	0.00	4.17	8.00	1.08	2.08	0.00	0.00	0.00	0.96	2.78	0.00	6.48
	2004	0.00	0.00	0.00	3.00	3.41	0.00	0.93	10.40	5.05	0.00	0.00	0.00
	2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00					
	2006		0.00	1.92	0.00	0.00	4.17	3.92	27.27	25.93	13.46	1.92	5.77
	Середнє	0.00	1.04	2.48	1.02	1.37	1.04	1.21	12.56	10.65	5.41	0.64	4.08

Таблиця Д.2

Повторюваність випадків перевищення величини 1 ГДК
двоокисом азоту (у відсотках)

№ ПСЗ	Рік/ Місяць	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	2003	76	47.92	63	78	66.67	50.54	47.22	31	42.31	53.70	47	50
	2004	54	85.42	85.58	87.00	50	54	65.74	80	42.31	61.23	63.46	45.37
	2005	41.3	56.25	41.35	85.58	91.18	96.88	88.46	86.54	65.38	72.12	81.73	73.15
	2006	55.21	63.54	60.58	66.67	64.77	67.78	76.67	69.05	71.15	60.64	51.92	59.62
	Середнє	56.63	63.28	62.63	79.32	68.16	67.31	69.53	66.65	55.29	61.92	61.03	57.04
2	2003	89.29	64.58	57	94	75.00	47.83	56.25	65.91	60.58	63.44	67.00	74.07
	2004	59.00	91.67	80.21	67.50	69.32	84.62	66.67	85	69.79	57.14	59.62	29.63
	2005	28.26	65.63	51.92	79.81	91.30	88.46	84.21	83.65	76.92	58.65	85.58	94.44
	2006	71.88	71.88	84.62	79.17	87.50	76.92		78.05	77.78	62.50	68.27	83.33
	Середнє	62.11	73.44	68.44	80.12	80.78	74.46	69.04	78.15	71.27	60.43	70.12	70.37
3	2003	86	43.75	68	82	66.67	54.55	59.26	38	15.39	59.52	48.00	57.41
	2004	60	72.92	78.85	78.00	61.36	58	64.82	80	67.31	73.08	57.69	11.11
	2005	23.9	52.08	21.15	71.15	82.61	91.67	76.92	75.00	55.77	50.00	84.62	81.48
	2006	39.58	89.58	90.39	27.08	85.42	75.00	75.00	92.59	78.85	69.23	51.92	69.23
	Середнє	52.37	64.58	64.60	64.56	74.02	69.81	69.00	71.40	54.33	62.96	60.56	54.81
4	2003	84	37.50	66	94	70.83	58.70	66.67	22	44.23	61.11	56.00	55.56
	2004	52	79.17	80.00	72.00	58.97	56	64.82	83.78	79.17	50.00	42.31	22.22
	2005	13.04	25.00	17.31	63.46	76.09	83.33	84.62	69.23	69.23	44.23	84.62	88.89
	2006	58.33	68.75	65.39	75.00	72.92	72.92	73.08	62.96	57.69	50.00	51.92	40.39
	Середнє	51.84	52.61	57.18	76.12	69.70	67.74	72.30	59.49	62.58	51.34	58.71	51.77
5	2003	1	0.00	0	0	0.00	1.09	0.93	4	14.42	6.48	2.00	3.70
	2004	1	16.67	9.00	8.00	6.82	15	7.41	4	1.92	17.31	30.77	0.93
	2005	0.0	0.00	0.96		10.29	0.00	3.85	19.05	9.62	1.92	61.54	60.19
	2006	45.83	51.13	22.12	6.25	8.33	16.67	7.69	10.19	5.77	2.89	6.73	4.81
	Середнє	11.96	16.95	8.02	4.75	6.36	8.19	4.97	9.31	7.93	7.15	25.26	17.41
6	2003	83	37.50	56	82.61	63.64	58.33	50.00	58	46.15	55.32	56.00	55.56
	2004	64	79.17	75.61	78.57	79.55	82	66.67	90	55.77	34.62	42.31	11.11
	2005	15.22	33.33	21.88	50.00	88.00	84.21	59.58	73.08	63.46	48.08	75.00	79.63
	2006	54.17	50.00	80.77	79.17	87.50	70.83	80.77	74.07	70.00	57.14	53.85	55.77
	Середнє	54.18	50.00	58.57	72.59	79.67	73.84	64.26	73.79	58.85	48.79	56.79	50.52

№ ПСЗ	Рік/ Місяць	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
7	2003												
	2004											3.70	27.78
	2005	50.00	64.58	38.46	78.85	86.96	93.75	96.15	80.77	63.46	61.54	88.46	92.59
	2006	60.87	83.33	94.23	79.17	89.58	87.50	82.69	82.98	65.12	61.54	59.62	61.54
	Середнє	55.44	73.96	66.35	79.01	88.27	90.63	89.42	81.88	64.29	61.54	50.59	60.64
8	2003	84	54.17	62.00	84.00	66.67	76.09	64.82	16.00	44.23	61.70	54.00	70.37
	2004	72	75.00	69.23	88.00	61.36	80.00	68.52	88.00	44.23	73.91	23.08	9.26
	2005	12.82	47.92	9.62	61.54	97.83	91.67	92.31	82.69	46.15	65.39		96.08
	2006	64.58	66.67	74.51	87.50	75.00	75.00	78.85	68.63	73.08	65.39	61.54	67.50
	Середнє	58.35	60.94	53.84	80.26	75.22	80.69	76.13	63.83	51.92	66.60	46.21	60.80
9	2003	90.32	23.08	47.37	82.00	45.71	54.35	33.33	12.00	21.15	50.00	36.00	42.50
	2004	52.78	80.00	44.23	78.13	43.48	66.00	77.78	78.00	58.00	40.39	22.86	2.38
	2005	16.67	37.93	5.00	68.42	78.26	91.67	75.00	76.92	65.39	55.56	82.69	90.74
	2006	70.21	70.83	80.77	68.75	75.00	66.67	63.46	74.07	61.54	46.15	58.54	44.23
	Середнє	57.50	52.96	44.34	74.33	60.61	69.67	62.39	60.25	51.52	48.03	50.02	44.96
10	2003	64.00	47.92	64.00	72.00	54.20	82.61	51.85	46.15				
	2004												11.11
	2005	10.87	30.23	18.61	68.00	93.48	85.42	76.92	84.62	63.46	51.92	82.69	87.04
	2006	54.17	66.67	82.69	72.92	85.42	68.75	60.53	69.23	67.31	48.08	59.62	55.77
	Середнє	43.01	48.27	55.10	70.97	77.70	78.93	63.10	66.67	65.39	50.00	71.16	51.31
11	2003	67.00	44.79	61.00	83.00	65.63	43.48	47.22	58.00	62.22	58.76	55.00	56.48
	2004	51.00	60.42	51.92	73.00	63.64	77.00	48.65	81.00	63.46	50.00	60.58	18.52
	2005	16.30	57.29	48.08	80.77	90.22	87.00	85.58	86.54	77.89	72.12	83.65	87.04
	2006	67.71	62.50	77.89	79.20	85.14	75.00	75.96	77.78	75.00	70.19	70.19	68.27
	Середнє	50.50	56.25	59.72	78.99	76.16	70.62	64.35	75.83	69.64	62.77	67.36	57.58
13	2003	4.00	1.04	0.00	1.00	1.04	3.26	0.00	4.00	4.81	2.86	0.00	0.93
	2004	0.00	4.17	4.81	7.00	11.36	11.00	9.26	11.00	10.58	15.39	0.00	0.00
	2005	0.00	1.04	0.00	2.89	15.22	0.00	0.00	8.65	2.89	2.89	66.35	61.11
	2006	50.00	44.79	39.42	2.63	30.00	12.28	21.15	32.41	31.73	23.08	14.42	27.89
	Середнє	13.50	12.76	11.06	3.38	14.41	6.64	7.60	14.02	12.50	11.06	20.19	22.48

№ ПСЗ	Рік/ Місяць	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
15	2003	0.00	10.42	0.00	2.00	6.25	15.09	0.00	10.00	1.25	0.00	1.22	30.56
	2004	32.00	47.92	29.81	48.00	43.75	65.00	37.50	19.00	19.23	26.92	55.77	12.12
	2005	16.67	43.75	15.39	34.62	21.74	3.45	3.85	8.65	6.73	14.42	79.81	70.37
	2006	40.63	51.04	37.26	10.00	45.83	9.21	25.96	34.26	38.46	39.42	16.35	40.39
	Середнє	22.33	38.28	20.62	23.66	29.39	23.19	16.83	17.98	16.42	20.19	38.29	38.36
17	2003		28.00	67.65	82.00	63.54	66.30	47.83	37.00	55.77	66.67	63.10	72.22
	2004	69.88	75.00	75.96	81.00	52.50	74.00	54.76	77.78	84.62	65.22	44.12	29.63
	2005	36.96	58.33	45.19	82.69	82.61	97.92	81.73	83.65	68.27	66.35	87.50	93.52
	2006	71.88	81.25	93.75	75.00	65.00	81.25	76.47	83.33	76.92	68.27	71.15	67.31
	Середнє	59.57	60.65	70.64	80.17	65.91	79.87	65.20	70.44	71.40	66.63	66.47	65.67
20	2003	88.00	53.13	66.00	89.00	71.88	48.57	56.82	67.00	48.08	62.04	53.00	63.89
	2004	58.00	67.71	62.00	87.00	51.14	71.00	60.19	73.00	72.06	51.79	57.69	37.96
	2005	46.74	62.50	39.42	75.00	64.13	88.54	75.00	79.81	70.83	60.58	84.62	90.74
	2006	69.79	73.96	75.96	75.00	84.44	77.08	74.04	81.48	84.62	74.04	71.15	68.27
	Середнє	65.63	64.33	60.85	81.50	67.90	71.30	66.51	75.32	68.90	62.11	66.62	65.22
21	2003	76.00	52.08	54.00	84.00	75.00	82.35	68.52	70.00	40.39	55.32	64.00	94.44
	2004	74.00	83.33	75.00	68.00	72.73	82.00	68.52	92.00	61.54	52.08	44.23	14.82
	2005	21.74	45.83	30.77	54.84	75.00	63.64						
	2006		65.22	71.15	72.34	78.05	62.50	69.44	72.73	55.56	69.23	63.46	57.69
	Середнє	57.25	61.62	57.73	69.80	75.20	72.62	68.83	78.24	52.50	58.88	57.23	55.65

Додаток Е

Повторюваність випадків перевищення 5 ГДК_{м.р.} у м. Києві за період 2003–2006 рр.

Домішки	Двоокис азоту				Окис вуглецю			
№ поста/ роки	2003	2004	2005	2006	2003	2004	2005	2006
1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
2	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3	0.4	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.5	0.0	0.0
7		0.0	0.8	0.0	2.7	0.3	0.0	0.0
8	0.2	0.8	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
9	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
10	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0
11	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0
13	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
15	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
17	0.5	0.1	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
20	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
21	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Річний хід усереднених концентрацій окремих ЗР

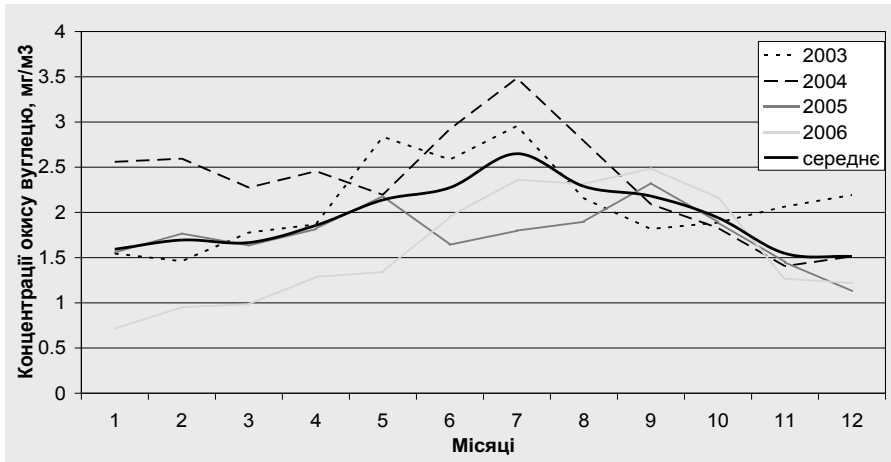


Рис. Ж.1. Річний хід усереднених концентрацій окису вуглецю (2003–2006 р.)

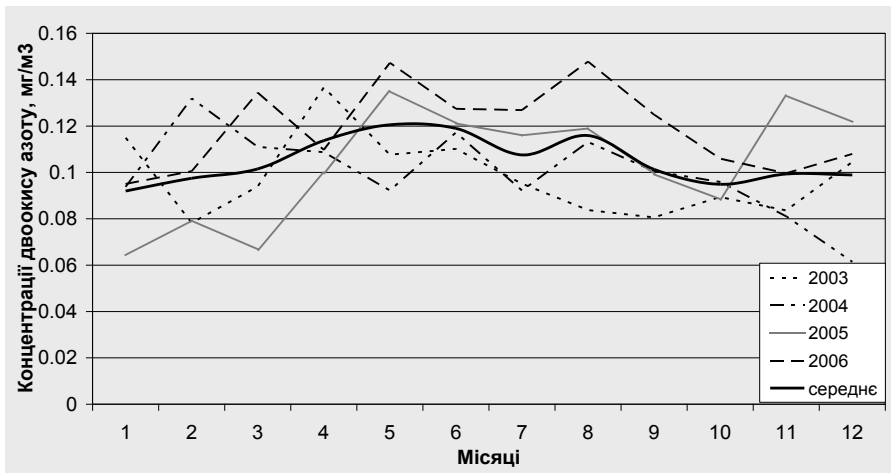


Рис. Ж.2. Річний хід усереднених концентрацій двоокису азоту (2003–2006 рр.)

Додаток 3
Групи рівнів забруднення атмосферного повітря у м. Києві
залежно від величини параметра Q

Таблиця 3.1

Групи рівнів забруднення атмосфери для пилу

Пост	Номер групи	Градації параметра Q	Характеристика рівнів забруднення	Середня повторюваність, %
№ 1	I	Низьке	<1.22	50%
	II	Підвищене	1.23–1.59	40%
	III	Відносно високе	>1.59	10%
№ 2	I	Низьке	<1.10	50%
	II	Підвищене	1.11–1.43	40%
	III	Відносно високе	>1.44	10%
№ 3	I	Низьке	<1.06	50%
	II	Підвищене	1.07–1.24	40%
	III	Відносно високе	>1.25	10%
№ 5	I	Низьке	<1.27	50%
	II	Підвищене	1.28–1.85	40%
	III	Відносно високе	>1.86	10%
№ 20	I	Низьке	<0.97	50%
	II	Підвищене	0.98–1.61	40%
	III	Відносно високе	>1.62	10%

Таблиця 3.2

Групи рівнів забруднення атмосфери для двоокису сірки

Пост	Номер групи	Градації параметра Q	Характеристика рівнів забруднення	Середня повторюваність, %
№ 1	I	Низьке	<0.94	50%
	II	Підвищене	0.95–1.88	40%
	III	Відносно високе	>1.89	10%
№ 2	I	Низьке	<0.93	50%
	II	Підвищене	0.94–1.80	40%
	III	Відносно високе	>1.81	10%
№ 3	I	Низьке	<0.90	50%
	II	Підвищене	0.91–1.89	40%
	III	Відносно високе	>1.90	10%
№ 5	I	Низьке	<0.92	50%
	II	Підвищене	0.93–1.94	40%
	III	Відносно високе	>1.95	10%
№ 20	I	Низьке	<0.94	50%
	II	Підвищене	0.95–1.82	40%
	III	Відносно високе	>1.82	10%

Таблиця 3.3

Групи рівнів забруднення атмосфери для двоокису азоту

Пост	Номер групи	Градації параметра Q	Характеристика рівнів забруднення	Середня повторюваність, %
№ 1	I	Низьке	<0.94	50%
	II	Підвищене	0.95–1.64	40%
	III	Відносно високе	>1.65	10%
№ 2	I	Низьке	<0.94	50%
	II	Підвищене	0.95–1.64	40%
	III	Відносно високе	>1.65	10%
№ 3	I	Низьке	<0.95	50%
	II	Підвищене	0.96–1.63	40%
	III	Відносно високе	>1.64	10%
№ 5	I	Низьке	<0.91	50%
	II	Підвищене	0.92–1.70	40%
	III	Відносно високе	>1.71	10%
№ 20	I	Низьке	<0.93	50%
	II	Підвищене	0.94–1.60	40%
	III	Відносно високе	>1.61	10%

Таблиця 3.4

Групи рівнів забруднення атмосфери для окису вуглецю

Пост	Номер групи	Градації параметра Q	Характеристика рівнів забруднення	Середня повторюваність, %
№ 1	I	Низьке	< 0.86	50%
	II	Підвищене	0.87–1.79	40%
	III	Відносно високе	> 1.8	10%
№ 2	I	Низьке	< 0.89	50%
	II	Підвищене	0.9–1.79	40%
	III	Відносно високе	> 1.8	10%
№ 3	I	Низьке	< 0.83	50%
	II	Підвищене	0.84–1.76	40%
	III	Відносно високе	> 1.77	10%
№ 5	I	Низьке	< 1.21	50%
	II	Підвищене	1.22–1.90	40%
	III	Відносно високе	> 1.91	10%
№ 20	I	Низьке	< 0.91	50%
	II	Підвищене	0.92–1.75	40%
	III	Відносно високе	> 1.76	10%

Додаток И

Напрямки вітру на різних ПСЗ в однакові строки спостережень

Дата	Час	Напрямок вітру (в градусах)				
		ПСЗ № 1	ПСЗ №2	ПСЗ № 3	ПСЗ № 5	ПСЗ №20
04.01.2005	7	120	120	230	210	230
04.01.2005	19	0	10	200	260	260
05.01.2005	7	330	290	0	250	60
05.01.2005	19	300	310	210	220	110
06.01.2005	7	120	110	220	290	190
06.01.2005	19	120	190	220	270	170
09.01.2005	7	120	160	290	270	240
09.01.2005	19	260	220	250	190	290
10.01.2005	7	220	190	140	200	190
10.01.2005	19	360	230	230	260	260
11.01.2005	7	270	220	220	270	210
11.01.2005	19	120	210	210	270	240
12.01.2005	7	0	190	190	270	250
12.01.2005	19	260	230	230	240	100
13.01.2005	7	260	0	0	270	210
13.01.2005	19	230	230	230	250	160
14.01.2005	7	60	170	170	250	300
14.01.2005	19	0	160	170	260	70
15.01.2005	7	50	210	220	320	210
15.01.2005	19	60	260	230	250	310
17.01.2005	7	0	310	0	240	160
17.01.2005	19	0	210	220	270	190
18.01.2005	7	0	170	240	280	220
18.01.2005	19	0	210	140	260	140
19.01.2005	7	280	190	50	200	100
19.01.2005	19	60	130	190	210	130
20.01.2005	7	240	210	250	350	110
20.01.2005	19	220	260	200	320	220
21.01.2005	7	190	170	130	270	170
21.01.2005	19	90	220	240	350	170
22.01.2005	7	100	190	230	340	100

Дата	Час	Напрямок вітру (в градусах)				
		ПСЗ № 1	ПСЗ №2	ПСЗ № 3	ПСЗ № 5	ПСЗ №20
22.01.2005	19	0	190	200	270	150
24.01.2005	7	0	110	80	280	170
24.01.2005	19	0	140	180	210	240
25.01.2005	7	0	210	0	200	210
25.01.2005	19	60	70	40	170	220
26.01.2005	7	120	120	140	120	270
26.01.2005	19	120	310	340	150	340
27.01.2005	7	300	110	100	210	90
27.01.2005	19	200	220	230	190	170
28.01.2005	7	0	190	220	160	240
28.01.2005	19	0	60	230	170	240
29.01.2005	7	0	130	180	250	320
29.01.2005	19	0	210	340	240	240
31.01.2005	7	60	280	140	270	210
31.01.2005	19	0	70	50	250	170

Додаток К

Повторюваність випадків підвищеного рівня забруднення за різних напрямків вітру для основних забруднювальних домішок

ЗР	Напрямок вітру							
ПСЗ № 1								
	Пн.	Пн-Сх.	Сх.	Пд.-Сх.	Пд.	Пд.-зх.	Зх.	Пн.-зх.
ПИЛ,%	25,0	21,4	34,6	30,0	16,7%	25,0	30,3%	25,6
SO ₂ ,%	58,6	57,1	58,7	66,7	50,0%	64,0	66,7%	65,1
CO,%	72,4	54,7	46,0	61,1	72,2%	54,0	46,2%	49,1
NO ₂ ,%	58,6	66,7	69,8	59,3	50,0%	70,0	61,5%	70,8
ПСЗ № 2								
ПИЛ,%	22,2	34,6	52,6	61,8	53,4%	53,8	44,7%	39,6
SO ₂ ,%	68,2	46,7	52,9	63,5	67,4%	57,1	53,6%	62,9
CO,%	63,6	46,7	51,4	51,8	49,5%	53,8	50,0%	45,7
NO ₂ ,%	72,7	56,7	62,9	49,4	49,5%	58,0	50,0%	54,3
ПСЗ № 3								
ПИЛ,%	52,9	45,5	44,4	44,6	45,0%	41,9	63,3%	51,6
CO,%	44,6	37,8	52,1	44,6	38,0%	46,0	41,9%	37,8
NO ₂ ,%	47,0	48,7	54,2	58,2	54,0%	46,8	45,2%	55,6
ПСЗ № 5								
ПИЛ,%	46,5	28,1	4,8	17,8	10,0%	17,1	20,5%	26,2
SO ₂ ,%	59,1	49,6	54,0	45,0	59,3%	50,7	45,9%	35,1
CO,%	40,4	43,1	47,8	37,0	52,3%	55,4	48,2%	51,4
NO ₂ ,%	40,9	37,4	38,0	46,3	46,0%	43,3	40,9%	40,4
ПСЗ № 20								
ПИЛ,%	20,0	27,1	26,8	24, 6	18,6%	14,0	19,8%	20,5
SO ₂ ,%	53,9	50,0	50,7	61,9	52,7%	60,0	64,6%	71,0
CO,%	46,2	51,8	55,1	57,1	55,4%	50,9	50,0%	46,0
NO ₂ ,%	76,9	57,1	60,9	60,3	51,4%	62,7	59,4%	68,0

Snizhko S., Shevchenko O.

Meteorological Aspects of Air Pollution of Urban Areas: scientifically monograph.

The monograph is devoted to the problem of assessment of modern air pollution level in Kyiv city and development of its short-term forecasting methods.

It's established a formation of a new tendency of long-term condition of air pollution in Kyiv city at the beginning of the 21st century because of rapid increase of contaminants emissions as a result of pollution mobile sources. It's investigated a space distribution of the main pollutants within city territory and created a series of maps of modern air pollution levels in the city using geoinformation system. It's developed a hierarchy classification scheme which consists of three levels and zoning of object system of air pollution monitoring in Kyiv city, which represents territory structures characterized by different level of anthropogenic load and different condition of air pollution level formation. The modern peculiarities of annual and diurnal variation of pollutants using automatic monitoring station data are established. The main mechanisms of meteorological factor influence on the air pollution are established. A new method of short-term forecasting of pollution level using spectral models is proposed.

Наукове видання

**Сніжко Сергій Іванович
Шевченко Ольга Григорівна**

**Урбометеорологічні аспекти забруднення атмосферного
повітря великого міста**

Монографія

Підписано до друку 2.10.2010

Формат 60×90/16 Папір офсетний.

Гарнітура Arial. Друк різнографічний.

Ум.др.арк. Обл.-вид.арк.

Наклад 300 прим. Зам. №08-010

Видавництво географічної літератури «Обрії»
Свідоцтво Держкомінформу України ДК №23 від 30.03.2000 р.
Київ, вул. Старокиївська, 10

Тел.: (096) 882 30 30
e-mail: vgl_obrii@ukr.net