

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
«ХАРКІВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ»**

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ГЕРЕЦУН ГАЛИНА МИХАЙЛІВНА

УДК 504.5:551.577.13

**ДИСЕРТАЦІЯ
ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ В УМОВАХ
ТЕХНОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ**

21.06.01 - Екологічна безпека

05 – Технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело



Г.М. Герецун

Науковий керівник:

Масікевич Юрій Григорович,

доктор біологічних наук, професор

Харків - 2019

АНОТАЦІЯ

Герецун Г.М. Екологічна безпека урбанізованих територій в умовах техногенної трансформації атмосферних опадів. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». – Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут» Міністерства освіти і науки України, Харків, 2019.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради К35.052.22. Національного університету «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України.

В дисертаційному дослідженні вирішено науково-практичне завдання по встановленню особливостей формування екологічної небезпеки урбанізованих територій під впливом техногенно-трансформованих опадів. Запропоновано методологію якісної і кількісної оцінки можливих проявів екологічної небезпеки, зумовленої атмосферними опадами.

Розглянуто особливості атмосферних опадів, як об'єкту оцінки екологічної безпеки. Дано визначення поняття екологічно безпечні опади. Показано, що комплексна взаємодія з компонентами навколишнього середовища робить атмосферні опади універсальним індикатором, який характеризує екологічну безпеку регіону.

Проведена ідентифікація джерел екологічної небезпеки, що мають вплив на формування складу опадів. Показано, що за рахунок викидів пересувних джерел формується основна кількість викидів кислототвірних сполук.

Здійснено аналіз даних моніторингу атмосферних опадів. Встановлено трансформацію хімічного складу, що супроводжується перерозподілом кількостей основних іонів та закисленням атмосферних опадів. Виявлено утворення локальних осередків підвищеного забруднення атмосферного повітря, що зумовлює трансформацію хімічного складу опадів.

Встановлено кореляційні залежності між компонентами. На основі аналізу кількості переважаючих компонентів та їх кореляційних взаємозв'язків, показано переважання континентального впливу з високою антропогенною складовою у формуванні складу опадів.

Отримано кінетичні закономірності вимивання сульфатів і нітратів. Встановлено, що найбільш небезпечними з точки зору екологічної безпеки є перші хвилини випадання дощів.

Запропоновано кількісну оцінку можливих проявів екологічної небезпеки, зумовленої атмосферними опадами. Розроблено шкалу оцінки екологічної небезпеки. Проведена оцінка рівнів і ступенів екологічної небезпеки атмосферних опадів м. Чернівці.

Ключові слова: екологічна безпека, атмосферні опади, забруднення, хімічний склад, урбанізована територія, техногенна трансформація, показник рН.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Кислотність атмосферних опадів як складова екологічної безпеки урбанізованих територій / *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2011. Випуск №2(4). С. 22 – 24.
2. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г., Солодкий В.Д. Аналіз етапів оцінки екологічного ризику атмосферних опадів / *Збірник наукових праць Подільського аграрно – технічного університету*. 2012. Спец. випуск: сучасні проблеми збалансованого природокористування. С. 114 – 116.
3. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Методологічні підходи до оцінки атмосферних опадів як чинника формування екологічного ризику / *Вісник Кременчуцького національного університету ім. М. Остроградського*. 2012. Випуск №5 (76). С. 119 – 122.

4. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Аналіз ризикоформуєчих факторів атмосферних опадів м. Чернівці / *Екологічна безпека*. 2013. Випуск №2 (16). С. 40 – 43.
5. Герецун Г.М. Екологічна безпека урбанізованих територій в умовах техногенної трансформації атмосферних опадів / *Східно-Європейський журнал передових технологій*. 2014. № 4/10 (70). С. 13-17.
6. Герецун Г.М. Вплив екологічно небезпечних опадів на властивості міських ґрунтів / *Вісник лісотехнічного університету*. 2014. Вип. 24(8) С. 106-110.
7. Герецун Г.М. Характеристика вмісту хімічних компонентів у атмосферних опадах м. Чернівці, як фактор формування екологічної небезпеки / *Збірник наукових праць Подільського державного аграрно-технічного університету*. 2014. Спец. випуск: сучасні проблеми збалансованого природокористування. С. 95 – 97.
8. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Оцінювання рівня екологічної небезпеки міського середовища, спричиненої техногенною трансформацією атмосферних опадів / *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(3). С. 95 – 98.
9. Masikevych A., Heretsun H., Masikevych Yu., Kolotylo M., Yaremchuk V. Atmospheric protection as a composition of environmental safety of the region // *East European Scientific Journal*. 2018. №12 (40). part 1. P. 30-34.
10. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г., Гольонко Р.А. Аналіз забруднення атмосферних опадів домішками на вулицях міста / *Вісник НЛТУ*. №29 (1). 2019. С. 66-69.
11. Герецун Г.М., Хлистун Н.Я., Масікевич Ю.Г., Масікевич А.Ю. Аналіз кислотних властивостей атмосферних опадів міста Чернівці з позицій екологічної безпеки / *Екологічні науки*. 2019. № 5(24). С. 22-25.

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

1. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Показник рН як критерій екологічної безпеки атмосферних опадів. *Екологічна безпека держави* : матеріали

- Всеукраїнської науково-практичної конференції, 19-21 квітня 2011 р. Київ : НАУ, 2011. С. 71-72.
2. Герецун Г.М. , Масікевич Ю.Г. Умови формування режиму рН атмосферних опадів міста Чернівці. *Регіональні та транскордонні проблеми екологічної безпеки. Горбуновські читання* : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, 5-7 травня 2011 р. Чернівці : Прут, 2011. С. 48-49.
 3. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Обґрунтування підходу формування системи спостереження за екологічною безпекою атмосферних опадів міста Чернівці. *Карпатська конференція з проблем охорони довкілля* : матеріали міжнародної науково-практичної конференції, 15 – 16 травня, 2011 р. Мукачево-Ужгород, 2011. С. 223-224.
 4. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Аналіз випадків виникнення кислотних опадів на території міста Чернівці. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування* : матеріали IV регіональної наукової конференції, 8 – 9 грудня, 2011 р. Харків, 2011. С. 40 – 41.
 5. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Оцінка екологічного ризику атмосферних опадів урбанізованих територій. *Екологічна безпека держави* : матеріали Всеукраїнської науково – практичної конференції, 17 – 18 квітня, 2012 р. Київ, 2012. С. 119.
 6. Герецун Г.М. Атмосферні опади як фактор формування екологічної небезпеки урбанізованих територій. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнародного конгресу, 17-19 вересня 2014 р. Львів : Нац. у-т «Львівська політехніка», 2014. С. 21.
 7. Герецун Г.М. Аналіз стану екологічної безпеки на вулицях промислового міста в умовах впливу техногенно трансформованих опадів. *Проблеми екологічної безпеки* : матеріали 13 міжнародної науково-технічної конференції, 8 – 9 жовтня 2014 р. Кременчук : Кременчуцький нац. у-т ім. Михайла Остроградського, 2014. С.51.

8. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Стан атмосферних опадів як індикатор екологічної небезпеки. *Екологічна безпека держави* : матеріали 9 Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів, 16 квітня 2015 р. Київ, 2015. С. 157.
9. Герецун Г.М. Управління якістю міського середовища в умовах впливу екологічно небезпечних опадів. *Еколого – правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів* : матеріали 10 міжнародної науково-практичної конференції, 20-21 жовтня 2015 р. Харків, 2015. С.21 – 23.
10. Герецун Г.М., Котельбан С.В. Моніторинг хімічного складу атмосферних опадів міста Чернівці. *Екологічний стан і здоров'я жителів міських екосистем. Горбуновські читання* : матеріали читань, 05 – 06 травня 2016 р. Чернівці, 2016. С. 64 – 65.

ABSTRACT

Heretsun H.M. Ecological safety of urbanized territories in conditions of technogenic transformation of atmospheric precipitation. - Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

Dissertation for obtaining the scientific degree of the candidate of technical sciences (doctor of philosophy) in specialty 21.06.01 "Ecological safety". - National Technical University "Kharkiv Polytechnic Institute" of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Kharkiv, 2019.

The defense of the dissertation will be held at a meeting of the specialized academic council K 35.052.22. National University "Lviv Polytechnic" of the Ministry of Education and Science of Ukraine.

In the dissertation research the scientific and practical task on establishment of features of formation of ecological danger of urbanized territories under the influence of technogenically-transformed sediments is solved. The methodology of qualitative and quantitative estimation of possible manifestations of ecological danger caused by atmospheric precipitation is proposed.

The features of atmospheric precipitation as an object of environmental safety assessment are considered. The definition of the concept of environmentally safe precipitation is given. It is shown that the complex interaction with the components of the environment makes atmospheric precipitation a universal indicator that characterizes the ecological safety of the region.

Identification of sources of environmental hazard, which have an influence on the formation of precipitation composition. It is shown that due to emissions of mobile sources, the main amount of emissions of acid-forming compounds is formed.

The analysis of data of monitoring of atmospheric precipitation is carried out. The transformation of the chemical composition has been established, which is accompanied by the redistribution of the number of basic ions and acidification of atmospheric precipitation. The formation of local cells of high pollution of atmospheric air, which causes the transformation of the chemical composition of precipitation, is revealed.

Correlation dependencies between components are established. Based on the analysis of the number of predominant components and their correlation relationships, the predominance of continental influence with a high anthropogenic component in the formation of precipitation composition is shown.

The kinetic regularities of washing of sulfates and nitrates are obtained. It is established that the most dangerous from the point of view of environmental safety are the first minutes of rain falls.

The quantitative estimation of possible manifestations of ecological danger caused by atmospheric precipitation is proposed. The ecological hazard assessment scale has been developed. The estimation of levels and degrees of environmental hazard of atmospheric precipitation in Chernivtsi is carried out.

Key words: ecological safety, atmospheric precipitation, pollution, chemical composition, urbanized area, technogenic transformation, pH index.

LIST OF PUBLICATIONS

Scientific works, in which the main scientific results of the dissertation are published:

1. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Kyslotnist' atmosferykh opadiv yak skladova ekolohichnoyi bezpeky urbanizovanykh terytoriy / *Ekolohichna bezpeka ta zbalansovane resursokorystuvannya*. 2011. Vypusk №2(4). S. 22 – 24.
2. Heretsun H.M., Masikevych YU.H., Solodkyy V.D. Analiz etapiv otsinky ekolohichnoho ryzyku atmosferykh opadiv / *Zbirnyk naukovykh prats' Podil's'koho ahrarno – tekhnichnoho universytetu*. 2012. Spets. vypusk: suchasni problemy zbalansovanoho pryrodokorystuvannya. S. 114 – 116.
3. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Metodolohichni pidkhody do otsinky atmosferykh opadiv yak chynnyka formuvannya ekolohichnoho ryzyku / *Visnyk Kremenchuts'koho natsional'noho universytetu im. M. Ostrohrads'koho*. 2012. Vypusk №5 (76). S. 119 – 122.
4. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Analiz ryzykoformuyuchykh faktoriv atmosferykh opadiv m. Chernivtsi / *Ekolohichna bezpeka*. 2013. Vypusk №2 (16). S. 40 – 43.
5. Heretsun H.M. Ekolohichna bezpeka urbanizovanykh terytoriy v umovakh tekhnohennoyi transformatsiyi atmosferykh opadiv / *Skhidno-Yevropeys'kyy zhurnal peredovykh tekhnolohiy*. 2014. № 4/10 (70). S. 13-17.
6. Heretsun H.M. Vplyv ekolohichno nebezpechnykh opadiv na vlastyvoli mis'kykh hruntiv / *Visnyk lisotekhnichnoho universytetu*. 2014. Vyp. 24(8) S. 106-110.
7. Heretsun H.M. Kharakterystyka vmistu khimichnykh komponentiv u atmosferykh opadakh m. Chernivtsi, yak faktor formuvannya ekolohichnoyi nebezpeky / *Zbirnyk naukovykh prats' Podil's'koho derzhavnoho ahrarno-tekhnichnoho universytetu*. 2014. Spets. vypusk: suchasni problemy zbalansovanoho pryrodokorystuvannya. S. 95 – 97.
8. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Otsynuyannya rivnya ekolohichnoyi nebezpeky mis'koho seredovyscha, sprychynenoyi tekhnohennoyu

transformatsiyeyu atmosferykh opadiv / *Naukovyy visnyk NLTU Ukrayiny*. 2017. Vyp. 27(3). S. 95 – 98.

9. Masikevych A., Heretsun H., Masikevych Yu., Kolotylo M., Yaremchuk V. Atmospheric protection as a composition of environmental safety of the region // *East European Scientific Journal*. 2018. №12 (40). part 1. P. 30-34.
10. Heretsun H.M., Masikevych YU.H., Hol'onko R.A. Analiz zabrudnennya atmosferykh opadiv domishkamy na vulytskyakh mista / *Visnyk NLTU*. №29 (1). 2019. S. 66-69.
11. Heretsun H.M., Khlystun N.YA., Masikevych YU.H., Masikevych A.YU. Analiz kyslotnykh vlastyvostey atmosferykh opadiv mista Chernivtsi z pozytsiy ekolohichnoyi bezpeky / *Ekolohichni nauky*. 2019. № 5(24). S. 22-25.

Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials:

1. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Pokaznyk pH yak kryteriy ekolohichnoyi bezpeky atmosferykh opadiv. *Ekolohichna bezpeka derzhavy : materialy Vseukrayins'koyi naukovo-praktychnoyi konferentsiyi*, 19-21 kvitnya 2011 r. Kyiv : NAU, 2011. S. 71-72.
2. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Umovy formuvannya rezhymu pH atmosferykh opadiv mista Chernivtsi. *Rehional'ni ta transkordonni problemy ekolohichnoyi bezpeky. Horbunovs'ki chytannya : materialy Vseukrayins'koyi naukovo-praktychnoyi konferentsiyi*, 5-7 travnya 2011 r. Chernivtsi : Prut, 2011. S. 48-49.
3. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Obhruntuvannya pidkhodu formuvannya systemy sposterezhennya za ekolohichnoyu bezpekoyu atmosferykh opadiv mista Chernivtsi. *Karpat-s'ka konferentsiya z problem okhorony dovkillya : materialy mizhnarodnoyi naukovo-praktychnoyi konferentsiyi*, 15 – 16 travnya, 2011 r. Mukachevo-Uzhhorod, 2011. S. 223-224.
4. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Analiz vypadkiv vynyknennya kyslotnykh opadiv na terytoriyi mista Chernivtsi. *Ekolohiya, neoekolohiya, okhorona navkolyshn'oho seredovyshcha ta zbalansovane pryrodokorystuvannya :*

materialy Vseukrayins'koyi naukovoyi konferentsiyi, 8 – 9 hrudnya, 2011 r. Kharkiv, 2011. S. 40 – 41.

5. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Otsinka ekolohichnoho ryzyku atmosferykh opadiv urbanizovanykh terytoriy. *Ekolohichna bezpeka derzhavy* : materialy Vseukrayins'koyi nauko – praktychnoyi konferentsiyi, 17 – 18 kvitnya, 2012 r. Kyyiv, 2012. S. 119.
6. Heretsun H.M. Atmosferni opady yak faktor formuvannya ekolohichnoyi nebezpeky urbanizovanykh terytoriy. *Zakhyst navkolysn'oho seredovyscha. Enerhooshchadnist'. Zbalansovane pryrodokorystuvannya* : materialy 3-ho mizhnarodnoho konhresu, 17-19 veresnya 2014 r. L'viv : Nats. u-t «L'vivs'ka politehnika», 2014. S. 21.
7. Heretsun H.M. Analiz stanu ekolohichnoyi bezpeky na vulytsyakh promyslovoho mista v umovakh vplyvu tekhnohenno transformovanykh opadiv. *Problemy ekolohichnoyi bezpeky* : materialy 13 mizhnarodnoyi nauko-tekhnichnoyi konferentsiyi, 8 – 9 zhovtnya 2014 r. Kremenchuk : Kremenchuts'kyy nats. u-t im. Mykhayla Ostrohrads'koho, 2014. S.51.
8. Heretsun H.M., Masikevych YU.H. Stan atmosferykh opadiv yak indykator ekolohichnoyi nebezpeky. *Ekolohichna bezpeka derzhavy* : materialy 9 Vseukrayins'koyi nauko-praktychnoyi konferentsiyi molodykh uchenykh ta studentiv, 16 kvitnya 2015 r. Kyyiv, 2015. S. 157.
9. Heretsun H.M. Upravlinnya yakisty mis'koho seredovyscha v umovakh vplyvu ekolohichno nebezpechnykh opadiv. *Ekoloho – pravovi ta ekonomichni aspekty ekolohichnoyi bezpeky rehioniv* : materialy 10 nauko-praktychnoyi konferentsiyi, 20-21 zhovtnya 2015 r. Kharkiv, 2015. S.206 – 208.
10. Heretsun H.M., Kotel'ban S.V. Monitorynh khimichnoho skladu atmosferykh opadiv mista Chernivtsi. *Ekolohichnyy stan i zdorov'ya zhyteliv mis'kykh ekosystem. Horbunovs'ki chytannya* : materialy nauko-praktychnoyi konferentsiyi, 05 – 06 travnya 2016 r. Chernivtsi, 2016. S. 64.

ЗМІСТ

ВСТУП	13
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ТА МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ В УМОВАХ ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНИХ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ	18
1.1 Огляд напрямків досліджень хімічного складу атмосферних опадів	18
1.2 Аналіз теоретичних та практичних досліджень з проблем оцінки екологічної безпеки територій та складових елементів екосистеми	26
1.3 Характеристика атмосферних опадів як об'єкту оцінки екологічної небезпеки	38
1.4 Висновки до першого розділу. Постановка завдань	41
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ТА МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ	43
2.1 Загальна характеристика об'єкту та предмету дослідження	43
2.2 Характеристика факторів, що впливають на екологічну безпеку атмосферних опадів міста	45
2.2.1 Забруднюючі речовини та їх вимивання	47
2.2.2 Фізико-географічні фактори формування хімічного складу атмосферних опадів	50
2.2.3 Просторово-планувальні фактори	52
2.2.4 Види і обсяги забруднень	54
2.3 Природні та антропогенні особливості міста Чернівці	59
2.3.1 Географічні і кліматичні умови міста Чернівці	59
2.3.2 Структурно-функціональні особливості Чернівців	62
2.3.3 Викиди забруднюючих речовин в м. Чернівці	65
2.4 Вибір методів і методик дослідження	68
2.4.1 Вибір місць відбору проб і речовин-забруднювачів	68
2.4.2 Визначення рН дощової води	71
2.4.3 Визначення вмісту хлоридів	71

2.4.4	Визначення вмісту сульфатів	72
2.4.5	Визначення вмісту нітратів	72
2.4.6	Визначення вмісту амонію	73
2.4.7	Визначення вмісту гідрокарбонатів	73
2.4.8	Визначення вмісту кальцію і магнію	74
2.4.9	Визначення рН ґрунту	75
2.4.10	Обробка експериментальних даних	75
2.5	Висновки до другого розділу	77
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ		78
АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ МІСТА ЧЕРНІВЦІ		
3.1	Часова динаміка вмісту головних іонів в атмосферних опадах міста	78
3.2	Аналіз кислотних властивостей атмосферних опадів міста Чернівці	87
3.3	Дослідження математичних залежностей між компонентами опадів	95
3.4	Висновки до третього розділу	103
РОЗДІЛ 4. УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ МІСЬКОЇ ТЕРИТОРІЇ В		104
УМОВАХ ВПЛИВУ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ		
4.1	Аналіз закономірностей вимивання забруднюючих речовин на вулицях міста	104
4.2	Вплив опадів на елементи екосистем міста	112
4.3	Кількісна оцінка рівнів екологічної небезпеки, спричиненої атмосферним опадами	118
4.4	Управління екологічною безпекою міста в умовах впливу атмосферних опадів	123
4.5	Висновки до четвертого розділу	128
ВИСНОВКИ		130
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ		132
ДОДАТКИ		150

ВСТУП

Актуальність теми роботи. Серед компонентів навколишнього середовища атмосферні опади займають особливе місце. Випадання води у вигляді дощів є найбільш важливим механізмом, завдяки якому основна кількість живих організмів отримує вологу. Однак інтенсифікація діяльності людини призвела до збільшення емісії в атмосферу газів і аерозолів антропогенного походження. Вимиваючись із атмосфери, забруднюючі речовини призводять до виникнення техногенно-трансформованих опадів, а тому атмосферні опади самі по собі починають відігравати роль чинника екологічної небезпеки.

Аналіз існуючих наукових досліджень дозволяє констатувати наступне: при достатній вивченості особливостей проявів екологічної небезпеки, наявності науково-обґрунтованого підходу до вирішення проблем екологічної небезпеки, сформованої джерелами викидів забруднюючих речовин, роль атмосферних опадів, як фактору формування екологічної небезпеки урбанізованих територій, вивчена недостатньо. Саме тому і виникла необхідність встановлення особливостей формування екологічної небезпеки урбанізованих територій під впливом техногенно-трансформованих опадів та розробки рішень з управління екологічною безпекою стосовно підвиду екологічної небезпеки, сформованої чинниками техногенно-трансформованих опадів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Напрямок дисертаційного дослідження відповідає «Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року», затвердженої Розпорядженням КМУ від 17.10.2007 року №880-р. Дисертаційна робота виконана відповідно до «Державної цільової програми проведення моніторингу навколишнього природного середовища на період 2008-2012 рр.», затвердженої постановою КМУ від 05.12.2007 року №1376, в рамках Регіональних комплексних програм з охорони навколишнього природного середовища «Екологія» у Чернівецькій області на 2011-2015 роки (рішення сесії Чернівецької обласної ради від 29.03.2011 № 10-4/11) та на 2016-2018 роки (рішення 4 сесії Чернівецької

обласної ради VII скликання від 15.03. 2016 року № 19-4/16). Виконані дослідження є складовою частиною науково-дослідних робіт, які проводились кафедрою екології і права Чернівецького факультету Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут» за напрямком «Дослідження впливу антропогенних та метеорологічних чинників на стан довкілля та біорізноманіття урбанізованих і заповідних територій Карпатського регіону».

Мета та завдання дослідження. *Метою* дисертаційної роботи є встановлення особливостей формування екологічної небезпеки урбанізованих територій під впливом техногенно-трансформованих опадів.

Для досягнення мети були поставлені і вирішені такі *завдання*:

- охарактеризувати особливості атмосферних опадів, як об'єкту оцінки екологічної небезпеки урбанізованих територій та провести ідентифікацію джерел екологічної небезпеки, що впливають на формування складу опадів;

- здійснити аналіз довготривалих тенденцій зміни хімічного складу атмосферних опадів міста Чернівці;

- проаналізувати роль транспортних мереж і викидів автотранспорту в утворенні придорожніх зон підвищеної екологічної небезпечності опадів;

- встановити кореляційні залежності між компонентами атмосферних опадів;

- проаналізувати кінетичні особливості вимивання забруднюючих речовин;

- обґрунтувати вибір критеріїв оцінки екологічної небезпеки урбанізованих територій, яка формується під впливом техногенно-трансформованих опадів.

- розробити структурну схему управління екологічною безпекою атмосферних опадів з деталізацією значимих складових небезпеки та її джерел;

Об'єкт дослідження – процес формування екологічної небезпеки урбанізованої території під впливом атмосферних опадів.

Предмет дослідження – чинники, що зумовлюють формування екологічної небезпеки при впливі техногенно-трансформованих атмосферних опадів.

Методи досліджень. Методологічною основою теоретичних досліджень даної дисертаційної роботи є системний аналіз факторів і умов формування

екологічної небезпеки та пошук методів управління екологічною безпекою. У процесі виконання роботи використано комплексний метод досліджень, який базується на логічному узагальненні та систематизації інформаційної бази. Лабораторно-аналітичний метод використовувався для визначення ряду показників у пробах води і ґрунту. Методи регресійного аналізу використовувались для встановлення залежностей між компонентами атмосферних опадів. Обробка, збереження інформації та отримання функціональних залежностей здійснювалось за допомогою комп'ютерних програм Microsoft Excel, Statistica 6.0.

Достовірність результатів забезпечена застосуванням відомих методів та апробованих методик, лабораторним контролем визначення похибок складу проб та математичною перевіркою даних на наявність статистично достовірного взаємозв'язку за допомогою рангових коефіцієнтів кореляції. Проміжними критеріями обґрунтованості і достовірності висновків роботи є їх обговорення на численних конференціях, отримання позитивних рецензій на статті та використання отриманих результатів на практиці.

Наукова новизна одержаних результатів.

Вперше:

1. Теоретично обґрунтовано особливості формування екологічної небезпеки урбанізованих територій під впливом атмосферних опадів з ідентифікацією факторів екологічної небезпеки.

2. Обґрунтовано вибір критеріїв для кількісної оцінки рівнів екологічної небезпеки урбанізованих територій, яка формується під впливом техногенно-трансформованих опадів та розроблено шкалу оцінки відповідно до розглянутих критеріїв.

3. Розроблено структурну схему управління екологічною безпекою атмосферних опадів з деталізацією значимих складових небезпеки та її джерел.

Набули подальшого розвитку наукові підходи:

4. Одержання кінетичних закономірностей вимивання сульфатів та нітратів опадами.

5. Вивчення довготривалих тенденцій зміни хімічного складу атмосферних опадів.

6. Встановлення кореляційних залежностей між компонентами атмосферних опадів.

7. Розробки заходів зниження негативних впливів екологічно небезпечних опадів.

Практичне значення одержаних результатів полягає у можливості використання теоретичних і практичних досліджень наукової роботи при розробці комплексу заходів по зниженню екологічної небезпеки атмосферних опадів і підвищенню якості природних середовищ урбанізованих територій.

Результати дисертаційної роботи використані Управлінням екології та природних ресурсів Чернівецької обласної державної адміністрації при складанні планів природоохоронних заходів по зниженню негативних впливів на міське середовище. Результати дисертаційного дослідження впроваджуються у навчальний процес Чернівецького факультету Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут» під час проведення лекційних та практичних занять із курсів «Екологічна безпека та експертиза», «Урбоекологія», «Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище».

Особистий внесок здобувача. Автором особисто обґрунтовано актуальність теми, сформульовано мету та завдання дослідження, визначено методи дослідження, систематизовано та узагальнено інформаційну базу дослідження, проведені дослідження хімічного складу опадів, здійснена статистична обробка результатів, сформульовано науково обґрунтовані висновки. Визначення напрямків дослідження, обговорення поставлених задач проводились та виконувались під керівництвом д.б.н., проф. Масікевича Ю.Г.

Апробація матеріалів дисертації. Наукові положення, висновки та пропозиції дисертаційного дослідження доповідались, обговорювались і були схвалені на засіданнях кафедри екології і права Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут».

Основні положення та результати дисертаційного дослідження були представлені в доповідях на таких міжнародних та всеукраїнських наукових конференціях:

Всеукраїнська науково-практична конференція «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 2011 р.; 2012 р.; 2015 р.); Всеукраїнська науково-практична конференція «Регіональні та транскордонні проблеми екологічної безпеки. Горбуновські читання» (м. Чернівці, 2011 р.); Міжнародна науково-практична конференція «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» (м. Мукачєво-Ужгород, 2011 р.); Всеукраїнська наукова конференція «Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» (м. Харків, 2011 р.); 3-й міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 2014 р.); Міжнародна науково-технічна конференція «Проблеми екологічної безпеки» (м. Кременчук, 2014 р.); Науково-практична конференція «Еколого – правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» (м. Харків 2015 р.); Науково-практична конференція «Екологічний стан і здоров'я жителів міських екосистем. Горбуновські читання» (м. Чернівці, 2016 р.).

Публікації. Основні результати дисертаційної роботи опубліковані у 21 науковій праці. З них: 6 статей у наукових фахових виданнях України, що входять до наукометричних баз даних (Index Copernicus), 4 статті у фахових виданнях України, 1 стаття у наукових періодичних виданнях інших держав, 10 публікацій у збірниках матеріалів конференцій.

Структура та обсяг дисертаційної роботи обумовлені предметом, метою та завданням дослідження. Дисертаційна робота складається зі вступу, 4 розділів, висновків, списку використаних літературних джерел та додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладені на 164 сторінках машинописного тексту. Робота містить 19 таблиць та 35 рисунків, список використаних джерел налічує 166 найменувань. Дисертація містить 4 додатки.

РОЗДІЛ 1

ТЕОРЕТИЧНІ ТА МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ В УМОВАХ ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННО-ТРАНСФОРМОВАНИХ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ

1.1 Огляд напрямків досліджень хімічного складу атмосферних опадів

Випадання опадів представляє собою ефективний процес, завдяки якому невеликі кількості речовин видаляються із атмосфери і концентруються в малому об'ємі рідини. Майже всі речовини, які присутні в атмосфері у невеликих кількостях також присутні і в опадах [1]. Забруднення атмосферних опадів є похідним від забруднення повітряних мас, тому їх цілком можна використовувати як чутливий індикатор забруднення атмосфери. Рівень забруднення атмосферних опадів дає змогу визначити також відповідне забруднення ґрунтів у результаті осадження забруднюючих речовин з атмосфери.

Проблемам дослідження хімічного складу атмосферних опадів в науковій літературі приділяється значна увага в багатьох країнах світу. Ще з 1852 року у Франції проводилась публікація наукових робіт стосовно хімічного складу атмосферних опадів. В той час особлива увага приділялась кількісному вмісту азоту в опадах та встановлювались закономірності в розподілі бромю, йоду та сірки в опадах різного типу [1]. З цього періоду розпочинається активне дослідження хімічного складу атмосферних опадів та особливостей його формування.

Вже в 1872 році Роберт Ангус Сміт в своїй книзі «Воздух и дождь. Основы химической климатологии» вперше ввів поняття «кислотний дощ» і розробив концепцію визначення цього поняття [2].

В ХХ столітті дослідження хімічного складу атмосферних опадів дуже активно здійснювалось вже у багатьох країнах світу. Так, в роботі [3] відзначається, що дощова вода може нагромаджувати домішки одним із двох

шляхів: шляхом «вимиванням в хмарі», або завдяки процесам нижче хмар, які називаються «вимиванням опадами». При «вимиванні опадами» відбувається накопичення у дощовій воді домішок, якими забруднений приземний шар атмосфери.

Було встановлено взаємозв'язок між кислотністю опадів і вмістом у них певних речовин. Це зумовило одночасне проведення моніторингових спостережень як за значенням рН опадів, так і за вмістом кислототвірних сполук [3, 4, 5].

Умови і механізм вимивання забруднюючих речовин з атмосфери, особливості перенесення забруднюючих речовин із опадами, механізм перетворення хімічних сполук в атмосферній воді, особливості і режим хімічного складу атмосферних опадів в зоні аерації, вплив кислотних опадів на елементи навколишнього середовища викладені в роботах авторів [1, 3, 6, 7].

Дослідження хімічного складу атмосферних опадів, як критерію забруднення атмосферного повітря, наведено в роботі [8]. Дослідженнями цих авторів було показано, що кислотність атмосферних опадів знаходиться в залежності від забруднення атмосферного повітря. Також авторами обгрунтовано, що заповідні території можуть піддаватися впливу транскордонних перенесень забруднюючих речовин, що погіршує екологічний стан такої території.

Зміна хімічного складу опадів впродовж більш тривалого часового проміжку часу проводилась в США. За результатами таких досліджень було встановлено збільшення вмісту амонійних сполук для центральних і північних штатів. Також було зафіксовано зменшення вмісту нітратних сполук у складі опадів у північно-східних штатах, на противагу збільшенню вмісту цих сполук у західних і центральних штатах [9].

В роботах [10, 11] було проаналізовано вплив на хімічний склад атмосферних опадів морських аерозолів. Було показано, що вміст в опадах натрію і хлору має морське походження. Причому морська сіль визначає не менше 25% хімічного складу атмосферних опадів. А співвідношення Cl^-/Na^+ , Mg^{2+}/Na^+ у дощовій воді майже аналогічні таким же співвідношенням у морській воді. Також

автори висловили припущення, що чим вищими є конвективні висоти змішування речовин, тим більший внесок морських солей в дощовій воді. Слід зауважити, що досліджувані райони є прилягаючими до морського узбережжя.

Активно проводились дослідження із визначення впливу метеорологічних факторів на формування хімічного складу атмосферних опадів. За результатами досліджень [12, 13] встановлено, що об'єм вибірки, кількість днів, які пройшли з моменту останнього дощу, напрямок поривів вітру і пора року в значній мірі визначали змінність хімічного складу опадів.

Отже, характер і концентрація іонів в атмосферних опадах залежать від: характеру підстильної поверхні (море або суша), віддаленості від моря, аридності клімату, характеру ґрунтів, рослинності, наявності промислових підприємств, висоти місцевості, характеру самих опадів (дощ, сніг, град) та їхньої інтенсивності. Велике значення має також тривалість періоду, який передує випадінню атмосферних опадів. Так повітря, яке довго не промивалося опадами, характеризується вищою концентрацією аерозолів порівняно з опадами, які випали одразу за першим дощем [10-14].

Ще одним напрямком наукових досліджень, стосовно хімічного складу атмосферних опадів, є встановлення кореляційних зв'язків між компонентами опадів [15, 16]. Авторами були встановлені сильні кореляційні зв'язки між Na^+ і Cl^- , що вказує на те, що досліджуваний регіон піддається суттєвому впливу морських аерозолів. Ca^{2+} і Mg^{2+} корелюють з Cl^- , NO_3^- і SO_4^{2-} і це, на думку авторів дослідження, вказує на те, що CaCl_2 , MgCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$, CaSO_4 і MgSO_4 були основними компонентами, які поступали в атмосферні опади внаслідок континентального впливу. Високі коефіцієнти кореляції між NH_4^+ і NO_3^- ($r = 0,76$, $p < 0,001$) і між NH_4^+ і SO_4^{2-} ($r = 0,83$, $p < 0,001$) вказують, що NH_4NO_3 , $(\text{NH}_4)\text{HSO}_4$, і $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ були основними амонійними формами солей у складі опадів. В той же час позитивні кореляційні зв'язки між кислотними аніонами і H^+ були слабшими, що, на думку авторів, зумовлено високим ефектом нейтралізації опадів.

Встановленню кореляційних зв'язків між кислотними аніонами і нейтралізуючими їх катіонами присвячена робота [17]. Найвищі коефіцієнти кореляції зафіксовано між $\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ і $\text{H}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{NH}_4^+$ ($R=0,836$). Досить високим є зв'язок між $\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ і NH_4^+ ($R=0,701$). І значно меншим є зв'язок між $\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ і Ca^{2+} ($R=0,475$).

Також авторами дослідження [15] було вивчено часові закономірності зміни концентрацій двооксиду сірки та двооксиду азоту у повітрі і вмісту сульфатів та нітратів у дощовій воді. Часові тренди зміни концентрацій двооксидів сірки і азоту повністю повторюють зміну концентрацій сульфатів та нітратів в опадах.

В дослідженнях [18, 19] показано, що хімічний склад атмосферних опадів у містах значною мірою визначається динамікою повітряних потоків та кількістю викидів речовин-забруднювачів. Більш того, атмосферні опади є надійним індикатором забруднення повітря в населених пунктах. Аналіз багаторічних результатів моніторингу атмосферних опадів в Україні приведено в працях [19 - 23].

Закономірності, які отримані в роботі [19], демонструють, що швидкість зміни кислотності атмосферних опадів зазнає сезонних коливань, а саме: підвищення швидкості закислення опадів спостерігаються у весняно-осінні місяці, а в літньо-зимові періоди спостерігається зменшення швидкості проходження цього процесу. Це може бути пов'язано із кількістю опадів, що випадають в ці періоди.

Ці закономірності доповнюють результати, отримані в роботі [14], які свідчать, що серед метеорологічних факторів найбільший вплив на концентрацію хімічних речовин в атмосферних опадах справляє кількість опадів.

Отримані [19-23] результати також свідчать, що для багатьох регіонів досить гостро стоїть проблема кислотних дощів, особливо в індустриальних районах. Формування величини показника кислотності атмосферних опадів відбувається внаслідок впливу цілого ряду природних та антропогенних факторів. Однак, саме інтенсифікація діяльності людини призводить до суттєвої трансформації компонентного складу опадів і часто стає визначальним фактором

зміни їх кислотності. Особливо помітні такі зміни на урбанізованих територіях, які характеризуються високим рівнем забруднення атмосферного повітря. Також в окремих регіонах спостерігається зростання річних надходжень розчинених мінеральних речовин із атмосферними опадами.

Авторами досліджень [24] показано, що в кислотність атмосферних опадів найбільшу частку привносять мінеральні кислоти (HNO_3 і H_2SO_4). Частка мінеральних кислот складає 80-90%, частка органічних кислот 10-20% на урбанізованій території і 65-80% мінеральних кислот та 20-45% органічних кислот на слабоурбанізованих територіях. Це є додатковим свідченням того, що забруднення атмосферного повітря на високоурбанізованих територіях призводить до зростання в складі опадів мінеральних кислот антропогенного походження.

Також авторами цього дослідження було показано залежність між рН атмосферних опадів і відношенням потенціалу нейтралізації (NP) до потенціалу підкислення (AP) (рис. 1.1).

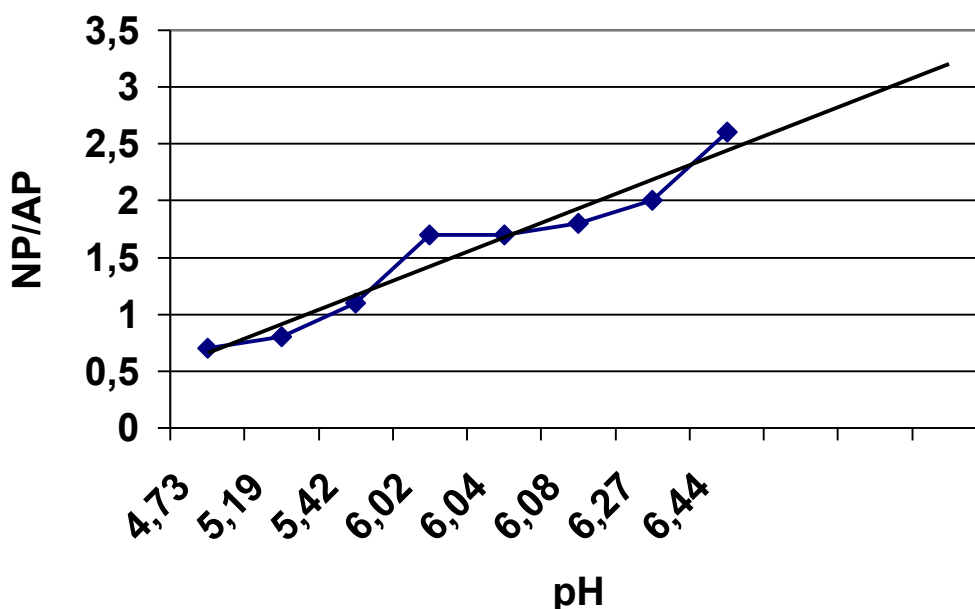


Рисунок 1.1 – Залежність рН від відношення потенціалу нейтралізації (NP) до потенціалу підкислення (AP) [24]

Частотний розподіл рН опадів, що приведений в [25], показав унімодальний характер (з одним максимумом) в діапазоні 6,4-6,7 рН на відміну від бімодального розподілу частот рН, зафіксованого в опадах Середземномор'я. Розподіл частот рН опадів наведено і в роботах авторів [16]. Однак частота розподілу характеризується значним переважанням опадів із рН < 5,6 і відсутністю чітко вираженого максимуму. Кількість таких опадів складає 46,9% від числа усіх досліджених випадків.

Залежність рН від відношення потенціалу нейтралізації (NP) до потенціалу підкислення (AP) [24] підтверджуються також дослідженнями [25], в яких, за п'ятирічний період дослідження атмосферних опадів, узагальнено експериментальні дані зменшення значення рН із зменшенням відношення NP/AP. Більше того, цей процес супроводжується зменшенням нейтралізаційного фактору (NF) за показниками NH_4^+ і Ca^{2+} .

Вплив різних типів підприємств на вміст мікроелементів у атмосферних опадах було досліджено авторами роботи [26]. Результати дослідження мікроелементного складу опадів показали, що найбільший вміст складають сполуки алюмінію і заліза. Однак вміст цих сполук залежить не тільки від переважаючих видів промисловості (металургійних, целюлозних підприємств, цементного заводу), а й від вмісту їх в природному середовищі і можливості потрапляння до атмосферних вод внаслідок пилового забруднення. В той же час висока, як повідомляється в цьому дослідженні, щільність руху в центрі міста та кільцева дорога, яка простягається по всьому місту, є основними джерелами таких елементів, як Cd, Pb і Cr.

Між умовами формування хімічного складу атмосферних опадів в континентальній і приморській частинах суші відзначаються певні відмінності [27]. В опадах прибережних станцій на частку основних іонів морського (Cl^- , Na^+) і континентального (SO_4^{2-} , Ca^{2+}) походження доводиться від 65 до 78%. У міру просування в глиб континенту в хімічному складі опадів зменшується частка сульфат і хлорид-іонів і збільшується частка нітрат- і гідрокарбонат-іонів, що

пов'язано зі збільшенням вітрової ерозії ґрунтів і збільшенням інтенсивності сільськогосподарських робіт.

В значній частині наукових публікацій приводяться співвідношення компонентів опадів у порядку зростання їх вмісту (табл. 1.1) [15, 25, 28-31].

Таблиця 1.1 – Співвідношення компонентів атмосферних опадів в різних частинах світу

Регіон	Співвідношення компонентів опадів	Джерело
Корея, басейн Шіхва	$\text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{H}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$	[15]
Китай, Пекін	$\text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{H}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+$	[25]
Бразилія, Сорокаба	$\text{Ca}^{2+} > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{H}^+ > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{PO}_4^{2-}$	[28]
Північний Йордан	$\text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{NH}_4^+ > \text{H}^+$	[29]
Греція, Патрас	$\text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{SO}_4^{2-} > \text{Mg}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{H}^+$	[30]
Росія, Східний Сибір	$\text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$	[31]

Такий підхід в оцінці співвідношення компонентів опадів дозволяє визначити складові, які мають найбільший вплив на формування кислотних характеристик опадів.

Ще одним напрямком досліджень є виявлення впливу промислового виробництва на склад атмосферних опадів. Так в роботі [32] показано, що викиди від місцевих металургійних підприємств впливають на ступінь забруднення опадів міддю. Також в цій роботі акцентується увага на наявності двох типів забруднення опадів: масштабних та локальних. Масштабні забруднення зумовлені

дальнім перенесенням забруднюючих речовин, в той час як локальні забруднення зумовлені впливом викидів місцевих джерел.

Авторами дослідження [33] показано, що обсяг кислотоутворюючих викидів в значній мірі залежить від можливості регулювання технологічних процесів, підвищення ефективності очистки викидів в спеціальних пристроях, заміни сировини та технологій, регулювання продуктивності виробництва. Також в цій роботі відзначається, що на процес кислотоутворення в межах зони локалізації промислових підприємств значно впливає напрямок вітру, в залежності від якого інтенсивність кислотоутворення змінюється в два і більше разів.

В роботі [34] проведена оцінка хімічного забруднення і екологічного стану території промислового міста. Як критерій екологічної оцінки обрано хімічний склад атмосферних опадів, який, на думку авторів дослідження, найбільш повно характеризує екологічну ситуацію, що дозволяє прогнозувати її зміни, а також пропонувати комплекс заходів по її покращенню. Авторами цього дослідження показано, що на межі санітарно-захисної зони різних підприємств і відстані 300 м від неї у хімічному складі опадів виявляються пріоритетні речовини, які характеризують викиди цих підприємств.

Вплив опадів на інші компоненти гідрохімічної системи розглядається як вплив метеорологічного фактору. Найбільш дослідженим аспектом впливу цього фактору є оцінка надходження хімічних речовин з атмосферними опадами на території водозборів річок та акваторії озер і водосховищ [35 – 40]. В дослідженнях [35 – 38] відзначається, що для території України загальна величина вкладу атмосферної складової найбільша у Кримських горах, а найменша у Степу. При цьому просторовий розподіл надходження компонентів хімічного складу опадів формується переважно двома факторами: кількістю опадів та рівнем забруднення атмосфери. При цьому для деяких речовин визначальним є перший фактор, а для інших – другий.

Автором дослідження [40] розглянута роль атмосферних опадів у формуванні хімічного складу поверхневих вод із використанням двох методичних підходів. Оцінка внеску атмосферної складової виконана по багаторічним даним

хімічного складу опадів з врахуванням складу поверхневих вод і питомого хімічного виносу речовин з водозбірної території. Встановлено, що атмосферні опади є основним джерелом потрапляння в поверхневі води хлоридів, значної частини сульфатів, амонію, нітратів і важких металів.

Роль техногенно-трансформованих опадів як джерела забруднення міських ґрунтів та водних об'єктів описано автором дослідження [41]. Отримані автором результати показали наявність статистично достовірних відмінностей між складом атмосферних опадів на територіях, що прилягають до різних типів підприємств, що призводить до погіршення стану таких компонентів ландшафтів як ґрунти та водні об'єкти.

Вивчення впливу кислотних атмосферних опадів на ґрунтове середовище було змодельовано в лабораторних умовах автором дослідження [42]. Проведені впродовж трьох років дослідження показали, що незалежно від виду кислотних дощів рН верхніх шарів ґрунту за період дослідження понизився на 0,2-0,8 одиниць. Виразне закислення ґрунтів простежено на глибині до 20 см. Найбільший вміст мікроелементів в досліджуваних ґрунтах фіксувався у випадку обробки ґрунтів сильнокислими зразками.

Проведений аналіз наукових праць щодо дослідження хімічного складу атмосферних опадів показав, що ці дослідження можна об'єднати у наступні напрямки: - аналіз умов формування хімічного складу опадів різних регіонів світу; - оцінка процесів трансформації складу опадів на урбанізованих територіях; - дослідження впливу кислотних опадів на деякі екосистеми.

1.2 Аналіз теоретичних та практичних досліджень з проблем оцінки екологічної безпеки територій та складових елементів екосистеми

Екологічні проблеми сучасності призводять до погіршення умов життєдіяльності, а подекуди створюють небезпеку існування людини. В будь-якому регіоні світу існує ряд загальних та специфічних чинників формування екологічної небезпеки: концентрація промислових виробництв, автотранспортне

навантаження, трансформація ландшафтів, неефективне використання природних ресурсів та ін. Особливої уваги до стану екологічної безпеки вимагають урбанізовані території, які характеризуються високим рівнем забруднення довкілля. Дослідження екологічної безпеки, виявлення екологічних криз в урбоекосистемах має велике значення при розробці першочергових заходів екологічної стабілізації урбанізованих територій [43-45].

Становлення екологічної безпеки, як невід'ємного атрибуту соціально-екологічного розвитку, в кінці ХХ століття привело до формування нового світосприйняття та концепції подальшого екологічно-безпечного розвитку суспільства [46]. Первинні основи загальної концепції екологічної безпеки закладені в роботах [47-49]. Так, в роботі Реймерса М.Ф. було дано визначення екологічної безпеки як сукупності дій, станів і процесів, що прямо або опосередковано не призводять до життєво важливих збитків (або загроз таких збитків), що завдаються природному середовищу, окремим людям і людству загалом [47].

В Україні все більше приділяється уваги вирішенню проблем екологічної безпеки. Зростає розуміння того, що соціально-економічний розвиток суспільства знаходиться в безпосередньому взаємозв'язку з якістю навколишнього середовища. Для забезпечення стабільного розвитку держави необхідним є визначення регіонів країни, де екологічний стан компонентів довкілля знаходяться в найгіршому стані, з метою спрямування ресурсів на впровадження природоохоронних заходів [50, 51].

Екологічна безпека формується в межах суспільних відносин і розглядається як система певних гарантій співіснування природи і людини. Правові вимоги щодо забезпечення екологічної безпеки різноманітні за своїм змістом, направленістю і містяться не тільки в екологічному законодавстві, але й в інших нормативно-правових приписах держави. Категорія «екологічна безпека» з'явилась в українському законодавстві з прийняттям Декларації про державний суверенітет України [52].

У подальшому вона отримує конституційне закріплення, її забезпечення та захист віднесено до обов'язків і найважливіших функцій держави, а також є справою всього українського народу (статті 16, 17 Конституції України). В ст. 3 Конституції безпека проголошується і визначається найвищою соціальною цінністю, наряду з людиною, її життям і здоров'ям, честю й гідністю, недоторканістю [53].

Відповідно до основних положень Конституції були розроблені: Основні напрямки державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів і забезпечення екологічної безпеки [54]; Концепція (основи державної політики) національної безпеки України [55]; Закон України «Про основи національної безпеки України» [56].

Загальні положення у сфері екологічної безпеки закріплені Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища». Самостійного закріплення в ньому дістав принцип правового забезпечення екологічної безпеки життєдіяльності людини, який належить до основних принципів екологічного права (ст. 3). Його сутність полягає в тому, що за допомогою правових та інших заходів забезпечується підтримка безпечного стану навколишнього природного середовища для життя та здоров'я громадян, довкілля в цілому [57].

Законодавче закріплення отримали заходи щодо забезпечення екологічної безпеки при здійсненні різних видів господарської діяльності, які можуть негативно впливати на навколишнє природне середовище, життя і здоров'я людини [52].

Впродовж останніх років інтенсифікувались дослідження з проблем екологічної безпеки. В дослідженнях [50, 58] екологічна безпека в рамках держави розглядається як складова національної безпеки. Особливість дослідження екологічної безпеки в системі національної безпеки пов'язано з аналізом, попередженням та прогнозуванням надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру. При цьому відзначається, що ефективно управляти екологічною безпекою можна тільки на основі ретельного вивчення умов формування екологічної небезпеки у певному регіоні.

Як зазначено в роботі [44], екологічна безпека включає три основних типи: природна, природно-антропогенна, антропогенна. Кожен з перелічених типів небезпек включає класи безпеки. Екологічні небезпеки природного та природно-антропогенного типів представлені подібними класами. А до складу антропогенного типу екологічної безпеки включено три класи: сапієнтна, техногенна і соціогенна безпеки.

Авторами роботи [59] визначено ієрархічну структуру техногенного і соціогенного класів антропогенного типу екологічної безпеки, виділено види і підвиди безпеки. До техногенних класів безпеки автори даного дослідження відносять безпеки сформовані біологічними, хімічними, фізичними, ландшафто-трансформуючими, інформаційними, інноваційно-проектними, експлуатаційними чинниками. До соціогенних класів безпеки відносять безпеки сформовані нормативно-правовими, соціально-економічними, інформаційно-освітніми, науково-технічними, духовно-культурними, організаційно-управлінськими чинниками.

В дослідженні [60] автори відзначають, що до вибору показників оцінки стану екологічної безпеки слід підходити з урахуванням мети і того, де в подальшому будуть використовуватися ці показники. В роботі представлено ієрархічну структуру методів оцінки стану екологічної безпеки. Відповідно до розробленої класифікації, всі методи оцінки стану екологічної безпеки поділяються на два типи: диференційні та інтегральні. Диференційні методи оцінки екологічної безпеки базуються на визначенні концентрацій, об'ємів забруднювачів в компонентах довкілля, рівнів різних типів випромінювань та порівняння їх значень з нормативними показниками. Інтегральні ж методи автори поділяють на два класи: розрахункові (індексні та оцінка ризику) та біоіндикацію.

Регіональні особливості управління екологічною безпекою більш детально аналізуються авторами досліджень [45, 61, 62]. Авторами роботи [45] проведена оцінка екологічної безпеки регіонів України за доповненим інтегральним показником екологічної безпеки

$$Y_j = \sum_k \beta_k y_{kj} \quad (1.1)$$

$k = 1, 2, 3, 4, 5, 6; j = 1, \dots, 25,$

де y_{kj} – k – й показник небезпеки j – го регіону;

β_k - ваговий коефіцієнт ($\sum_k \beta_k = 1$).

В дослідженні [61] запропоновано аналізувати рівень екологічної безпеки певного регіону на основі інтегрального показника деградації екологічного стану території

$$P_{ec} = \sum_{i=1}^6 \left[a_i \ln \left(1 - \frac{H_{\phi}^i - K_p^i}{K_p^i} \right) + C_i \right] k_i \quad (1.2)$$

де H_{ϕ}^i, K_p^i – відповідно показники фактичного і критичного станів i -го компонента природного середовища;

a – коефіцієнт нормувальної функції;

k_i - ваговий коефіцієнт i -го компонента природного середовища;

C_i – концентрація i -го компонента забруднення природного середовища.

У роботі [62] проведений аналіз конкретних чинників (хімічних, фізичних, біологічних та трансформації ландшафтів) техногенної небезпеки регіону. Запропоновано оцінку екологічної небезпеки здійснювати на основі індексу техногенної небезпеки (Т)

$$T_x = K_T K_P (K_r \sum_i K_i M_{ia} + K_s \sum L_i M_{ic} + K_v K_z \sum N_i M_{io}) \quad (1.3)$$

де K_p – коефіцієнт, що залежить від кількості осіб, які потрапляють під вплив техногенних чинників;

K_i – басейновий коефіцієнт, який враховує особливості території та еколого-економічні умови функціонування водойми;

L_i, N_i – показники, що враховують вплив на людину та навколишнє середовище одиниці маси i -го шкідливого компонента відповідно.

Описані підходи до порівняльної оцінки регіонів за рівнем екологічної безпеки дають змогу ранжувати регіони за ступенем небезпеки і цілеспрямовано здійснювати моніторинг актуальних загроз екологічній безпеці на основі системи їх показників.

Техніко-економічний напрямок дослідження екологічної безпеки розглядається в роботах [63-65]. Так в роботі [63] відзначається, що для

підвищення ефективності оцінки екологічної безпеки доцільно ввести економічні та демографічні індикатори. Авторами [64] запропоновано збалансовану систему показників (ЗСП) для прийняття рішення стосовно вибору ефективної альтернативи екологічного проекту й управління його реалізацією. Адаптована для екологічного проекту ЗСП являє собою сукупність взаємозалежних показників, що відображають стратегічні цілі й оцінювані критичні фактори поточного і майбутнього станів довкілля в територіальній екосистемі. У дослідженнях [65] запропонована методика визначення кількісного впливу основних чинників на загальну величину інтегрального показника екологічної безпеки об'єкта (ШЕБО). Дана методика, на думку авторів дослідження, дозволяє кількісно оцінити екологічний стан об'єкта та його вплив на регіональну екологічну безпеку. Значення ШЕБО об'єкта визначається за формулою

$$ШЕБО = \left[\frac{K_a + K_v + K_{ш} + K_p}{K_{п}} - \frac{K_3}{K_{п}} \right] \times 100 \quad (1.4)$$

де K_a , K_v , $K_{ш}$, K_p – коефіцієнти забруднення (атмосфери, гідросфери, техносфери та внесок ризиків);

K_3 – коефіцієнт екологічних затрат;

$K_{п}$ – коефіцієнт забруднення загальної площі.

Диференційні методи (відповідно до класифікації [60]) оцінки екологічної безпеки територій та окремих компонентів довкілля базуються на нормативному підході, за яким встановлюються пороги впливу і гранично допустимі рівні впливу. Основою для встановлення безпечних рівнів впливу забруднювачів довкілля є концепція порогів шкідливого впливу, згідно якої для кожного агента, який викликає несприятливі ефекти в організмі, існують і можуть бути знайдені дози (концентрації), при яких зміна функцій організму буде мінімальною і не виходитиме за межі пристосувальних реакцій організму [66].

На цьому принципі базуються і екологічні нормативи, які є одним з головних елементів управління екологічною безпекою, засобом за допомогою якого визначаються межі впливу на довкілля. Для оцінювання екологічної безпеки території використовують показники гранично допустимих концентрацій (ГДК),

гранично допустимих рівнів (ГДР) і гранично допустимих доз (ГДД). Найпоширенішою серед норм екологічної безпеки є гранично-допустима концентрація [44, 67].

Контроль за екологічним станом територій здійснюється зіставленням фактичних концентрацій шкідливих речовин, наявних у повітрі, воді чи ґрунті на певній території з гранично допустимою

$$\sum \frac{C_i}{ГДК_i} \leq 1 \quad (1.5)$$

де, C_i – фактична концентрація шкідливої речовини у компоненті середовища;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація цієї речовини у даному компоненті середовища [67].

Однак, існуючі нормативи ГДК, які визначають умови екологічної безпеки територій, часто не відповідають характеру екологічних загроз і вимагають вдосконалення з урахуванням даних сучасної науки.

Індексні методи оцінки стану екологічної безпеки є більш досконалим та зводяться до встановлення індексу у вигляді конкретного виду функції, значення якої може змінюватись у певних межах. Аналіз за такими показниками є більш комплексний [60]. Приклади оцінки такого типу описані вище в працях [45, 61-62, 65].

На основі диференційних та індексних методів аналізу стану екологічної безпеки можна оцінити з різним ступенем повноти фактичний стан екологічної безпеки території чи складової довкілля. Однак виявляти рівні прогнозних екологічних загроз, які необхідні для прийняття рішень про зменшення чи запобігання небезпек, викликає певні труднощі. Для цього необхідно оперувати величиною, яка б враховувала небажаність небезпеки, тобто можливі збитки від її реалізації, з можливістю її реалізації [68].

Тому останнім часом все більшого поширення набувають методи аналізу екологічної безпеки шляхом оцінки екологічного ризику. Знаючи величину ризику і порівнюючи її з якоюсь певною величиною (прийнятний або допустимий

ризик), можна зробити висновок про рівень небезпеки діяльності чи фактору впливу. При перевищенні прийнятного ризику необхідно застосовувати заходи, які б зменшили небезпеку до допустимого рівня. На сучасному етапі концепція аналізу ризику є дуже поширеною у всьому світі в процесі прийняття рішень по управлінню якістю навколишнього середовища [69 - 71].

Визначень поняття «ризик» є багато [44, 69, 71], кожне з яких найкращим чином відповідає тій галузі науки, яка його використовує. В техногенній і екологічній безпеці ризик – це ймовірність виникнення несприятливих для природного середовища і людини наслідків здійснення господарської або іншої діяльності [69-70]. Під екологічним ризиком (ecological risk) в зарубіжних публікаціях і рекомендаціях міжнародних організацій [71-72] розуміють імовірність розвитку несприятливих ефектів в біосистемах, у рослинах і тваринах.

В Україні прийняті наступні значення ризиків (табл. 1.2) [73].

Таблиця 1.2 – Рівні ризику прийняті в Україні

Характеристика рівня ризику	Кількісне значення ризику
Високий рівень ризику Не прийнятний для виробничих умов і населення.	$> 10^{-3}$
Середній рівень ризику Припустимий для виробничих умов. При впливі на населення вимагає ретельного контролю і прийняття заходів з управління ризиком.	$10^{-3} - 10^{-4}$
Низький рівень ризику Припустимий ризик. Рівень відповідає встановленню гігієнічних нормативів для населення.	$10^{-4} - 10^{-6}$
Мінімальний рівень ризику Цільова величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів.	$< 10^{-6}$

Прийнято, що процедура оцінки ризику, як найважливіша складова частина загальної методології аналізу ризику, складається з чотирьох етапів:

- ідентифікація небезпек;
- оцінка залежності «доза-ефект»;
- оцінка експозиції;
- характеристика ризику (отримання кількісних оцінок ризику).

Найскладніші етапи оцінки ризику пов'язані із визначенням кількісних показників впливів на основі оцінки залежності «доза-ефект» і характеристиці ризику для конкретних об'єктів і територій. В методології оцінки залежності «доза-ефект» важливе місце займає поняття порогу дії. При оцінці ризику канцерогенного впливу передбачають, що небезпечний вплив не має порогу дії. В свою чергу, при оцінці ризику розвитку не канцерогенних ефектів зазвичай виходять з положення про наявність порогу шкідливої дії, нижче якого шкідливі ефекти не розвиваються [68, 70].

В даний час в основу стратегії управління безпекою життєдіяльності покладена концепція допустимого ризику, яка представляється головним механізмом розробки і ухвалення рішень як на міжнародному, державному чи регіональному рівнях, так і на рівнях окремих потенційних джерел забруднення довкілля. Під допустимим ризиком розуміють рівень ризику розвитку несприятливого ефекту, який не вимагає прийняття додаткових заходів по його зниженню [69 - 70]. Концепція допустимого ризику базується на недосяжності абсолютної безпеки [69], тобто неможливості реалізації концепції нульового ризику.

Проблемам оцінки екологічного ризику в Україні присвячено чимало наукових робіт, в яких розглядаються різні підходи до його визначення [51, 74-81]. Так, в роботах [77, 81] здійснено обґрунтоване уточнення термінів у відношенні поняття екологічного ризику на основі причинно-наслідкових зв'язків. В дослідженнях [74, 78] представлено методологію комплексної оцінки екологічного ризику компонентів довкілля. Автором [76] запропоновано алгоритм оцінки безпеки екологічної системи з врахуванням ризику. В дослідженнях [75,

80, 51] приведено результати аналізу рівня екологічної небезпеки регіонів України на основі оцінки екологічного ризику.

В роботі [78] автором запропонована уніфікована методика оцінки екологічних ризиків при забрудненні навколишнього природного середовища. В якості кількісної міри ризику приймається імовірність реалізації потенційних небезпек

$$R = P_w \sum_{k=1}^m W_k(HQ), \quad (1.6)$$

де, P_w – імовірність перебування об'єкта у зоні впливу за певний час;

$W_k(HQ)$ – умовна імовірність нанесення шкоди об'єкту впливу при поглинанні концентрації величиною C k -го шкідливого інгредієнта;

$HQ = C/ГДК$ – коефіцієнт небезпеки;

I – безпечний рівень.

При визначенні екологічного ризику для життя і здоров'я людини, оцінка величини ризику здійснюється по двох напрямках: оцінка шкідливості даної речовини (оцінка токсичності) та оцінка ступеню контакту цієї речовини з організмом людини (оцінка експозиції). Ці два підходи дають можливість передбачити імовірність настання певного негативного наслідку [68].

Підходи до оцінки екологічного ризику погіршення стану водних екосистем запропоновано авторами досліджень [74, 79]. Згідно з існуючими підходами оцінка якості води здійснюється на основі нормативів екологічної безпеки водокористування та екологічних нормативів якості води водних об'єктів. Оцінювання якості води з точки зору екологічної безпеки для різних потреб водокористування здійснюється відповідно до принципу: для речовин з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості повинна виконуватися умова (1.5).

В Україні розроблено і апробовано цілий ряд методичних підходів до оцінки екологічного стану і ризику забруднення водних джерел. Жукинський В.Н. в роботі [77] дає визначення поняття «екологічний ризик для поверхневих вод» як ймовірність небажаних наслідків для водних екосистем і їх компонентів внаслідок дії антропогенних і природних чинників, в тому числі погіршення якості води.

Автори роботи [79] пропонують екологічний ризик для водних систем визначати як

$$P_G^c = f(G_v \langle v = \bar{1}, \bar{N}_G \rangle, H_{Gm} \langle m = \bar{1}, \bar{N}_{HG} \rangle), \quad (1.7)$$

де G_v – сучасний стан водних систем;

H_{Gm} – інтегральна оцінка сучасного рівня антропогенного тиску під дією негативних чинників на водні системи за v -м показником.

Такий підхід до оцінки екологічного ризику водних систем, на думку авторів [79], доцільно використовувати як макроекологічний показник при визначенні пріоритетності впровадження природоохоронних заходів у басейнах річок.

Розроблена в Україні методика екологічної оцінки якості поверхневих вод базується на визначенні екологічного індексу [82]. Комплекс показників для екологічної оцінки якості поверхневих вод формують загальні та специфічні показники. Загальні показники, до яких належать показники сольового складу і трофо-сапробності вод (еколого-санітарні), характеризують звичайні властиві водним екосистемам інгредієнти, концентрації яких можуть змінюватися під впливом господарської діяльності. Специфічні показники характеризують вміст у воді забруднюючих речовин токсичної і радіаційної дії.

Інший підхід визначення екологічного ризику для поверхневих вод подано в роботі [77] і його оцінка базується на зіставленні відносних значень показників (класів, категорій, індексів), які характеризують якість поверхневих вод при різному стані водних екосистем. За «еталонну» якість води прийнято екологічні нормативи якості поверхневих вод.

Для більшої деталізації визначення екологічного ризику в окремих водних об'єктах застосовується методика оцінки екологічного ризику, що виникає під впливом джерел забруднення на водні об'єкти [74]. Методика орієнтована на обробку даних, зібраних при натурних дослідженнях і базується в першу чергу на показниках біологічних тест-об'єктів.

Оскільки атмосферні опади є складовою частиною гідросфери, то доцільно припустити, що для оцінки їх стану і ризиків виникнення екологічних небезпек

слід використовувати існуючі методики оцінки якісного стану та екологічних небезпек водних джерел.

Оцінка якості води за індексом забруднення води (ІЗВ) одна із довго використовуваних комплексних методик оцінки якості води, яка давала змогу одержувати характеристику процесів, що відбуваються у водному середовищі. Формалізованим критерієм для даного способу оцінки є сума відношень концентрацій i -тої речовини до її гранично допустимої концентрації [83-84].

$$ІЗВ = \frac{1}{n} \sum \frac{C_i}{ГДК_i} \quad (1.8)$$

де, C_i – концентрація компонента у воді;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація цієї речовини;

n – число показників, які використовуються для розрахунку індексу.

В гідрохімічній практиці використовується і дещо змінений, порівняно із ІЗВ, метод інтегральної оцінки якості води (КІЗ), по сукупності наявних в ній забруднюючих речовин і частоті їх виявлення. Ця методика передбачає проведення кілька ступеневої класифікації. Перший ступінь класифікації базується на встановленні міри стійкості забруднення (повторюваності P випадків перевищення ГДК) [84- 85].

$$P = \frac{N_{ГДК_i}}{N_i} \quad (1.9)$$

де, $N_{ГДК_i}$ - число випадків перевищення ГДК по i -му компоненту;

N_i – загальне число вимірювань i -го компоненту.

Другий ступінь класифікації базується на встановленні рівня забруднення, мірою якого є кратність K перевищення ГДК.

$$K = \frac{C_i}{ГДК_i} \quad (1.10)$$

Відповідно до отриманих даних здійснюється їх перетворення у оціночні бали (від 1 до 4, залежно від ступеня їх повторюваності чи перевищення ГДК). Для заключного, третього ступеня класифікації, КІЗ розраховується шляхом складання узагальнених оціночних балів по усіх n показниках.

$$КІЗ = \sum S_i \quad (1.11)$$

Класифікація якості води здійснюється залежно від значення КІЗ і кількості лімітуючих показників забруднення [84- 85].

Згідно Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЕС пропонується проводити оцінювання екологічного стану поверхневих вод за допомогою індексу екологічної якості (EQI). Визначення цього індексу базується на порівнянні значень показників отриманих у конкретному створі із значеннями показників, що отримані в еталонних умовах [86]

$$EQI = \sum_{i=1}^N \frac{P_i}{P_e} \quad (1.12)$$

де, P_i – значення показника в i -му створі;

P_e – значення показника в еталонному створі.

N – загальна чисельність показників.

Як описано в працях [87, 88], розроблені в Україні і світі методики дозволяють достатньо повно оцінювати якість водних джерел та екологічний ризик погіршення їх стану. При цьому використовуються різнопланові підходи в оцінці з набором широкого спектру показників. Однак, жодна із наведених методик не може безпосередньо використовуватись для оцінки екологічних небезпек, зумовлених техногенною трансформацією атмосферних опадів.

1.3 Характеристика атмосферних опадів як об'єкту оцінки екологічної безпеки

Серед компонентів навколишнього середовища атмосферні опади займають особливе місце. Випадання води у вигляді дощів є найбільш важливим механізмом, завдяки якому основна кількість живих організмів отримує вологу. Вимиваючись із атмосфери, забруднюючі речовини призводять до виникнення техногенно-трансформованих опадів. А тому атмосферні опади самі по собі починають відігравати роль чинника екологічної безпеки. За таких обставин контроль за ступенем екологічного ризику опадів відіграє важливу роль для безпеки всіх живих організмів.

Для розроблення ефективної системи управління екологічною безпекою необхідно здійснювати моніторинг проявів екологічної небезпеки, аналіз конкретних небезпечних чинників з метою виявлення значимих складових небезпеки та її джерел. Так як, атмосферні опади є складовою частиною гідросфери, то між елементами природних гідрохімічних систем відбувається взаємообмін водно-сольовими компонентами (рис. 1.2).

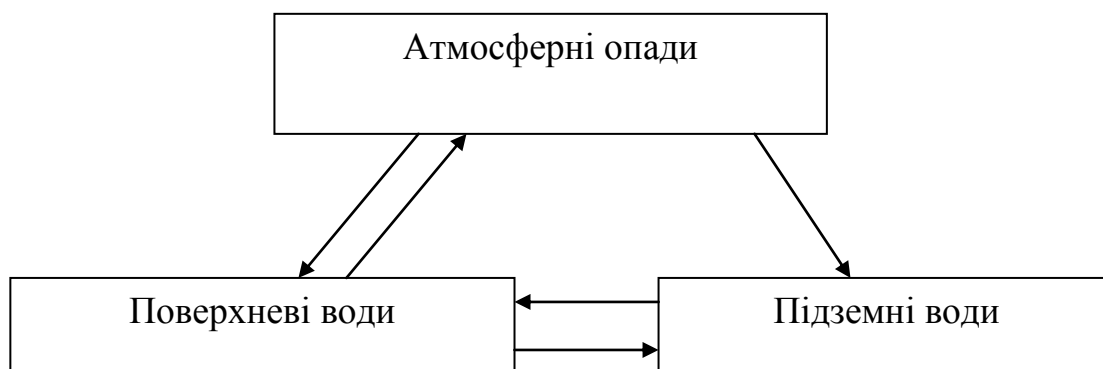


Рисунок 1.2 – Взаємозв'язок компонентів природних гідрохімічних систем

Внаслідок цього атмосферні опади мають значний вплив на хімічний склад поверхневих і підземних вод, а подекуди є вирішальним фактором формування гідрохімічного складу природних вод.

Атмосферні опади, як об'єкт оцінки екологічних небезпек, володіють цілим рядом специфічних особливостей, які затрудняють використання описаних методик. Незважаючи на те, що опади є складовою частиною гідросфери, умови формування їх властивостей досить суттєво відрізняються від умов, які впливають на формування властивостей поверхневих і підземних вод.

Атмосферні опади виступають основним фактором, який характеризує самоочисну здатність атмосфери. В той же час дощова вода є одним із основних джерел надходження хімічних речовин на поверхню землі. Надходження хімічних сполук з атмосферними опадами не є стабільними в часі і просторі, а змінюється під впливом цілого комплексу природних і антропогенних факторів.

Вміст хімічних компонентів у воді атмосферних опадів значно відрізняється від їх вмісту у поверхневих і підземних водах. Атмосферні опади

характеризуються дуже низькими концентраціями хімічних сполук. Це унеможливило здійснення оцінки екологічних небезпек, зумовлених опадами із застосуванням методик, де в якості еталонів безпечності використовуються значення гранично допустимих концентрацій речовин у воді [87]. Навіть у самих забруднених хімічними речовинами опадів вміст основних іонів менший за гранично допустимі рівні в 50-200 раз (табл. 1.3).

Таблиця 1.3 – Вміст основних іонів у атмосферних опадах різних метеостанцій України

Метеостанція	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
[14, 36]	мг/дм ³					
Кобеляки	7,55	0,42	1,44	1,68	2,26	0,5
Одеса	10,68	0,85	2,32	2,35	2,92	0,78
Берегове	5,97	0,43	1,42	1,21	1,39	0,41
Нормативи СанПін [89]	500	350	50	200	-	80
Директиви ЄС [90, 91]	250	200	25	200	150	80

Саме тому при застосуванні методик опублікованих в працях [78, 79, 83-85] для оцінки екологічних небезпек атмосферних опадів завжди будуть отримуватися показники, які свідчатимуть про безпечний рівень. Аналогічна ситуація буде спостерігатися при оцінці екологічного стану, відповідно до методик [77, 82], так як визначення екологічних індексів і категорій якості води також базується на аналізі вмісту забруднюючих речовин і вода атмосферних опадів буде відноситись до категорії «дуже чиста».

В той же час співвідношення хімічних речовин у воді атмосферних опадів, незважаючи на низькі концентрації, може бути джерелом небезпеки для функціонування природних екосистем. Найвідомішим проявом цього процесу є випадання кислотних дощів [92].

Вміст хімічних сполук у воді атмосферних опадів формується в два етапи. На першому етапі відбувається розчинення забруднювачів у самій хмарі, коли речовина, що вимивається, служить ядрами конденсації або захоплюється краплями хмари поки вони ще перетворились в падаючі дощові краплі.

На другому етапі речовини захоплюються при проходженні дощової краплини через шар атмосфери. Сполуки, які появляються в опадах внаслідок їх розчинення у хмарі, характеризують склад атмосферного повітря в тих місцях де формувалася хмара. Цим і пояснюється трансграничне перенесення забруднюючих атмосферу речовин від джерел забруднення (індустріальні центри чи великі міста) в зони лісів в «чисті» сільськогосподарські райони. Другий етап вимивання забруднюючих речовин характеризує забруднення атмосферного повітря в місцях випадання дощів [1, 3].

Тому атмосферні опади, як об'єкт оцінки екологічної небезпеки, необхідно аналізувати по наступних основних напрямках: характеристика чинників, що можуть призвести до виникнення екологічних небезпек, зумовлених атмосферними опадами; аналіз наслідків можливої реалізації екологічних небезпек; розробка заходів прогнозування для недопущення можливих проявів екологічних небезпек, викликаних техногенно-трансформованими опадами.

1.3 Висновки до першого розділу. Постановка завдань

Оцінка проблем техногенної трансформації атмосферних опадів належить до складних проблем, тому що залежить від численних факторів, серед яких: обсяги і види викидів забруднюючих речовин на урбанізованій території, особливості вимивання опадів, метеорологічні умови, природно-кліматичні особливості території, просторово-планувальні особливості території та цілий ряд інших факторів.

Аналіз основних напрямків досліджень показав, що у світовій і вітчизняній науковій літературі велика увага приділяється аналізу умов формування хімічного складу опадів різних регіонів світу; оцінці процесів трансформації складу опадів

на урбанізованих територіях; дослідженням впливу кислотних опадів на деякі екосистеми. В той же час відсутня чітка систематизація кількісних показників, які можна використовувати як критерії оцінки екологічних небезпек, зумовлених атмосферними опадами.

Існуючі підходи до оцінки екологічної безпеки територій та компонентів навколишнього середовища характеризуються різноплановістю і набором широкого спектру показників. Однак, жодна із наведених методик не може безпосередньо використовуватись для оцінки екологічних небезпек, зумовлених техногенною трансформацією атмосферних опадів.

Метою дисертаційної роботи є встановлення особливостей формування екологічної небезпеки урбанізованих територій під впливом техногенно-трансформованих опадів.

Відповідно до поставленої мети було сформульовано такі завдання дослідження:

- охарактеризувати особливості атмосферних опадів, як об'єкту оцінки екологічної небезпеки урбанізованих територій та провести ідентифікацію джерел екологічної небезпеки, що впливають на формування складу опадів;
- здійснити аналіз довготривалих тенденцій зміни хімічного складу атмосферних опадів міста Чернівці;
- показати роль транспортних мереж і викидів автотранспорту в утворенні придорожніх зон підвищеної екологічної небезпечності опадів;
- встановити кореляційні залежності між компонентами атмосферних опадів;
- проаналізувати кінетичні особливості вимивання забруднюючих речовин;
- обґрунтувати вибір критеріїв оцінки екологічної небезпеки урбанізованих територій, яка формується під впливом техногенно-трансформованих опадів;
- розробити структурну схему управління екологічною безпекою атмосферних опадів з деталізацією значимих складових небезпеки та її джерел;

Результати, які приведені у цьому розділі висвітлені в публікаціях [87, 88, 92].

РОЗДІЛ 2

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ТА МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Загальна характеристика об'єкту та предмету дослідження

Об'єктом дослідження є процес формування екологічної небезпеки урбанізованої території під впливом атмосферних опадів. Формування на урбанізованих територіях техногенно-трансформованих опадів призводить до порушення екологічної безпеки через прояви ряду дестабілізуючих факторів, тобто створення ризиків екологічного характеру як для природних систем, так і для людини.

Предметом дослідження є чинники формування екологічно-небезпечних опадів. Дослідження факторів екологічної небезпеки, зумовлених впливом атмосферних опадів, виявлення можливих екологічних криз в урбоекосистемах має велике значення при розробці першочергових заходів екологічної стабілізації урбанізованих територій.

Логічно-послідовна схема теоретичних та експериментальних дисертаційних досліджень в межах об'єкту дослідження з метою реалізації завдань предмету дослідження представлена на рис. 2.1.

Логічно-послідовна схема проведення дисертаційного дослідження складається з трьох послідовних взаємно пов'язаних блоків.

Перший блок відноситься до теоретичних досліджень і має на меті аналіз основних наукових досліджень хімічного складу атмосферних опадів, його трансформації внаслідок техногенного впливу та оцінку можливості використання існуючих методологічних підходів для встановлення рівня екологічної небезпеки, зумовленої техногенно-трансформованими опадами. Підсумком цього блоку дослідження є характеристика атмосферних опадів, як об'єкту оцінки екологічної небезпеки.

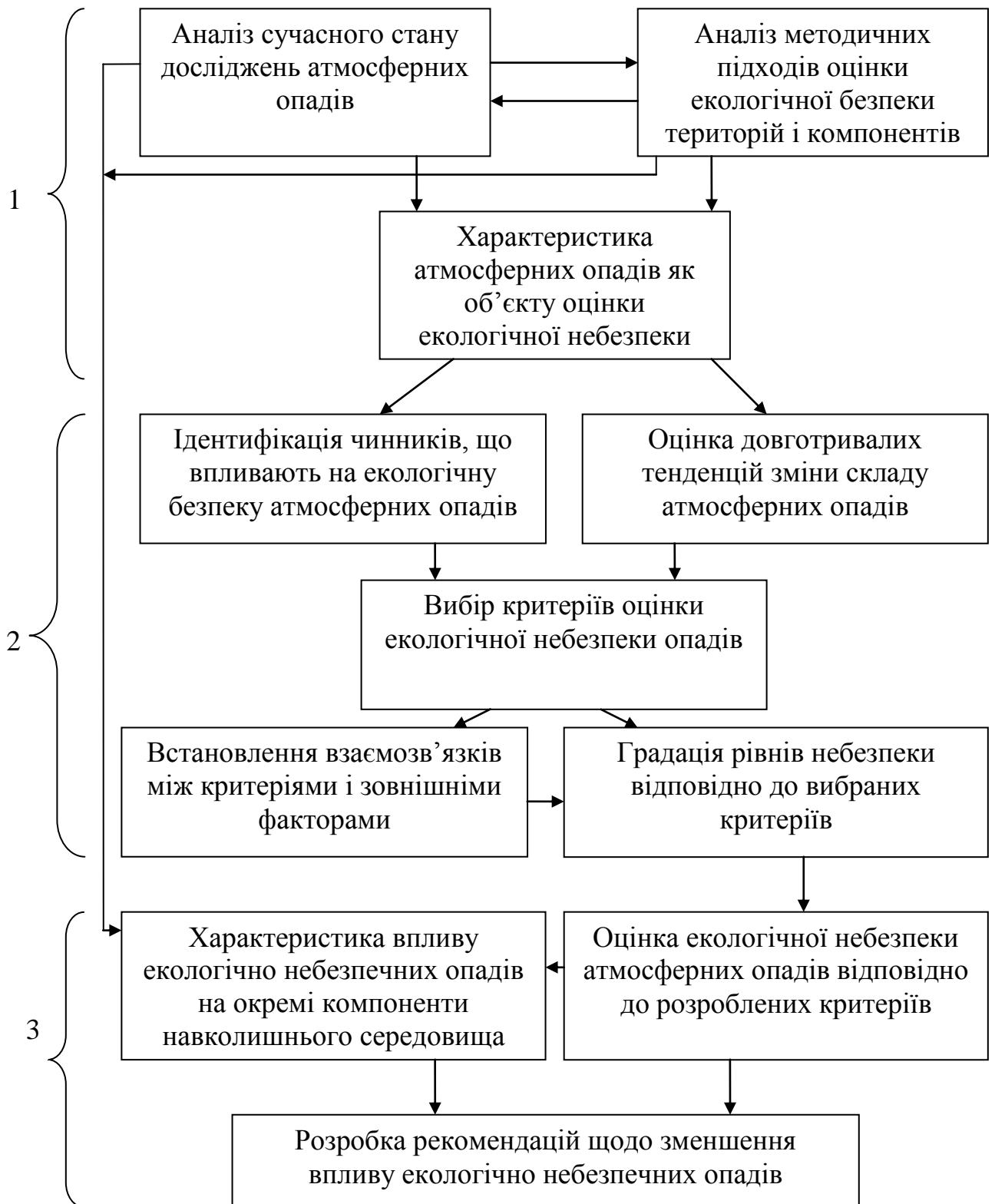


Рисунок 2.1 – Логічно-послідовна схема теоретичних та експериментальних дисертаційних досліджень

Другий блок дисертаційної роботи включає практичні дослідження. На основі фондових матеріалів Чернівецького обласного Центру по гідрометеорології, лабораторії спостережень за забрудненням атмосферного

повітря Центральної геофізичної обсерваторії та власних досліджень було розглянуто довготривалі тенденції зміни хімічного складу атмосферних опадів м. Чернівці.

Досліджені тенденції дали змогу визначити найбільш інформаційні показники, які в подальшому використовувались для характеристики рівня екологічної небезпеки атмосферних опадів. Встановлення кореляційних зв'язків між обраними критеріями і зовнішніми факторами, а також між окремими компонентами опадів дали можливість більш ретельно обґрунтувати вибір критеріїв і можливості їх подальшого застосування. Встановлені закономірності стали науковим підґрунтям для проведення досліджень третього блоку дисертаційної роботи.

Третій блок включає три основні етапи. На першому етапі була проведена оцінка екологічної безпечності атмосферних опадів відповідно до розроблених критеріїв і діапазонів їх зміни. Також в межах цього блоку дослідження проаналізовано вплив екологічно небезпечних опадів на окремі компоненти навколишнього середовища. І завершальним етапом дослідження стала розробка рекомендацій по управлінню екологічною безпекою урбанізованої території в умовах впливу техногенно-трансформованих опадів .

2.2 Характеристика факторів, що впливають на екологічну безпеку атмосферних опадів міста

Атмосферні опади володіють певними особливостями, які дозволяють використовувати їх як індикатора екологічного стану атмосферного повітря. В той же час, кількість забруднюючих речовин, яка потрапляє із атмосферними опадами на водну поверхню, ґрунт та поверхні рослин є джерелом екологічної небезпеки. Така комплексна взаємодія із компонентами навколишнього середовища робить їх доволі універсальним індикатором, який характеризує екологічну безпеку регіону [93, 94].

До основних факторів, що впливають на хімічний склад атмосферних опадів, відносяться метеорологічні умови, ландшафтні особливості території, джерела та обсяги викидів забруднюючих речовин. Природні фактори, які постійно діють на території міста, певним чином формують і відображають його стан, при цьому їх вплив на різних ділянках проявляється різним чином (рис. 2.2) [92].



Рисунок 2.2 – Основні чинники формування екологічної небезпеки атмосферних опадів

Приведені на рис. 2.2 взаємозв'язки формування екологічної небезпеки атмосферних опадів показують, що внаслідок утворення локальних осередків забруднення атмосферного повітря та умов вимивання забруднюючих речовин опадами, можливе формування на певних урбанізованих територіях локально небезпечних опадів [92].

2.2.1 Забруднюючі речовини та їх вимивання

В останні роки на урбанізованих територіях формуються ділянки із сильно забрудненим повітрям. Це зумовлює появу у атмосферній воді цілого ряду хімічних сполук або збільшення їх концентрацій. По характеру трансформації викидів в атмосферному середовищі можна виділити три типи процесів, що відбуваються: процеси, що проходять в газовому середовищі (в тому числі фотохімічні), процеси, що відбуваються на поверхні твердих частинок (гетерогенні) і процеси, що відбуваються у водному середовищі.

Процеси, які відбуваються у водному середовищі при вологому випаданні забруднюючих речовин, поділяються на дві основні стадії. На першій стадії, речовина, що вимивається, потрапляє в дощову краплю двома способами: вона може служити ядром конденсації і тим самим приймати участь у формуванні краплі; або хімічна сполука захоплюється краплями хмари на тому етапі їх розвитку, коли вони ще не перетворились в падаючі дощові краплини. На другій стадії речовина захоплюється дощовою краплиною на всьому шляху польоту до стикання її із підстилаючою поверхнею [1, 3].

Фізичні процеси, що супроводжують перенесення певної речовини у дощову краплю, діють на обох стадіях, однак відрізняються при цьому інтенсивністю. Виділяються наступні фізичні механізми завдяки яким речовина потрапляє в краплю дощової води:

1. Дифузійофорез. При такому механізмі аерозольні частинки рухаються в напрямку середнього потоку молекул в повітрі. Подібні явища виникають при градієнті температур або електричного поля і є характерним тільки для дуже

маленьких частинок. Внесок цього механізму у вимивання хімічних сполук є дуже незначним.

2. Дифузія. В свою чергу цей механізм потрапляння сполуки в дощову краплю поділяється на два підвиди: дифузія частинок і дифузія молекул газу. Дифузія частинок підлягає закономірностям броунівського руху. Однак швидкість дифузії навіть для дуже маленьких частинок є значно меншою, ніж швидкість дифузії молекул газу. Тому, на відміну від дифузії частинок, дифузія молекул газу є основним механізмом їх переміщення до поверхні краплі.

3. Зіткнення і захват. Цей механізм вимивання сполуки характерний тільки для підхмарного вимивання. Ефективність вимивання речовин таким способом сильно залежить від швидкості падіння краплі, розміру та маси частинок. Помітний внесок у підхмарне вимивання такий механізм має лише для крапель більших за 1 мкм.

4. Розчинення газів. Швидкість розчинення газів залежить від сумарної поверхні крапельної фази, температури, фізико-хімічних властивостей газу, рН рідини в краплі і багато інших факторів. Серед найпоширеніших компонентів газової фази добре розчинними є двооксид сірки, двооксид азоту. В той же час оксид азоту розчиняється значно гірше.

5. Утворення крапель на ядрах конденсації. Аерозольна форма сполук може слугувати ефективними ядрами конденсації. Особливо ефективним такий тип вимивання є для сполук сірки і азоту, які мають доволі високу гігроскопічність. Так, близько 60-70% сполук сірки і азоту вимиваються саме за рахунок цього механізму [1, 3, 6].

До основних іонів, які обов'язково визначаються у воді опадів на території України, належать: сульфати (SO_4^{2-}), гідрокарбонати (HCO_3^-), нітрати (NO_3^-), хлор (Cl^-), кальцій (Ca^{2+}), амоній (NH_4^+), калій (K^+), натрій (Na^+), магній (Mg^{2+}). Приведені іони мають найбільший внесок щодо маси (95%) у загальну мінералізацію опадів.

Серед основних іонів сульфатні іони мають здебільшого антропогенне походження. Основним джерелом його потрапляння до атмосферного повітря є

згорання твердих і рідких видів палива. Шляхами надходження цього іону до атмосферних опадів переважно є конденсація на сульфатних ядрах і гетерогенне окислення SO_2 на поверхні дощових крапель. Сульфатні іони є досить агресивними до екосистем із незначною буферністю (особливо чутливі хвойні ліси) [92, 93].

Другим за поширеністю є гідрокарбонат-іон, переважно природного походження. Основним джерелом його появи в атмосферних опадах є вуглекислий газ. Гідрокарбонатні сполуки практично не завдають пошкоджень екосистемам.

Переважаюче антропогенне походження мають і нітрат-іони, так як в основному з'являються в атмосфері внаслідок високотемпературних процесів згорання. Вміст нітратних іонів в атмосферних опадах є досить незначним, його накопичення в ґрунтових системах в цілому збільшує вміст азоту. Однак цей вид іону відноситься до кислотоформуєчих і тому має суттєвий вплив на кислотність атмосферних опадів.

В прибережних районах аніони хлору та катіони натрію мають переважно морське походження. Також натрій може появлятися в атмосферному повітрі, а відтак вимиватися опадами, внаслідок згорання низькосортного вугілля. Іони хлору також є кислотоформуєчими і навіть незважаючи на їх незначний вміст, впливають на рН атмосферної води [6, 33].

Сполуки калію і магнію потрапляють в атмосферне повітря переважно внаслідок промислових викидів (металургійних, спалювання вугілля). Значна кількість іонів кальцію потрапляє в атмосферне повітря за рахунок вивітрювання із порід і вітрового підйому із ґрунтів. В меншій мірі джерелом сполук кальцію є будівельна промисловість та спалювання твердого палива.

У складі атмосферних опадів знаходяться не тільки кислотоформуєчі, але й лужні сполуки. До таких відносяться амонійні сполуки. Джерелом амонійних іонів в атмосферних опадах, як правило, є аміак, який виділяється із ґрунту внаслідок проходження біохімічних процесів розкладу. Антропогенним джерелом появи аміаку в опадах може бути тваринництво та робота хімічних підприємств.

Амонійні сполуки мають лужну реакцію і дещо нейтралізують кислотні іони опадів [19, 96].

Із вмістом в опадах амонійних іонів пов'язана і теорія, висловлена деякими науковцями, яка в певній мірі пов'язує закислення атмосферних опадів із зменшенням концентрації сполук амонію, що зумовлене спадом виробництва в тваринницькій галузі сільського господарства [19].

2.2.2 Фізико-географічні фактори формування хімічного складу атмосферних опадів

Природно-кліматичні особливості територій в першу чергу визначають природні умови формування хімічного складу атмосферних опадів. На територіях близьких до морських узбереж велику роль у формуванні атмосферних опадів відіграють компоненти морської води. Для територій, розміщених в глибині континентів переважаючими стають сполуки власне континентального походження [21-23].

Синоптичні ситуації, температурний режим, кількість опадів також мають значний вплив на вміст хімічних сполук в опадах. Загальновідомим є факт, що збільшення кількості опадів призводить до зменшення концентрації в них хімічних сполук. В той же час підвищена вологість, тумани призводять до більш швидкої трансформації окремих компонентів (так, наприклад, у вологому середовищі значно зростає швидкість перетворення диоксиду сірки в триоксид) [33].

Склад атмосферних опадів безпосередньо пов'язаний із концентраціями забруднюючих речовин, що містяться в атмосферному повітрі. Особливо помітною ця залежність стає на високоурбанізованих територіях, де, внаслідок існування великої кількості джерел забруднень, формуються осередки із підвищеним рівнем забруднення атмосферного повітря. Домішки, що вимиваються атмосферними опадами, потрапляють на міську територію внаслідок перенесення та розсіювання забруднень атмосферного повітря, яке відбувається за

законами турбулентної дифузії. Час збереження цих домішок та мінливість їх концентрацій в значній мірі залежить від метеорологічних умов. Метеорологічні фактори можуть мати різний вплив на рівень забруднення атмосфери, який в першу чергу визначається специфічними особливостями домішок, а також територіальними умовами.

До основних метеорологічних факторів, які найбільше впливають на вміст забруднюючих речовин, відносяться: напрямок та швидкість вітру, температура повітря, синоптична ситуація. Вітровий режим є одним із найважливіших факторів, що визначають характер поширення атмосферних забруднень.

За даними деяких авторів [97, 98], забруднення повітря зворотно пропорційне швидкості вітру. Однак інші автори досліджень не так однозначні в трактуванні впливу вітру на рівень забруднення. В дослідженнях [99 - 102] показано, що зв'язок між забрудненням атмосфери та швидкістю вітру в значній мірі залежить від типів джерел забруднень. У випадку підсилення вітру відбуваються два протилежні з точки зору зміни концентрації забруднення процеси, а саме: виносяться забруднення за межі території, що сприяє очищенню атмосфери і в той же час відбувається перемішування повітря, внаслідок чого забруднення від високих джерел потрапляє і в нижні шари атмосфери.

Що ж стосується низьких швидкостей вітру, то тут картина дещо інша. Такий тип вітру сприяє підйому перегрітих викидів, що зменшує їх кількість в приземному шарі. Однак, така ситуація буде характерною для одиночних підприємств, що є джерелами викидів. В той же час, за наявності в місті низьких джерел викидів (найчастіше це автомобільний транспорт), швидкість вітру 0-1 м/с сприяє накопиченню забруднюючих речовин в приземному шарі атмосфери, а відтак при вимиванні збільшується і концентрація забруднювачів в опадах.

Існування приземних та припіднятих інверсій температури, які мають стійку стратифікацію, призводить до затримання і накопичення забруднюючих речовин в приземних шарах атмосфери, особливо якщо джерела викидів низькі, а температура викидів нижча, ніж навколишня [100, 102, 103].

В той же час автори досліджень [103, 104] наголошують, що метеорологічні фактори не є первинними у формуванні високих рівнів забруднення повітряного середовища. Тому зв'язки концентрацій та домішок із метеорологічними факторами не завжди чіткі. З цим часто пов'язано і невисокі (хоч і статистично значущі) коефіцієнти кореляції.

Геоморфологічні особливості територій можуть бути як сприятливим так і негативним фактором у формуванні екологічно небезпечних опадів. Зазвичай при оцінці дальніх перенесень атмосферних опадів практично повністю виключається вплив рельєфу, оскільки в цьому випадку накопичення забруднень відбувається в хмарі. Однак, при врахуванні особливостей вимивання забруднюючих речовин з шару атмосфери, необхідною є і оцінка ролі рельєфу, оскільки від цього фактору також залежать умови розсіювання та перенесення забруднюючих речовин в атмосферному повітрі.

Вищі концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі і, відповідно, при вимиванні дощовою водою будуть спостерігатися із завітряної сторони геоморфологічних підвищень. На пересічній місцевості поширення забруднюючих речовин буде носити нерівномірний характер, а в геоморфологічних пониженнях будуть утворюватися застійні зони із високою концентрацією забрудників [105, 106].

2.2.3 Просторово-планувальні фактори

Характерним для промислових міст є те, що із збільшенням території міста і чисельності його жителів в них невинно зростає диференціація концентрації забруднення в різних районах забудови. Наряду із невисокими рівнями забруднення в периферійних районах, вона різко збільшується в зонах промислових підприємств та районах із вузькими слабо вентильованими вулицями. В центральних районах, навіть за відсутності в них промислових підприємств, як правило, завжди спостерігається підвищена концентрація

забруднювачів, що є наслідком перенасичення транспортом адміністративних служб та власників офісів приватних підприємств.

Викиди промислових підприємств, котелень, автотранспорту призводять до появи в атмосферному повітрі значних кількостей газів (оксидів сірки, азоту), а щільна забудова може спричиняти утворення вулиць-каньйонів із слабкою або відсутньою вентиляцією, що призводить до накопичення забруднюючих речовин.

Горизонтальні та вихорові обтікання висотних будівель несприятливі для пішоходів, особливо небезпечні вихорові зони [107]. Ще більшу небезпеку з точки зору накопичення забруднень відіграють забудови замкнутого типу. Замкнуті конфігурації багатоповерхової житлової забудови є погано провітрюваними і сприяють суттєвому накопиченню забруднюючих речовин [108]. Вимивання цих речовин атмосферними опадами сприяє постійному надходженню розчинених речовин на поверхні ґрунту, рослинності.

Автомобільні системи є невід'ємною частиною функціонування сучасного суспільства. Транспорт поєднує територіально розрізнені частини міста і забезпечує як перевезення населення так і зв'язок між об'єктами господарювання. Автомобільні системи в останні роки все більше стають переважаючими джерелами забруднення довкілля. Негативний вплив автотранспорту, в першу чергу, виражається кількістю викидів забруднюючих речовин і особливістю їх поширення в зоні дихання людей [109-112]. До негативних впливів рухомих джерел викидів належать також їх безпосередня близькість до житлових районів. Це в поєднанні із нерівномірністю викидів і взаємодією з будівлями створює обширні зони із підвищеним вмістом забруднюючих речовин. Внаслідок вимивання цих речовин опадами, створюються локальні осередки випадання сильно забруднених опадів. Особливу небезпеку становлять викиди кислототвірних сполук, які значно підвищують небезпеку утворення локальних кислотних опадів.

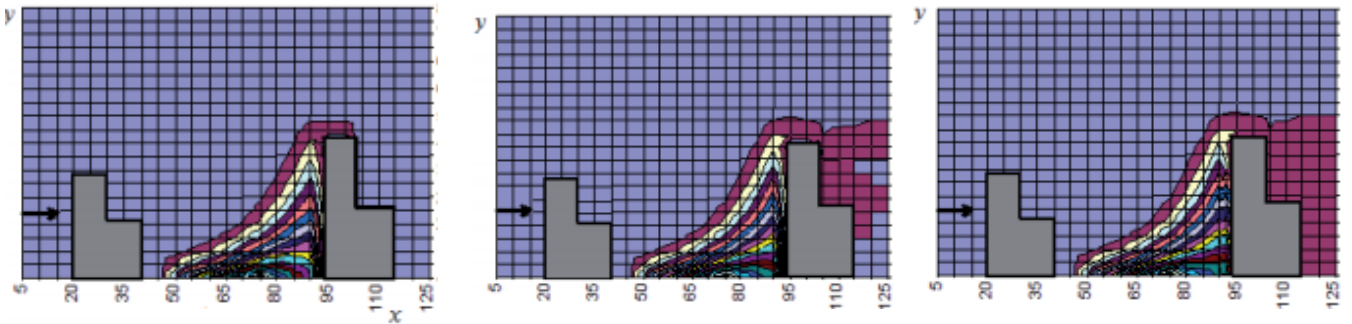


Рисунок 2.3 – Модель поширення викидів в умовах двосторонньої забудови вулиці

Для оцінки розповсюдження викидів від автотранспорту створено цілий ряд моделей перенесення забруднюючих речовин в умовах забудови. При цьому використовувались різні підходи: на основі рівняння швидкісного напору, рівняння атмосферної дифузії [109, 111].

На моделі, представлений на рис. 2.3 [111], наглядно видно як з часом формується складна зона забруднення, зумовлена процесами взаємодії джерел викидів (автотранспорту) і будівель. Тим самим в придорожній зоні формуються ділянки на яких вимивання забруднюючих речовин із атмосферних опадів становить загрозу для компонентів довкілля.

2.2.4 Види і обсяги забруднень

В повітряний басейн міста разом із викидами стаціонарних та пересувних джерел за рік поступають сотні, а в деяких містах і тисячі, забруднюючих речовин. В залежності від якісного та кількісного складу викидів, метеорологічних умов та особливостей вимивання забруднюючих речовин формується хімічний склад атмосферних опадів.

Математичні залежності між концентрацією деяких забруднюючих речовин у складі атмосферних опадів (сульфатів, нітратів) представлені на рис. 2.4, 2.5.

Аналіз даних рисунків 2.4, 2.5 показує, що динаміка зміни сульфатів чи нітратів у атмосферних опадах повторює динаміку зміни вмісту диоксиду сірки чи диоксиду азоту відповідно у атмосферному повітрі цих територій. Аналогічні результати раніше були отримані авторами дослідження [113].

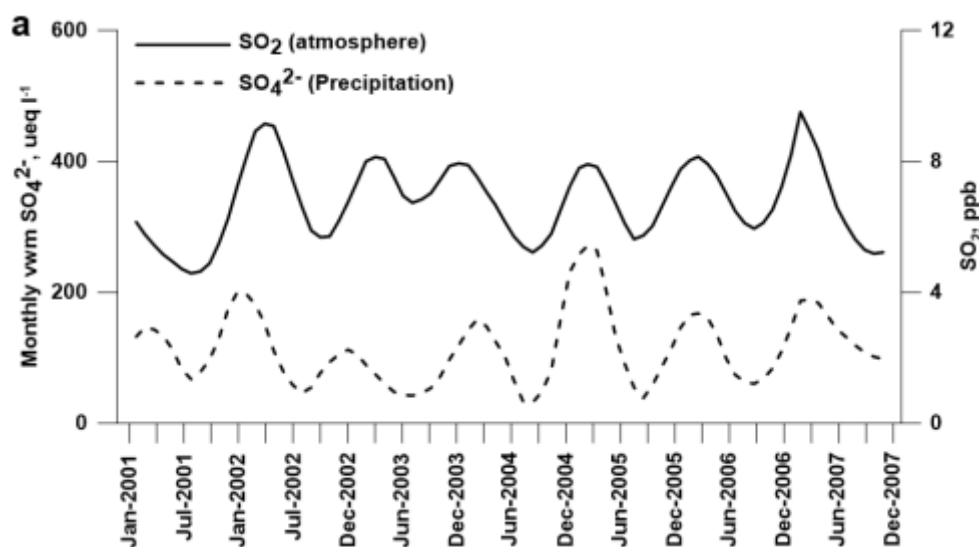


Рисунок 2.4 – Залежність вмісту сульфатів у дощовій воді від вмісту диоксиду сірки в атмосферному повітрі [15]

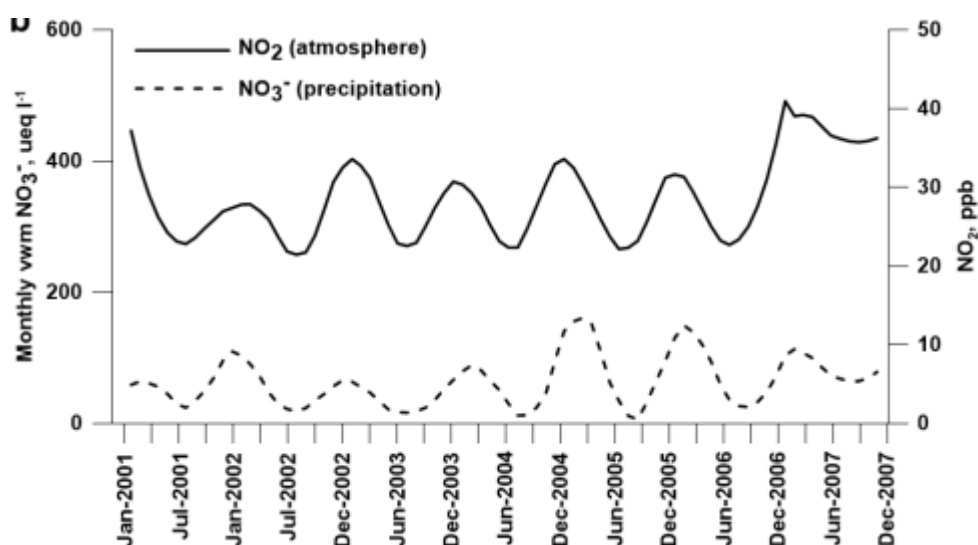


Рисунок 2.5 – Залежність вмісту нітратів у дощовій воді від вмісту диоксиду азоту в атмосферному повітрі [15]

Для хімічного складу атмосферних опадів в Україні також є характерними подібні графічні залежності, причому розрахований коефіцієнт кореляції складає 0,9, що показує дуже тісний зв'язок між цими двома параметрами, рис. 2.6 [114].

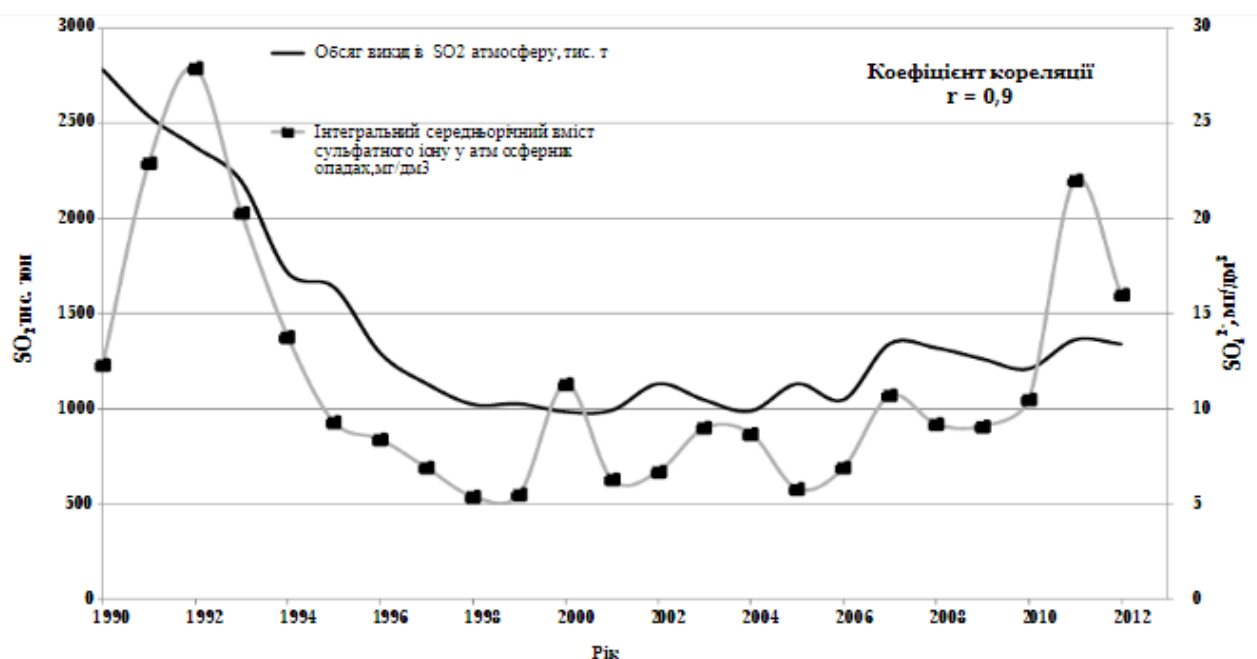


Рисунок 2.6 – Залежність концентрації сульфатів у атмосферних опадах від обсягів викидів сірчистого ангідриду на території України, 1990-2011 рр.

Дані про обсяги викидів забруднюючих речовин на території України [115 - 117] та їх характеристика і аналіз (рис. 2.7 – 2.9) свідчить про доволі небезпечний стан.

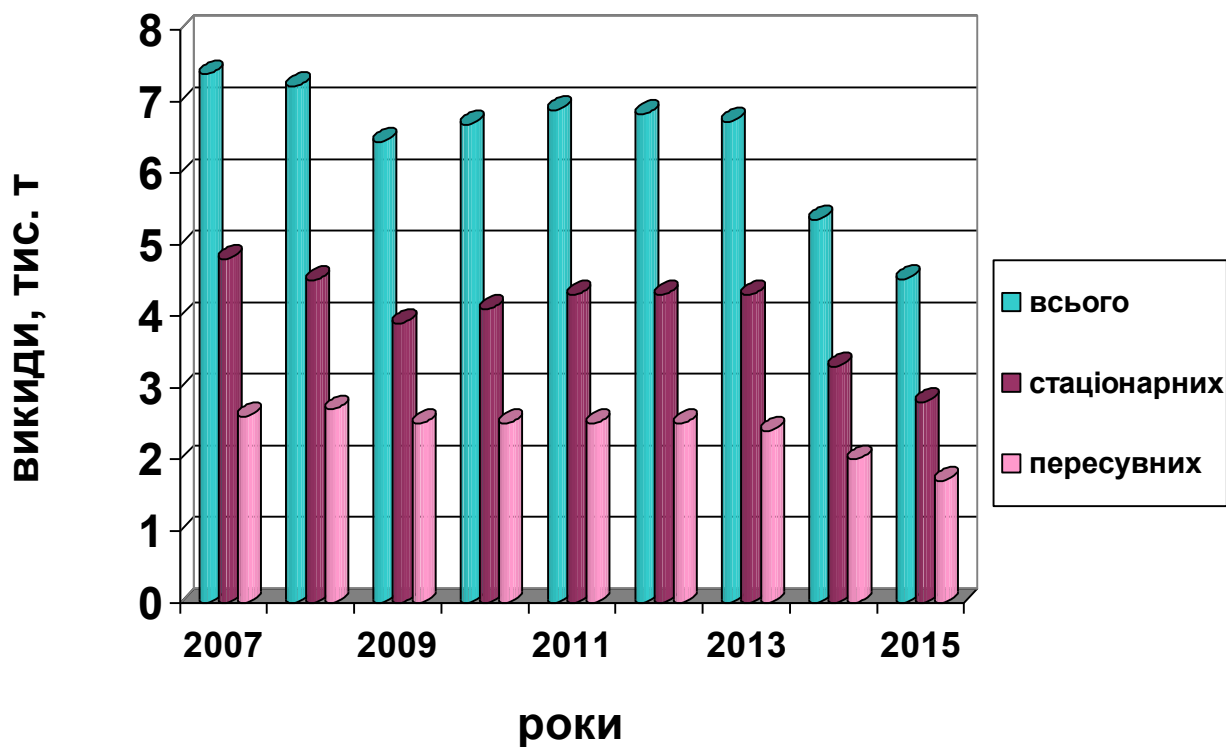


Рисунок 2.7 – Обсяги викидів забруднюючих речовин в Україні

Загальна картина обсягів викидів забруднюючих речовин в Україні демонструє тенденцію до незначного зменшення викидів. Так, викиди в 2013 році порівняно із обсягами викидів 2007 року скоротилися всього на 9%. Значне зменшення викидів у 2014, 2015 роках пов'язано із відсутністю даних про викиди на тимчасово окупованих територіях України.

Викиди окремо від стаціонарних і пересувних джерел забруднення мають ту ж тенденцію, що і загальна сума викидів. При цьому в середньому по Україні частка викидів від стаціонарних джерел коливається в межах 61 – 65%, а викидів від пересувних джерел 35 – 39%. Однак, існують сильні відмінності в розподілі обсягів викидів стаціонарних чи пересувних джерел в межах території України.

Аналіз даних рис. 2.8 і табл. 2.1 показує, що для 14 областей України внесок пересувних джерел у загальні обсяги викидів становить більше 60%. Для чотирьох областей цей показник коливається в межах 40-60% і для шести він є меншим за 40%.

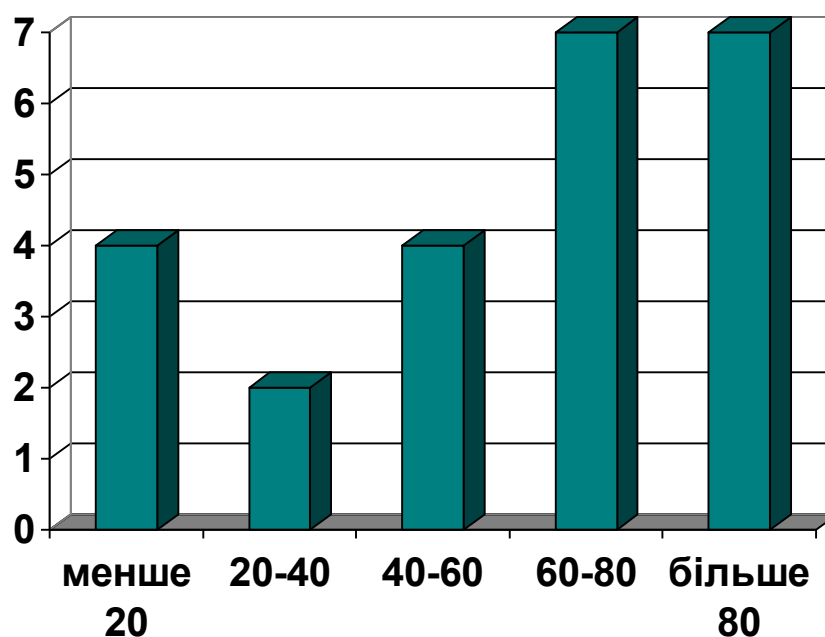


Рисунок 2.8 – Розподіл внеску викидів пересувних джерел по кількості областей

Найвищим внесок пересувних джерел у загальну картину викидів забруднюючих речовин є у Закарпатській (92%) та Чернівецькій (91%) областях.

Таблиця 2.1 – Розподіл областей України по внеску у загальні викиди пересувних джерел

Частка внеску пересувних джерел, %	Області України
< 20	Дніпропетровська Донецька Івано-Франківська Луганська
20-40	Вінницька Запорізька
40-60	Львівська Полтавська Черкаська Чернігівська
60-80	Київська Кіровоградська Миколаївська Одеська Сумська Харківська Хмельницька
> 80	Волинська Житомирська Закарпатська Рівненська Тернопільська Херсонська Чернівецька

Найменшою є частка внесків пересувних джерел у Донецькій (6%) області. В Луганській, Дніпропетровській та Івано-Франківській частка внеску пересувних

джерел коливається від 13 до 17%. Ці області характеризуються наявністю потужних промислових підприємств, які є основними джерелами викидів.

Серед галузей промисловості України найбільші кількості викидів оксидів азоту, диоксиду сірки та пилу здійснюються на підприємствах паливно-енергетичного комплексу – відповідно 58 %, 75 %, 56 %, вуглеводнів і летючих органічних сполук – на підприємствах добувної промисловості (78 %), оксиду вуглецю – на підприємствах переробної промисловості (72 %). В цілому по галузях економіки викиди пилу зменшилися майже на 7 %, диоксиду сірки – на 5%, оксидів азоту – на 4%, оксиду вуглецю – на 0,5%, у той же час, викиди вуглеводнів та летучих органічних сполук зросли на 0,9 %.

Велика концентрація промислових підприємств та автотранспорту призводить до значного забруднення атмосферного повітря на території України, а вимивання з повітря домішок призводить до формування екологічно-небезпечного хімічного складу атмосферних опадів.

2.3 Природні та антропогенні особливості міста Чернівці

2.3.1 Географічні і кліматичні умови міста Чернівці

Місто Чернівці є адміністративним, господарським і культурним центром Чернівецької області. Воно розташоване в Прут-Дністровському межиріччі. Територія міста Чернівців розміщена на стику двох фізико-географічних областей, які відносяться до різних ландшафтних країн. Річка Прут розділяє місто на 2 частини: північну, що відноситься до природної області Прут-Дністровського лісостепоного межиріччя, яке належить до Східно-Європейської рівнини і південну, природну область лісо-лучного Прикарпаття, що уже відноситься до фізико-географічної країни Українських Карпат. Переважаюча частина міської території розміщена на шести надзаплавних цокольних терасах правого берега долини Пруту [118, 119].

В той же час, з орографічної точки зору, план території міста є досить складним. Його особливістю є значне орографічне розчленування поверхні, яке сягає 170-200 метрів, а з врахуванням розміщених в межах міста Чернівецької з г.Цецино і Садгірсько-Хотинської височин, розчленування сягає до 350 м [120].

Внаслідок антропогенної діяльності, природний рельєф території міста зазнав дуже суттєвих змін. В результаті, для території міста Чернівці характерними є різноманітні форми антропогенно зміненого рельєфу. Серед них зустрічаються різного виду канали для відводу ґрунтових вод, котловини, насипи і виїмки, що утворювались при побудові під'їзних доріг, вирівнюванні площадок для різного типу господарських об'єктів і т.д. Як наслідок, місто Чернівці відноситься до урбанізованих територій на заході України з дуже високою гостротою геоморфологічних проблем.

Визначальним для формування клімату м. Чернівців є його геопросторове розміщення в середніх широтах помірною поясу, де помірно-континентальний клімат викликаний сильним впливом баричних центрів та вологих мас з Атлантики (середньорічна температура $+7,9^{\circ}\text{C}$, а на околицях міста $-7,7^{\circ}\text{C}$). Добовий хід температур атмосферного повітря найкраще виражений влітку, найменше - взимку. Як правило, максимуми температури припадають на 14 годину. Наступання добового мінімуму температури повітря залежить від пори року: з жовтня по травень він - 7 год., а з травня по серпень - 5 годин. Літо в м.Чернівці тепле, достатньо вологе; зима - помірно-волога, м'яка; весна тривала; осінь значно тепліша весни [121, 122].

Атмосферна циркуляція над Чернівецькою областю характеризується великою мінливістю та коливаннями: тут інтенсивно відбувається трансформація морського помірного повітря в континентальне. Розміщення Карпатських гір має суттєвий вплив на кліматичні умови. Завдяки їм спостерігається підвищена кількість опадів, перепади тиску. Українські Карпати виступають орографічним бар'єром при русі повітряних потоків різних напрямків. При пересуванні циклонів із заходу і південного заходу відбувається їх активізація при наближенні до гірського масиву Карпат. Тому кліматична обстановка міста визначається частим

розповсюдженням над його територією вологого і теплого атмосферного повітря. Зимою ці маси приносять тепло, а влітку - вологість, трансформуючись у континентальні повітряні маси, які тут переважають.

Більше половини випадків дощових фронтів у місті обумовлені фронтами, що рухаються з північного заходу на південний схід, а також вторгненням середземноморських циклонів. Щорічна кількість опадів у різні періоди зазнає суттєвих коливань. Коливання кількості опадів може бути від 470 до 760, а в окремі роки спостерігаються і аномальні кількості опадів більше 1000 мм. Суттєвих змін зазнають і середньомісячні кількості опадів. Особливістю міста Чернівці є також те, що кількість опадів на окремих ділянках залежить від адвективно-орографічних чинників. Так в долинних, а особливо увігнутих формах рельєфу, випадає менше опадів ніж на схилах.

Для міста Чернівці характерним є виникнення туманів різних видів тривалістю від кількох годин аж до кількох днів. Не рідкими є виникнення в місті так званих міських туманів. Вони трапляються в холодний період року в забрудненому міському повітрі за великої концентрації ядер конденсації. Сприяючою ситуацією для їх виникнення є утворення приземних температурних інверсій.

Вітровий режим міста Чернівці знаходиться під впливом циркуляційних процесів внаслідок взаємодії атмосферних фронтів із грядою Українських Карпат. Впродовж року переважаючими в місті є північно-західні вітри, які становлять близько 34% повторюваності та східні вітри (18%). Вітровий режим міста також характеризується переважанням вітрів низької швидкості. Так до 90% вітрів у місті мають швидкість від 0-5 м/с [119, 121].

З метеорологічної точки зору конфігурація території Чернівців склалася не зовсім вдало, оскільки пануючі вітри (північно-західні і південно-східні) переносять через все місто, забруднене промисловістю, автотранспортом і залізничним транспортом, повітря. Також слід відзначити, що швидкість вітру в приземному шарі часто коригується гальмівним впливом поверхні, який залежить

від рельєфу, характеру забудови, розміщення міських вулиць відносно панівних вітрів.

2.3.2 Структурно-функціональні особливості м. Чернівців

Формування екологічно-небезпечних опадів в місті напряду пов'язано із утворенням застійних зон, які сприяють накопиченню в атмосферному повітрі забруднюючих речовин. Тому розміщення транспортних магістралей, їх спрямованість у просторі відносно пануючих вітрів, щільність забудови, функціональне зонування міського середовища мають суттєвий вплив, наряду із метеорологічними умовами, на створення осередків, де опади будуть мати завідомо більшу концентрацію забруднюючих речовин [123].

За відносно невисокої густоти населення (1670 осіб/км²) і невеликій, як для обласного центру, території місто дуже нерівномірно забудоване і заселене, а рівень автомобілізації в Чернівцях є одним із найвищих серед обласних центрів. Наявні функціонально відмінні території у м. Чернівці поєднані між собою транспортними магістралями [124].

Як розглядалося вище, Чернівці характеризуються доволі складним рельєфом із значними перепадами висот і наявністю зсувних ділянок, а це створює додаткові складнощі у функціонуванні транспортної мережі міста.

Відповідно до просторового розташування, транспортного завантаження, щільності забудови в м. Чернівці можна виділити декілька окремих територіальних груп.

До першої групи можна віднести центральну історичну частину міста. Нижній початок цього району обмежується вул. Гагаріна в районі резерву провідників, а верхній – вул. Головна в районі парку ім. Т.Г.Шевченка. Характерним для цієї зони є такі фактори: існування вузьких вулиць із двостороннім або одностороннім рухом; значний перепад висот від вул. Гагаріна через вул. Головну до Соборної площі, дещо менший по вулицях 28 червня, Лесі Українки, Шевченка; високе транспортне завантаження в поєднанні з малою

пропускною здатністю вулиць, які покриті переважно бруківкою; висока щільність історичної забудови із замкнутими конфігураціями внутрішніх двориків, які погано провітрюються.

Із точки зору екологічної безпеки опадів ця частина міста є найбільш небезпечною, оскільки відзначається значною кількістю автомобільних викидів, поганими умовами розсіювання, що призводить до утворення застійних зон, які сприяють накопиченню забруднень.

Другу групу можна охарактеризувати наявністю історичних будинків переважно одно-, двоповерхової забудови практично без існування замкнутих конфігурацій дворів. Особливістю в цій зоні є включення багатоповерхівок, однак, без створення суцільних житлових масивів. Як правило, транспортні шляхи мають асфальтове покриття. Суттєвий перепад висот спостерігається в районі вул.Фастівської. Основні транспортні магістралі в цьому районі це вулиці Руська, Винниченка, Буковинська, Чкалова. Транспортні магістралі вузькі, двополосні, за виключенням вул. Винниченка, яка має чотири полоси руху. Транспортне навантаження в цьому районі також доволі суттєве, оскільки додатково обтяжене курсуванням цілого ряду транспорту в напрямку вул. Калинівської де розміщений великий масив ринку м. Чернівці.

Третя група територій створена окремими плямами районів багатоповерхової забудови і розміщена по краях історичної частини міста. Найбільший район багатоповерхових забудов обмежений вулицями Головна (від перетину з Проспектом Незалежності) – Південно-Кільцева – Героїв Майдану – Проспект Незалежності. Від вул. Головної до Героїв Майдану цей район перетинає вул. Комарова із відповідними забудовами. Характеризується відсутністю перепадів висот. Вказані транспортні магістралі в цьому районі є більш широкими чотириполосними. Транспортне навантаження доволі високе, що зумовлено високою густотою проживаючого населення і відповідною кількістю курсуючого транспорту. З точки зору розсіювання викидів, цей район є найбільш сприятливим. Характеризується також наявністю значної кількості зелених насаджень як всередині дворів так і вздовж транспортних магістралей.

Ще одним районом багатоповерхової забудови є багатоповерхові масиви на вул. Руській (від вул. Фастівської) до мікрорайону Гравітон. В районі мікрорайону Гравітон вул. Руська розширяється з двополосної до чотирьох полосної. Відсутні перепади висот, доволі добре продувається вітром.

Район багатоповерхівок, який розміщується в районі вул. Сторожинецької – Рівненської є наймолодшим серед багатоповерхових забудов. Він ще доволі мало заселений, оскільки знаходиться в стадії розбудови. Вулиця Сторожинецька двополосна, однак мікрорайон досить добре продувається вітрами, оскільки знаходиться практично на виїзді з міста і не обтяжений великою кількістю додаткових вулиць.

Невеликі включення багатоповерхових забудов знаходяться також на лівому березі Прута в Садгірському районі. Вулиці завантажені автотранспортом, що сприяє зростанню забруднення. Однак, в той же час пряма протяжність вулиць і наявність багатоповерхової забудови тільки з одного боку вулиці створює непогані умови для розсіювання викидів [123,124].

До четвертої групи відносяться території, що знаходяться практично на виїзді з міста і зони приміської забудови. В цій групі виділяється вулиця Галицький шлях, що знаходиться на західному виїзді з міста і зазнає значного транспортного навантаження, пов'язаного як з виїздом з міста так і курсуванням транспорту на так званій «Калинівський ринок» міста Чернівці.

Приміські ж території характеризуються низькою густотою заселення, приватною малоповерховою забудовою, порівняно невеликим транспортним навантаженням і великою кількістю зелених насаджень. Серед цих територій виділяються райони підвищень: г. Цецино, Садгірська височина і незначне підвищення в районі вул. Таджикицької. Описані групи територій характеризуються різними особливостями забудови, транспортних мереж, розміщенням в просторі, наявністю озеленення, а відтак і різною здатністю до накопичення забруднюючих речовин.

2.3.3 Викиди забруднюючих речовин в м. Чернівці

Вплив господарської діяльності на навколишнє середовище в даний час характеризується значними об'ємами викидів в атмосферу. Особливо погіршується ситуація в містах, де промислові викиди і викиди автотранспорту формують специфічний склад атмосферного повітря. Якість атмосферного повітря в містах визначається кількістю викидів речовин-забруднювачів, а також динамікою повітряних потоків.

Аналіз даних рис. 2.9 показує, що, незважаючи на те, що територія м.Чернівці займає лише близько 2% від загальної території області, більше третини забруднюючих речовин, що викидаються в цілому по області, потрапляють в повітря із викидами міста Чернівці. Із них основна частина - це викиди автомобільного транспорту.

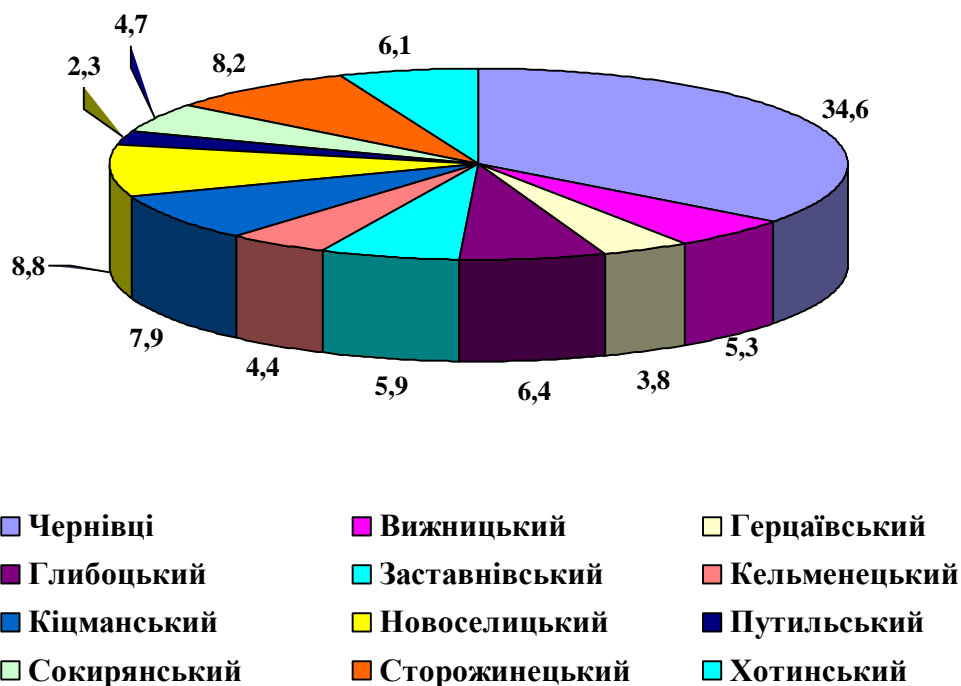


Рисунок 2.9 – Внесок (%) в загальне забруднення Чернівецької області окремих районів та міст

Незважаючи на певне скорочення обсягів викидів (рис. 2.10), перенавантаженість обласного центру автомобільним транспортом та його нерівномірний розподіл створює загрозу формування локальних осередків підвищеного забруднення.

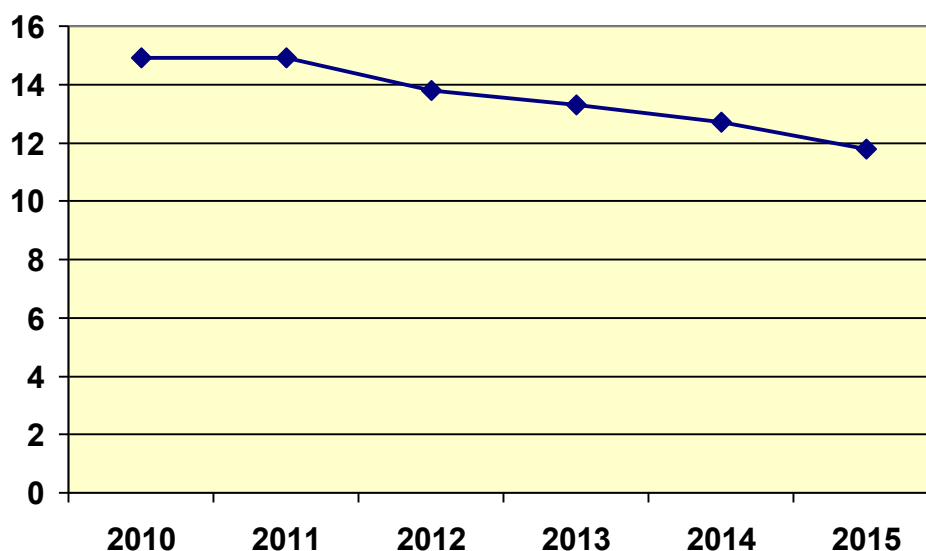


Рисунок 2.10 – Динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря м. Чернівці (тис. т)

Основним джерелом місцевого забруднення довкілля в м. Чернівці є транспорт (табл. 2.2). Місто Чернівці, незважаючи на те, що є одним із найменших обласних центрів України, характеризується значним автотранспортним навантаженням. Рівень автомобілізації є одним із найвищих серед обласних центрів [92].

Таблиця 2.2 – Розподіл обсягів викидів забруднюючих речовин за стаціонарними і пересувними джерелами забруднення м. Чернівці (%)

Частка у викидах джерел	Роки			
	2000	2005	2010	2015
Стаціонарних	7,7	8,4	8,3	9,3
Пересувних	92,3	91,6	91,7	90,7

Аналіз даних табл. 2.2 показує, що внесок пересувних джерел у загальну картину забруднення атмосферного повітря м. Чернівці є стабільно високим і коливається в межах 90,7 – 92,3 %.

Серед компонентів викидів забруднюючих речовин найбільший вплив на формування екологічної небезпеки атмосферних опадів мають кислототвірні сполуки, які взаємодіючи із атмосферною водою перетворюються на кислоти і сприяють пониженню значення рН опадів [92].

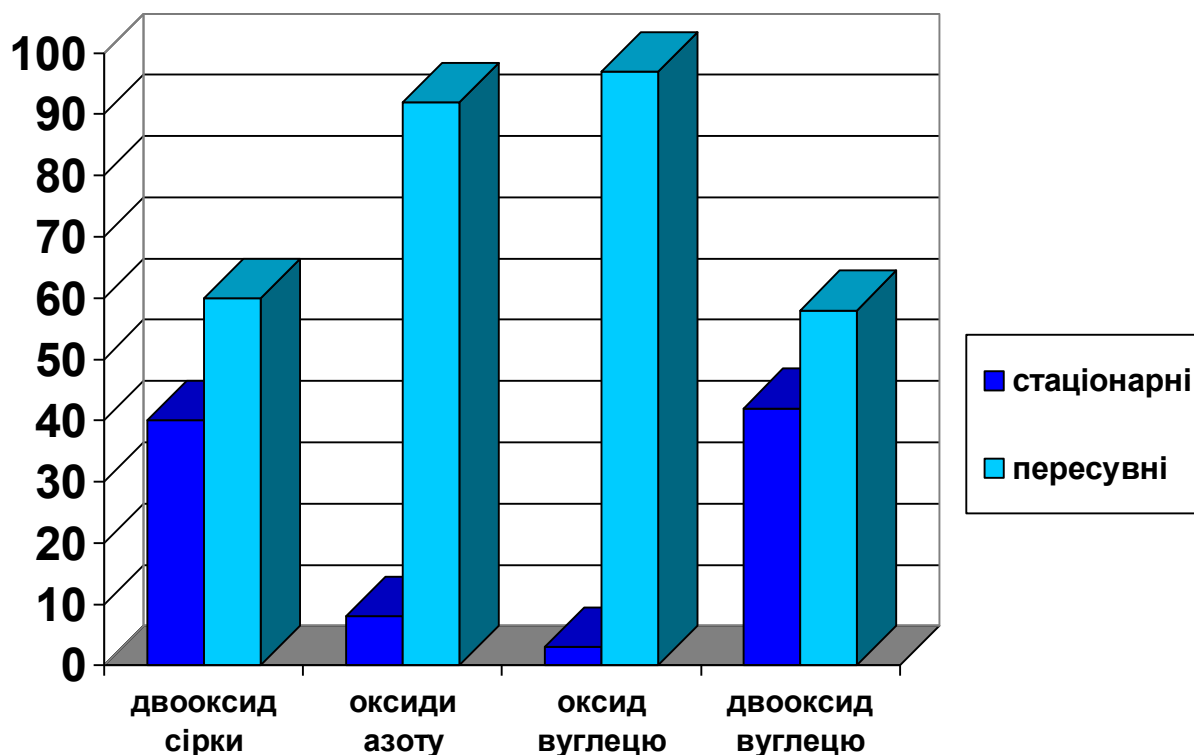


Рисунок 2.11 – Розподіл обсягів викидів кислототвірних сполук за стаціонарними і пересувними джерелами забруднення м. Чернівці (%)

На рис. 2.11 представлено внесок стаціонарних та пересувних джерел у обсяги викидів кислототвірних сполук (оксидів сірки, оксидів азоту, оксидів вуглецю). Аналіз даних рис. 2.11 показує, що за рахунок викидів пересувних джерел формується основна кількість викидів кислототвірних сполук. Так, внесок пересувних джерел у викиди диоксида сірки складає 60,4%, оксидів азоту – 93%, оксиду вуглецю – 97,4% і диоксида вуглецю – 58,3%.

Більша частина всіх пилогазових викидів автотранспорту потрапляє на землю: гази переважно у вигляді опадів, а пил під дією сили тяжіння. В залежності від кількості, тривалості впливу, виду забруднювачів, а також властивостей ґрунтів це призводить до різноманітних негативних наслідків.

2.4 Вибір методів і методик дослідження

Методологічною основою теоретичних досліджень цієї дисертаційної роботи є системний аналіз факторів і умов формування екологічної небезпеки та пошук методів управління екологічною безпекою. У процесі виконання роботи використано комплексний метод досліджень, який базується на логічному узагальненні та систематизації інформаційної бази. Лабораторно-аналітичний метод використовувався для визначення ряду показників у пробах атмосферної води. Методи регресійного аналізу використовувались для встановлення залежностей між компонентами атмосферних опадів та концентраціями забруднень атмосферного повітря.

Джерелом аналітичних досліджень служили дані щодо хімічного складу атмосферних опадів м. Чернівці за 2008-2018 рр. (Додаток А) Центральної геофізичної обсерваторії ім. Б. Срезневського, результати вимірювання значення рН опадів та забруднення атмосферного повітря за 2000-2008 рр. Чернівецького обласного центру із гідрометеорології. Паралельно були проведені власні експериментальні дослідження хімічного складу атмосферних опадів м. Чернівці (травень-липень 2013 р.).

2.4.1 Вибір місць відбору проб і речовин-забруднювачів

Спостереження за станом атмосферних опадів входить в комплексну програму спостереження за станом атмосферного повітря. Відповідно до цього, основою формування мережі спостережень виступає метод диференціації постів

спостережень [125]. При розміщенні постів спостереження їхня диференціація проводилась за якістю отриманої інформації (рис. 2.12).



Рисунок 2.12 – Розміщення постів спостереження за станом атмосферних опадів м. Чернівці

Пост №1 розміщений в центральній частині міста в зоні переважаючого впливу транспортного забруднення з негативними умовами розсіювання забруднюючих речовин. Відноситься до територій першої групи, описаних в підрозділі 2.3.2.

Пост №2 знаходиться в межах комплексного впливу різних типів джерел викидів. При цьому знаходиться в зоні багатоповерхової забудови з просторовим розміщенням транспортних магістралей із сприятливими факторами розсіювання викидів. Відноситься до територій третьої групи з підрозділу 2.3.2.

Пост №3, згідно описаних вище (підрозділ 2.3.2) умов формування екологічної небезпеки атмосферних опадів, можна віднести до територій із

четвертої групи. І відповідно до вимог [125] знаходиться в зонах сельбищної забудови, на які безпосередньо не впливають окремі стаціонарні чи пересувні джерела, а тому може розглядатися як міський фоновий пункт спостереження.

Пост №4 є постом відбору проб Чернівецького обласного центру з гідрометеорології з подальшим аналізом хімічного складу опадів на базі Центральної геофізичної обсерваторії ім. Б. Срезневського.

До основних іонів, які обов'язково визначаються у воді опадів на території України належать: сульфат (SO_4^{2-}), гідрокарбонат (HCO_3^-), нітрат (NO_3^-), хлор (Cl^-), кальцій (Ca^{2+}), амоній (NH_4^+), калій (K^+), натрій (Na^+), магній (Mg^{2+}). Приведені іони мають найбільший внесок щодо маси (95%) у загальну мінералізацію опадів. Також при проведенні аналізів обов'язково визначається величина рН опадів. На основі інформації про вміст іонів у атмосферних опадах було проведено аналіз трансформації атмосферних опадів за 11-річний період. А також встановлено статистичні залежності між компонентами опадів.

Для аналізу особливостей зміни хімічного складу опадів в залежності від випадання в різних ландшафтно-функціональних зонах міста було обрано показники, які найбільш динамічно змінюються і мають значний вплив на формування кислотно-основних характеристик опадів, а саме: рН, вміст сульфатів, гідрокарбонатів, нітратів, хлоридів, кальцію, амонію, магнію.

Відбір проб здійснювався відповідно до діючого РД 52. 04. 186 – 89 [126] з врахуванням ДСТУ ISO 5667-8:2007 [127] стосовно частини визначення навантаження вологих опадів на екосистеми. Відбір одиничних проб проводився на рівній поверхні на висоті 130-150 см від поверхні землі для запобігання потрапляння сторонніх домішок із землі. Проби відбиралися під час випадання дощу в стійку до дії дощової води, чисту посуду за допомогою пластмасової лійки. Транспортування проб в лабораторію відбувалось в найкоротші терміни із забезпеченням збереження чистоти проби.

2.4.2 Визначення рН дощової води

Електрометричний метод визначання рН базується на вимірюванні електрорушійної сили електрометричної комірки, яка складається з вимірюваного розчину, скляного електрода і електрода порівняння. Вимірювання проводили відповідно до вимог РД 52. 04. 186 – 89 [126] і інструкції до приладу Іономір лабораторний І-160 МІ.

Прилад калібрували із використанням двох буферних розчинів, які обирали таким чином, щоб очікуване значення рН випробовуваного розчину знаходилось між двома значеннями буферних розчинів. Діапазон калібрування має бути не менше двох одиниць рН. Перед зануренням в розчин електроди промивали дистильованою водою і протирали від залишків води фільтрувальним папером.

2.4.3 Визначення вмісту хлоридів

Вміст хлоридів у дощовій воді визначали відповідно до ДСТУ ISO 9297: 2007 [128]. Суть методу полягає в прямому титруванні проби розчином нітрату срібла з індикатором хроматом калію до побуріння осаду. Індикатор методу Мора – розчин K_2CrO_4 дає з нітратом срібла бурий осад хромату срібла Ag_2CrO_4 , але розчинність осаду набагато більша розчинності хлорида срібла. Тому при титруванні хлорида срібла в присутності хромату калію червоний осад хромату срібла появляється тільки після добавлення надлишку іонів Ag^+ , коли всі хлориди вже осаджені. Під час проведення дослідження в дві конічні колби вносили по 100 мл досліджуваної води, по 1 мл хромату калію, потім одну колбу титрували розчином нітрату срібла до появи слабо-рожевого відтінку, друга колба служила контрольною. Концентрацію хлоридів розраховували за формулою

$$X = \frac{A \cdot K \cdot n \cdot 1000}{V} \quad (2.1)$$

де А – об'єм розчину нітрату срібла, витраченого на титрування, мл;

К – поправочний коефіцієнт;

n – титр AgNO_3 по Cl^- (кількість хлоридів, що відповідає 1 мл нітрату срібла);

V – об'єм води, взятої для дослідження, мл.

2.4.4 Визначення вмісту сульфатів

Концентрацію сульфатів визначали відповідно до ГОСТ 4389-72 [129]. Визначення вмісту сульфатів базується на осадженні в кислому середовищі іонів SO_4^{2-} хлористим барієм (BaCl_2) у вигляді сірчаноокислого барію. В залежності від передбачуваної кількості сульфат-іону для дослідження беруть 100-500 cm^3 води з таким розрахунком, щоб концентрація SO_4^{2-} не перевищувала 25-30 мг в 100 cm^3 проби. У випадку необхідності воду розбавляють.

Вміст сульфатів розраховували по формулі

$$X = \frac{(a - b) \cdot 0,4115 \cdot 1000}{V} \quad (2.2)$$

де, a - маса тигля з осадом, мг;

b – маса тигля, мг;

0,4115 – коефіцієнт для перерахунку BaSO_4 на SO_4^{2-} ;

V - об'єм води, взятий для дослідження, cm^3 .

2.4.5 Визначення вмісту нітратів

Концентрацію нітратів визначали відповідно до ГОСТ 18826-73 [130]. Метод базується на реакції між нітратами і фенолдисульфоною кислотою з утворенням нітропохідних фенолу, які з лугами утворюють сполуки забарвлені в жовтий колір. При визначенні вмісту нітратів (за допомогою фотоколориметра КФК-2) для побудови калібрувального графіку використовували стандартні розчини, з яких готували калібрувальну серію розчинів. Оптичну густину забарвлених розчинів вимірювали з синім світлофільтром ($\lambda = 480$ нм) в кюветах з товщиною робочого шару 1-5 см. Отримані результати наносили на графік.

Вміст нітратів розраховували по формулі в перерахунку на нітратний азот

$$X = \frac{C \cdot V_1}{V} \quad (2.3)$$

де, С – вміст нітратів, який знайдений по калібрувальному графіку, мг/дм³;

V₁ – об'єм забарвленої проби (100 або 50 см³);

V- об'єм проби взятої для аналізу, см³.

2.4.6 Визначення вмісту амонію

Концентрацію сполук амонію визначали відповідно до РД 52. 04. 186 – 89 [126]. Метод базується на здатності аміаку та іонів амонію утворювати забарвлену в жовто-коричневий колір сполуку з реактивом Несслера. Інтенсивність забарвлення розчину, пропорційну масовій концентрації аміаку і іонів амонію, виміряли на фотоколориметрі КФК-2 при довжині хвилі $\lambda = 400 - 425$ нм.

Перед проведенням дослідження готували серію стандартних розчинів, на основі яких будували калібрувальний графік. Досліджувану пробу піддавали взаємодії з реактивом Несслера і фотометрували.

Концентрацію іонів амонію визначали за формулою

$$X = \frac{C \cdot 50}{V} \quad (2.4)$$

де, С – масова концентрація, знайдена по калібрувальному графіку, мг/дм³ NH₄⁺;

V- об'єм проби взятої для аналізу, см³;

50 – об'єм стандартного розчину, см³.

2.4.7 Визначення вмісту гідрокарбонатів

Концентрація гідрокарбонатів визначалися згідно [131]. Принцип методу базується на титруванні проби соляною кислотою в присутності метилоранжу. Вміст гідрокарбонатів (г/л) розраховували за рівнянням

$$X = a \cdot 0,0061 \cdot 1000/V \quad (2.5)$$

де a – об'єм 0,1н розчину соляної кислоти, витраченої на титрування, мл;
 0,0061 – кількість грамів гідрокарбонат-іонів, яка відповідає 1мл 0,1н розчину соляної кислоти;

V – об'єм води, взятої для дослідження, мл.

2.4.8 Визначення вмісту кальцію і магнію

Концентрацію іонів кальцію і магнію визначали відповідно до ДСТУ ISO 6059:2003 [132]. Принцип методу базується на реакції утворення міцних комплексних сполук іонів кальцію та магнію з етилендіамінтетрауксусною кислотою (трилоном Б). Титруючи досліджувану пробу, в присутності буферного розчину та індикатора еріохром чорний Т, визначали сумарний вміст кальцію і магнію.

Потім з іншої порції води, застосовуючи інший індикатор – мурексид, відтитровують тільки солі кальцію, відповідно до ДСТУ ISO 6058-2003 [133]. Розрахунок кальцію і магнію проводили за формулами

$$w = V_2 \cdot c_{\text{ЕДТА}} \cdot f_{\text{екв.}}(\text{Ca}) \cdot 1000 / V_{\text{пр.}} \quad (2.6)$$

$$w = (V_1 - V_2) \cdot c_{\text{ЕДТА}} \cdot f_{\text{екв.}}(\text{Mg}) \cdot 1000 / V_{\text{пр.}} \quad (2.7)$$

де V_1 – об'єм трилону Б, що витрачений на титрування сумарної кількості іонів кальцію та магнію, мл;

V_2 – об'єм трилону Б, що витрачений на відтитрування тільки іонів кальцію, мл;

$c_{\text{ЕДТА}}$ – нормальність розчину трилону Б;

$f_{\text{екв.}}(\text{Ca})$ – еквівалент кальцію (20,04);

$f_{\text{екв.}}(\text{Mg})$ – еквівалент магнію (12,16);

$V_{\text{пр.}}$ – об'єм проби, взятий для титрування, мл.

2.4.9 Визначення рН ґрунту

Дві наважки по 20 гр. повітряно-сухого ґрунту, розтертого і просіяного крізь сито з отворами діаметром 1 мм, зважують на технічних терезах з точністю до 0,1 г і переносять у плоскодонну колбу місткістю 100 мл. До першої приливають мірною колбою або мірним циліндром 50 мл дистильованої води щоб співвідношення «ґрунт:вода» становило 1:2,5, закривають пробкою, ретельно збовтують протягом 5 хвилин і залишають на добу. Після відстоювання прозору частину зливають у скляний стаканчик і вимірюють pH_{H_2O} потенціометричним методом.

До другої мірною колбою приливають 50 мл 1,0 Н розчину KCl (рН 5,6–6,0). Колбу закривають пробкою і періодично збовтують протягом 1 години. Після відстоювання в чистий скляний стаканчик зливають прозору частину суспензії і вимірюють $pH_{сол}$ потенціометричним методом [134].

2.4.10 Обробка експериментальних даних

При аналізі масивів метеорологічної інформації про хімічний склад атмосферних опадів на основі їх усереднення до певного часового проміжку (сезон чи рік) в українській і світовій практиці [20, 28] прийнято приводити концентрації компонентів до нормованого вигляду, а саме здійснювати усереднення з врахуванням кількості опадів, що випали за даний період

$$\bar{C} = \frac{\sum c_i q_i}{\sum q_i} \quad (2.8)$$

де \bar{C} – середня за сезон (рік) концентрація компоненту, мг/дм³;

c_i – концентрація компоненту у сумарній місячній пробі, мг/дм³;

q_i – місячна (річна) сума опадів, мм.

Першим типом похибок є систематичні, які діють однаково при проведенні одних і тих же досліджень. Для уникнення таких похибок в проведенні досліджень використовувались стандартизовані методики як проведення самих

досліджень так і приготування витратних хімічних реагентів. Другим типом похибок є випадкові похибки, які характеризуються непередбачуваністю виникнення і зумовлені великою кількістю різноманітних факторів.

З метою уникнення впливу різних типів похибок кожне вимірювання проводили тричі з метою отримання середнього арифметичного значення результатів вимірювання, яке обчислювали згідно виразу 2.9:

$$\bar{X} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_i}{n} \quad (2.9)$$

де, \bar{X} - середнє значення досліджуваного параметру;

x_i – значення одного вимірювання;

n – кількість вимірювань.

Для характеристики серії вимірювань використовується середнє квадратичне відхилення (2.10) [135]

$$\sigma_s = \sqrt{\frac{\sum (\Delta x)^2}{n(n-1)}} \quad (2.10)$$

де Δx – часткові відхилення окремих вимірювань, що визначаються за виразом (2.11)

$$\Delta x = x_i - \bar{X} \quad (2.11)$$

Під час проведення багатьох наукових вимірювань кількість повторних вимірювань незначна. За таких умов випадкову похибку визначають на підставі закону розподілу випадкових похибок Стюдента за формулою (2.12) [135].

$$\Delta_s x = t_{Pm} \cdot \sigma_s \quad (2.12)$$

де, t_{Pm} – коефіцієнт Стюдента

Коефіцієнт Стюдента t_{Pm} визначають за довідниковими даними відповідно до обраної надійної ймовірності P та кількістю повторних вимірювань.

Побудова графічних залежностей здійснювалась з використанням стандартного програмного пакету EXEL. Регресійний аналіз проводився із використанням програми STATISTIKA 6.0.

2.5 Висновки до другого розділу

Охарактеризовано об'єкт дослідження – процес формування екологічної небезпеки урбанізованої території під впливом атмосферних опадів міста Чернівці та предмет дослідження – чинники формування екологічно небезпечних опадів. Обґрунтовано вплив кислототвірних сполук на формування екологічної небезпеки атмосферних опадів.

Показано, що розміщення транспортних магістралей, їх спрямованість у просторі відносно пануючих вітрів, щільність забудови, функціональне зонування міського середовища мають суттєвий вплив на створення осередків де опади будуть мати завідомо більшу концентрацію забруднюючих речовин.

Визначено ключові території, точки відбору експериментальних проб, перелік контрольованих компонентів та методики визначення компонентів хімічного складу атмосферних опадів (показника рН, хлоридів, сульфатів, нітратів, амонію, гідрокарбонатів, кальцію і магнію).

Результати, які приведені у цьому розділі висвітлені в публікаціях [92-94, 123].

РОЗДІЛ 3

ДОСЛІДЖЕННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ
МІСТА ЧЕРНІВЦІ

3.1 Часова динаміка вмісту головних іонів в атмосферних опадах міста

У зв'язку з тим, що впродовж року змінюються обсяги викидів забруднюючих речовин та тип опадів (рідкі або тверді), доцільно розглядати багаторічну динаміку вмісту хімічних речовин в атмосферних опадах у різні періоди року. Згідно з існуючою практикою, при характеристиці опадів прийнято умовний поділ року на теплий (квітень-жовтень) і холодний (листопад-березень) періоди [122].

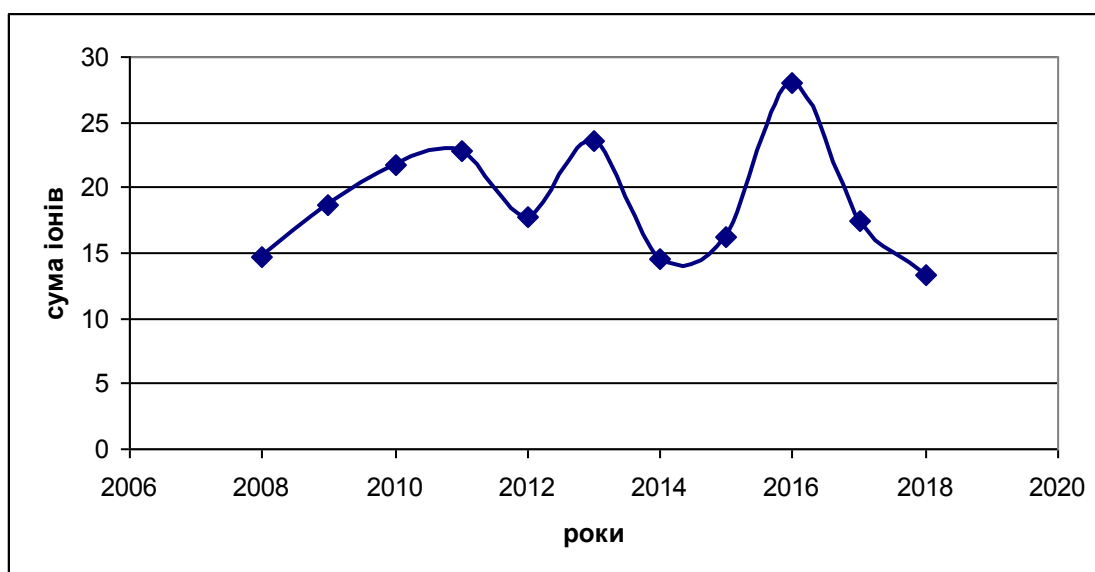


Рисунок 3.1 – Часова динаміка середньорічної суми іонів (мг/дм³) в атмосферних опадах м. Чернівці

Для часової динаміки суми атмосферних іонів в опадах м. Чернівці (рис. 3.1) характерним є наявність піків підйомів і зменшення концентрацій речовин. Так, в період з 2008 по 2011 роки спостерігалось поступове збільшення сумарної концентрації до досягнення свого пікового значення у 22,8 мг/дм³, після чого

фіксувався різкий спад до показника $17,7 \text{ мг/дм}^3$ у 2012 р. Точки найбільших значень суми іонів припадають на 2011, 2013 і 2016 роки. Особливістю часового ходу зміни суми іонів також є збільшення величини перепаду між мінімальним і максимальним значеннями. Якщо в період з 2008 по 2011 роки величина перепаду між мінімальним ($14,7 \text{ мг/дм}^3$) і максимальним ($22,8 \text{ мг/дм}^3$) значеннями суми іонів складала 8,1 одиниць, то в період з 2014 по 2018 роки ця різниця складала вже 14,7 одиниць. В цілому максимальні (28 мг/дм^3) і мінімальні ($13,3 \text{ мг/дм}^3$) значення за одинадцятилітній період досліджень зафіксовано в період з 2016 по 2018 роки.

Для більшої деталізації часового ходу суми іонів у атмосферних опадах було побудовано порівняльну гістограму динаміки середньорічної суми іонів у теплий і холодний періоди року (рис. 3.2).

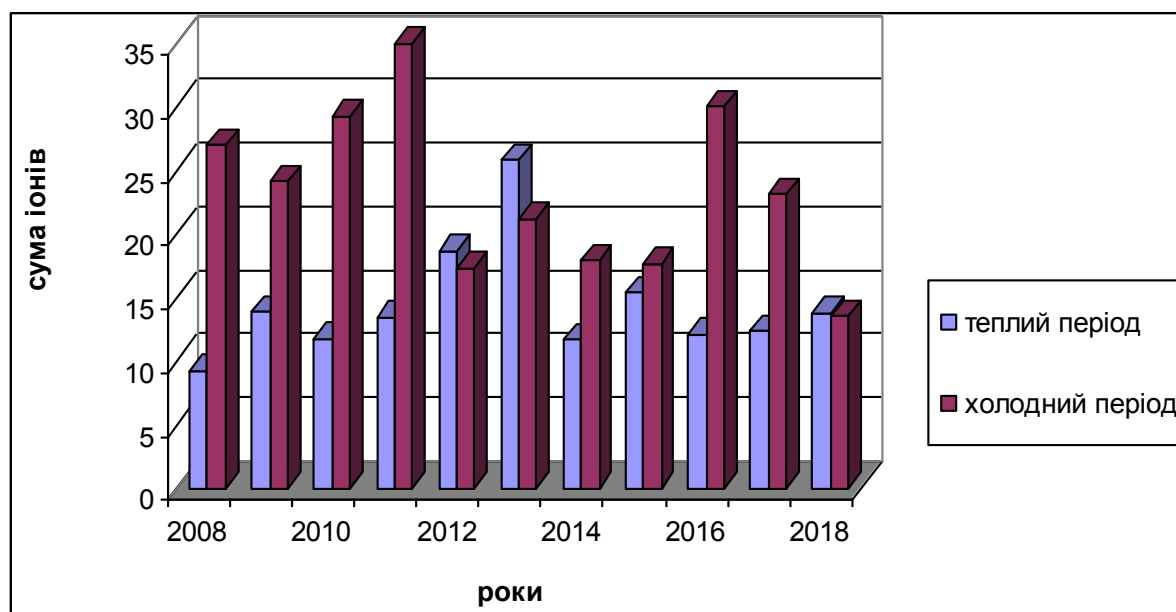


Рисунок 3.2 – Часова динаміка середньорічної суми іонів (мг/дм^3) в атмосферних опадах м. Чернівці в теплий і холодний періоди року

Аналіз даних рис. 3.2 показує значні відмінності сумарного вмісту речовин в теплий і холодний період року. За весь період дослідження загальна концентрація іонів в холодний період року є значно вищою, ніж в теплий, за виключенням 2012, 2013 років, коли вміст іонів у теплий період незначно перевищував їх вміст у холодний. Основна ж тенденція залишалась незмінною.

Максимальні перепади сумарного вмісту іонів між теплим і холодним періодами року спостерігались в 2011 (21,5 мг/дм³), 2008 і 2016 (17,8 мг/дм³) та 2010 (17,5 мг/дм³).

В теплий період року мінімальне значення вмісту речовин в атмосферних опадах спостерігалось у 2010 році і становило 9,23 мг/дм³, а максимальне в 2013 році – 25,8 мг/дм³. В холодний період року мінімальне значення було зафіксовано у 2018 році на рівні 13,53 мг/дм³, а максимальне в 2011 році і становило 35 мг/дм³.

Теплий і холодний періоди року відрізняються не тільки температурним режимом, а й кількістю опадів (рис. 3.3).

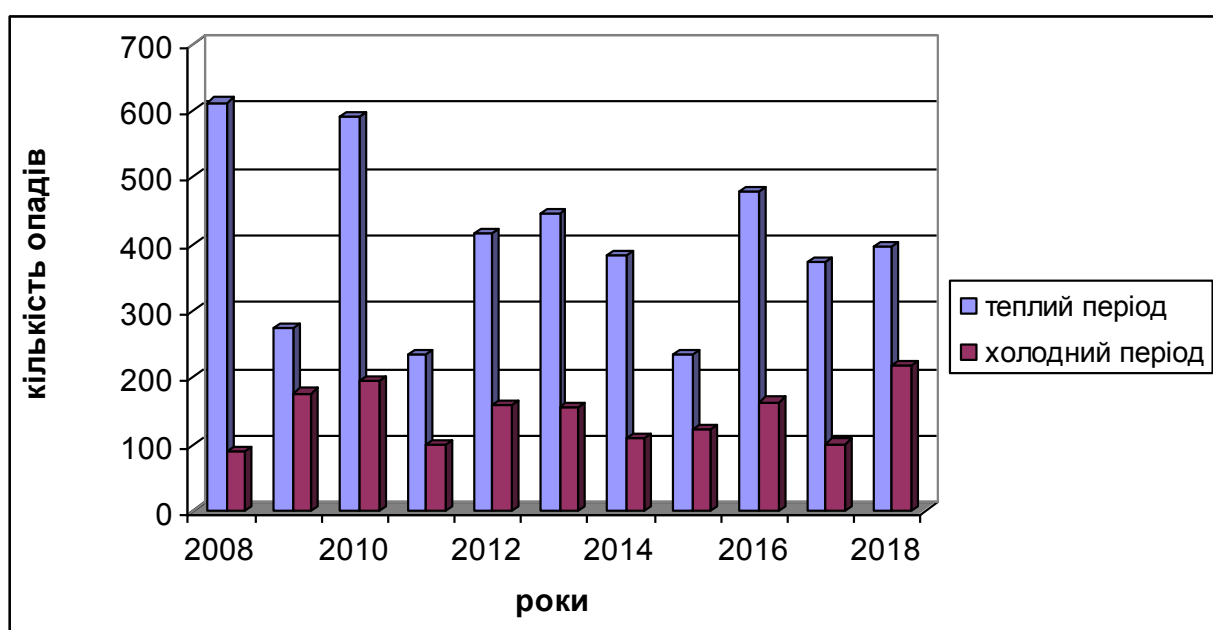


Рисунок 3.3 – Динаміка кількості опадів у м. Чернівці за теплий і холодний періоди року

Кількість атмосферних опадів, що випадає в теплий і холодний періоди року дуже суттєво відрізняються. В цілому за весь період спостережень в холодний період випадає значно менше опадів, ніж у теплий. Максимальні значення кількості опадів у теплий період року спостерігались у 2008 році і досягали 612 мм, а мінімальні у 2011 році – 234 мм. Загальною є тенденція зменшення аномальної кількості опадів у теплий період року. Так, починаючи з 2011 року максимальна кількість опадів у теплий період не перевищувала 445 мм.

Значення кількості опадів у холодний період року коливались від мінімальних у 2008 році (88 мм) до максимальних у 2018 році (219 мм). Динаміка змін кількості опадів у холодний період року має більш зглажений характер.

Порівняння даних рис. 3.2 і 3.3 показує, що прослідковується обернена залежність між сумарним середньорічним вмістом іонів в атмосферних опадах і кількістю опадів. В теплий період року при великій кількості опадів, вміст забруднюючих речовин є низьким. Виключення спостерігається у 2013 році, коли при доволі великій кількості опадів спостерігалась максимальна сумарна концентрація іонів. В холодний період року порівняно малі кількості опадів супроводжувались значно вищими за теплий період сумарними концентраціями речовин. Аналогічні тенденції підтверджуються і роботами інших авторів [136, 137].

Зміна вмісту концентрації аніонів в атмосферних опадах (рис. 3.4) показує, що коливання гідрокарбонатів і сульфатів має приблизно однаковий часовий хід.

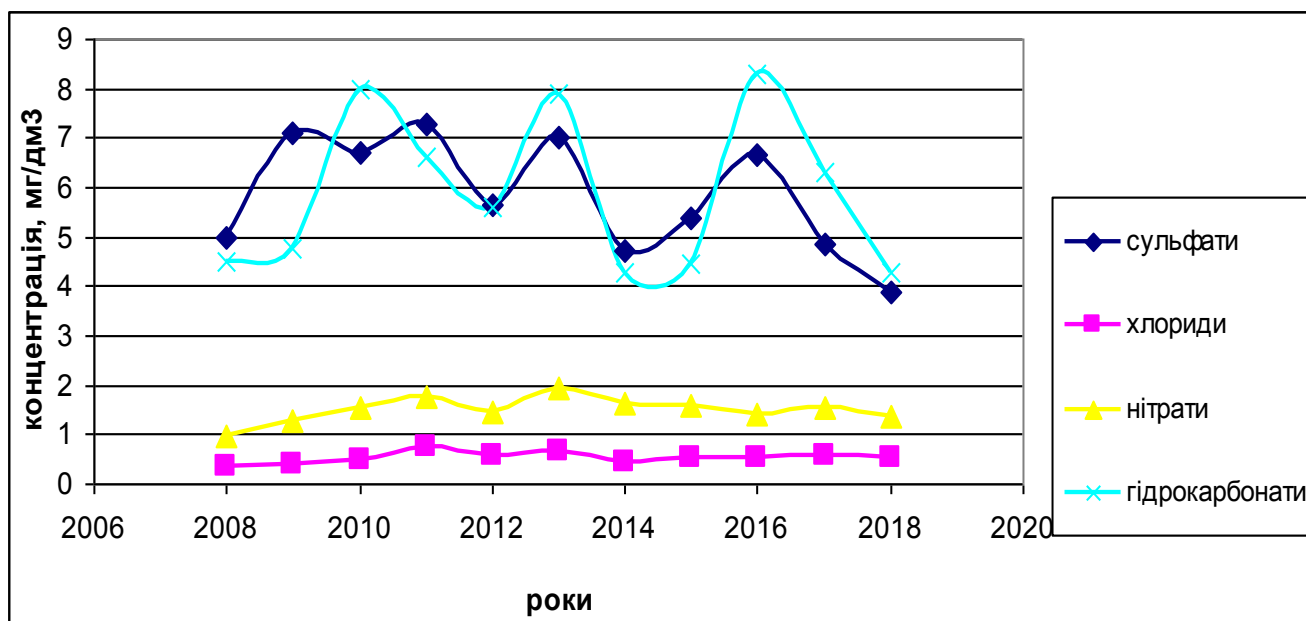


Рисунок 3.4 – Часова динаміка вмісту аніонів в атмосферних опадах м.Чернівці

Вміст сульфатних та гідрокарбонатних аніонів є найбільшим у складі опадів. Графічний хід вмісту сульфатів має чотири максимуми концентрацій, які припадають на 2009, 2011, 2013 та 2016 роки. Однак при цьому спостерігається незначний тренд до зменшення вмісту сульфатів. Мінімальні значення вмісту

сульфатів спостерігалися в 2018 році і становили $3,9 \text{ мг/дм}^3$, а максимальний вміст у 2011 році зі значенням $7,27 \text{ мг/дм}^3$.

Зміна концентрацій гідрокарбонатів за досліджуваний період характеризується більшим перепадом між максимумами і мінімумами. Мінімальні значення вмісту гідрокарбонатів спостерігалися у 2014 ($4,3 \text{ мг/дм}^3$) і 2018 ($4,27 \text{ мг/дм}^3$), а максимальний був зафіксований у 2016 році на рівні $8,28 \text{ мг/дм}^3$. Зміна концентрацій гідрокарбонатів у часі не проявляє явно вираженого тренду.

Концентрації нітратів і хлоридів є значно меншими. Вміст нітратів за досліджуваний період показує дуже незначний тренд до збільшення. Коливання концентрацій нітратів відбувається в межах $1,0 - 2,0 \text{ мг/дм}^3$, з двома максимумами у 2011 і 2013рр. Найбільше значення $1,96 \text{ мг/дм}^3$ було зафіксоване у 2013 році, а найменше ($0,98 \text{ мг/дм}^3$) – у 2008 р.

Часовий тренд зміни хлоридних іонів у воді атмосферних опадів має аналогічну до нітратів динаміку з наявністю двох максимумів у 2011 і 2013 рр. При цьому найвище значення спостерігалось у 2011 році на рівні $0,76 \text{ мг/дм}^3$, а найнижче у 2008 р. – $0,37 \text{ мг/дм}^3$.

Розподіл вмісту аніонів у воді атмосферних опадів за теплий і холодний період (Додаток Б) показує, що у теплий період року спостерігаються менші їх концентрації у переважній більшості випадків. Концентрація сульфатів доволі суттєво була більшою у холодний період в 2008 – 2011, 2016 рр. У 2014, 2015 та 2017 рр. це перевищення було незначним. І таким же незначним було переважання вмісту сульфатів в атмосферних опадах у теплий період в 2012 і 2013 рр. Більш вищі середньорічні концентрації, як правило, зумовлювались їх зростанням у холодний період.

Концентрації хлоридів в атмосферній воді в теплий і холодний період не так різко відрізняються. В переважній більшості випадків концентрації в холодний період є більшими. Максимальний вміст хлоридних сполук у холодний період року зафіксовано у 2011 році. А в 2016 році більші концентрації були характерні для літнього періоду.

Для вмісту нітратних сполук характерною є загальна тенденція до збільшення концентрації у холодний період року. Спостерігаються випадки як суттєвих відмінностей концентрацій між теплим і холодним періодом (2011, 2013, 2014, 2017 рр.) так і незначних коливань. А в 2010 і 2015 роках фіксувалося збільшення концентрацій нітратів в теплий період року.

Коливання вмісту гідрокарбонатних сполук тяжіє до їх збільшення у холодний період року, за виключенням 2012 і 2013 рр., коли їх вміст був більшим у теплий період. Загальна тенденція наявності як суттєвих так і незначних відмінностей у коливанні концентрацій притаманна і вмісту гідрокарбонатів.

Аналізуючи динаміку середньорічних концентрацій катіонів слід відмітити, що для більшості з них характерні коливання концентрацій, однак загальною особливістю є відсутність явно вираженого тренду. За період дослідження в часовій динаміці концентрації катіонів (рис. 3.5) відзначаються чотири максимуми у 2009, 2011, 2013, 2016 роках. При цьому характерними вони є для більшості катіонів.

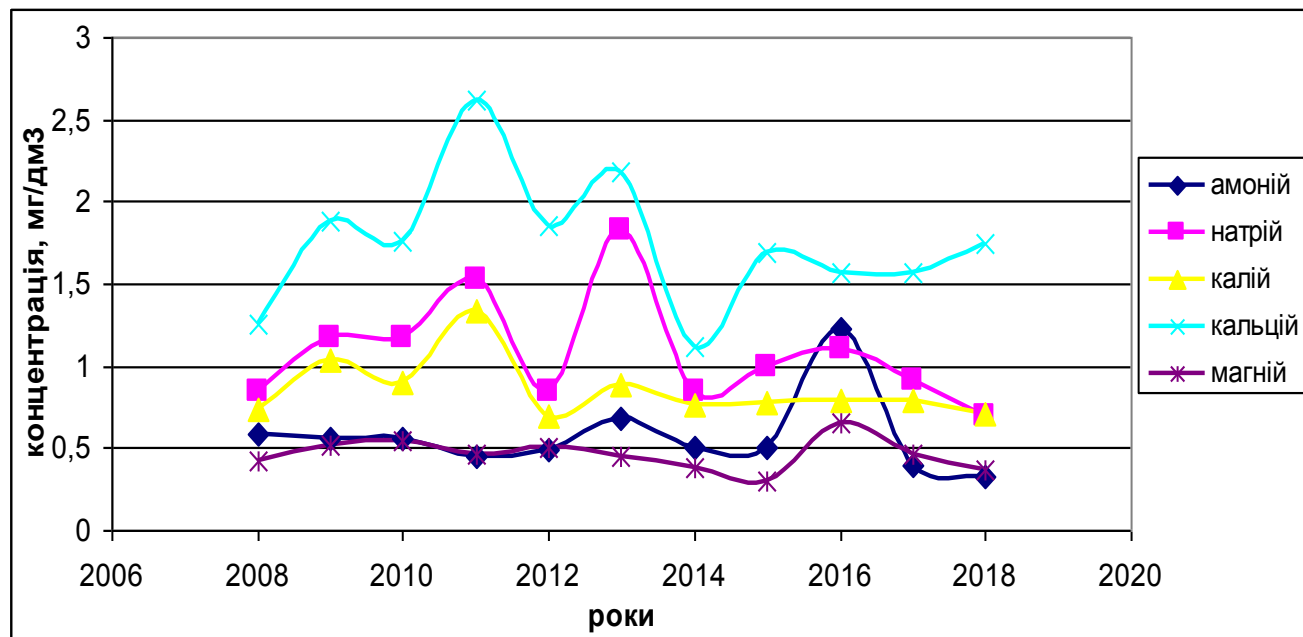


Рисунок 3.5 – Часова динаміка вмісту катіонів в атмосферних опадах м. Чернівці

Зміна концентрацій кальцію, натрію та калію має більш стрибкоподібний характер. Коливання концентрації іонів кальцію відбувається в межах від максимального $2,62 \text{ мг/дм}^3$ у 2011 році до мінімального $1,12 \text{ мг/дм}^3$ у 2014 році.

Максимальні концентрації іонів натрію фіксувались у 2013 р. на значенні 1,83 мг/дм³, а мінімальні у 2018 – 0,71 мг/дм³. Кількість калію у атмосферній воді змінюється від 1,33 мг/дм³ у 2011 р. до 0,7 мг/дм³ у 2012 р. Вміст сполук амонію коливається в цілому в незначних межах, однак у 2016 р. зафіксовано різке підвищення вмісту амонійних сполук до свого максимального (за період спостережень) значення 1,23 мг/дм³. Мінімальне значення сполук амонію було в 2018 році і становило 0,33 мг/дм³. Вміст катіонів магнію є в цілому найменшим у дощовій воді і зазнає незначних коливань з максимумом у 2016 р. на рівні 0,66 мг/дм³ і мінімумом у 2018 р. зі значенням 0,33 мг/дм³.

Як і для аніонів було розглянуто часову зміну концентрацій катіонів у розрізі теплого і холодного періодів року (Додаток Б). У часовій динаміці концентрації катіонів у воді атмосферних опадів в цілому повторюється закономірність збільшення концентрацій у холодний період року. Втім, при збереженні загальної тенденції для окремих катіонів вона не є так чітко вираженою. Так, наприклад, концентрація амонію в 2008, 2009, 2014 та 2018 роках є більшою саме у теплий період року, а в 2016 концентрації практично однакові і в теплий і в холодний періоди. Максимальний перепад концентрацій амонію між теплим і холодним періодами був зафіксований у 2010 році (0,9 мг/дм³ у холодний період і 0,33 мг/дм³ в теплий).

Зміна вмісту натрію і калію у воді атмосферних опадів має спільну тенденцію зростання концентрації у теплий період року до досягнення максимуму у 2013 році з подальшим повільним зниженням. Причому для натрію максимум концентрації у теплий період року (2 мг/дм³) перевищує концентрацію холодного періоду у цьому році. Максимальні перепади концентрацій між теплим і холодним періодом для обох іонів спостерігались у 2011 році. Для натрію ця різниця становила 1,44 мг/дм³, а для калію – 1,51 мг/дм³.

Коливання концентрацій кальцію у теплий і холодний період має значну амплітуду різниці з 2008 по 2011 роки з максимумом перепаду у 2011 році (2,74 мг/дм³). Вже з 2012 різниця концентрацій кальцію між теплим і холодним

періодом не така значна, а в 2018 році кількість кальцію в обидва періоди року однакова.

Вміст магнію також здебільшого переважає у холодний період року. Виключення становлять 2012, 2014 та 2018 роки, коли у теплий період року вміст магнію є більш значним. Максимальна різниця концентрацій між теплим і холодним періодами становить $0,45 \text{ мг/дм}^3$ у 2016 році.

Для оцінки атмосферних опадів з точки зору виникнення екологічної небезпеки важливе значення може мати не тільки концентрація іонів у дощовій воді (так як в атмосферних опадах вона є завжди значно меншою, ніж в поверхневих чи підземних водах), а співвідношення основних іонів [138] (рис. 3.6).

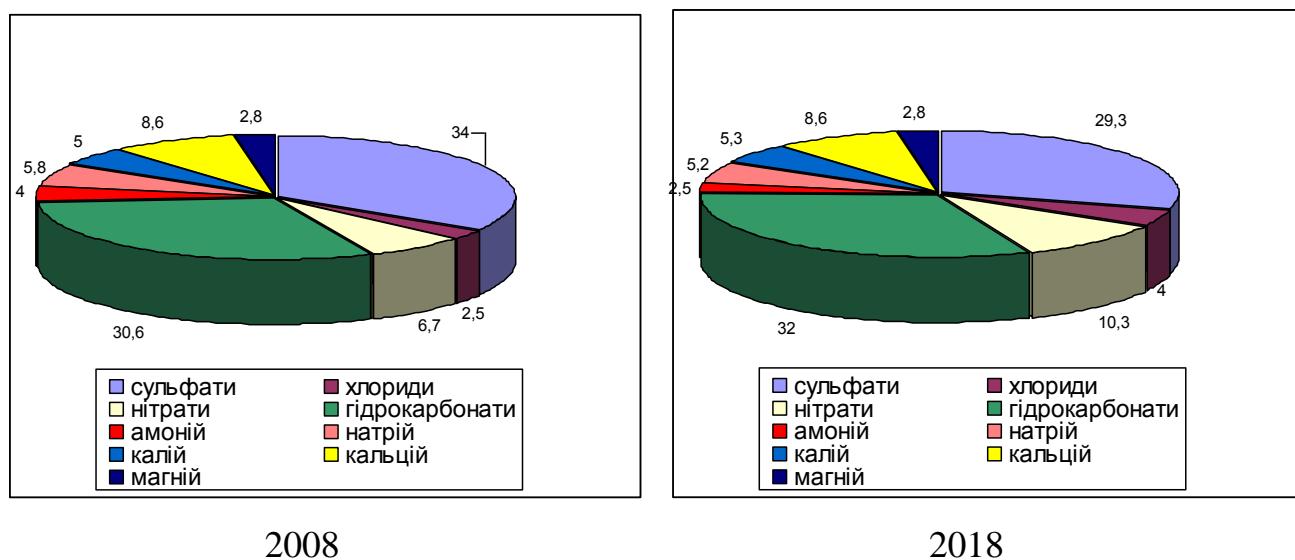


Рисунок 3.6 – Співвідношення (%) основних іонів у воді атмосферних опадів м.Чернівці

Аналіз даних рис. 3.6 показує, що за період дослідження відбувся перерозподіл співвідношення основних іонів. Так, в 2008 році найбільший відсотковий вміст у воді атмосферних опадів становили сульфати, а на другому місці по кількості були карбонати. В наступні роки відбувались постійні коливання співвідношень компонентів зі збереженням основної тенденції: вміст сульфатів і гідрокарбонатів є найбільшим, а серед катіонів переважаючим є вміст кальцію. В порівнянні з 2008 роком відбулось і процентне збільшення у

співвідношенні нітратів (на 3,6%) і хлоридів (на 1,5%). При цьому зменшилась кількість сполук амонію на 1,5%.

Як було розглянуто в розділі 1, часто використовуваним підходом в світовій практиці є аналіз співвідношення компонентів опадів у порядку зростання їх вмісту [15, 25, 28-31]. Використання цього підходу для аналізу компонентів атмосферних опадів м. Чернівці впродовж досліджуваного періоду дало наступні результати (табл. 3.1). Для порівняння із загальноукраїнськими тенденціями зміни хімічного складу опадів були використані дані [114] (табл. 3.2).

Таблиця 3.1 – Співвідношення компонентів атмосферних опадів у порядку зростання їх вмісту в м. Чернівці

Рік	Співвідношення іонів в опадах
2008, 2009	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^-$
2010	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^-$
2011, 2012	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{NH}_4^+$
2013	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+}$
2014	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+}$
2015	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Cl}^- > \text{NH}_4^+ > \text{Mg}^{2+}$
2016	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^-$
2017, 2018	$\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{NH}_4^+$

За період 2010-2018 років співвідношення компонентів в опадах зазнає постійних змін (табл. 3.1). Найбільш характерними модифікаціями (відповідно до класифікації природних вод [139]) є сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієві та гідрокарбонатно-сульфатно-кальцієві.

Для різних регіонів України є характерними різноманітний набір модифікацій атмосферних опадів. Переважаючими є сульфатно-гідрокарбонатно-магнієві або сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієві. Ще однією особливістю є вагомий внесок хлоридної складової, кількість іонів якої є, для більшості пунктів спостережень, третьою по величині, в той час як для м. Чернівців концентрація хлоридних іонів є досить низькою.

Таблиця 3.2 – Співвідношення компонентів атмосферних опадів у порядку зростання їх вмісту в регіонах України

Станція спостереження	Співвідношення іонів в опадах
Тетерів	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$
Кобеляки	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$
Бобринець	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+$
Берегове	$\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+$

Порівнюючи дані таблиць 1.1, 3.1, 3.2 можна зауважити, що різні регіони світу формують свій тип опадів, який буде характерним саме для цього регіону.

Підсумовуючи вищевикладене слід зазначити, що атмосферні опади зазнають суттєвої трансформації під впливом цілого ряду чинників. Це призводить до зміни їх хімічного складу, який за певних умов може стати екологічно небезпечним.

3.2 Аналіз кислотних властивостей атмосферних опадів міста Чернівці

Сукупність природних та антропогенних факторів призводить до трансформації хімічного складу опадів, які стають джерелом небезпеки для функціонування природних екосистем. Найвідомішим проявом цього процесу є випадання кислотних дощів [140].

В зв'язку з цим контроль за безпечністю атмосферних опадів є нагальною потребою сьогодення. Однак постійно контролювати весь спектр хімічних речовин, які присутні в дощовій воді складно. Тому для оцінки екологічної безпеки атмосферних опадів необхідно обрати показник, який легко піддається контролю і характеризує комплексний вплив багатьох факторів. Таким показником, на наш погляд, може слугувати рН дощового розчину [141, 142].

Кислотність водних розчинів визначається присутністю в них іонів водню (H^+) і характеризується концентрацією цих іонів в одному літрі розчину. Однак при вимірюванні концентрації іонів водню в природних водних розчинах приходиться постійно мати справу із дуже малими значеннями ($\sim 10^{-7} - 10^{-6}$ моль/л). Це ускладнює проведення розрахунків. Тому для аналізу кислотно-основних властивостей водних розчинів використовують показник рН, який представляє собою від'ємний десятковий логарифм концентрації іонів водню

$$pH = - \lg C (H^+) \quad (3.1)$$

Як видно з формули (3.1) зміна значення рН на одиницю відповідає зміні концентрації іонів водню в 10 раз. Тому за зміною показника рН легко відслідковувати зміну концентрації водневих іонів, не виконуючи складних підрахунків.

Дошова вода є слабокислим розчином. Це відбувається внаслідок того, що природні речовини атмосфери, такі як двоокис вуглецю, оксиди азоту, оксиди сірки вступають в реакцію з дощовою водою. Тоді як в ідеалі рН дощової води дорівнює 5,6 – 5,7, в реальному житті показник кислотності дощової води в одній місцевості може суттєво відрізнятись від показника кислотності дощової води в іншій. Оподи рН яких менше, ніж середнє значення рН дощової води називаються кислотними [1, 2].

Співвідношення кислотних і основних сполук в опадах формує значення певного показника рН за динамікою зміни якого можна орієнтовно оцінювати зміну екологічної безпечності опадів [142].

Якісний аналіз даних рис. 3.7 показує тенденцію до стійкого закислення атмосферних опадів міста Чернівці. При цьому багаторічна динаміка має хвилеподібний вигляд з періодами підвищення і зниження показника рН із збереженням загальної тенденції до закислення ($pH = 103,1467 - 0,0482x$). На графіку зміни рН опадів можна виявити декілька періодів [19, 138].

Періоди підвищення показника рН припадають на 1989–1992 (max 7,3), 1997-2001 (max 7,0), 2005-2007 (max 6,8), 2012-2014 (max 6,3) та 2016-2017 (max 5,91) роки.

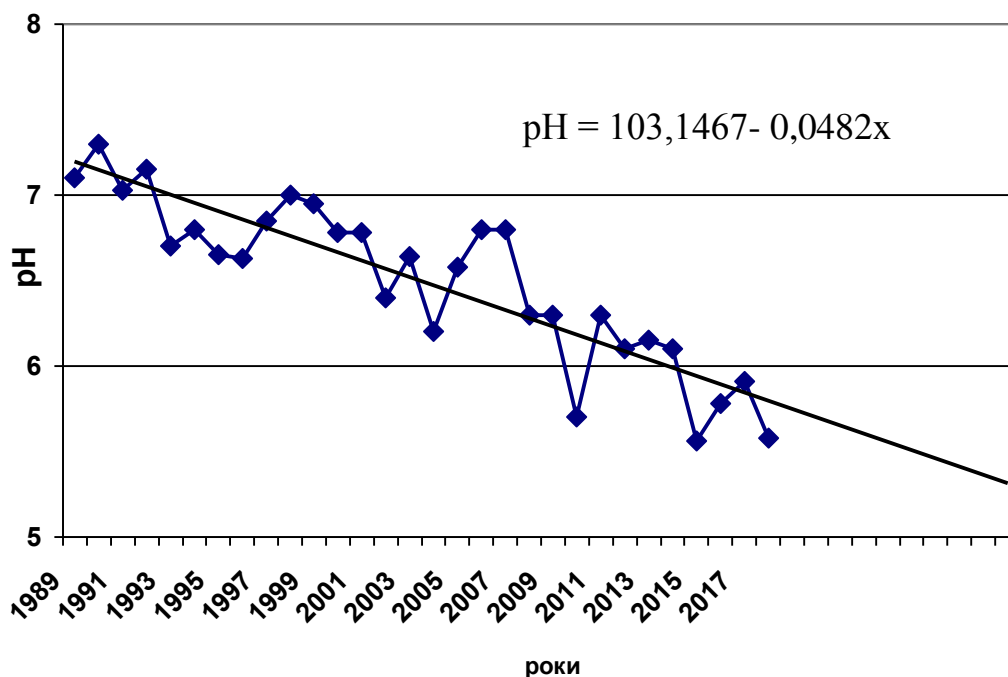


Рисунок 3.7 – Багаторічний хід середньорічних значень рН атмосферних опадів м. Чернівці

Періоди пониження показника рН припадають на 1993-1996 (min 6,63), 2002-2004 (min 6,2), 2008-2010 (min 5,7), 2015 (min 5,56).

Розрахована регресійна залежність зміни значення рН в часі $pH = 103,1467 - 0,0482x$ (при коефіцієнті кореляції 0,88), дає можливість прогнозувати зміну кислотності опадів у майбутньому. Відповідно до існуючої тенденції, вже починаючи із 2026-2027 років середньорічні значення рН опадів будуть знаходитись нижче показника 5,5, а значить будуть відноситись до кислотних.

Як і для концентрацій основних іонів було проведено аналіз зміни показника рН для теплого і холодного періодів (рис. 3.8).

Як свідчать дані рис. 3.8 в теплий період року значення рН атмосферних опадів міста Чернівці є нижчими ніж в холодний (за виключенням 2008 року). Тобто, в теплий період зростає кислотність атмосферних опадів. Перепади є невеликими з максимальними значеннями різниці 0,62 одиниці. Отримані тенденції підтверджуються дослідженнями [19], де зауважується, що кислотність опадів підвищується у весняно-осінній період і деталізуються в роботі [143], де

шляхом аналізу випадків появи кислотних опадів впродовж року підтверджується гіпотеза збільшення кількості випадків кислотних опадів у місті Чернівці у весняно-літній період року.

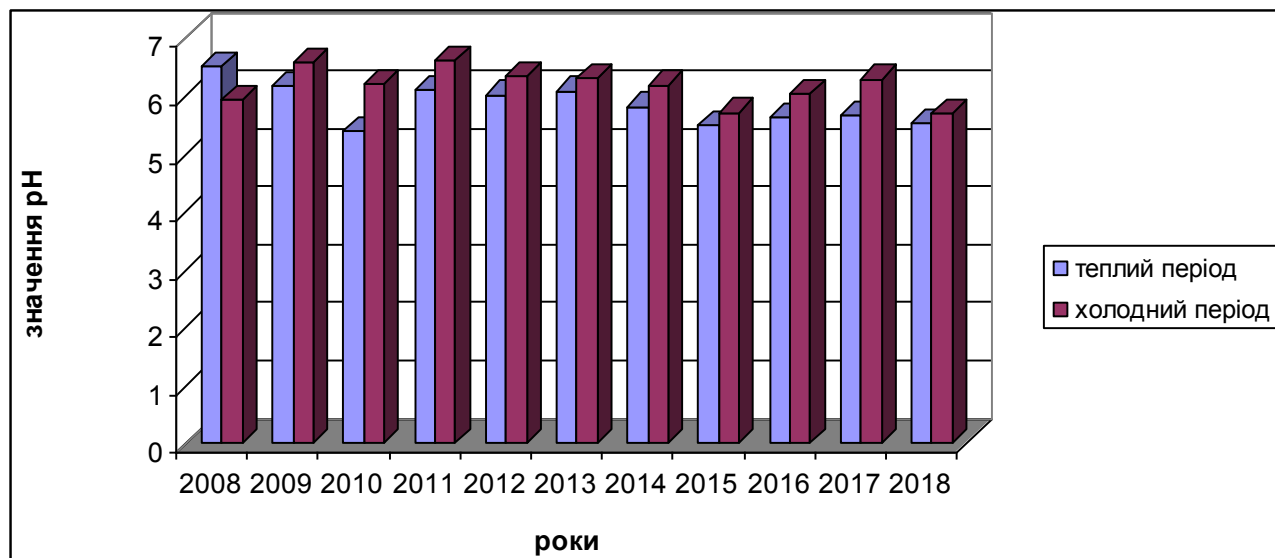


Рисунок 3.8 – Динаміка рН атмосферних опадів м. Чернівці за теплий і холодний періоди

В той же час, як було описано вище, зміни сумарної концентрації іонів і концентрацій окремих катіонів і аніонів в холодний період є вищими ніж в теплий. Це є ще одним доказом комплексності формування показника рН опадів, для значення якого переважаючу роль відіграє співвідношення кислотоформуєчих і нейтралізуючих компонентів у воді атмосферних опадів, а не концентрація окремого компоненту.

Стабільне пониження рН атмосферних опадів призводить до значень показника рН на рівні кислотних опадів, що завідомо робить їх екологічно небезпечними (рис. 3.9).

За період 2008-2018 років найбільш часто зустрічалися опади (за середньомісячними значеннями) із показниками рН в межах 6,01-6,5 (28,1% випадків) та 5,51-6,0 (26,53% випадків). В межах 5,51-6,5 випадає більша частина атмосферних опадів в місті (54,63%). В той же час 23,5% опадів є кислотними.

Тобто, практично кожний четвертий випадок опадів в м. Чернівці є кислотними. Така тенденція є загрозовою з точки зору екологічної безпеки екосистем.

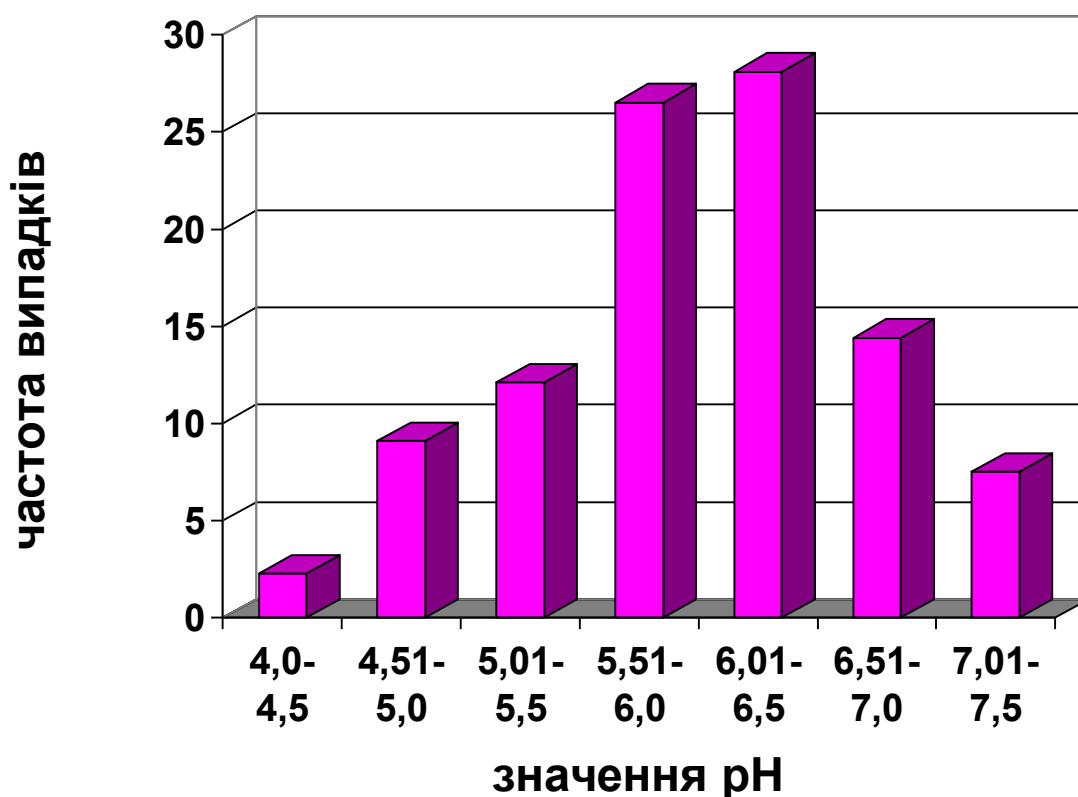


Рисунок 3.9 - Розподіл частоти повторень опадів із певними значеннями рН, %

Характеристику кислотно-основних властивостей опадів за допомогою значення рН легко і зручно проводити для орієнтовної оцінки екологічної небезпеки. Однак для більш детального розуміння виникнення небезпечних опадів слід враховувати внесок в кислотно-основний баланс окремих компонентів. Ряд авторів [24, 144, 145] пропонують використовувати нейтралізаційний фактор для оцінки внеску компонентів в нейтралізацію кислотних складових:

$$NF_i = \frac{i^+}{NO_3^- + SO_4^{2-}} \quad (3.2)$$

де, i^+ - концентрація іона нейтралізатора;

$NO_3^- + SO_4^{2-}$ сума концентрацій нітратів і сульфатів.

Таблиця 3.3 – Нейтралізаційний фактор атмосферних опадів м. Чернівці

Рік	Нейтралізаційний фактор		
	NF_{NH_4}	NF_{Ca}	NF_{Mg}
2014	0,23	0,43	0,23
2015	0,22	0,59	0,18
2016	0,35	0,56	0,38
2017	0,16	0,64	0,32
2018	0,19	0,59	0,29
Середнє	0,2	0,56	0,28

В основному нейтралізація кислотних сполук в атмосферних опадах м. Чернівці (табл. 3.3) відбувається за рахунок взаємодії з іонами кальцію, в меншій мірі за рахунок іонів магнію. Найменшим є нейтралізаційний потенціал амонію.

Нейтралізаційні фактори опадів різних районів України розраховані на основі приведених в [114] даних про усереднений хімічний склад опадів на різних метеостанціях (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Нейтралізаційний фактор атмосферних опадів різних регіонів України

Пункт спостереження	Нейтралізаційний фактор		
	NF_{NH_4}	NF_{Ca}	NF_{Mg}
Тетерів	0,18	0,3	0,63
Кобеляки	0,18	0,52	0,69
Бобринець	0,17	0,6	0,97
Берегове	0,32	0,4	0,88

Нейтралізаційні фактори в м. Чернівці відрізняються від приведених по інших метеостанціях України не тільки величинами потенціалів, а й пріоритетними іонами нейтралізаторами. Найбільшими нейтралізаційними властивостями володіють іони магнію і на їх частку припадає основна частина

нейтралізаційних процесів. Для Чернівців же основним нейтралізатором є іони кальцію. Аналогічні до міста Чернівців тенденції в пріоритетності нейтралізаційних іонів регіонів світу приведені в роботах [24, 145].

Для оцінки співвідношення основних кислотоформуєчих і нейтралізаційних характеристик атмосферних опадів використовується відношення потенціалу нейтралізації (NP) до потенціалу закислення (AP) [24, 146, 147]:

$$\frac{NP}{AP} = \frac{\sum NH_4^+ + Ca^{2+}}{\sum NO_3^- + SO_4^{2-}} \quad (3.3)$$

Порівняння розрахованого відношення NP/AP опадів різних регіонів України (табл. 3.5) показує невеликі коливання цього фактору на різних точках спостереження. Найбільшим цей показник є для метеорологічного пункту Чернівці (0,77), а найменшим для пункту Тетерів (0,5). В пунктах спостереження Бобринець цей показник становить 0,77, Берегове 0,72, а Кобеляки 0,7. Однак такі дані не слід трактувати як сильні ефекти нейтралізації опадів у м. Чернівці. Ці тенденції зумовлені тим, що для пунктів спостереження в Україні найбільшою нейтралізуючою здатністю володіє іон магнію, а для Чернівців пріоритетним нейтралізуючим компонентом є іон кальцію. Аналізуючи також величини відношення NP/AP, приведені в роботах [24, 146, 147], слід відмітити низькі показники цього відношення в м. Чернівці, так як для опадів, що мають хорошу нейтралізаційну здатність NP/AP є стабільно більшим 1.

Таблиця 3.5 – Значення NP/AP опадів різних регіонів України

Пункт спостереження	NP/AP
Чернівці	0,79
Тетерів	0,5
Кобеляки	0,7
Бобринець	0,77
Берегове	0,72

В дослідженнях [24] показано, що між відношенням NP/AP і рН атмосферних опадів є пряма лінійна залежність, внаслідок чого чим меншим є відношення NP/AP, тим більш в кислу сторону зсуваються характеристики атмосферних опадів.

Для міста Чернівці між відношенням NP/AP і рН встановлений позитивний лінійний кореляційний зв'язок з достатньо високим ступенем кореляційної спорідненості (рис. 3.10). Отримана графічна залежність демонструє комплексність показника рН, так як у відношення NP/AP входять основні кислототвірні аніони і їх основні нейтралізатори. Тому, знаючи рН атмосферних опадів, можна дати інтегральну характеристику якості території, не визначаючи повний хімічний склад опадів. Така закономірність може бути використана для прогнозу екологічної ситуації міського середовища, викликаного як забрудненням атмосферного повітря, так і впливом на міські екосистеми екологічно-небезпечних опадів.

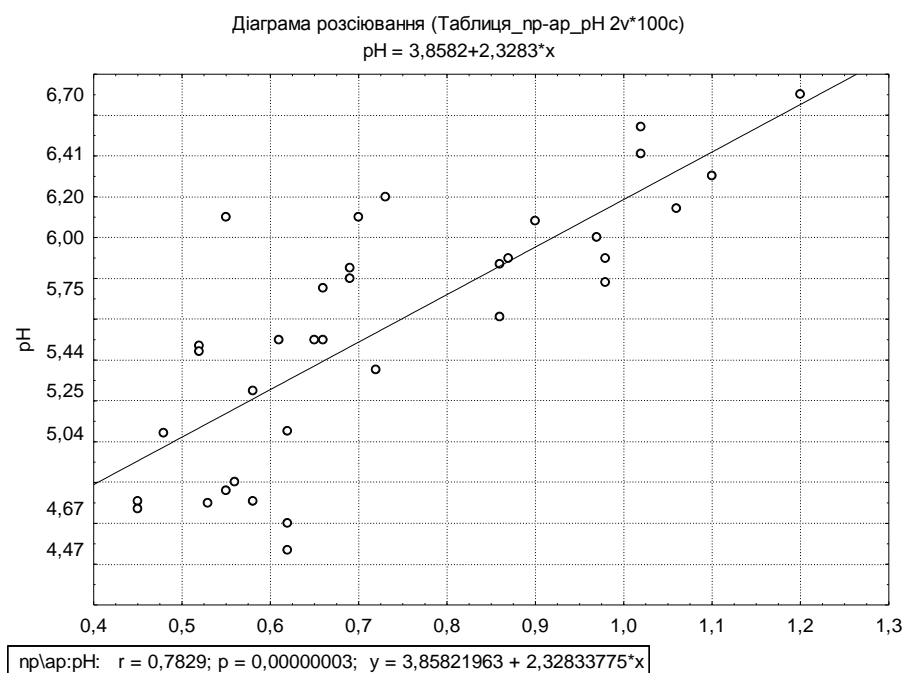


Рисунок 3.10 – Функціональна залежність NP/AP – рН для атмосферних опадів м. Чернівці

Таким чином, аналіз кислотних властивостей атмосферних опадів міста Чернівці показує, що зберігається стійка тенденція до закислення атмосферних опадів. Зменшення значення рН інтенсивніше спостерігається в теплий період

року. Найбільше в місті за останнє десятиріччя випадає опадів з інтервалом рН 6,01-6,5 і 5,51-6,0. Особливістю співвідношення компонентів в атмосферних опадах міста є значна недостатність нейтралізуючих сполук. Така тенденція присутня також багатьом містам України.

3.3 Дослідження математичних залежностей між компонентами опадів

Встановлення математичних залежностей між компонентами опадів є загальноприйнятим підходом в аналізі їх хімічного складу [15, 24, 145- 149]. Вони дозволяють робити припущення про походження окремих і групи компонентів, про можливі хімічні сполуки у вигляді яких ці іони вимивались опадами. Для встановлення виду і сили математичного зв'язку між компонентами опадів використовувався кореляційно-регресійний аналіз.

Перед встановленням виду математичних залежностей між іонами була проведена функціональна оцінка співвідношення катіонів і аніонів (рис. 3.11).

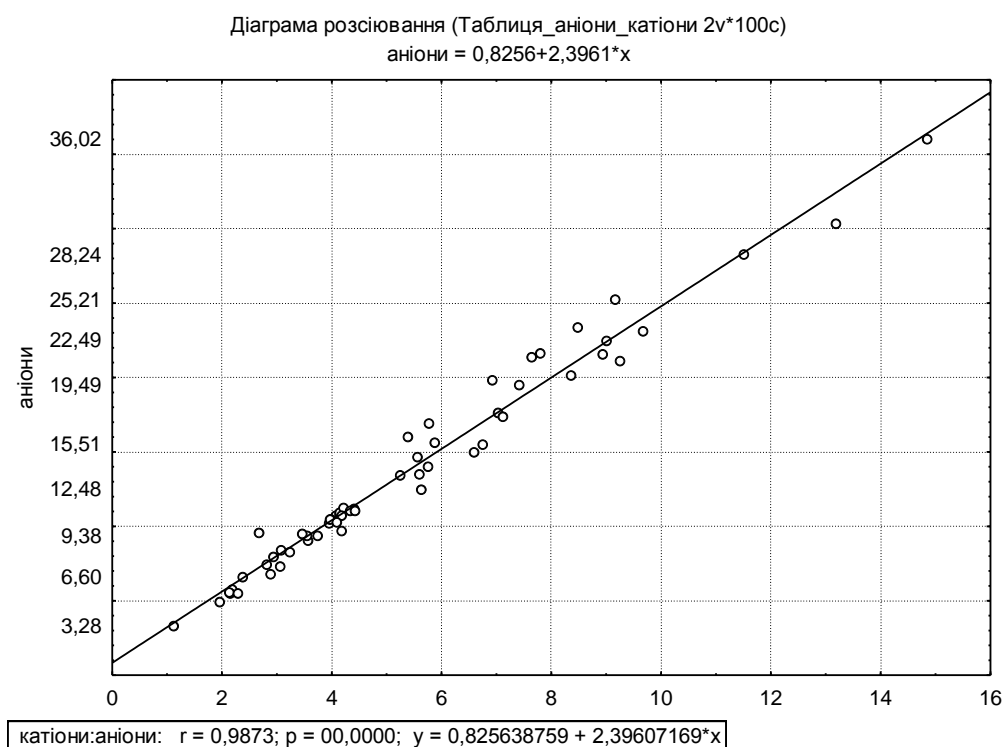


Рисунок 3.11 – Функціональна залежність: аніони-катіони у воді атмосферних опадів

Високий коефіцієнт кореляції 0,9873 свідчить про очікувано дуже тісний лінійний зв'язок між сумами концентрацій катіонів і аніонів. Така висока ступінь зв'язку вказує також на те, що хімічний склад атмосферних опадів формується за рахунок неорганічних сполук і характеризується практично повною відсутністю у хімічному складі органічних кислот. В той час як авторами робіт [15, 25] було встановлено наявність аніонної недостатності при коефіцієнтах кореляції між аніонами і катіонами 0,96 [15] і 0,94 [25], що, за дослідженнями цих авторів, вказувало на наявність у складі опадів коротколанцюгових органічних кислот.

Таблиця 3.6 – Кореляційна матриця між видами іонів атмосферних опадів

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	pH
Ca ²⁺	1	0,77	0,84	0,66	*	0,87	0,92	0,65	0,56	0,58
Mg ²⁺	0,77	1	0,77	0,58	*	0,74	0,77	0,49	0,58	0,71
Na ⁺	0,84	0,77	1	0,89	*	0,75	0,84	0,72	0,77	0,47
K ⁺	0,66	0,58	0,89	1	*	0,69	0,65	0,69	0,56	0,37
NH ₄ ⁺	*	*	*	*	1	0,76	*	*	*	*
SO ₄ ²⁻	0,87	0,74	0,75	0,69	0,76	1	0,78	0,69	0,48	*
HCO ₃ ⁻	0,92	0,77	0,84	0,65	*	0,78	1	0,54	0,65	0,59
NO ₃ ⁻	0,65	0,49	0,72	0,69	*	0,69	0,54	1	0,72	-0,31
Cl ⁻	0,56	0,58	0,77	0,56	*	0,48	0,65	0,72	1	-0,4
pH	0,58	0,71	0,47	0,37	*	*	0,59	-0,31	-0,4	1

*Примітка: зв'язок практично відсутній, ступінь кореляції < 0,3

Вид і тісність функціонального зв'язку між компонентами атмосферних опадів дуже відрізняються, так само як відрізняються концентрації іонів в опадах у різних точках дослідження. Показники кореляції між одними і тими ж іонами можуть мати не тільки різну величину, а і її спрямованість [15, 24, 147,149].

Достатньо високий ступінь кореляції (табл. 3.6) прогнозовано відзначається між іонами Ca²⁺ і Mg²⁺ (0,77), які мають схоже поширення та близькі властивості,

що визначають форми їх появи в атмосферних опадах шляхом пилового перенесення порід і можливі утворювані сполуки.

Серед аніонів найбільшу спорідненість кальцій виявляє з гідрокарбонатами (0,92) та сульфатами (0,87), що дає можливість припускати про переважаючі форми сполук $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, CaSO_4 . Аналогічні співвідношення є характерними і для магнію, хоч з дещо меншими коефіцієнтами (гідрокарбонати 0,77, сульфати 0,74). Тому і для магнію будуть характерні форми сполук $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$, MgSO_4 . Спорідненість кальцію і магнію з нітратами та хлоридами характеризується кореляційним зв'язком середньої сили. Тому, не зважаючи на переважання карбонатних і сульфатних сполук кальцію і магнію, можна зробити висновок про знаходження цих іонів і у формі CaCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ та MgCl_2 , $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$. Виходячи із кореляційної матриці, сполуки кальцію розташовуються у наступному порядку: $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 > \text{CaSO}_4 > \text{Ca}(\text{NO}_3)_2 > \text{CaCl}_2$. Для магнію цей порядок має вигляд $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 > \text{MgSO}_4 > \text{MgCl}_2 > \text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ [150].

Калій і натрій проявляють між собою схожі ступені зв'язку, що відображається високим коефіцієнтом кореляції (0,89) між ними і спорідненістю з гідрокарбонатами (Na – 0,84, K – 0,65). Тому, очевидно, що з пиловим перенесенням можуть попадати в атмосферні опади NaHCO_3 і KHCO_3 . В меншій мірі відзначається зв'язок натрію з сульфатами (0,75), але зв'язок калію з сульфатами дещо вищий, ніж з гідрокарбонатами (0,69). Доволі високим є зв'язок натрію (0,77) і меншою мірою калію (0,56) з хлоридним іоном, основним природним джерелом якого вважається морське походження. Однак, в міру просування вглиб континенту, кількість хлоридних іонів зменшується, при умові відсутності їх антропогенних викидів. І хоч в атмосферних опадах м. Чернівці доволі сильно проявляється вплив континентального походження складу опадів, однак наявність і сполук NaCl та KCl підтверджується вказаними коефіцієнтами кореляції.

Окреме місце в кореляційній матриці займає амонійний іон. Відсутність кореляційного зв'язку з іншими катіонами дозволяє припустити відмінний від решти катіонів шлях потрапляння в атмосферні опади. Амоній може потрапляти

до складу атмосферних опадів у вигляді аміаку NH_3 і при взаємодії з водою утворювати сполуку NH_4OH . Аміак же може утворюватися внаслідок розкладу різних типів біовідходів, які є характерними для функціонування всіх екосистем. В деяких місцевостях вміст амонію в атмосферних опадах є дуже вагомим, що сприяє їх високій нейтралізаційній здатності. Оскільки вміст амонію у воді атмосферних опадів м. Чернівці є порівняно дуже незначним, то його лужні властивості не мають суттєвого впливу на нейтралізацію опадів. Явно виражений кореляційний зв'язок спостерігається між іонами амонію і сульфатами (0,76), що дає можливість припускати про наявність сполуки $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ у складі дощової води.

Окрім описаних вище кореляційних взаємозв'язків сульфат іонів з катіонами, відзначається доволі висока його спорідненість з деякими аніонами. Так, коефіцієнт кореляції сульфатів і гідрокарбонатів (0,78) може бути свідченням потрапляння частини сульфатів до складу атмосферних опадів шляхом перенесення з пиловими частками характерних порід. Саме сульфати і гідрокарбонати є домінуючими по кількості (близько 62% від загальної кількості іонів) у складі атмосферних опадів міста. З іншого боку, відзначається задовільний кореляційний зв'язок між сульфатами і нітратами (0,69), що є свідченням їх походження з аналогічних джерел і наявність подібних попередників (викидів SO_2 і NO_x).

Серед катіонів найвищий кореляційний зв'язок із нітратами припадає на натрій і калій (0,72 і 0,69 відповідно). Тому переважаючою формою нітратних сполук є NaNO_3 і KNO_3 . Також задовільна спорідненість відзначається між нітратами і кальцієм (0,65), що дає можливість припустити наявність нітратів і у формі $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$.

Показник рН атмосферних опадів проявляє слабкий позитивний ступінь кореляційного зв'язку із катіонами натрію і калію та слабкий негативний з нітратами і хлоридами. Практично відсутня кореляція ($< 0,3$) була встановлена між значенням рН і сульфатами. Дані про відсутність або слабкість кореляційного зв'язку між окремими компонентами і рН відзначались також в роботах деяких

авторів [149, 151]. В дослідженнях [149] показано, що доцільно встановлювати зв'язки між різного виду співвідношеннями катіонів і аніонів. Авторами дослідження [151] встановлено наявність кореляційного зв'язку (0,68) між сульфатами і рН опадів тільки для кислих дощів і зв'язок між гідрокарбонатами і рН (0,67) для лужних типів опадів.

Для опадів м. Чернівці було встановлено позитивний кореляційний зв'язок між значеннями рН і окремими катіонами (Ca – 0,58, Mg – 0,71). Також встановлено кореляцію між вмістом гідрокарбонатів і рН (0,59) і сумою іонів та рН (0,64).

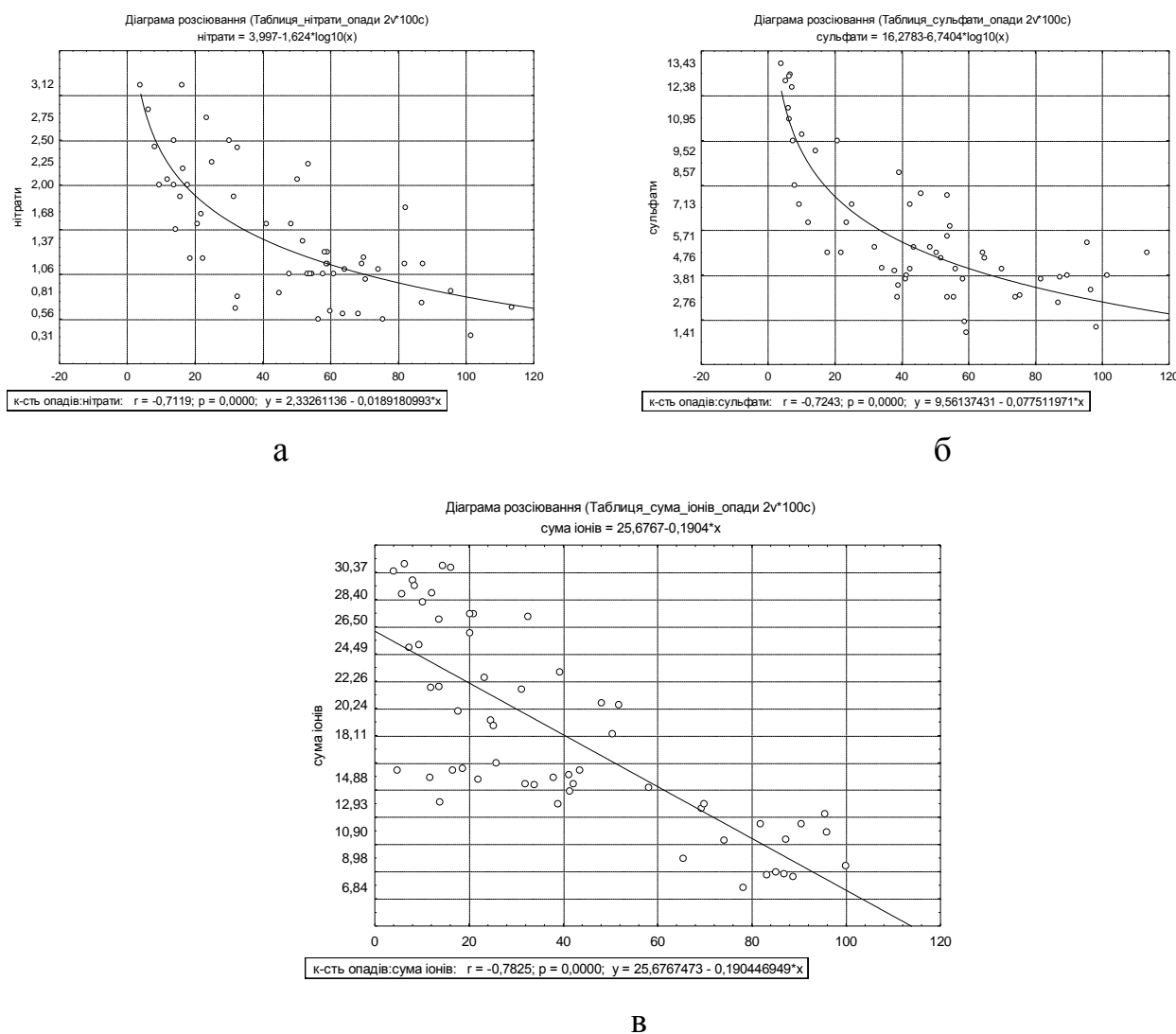


Рисунок 3.12 – Функціональна залежність концентрації деяких компонентів від суми опадів; а- нітрати – сума опадів, б – сульфати – сума опадів, в – сума іонів – сума опадів

Для основних кислототвірних іонів SO_4^{2-} і NO_3^- було встановлено (рис. 3.12) задовільний обернений кореляційний зв'язок між їх концентрацією та сумою опадів (0,72 для сульфатів і 0,71 для нітратів).

Більш висока кореляційна спорідненість встановлена для залежності сума іонів – кількість опадів (0,78). Для інших іонів ступінь оберненого кореляційного зв'язку коливалась в межах 0,3-0,45.

Проведений однофакторний регресійний аналіз дозволив встановити види функціональної залежності між компонентами опадів (табл. 3.7) і показав, що переважаючою встановленою формою зв'язку між компонентами опадів є лінійна залежність. Функціональну залежність було встановлено для пар компонентів коефіцієнт кореляції між якими був вищим за 0,5, так як значення коефіцієнту кореляції менше 0,5 вказує на слабку ступінь зв'язку між компонентами.

Таблиця 3.7 – Види функціональних залежностей між компонентами опадів

Пара компонентів $y = f(x)$	Вид математичного рівняння
$\text{Ca}^{2+} - \text{Na}^+$	$y = 0,4531 + 1,2331x$
$\text{Ca}^{2+} - \text{K}^+$	$y = 0,9256 + 1,0577x$
$\text{Ca}^{2+} - \text{NO}_3^-$	$y = 0,6715 \cdot \exp 0,5985x$
$\text{Ca}^{2+} - \text{Cl}^-$	$y = 0,8749 \cdot \exp 1,2266x$
$\text{Mg}^{2+} - \text{Ca}^{2+}$	$y = 0,1029 + 0,1723x$
$\text{Mg}^{2+} - \text{Na}^+$	$y = 0,1289 + 0,2295x$
$\text{Mg}^{2+} - \text{K}^+$	$y = 0,2114 + 0,4733x$
$\text{Mg}^{2+} - \text{Cl}^-$	$y = 0,2072 + 0,5201x$
$\text{Na}^+ - \text{NO}_3^-$	$y = 0,3779 + 0,5046x$
$\text{K}^+ - \text{Na}^+$	$y = -0,1114 + 0,8965x$
$\text{K}^+ - \text{NO}_3^-$	$y = 0,2685 \cdot \exp 0,7082x$
$\text{K}^+ - \text{Cl}^-$	$y = 0,2935 + 1,4022x$
$\text{SO}_4^{2-} - \text{NH}_4^+$	$y = 2,8971 + 3,4294x$

Закінчення таблиці 3.7

$\text{SO}_4^{2-} - \text{Na}^+$	$y = 2,9786+3,2053x$
$\text{SO}_4^{2-} - \text{K}^+$	$y = 2,9477+2,8035x$
$\text{SO}_4^{2-} - \text{Ca}^{2+}$	$y = 1,9465+2,2468x$
$\text{SO}_4^{2-} - \text{Mg}^{2+}$	$y = 2,3289+7,1721x$
$\text{SO}_4^{2-} - \text{NO}_3^-$	$y = 2,6803+1,7437x$
$\text{HCO}_3^- - \text{K}^+$	$y = 2,6909+2,9715x$
$\text{HCO}_3^- - \text{Na}^+$	$y = 1,2484+3,5719x$
$\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$	$y = 0,5061+2,557x$
$\text{HCO}_3^- - \text{Mg}^{2+}$	$y = 2,013+7,5939x$
$\text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-}$	$y = 0,4184+0,8172x$
$\text{HCO}_3^- - \text{NO}_3^-$	$y = 2,4737+2,104x$
$\text{HCO}_3^- - \text{Cl}^-$	$y = 4,0745- 0,5105x+5,8499x^2$
$\text{NO}_3^- - \text{Cl}^-$	$y = 0,5105+1,8937x$
$\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$	$y = 0,1346+0,297x$
$\text{pH} - \text{Ca}^{2+}$	$y = 5,7883+0,3032x-0,0107x^2$
$\text{pH} - \text{Mg}^{2+}$	$y = 5,8775+0,9148x$
$\text{pH} - \text{HCO}_3^-$	$y = 5,8253+0,0935x$
$\Sigma \text{іонів} - \text{pH}$	$y = 307,2784-106,8913x+9,6924x^2$

Як розглядалось в розділі 2, між вмістом у атмосферних опадах сульфатних і нітратних іонів та обсягами їх викидів в атмосферне повітря існує висока ступінь залежності [15, 114]. Аналіз даних рис. 3.13 і 3.14 показує, що хід концентрацій в опадах сульфатних і нітратних іонів повторює динаміку обсягів викидів відповідних попередників оксидів, що підтверджує, викладені в роботах [15, 114], припущення.

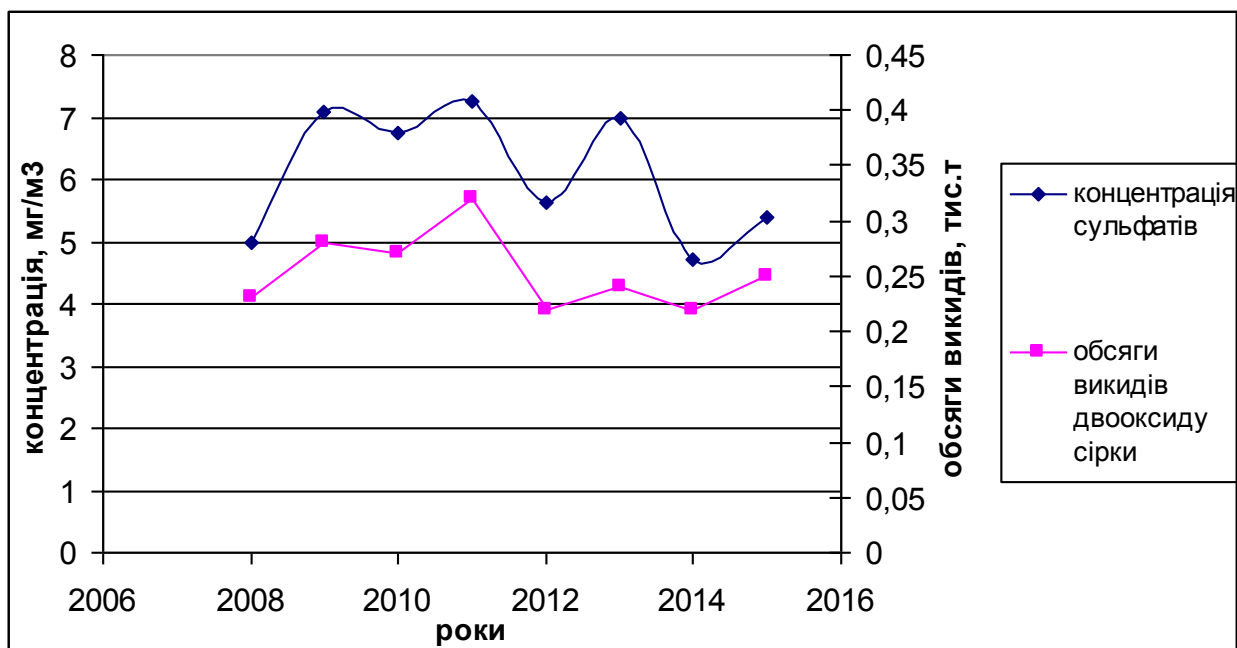


Рисунок 3.13 - Залежність концентрації сульфатного іону (SO_4^{2-} , мг/дм³) у атмосферних опадах від обсягів викидів двооксиду сірки (SO_2 , тис. т)

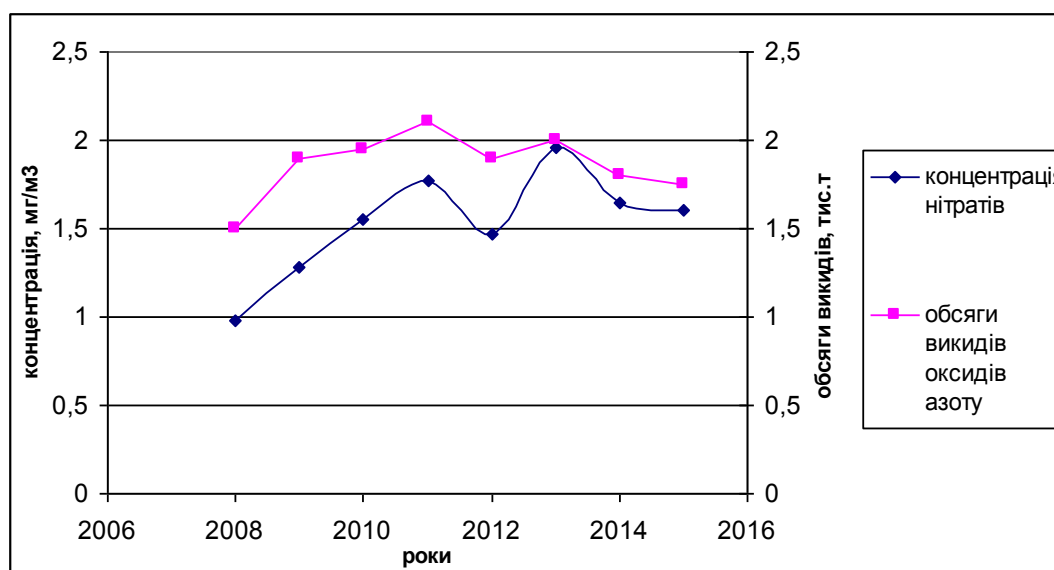


Рисунок 3.14 - Залежність концентрації нітратного іону (NO_3^- , мг/дм³) у атмосферних опадах від обсягів викидів оксидів азоту (NO_x , тис. т)

Недостатність аналітичних даних не дозволила встановити кореляційні зв'язки між цими показниками. За даними [114] для території України кореляційний коефіцієнт між обсягами викидів двооксиду сірки і вмістом в опадах сульфатів складає 0,9, що характеризує високу ступінь спорідненості між цими показниками.

3.4 Висновки до третього розділу

Показано, що хімічний склад атмосферних опадів міста Чернівці зазнає трансформації, що призводить до зміни співвідношення основних компонентів. Найбільш характерними модифікаціями є сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієві та гідрокарбонатно-сульфатно-кальцієві типи атмосферних опадів.

Для часової динаміки вмісту хімічних компонентів характерним є суттєві відмінності у складі опадів у холодний і теплий періоди року. В теплий період року при великій кількості опадів, вміст забруднюючих речовин є низьким. В холодний період року порівняно малі кількості опадів супроводжувались значно вищими за теплий період сумарними концентраціями речовин.

Атмосферні опади міста Чернівці показують тенденцію до стійкого закислення, що супроводжується зростанням вмісту деяких кислотоформуєчих аніонів, характеризуючись при цьому низькою нейтралізаційною здатністю. Це призводить до того, що 23,5% опадів в місті є кислотними.

Показано, що значення рН атмосферних опадів може служити критерієм оцінки екологічної безпеки міської території, яка піддається впливу техногенно-змінених атмосферних опадів.

Розраховані коефіцієнти кореляції між компонентами опадів, що дає можливість оцінювати можливі форми переважаючих сполук у складі опадів. Встановлено позитивний кореляційний зв'язок між значеннями рН і окремими катіонами (Ca – 0,58, Mg – 0,71), вмістом гідрокарбонатів (0,59) та сумою іонів (0,64). Доведено наявність оберненого кореляційного зв'язку між концентрацією основних кислототвірних іонів SO_4^{2-} і NO_3^- та сумою опадів (0,72 для сульфатів і 0,71 для нітратів).

Результати, які приведені у цьому розділі висвітлені в публікаціях [138-143, 150].

РОЗДІЛ 4

УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ МІСЬКОЇ ТЕРИТОРІЇ В УМОВАХ ВПЛИВУ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ

4.1 Аналіз закономірностей вимивання забруднюючих речовин на вулицях міста

Сучасне місто є високо урбанізованою системою, де вулиці займають ключові положення у структурі міста. На вуличній території одночасно присутні декілька основних елементів (рис. 4.1), які взаємодіють із опадами. Дорожньо-транспортний комплекс із сукупністю автомобільного полотна та рухомого складу виступає джерелом забруднення довкілля. Викиди від автотранспортного комплексу розсіюються в приземному шарі атмосфери, з якого опади вимивають забруднюючі речовини. Роль опадів у цьому комплексі є двоякою: з однієї сторони вони виступають фактором очищення атмосфери, поглинаючи забруднюючі речовини, з другої сторони, за рахунок випадання на придорожні території, опади виступають джерелом її забруднення.

Дорожньо-транспортний комплекс викидає забруднюючі речовини як в газоподібному, так і твердому стані. Газоподібні і тверді речовини малих розмірів утворюють доволі стійкі аерозольні системи. Процеси, що будуть відбуватися в приземному шарі атмосфери належать до таких основних груп:

1. Розсіювання домішок внаслідок їх перемішування із атмосферними масами.
2. Хімічні і фізичні процеси, що призводять до трансформації складу викидів.
3. «Сухе випадання» забрудників на придорожню територію.
4. Вимивання забрудників із атмосфери з випаданням на придорожні території.

Надходження хімічних сполук на придорожні території відбувається з процесами, в яких переважають хіміко-фізичні (зокрема розчинення, хемосорбція і ін.) і хіміко-механічні. Причому хіміко-фізичні процеси більш характерними є для вологого вимивання, тобто вимивання опадами. А хіміко-механічні процеси супроводжують, як правило, випадання аерозолів.

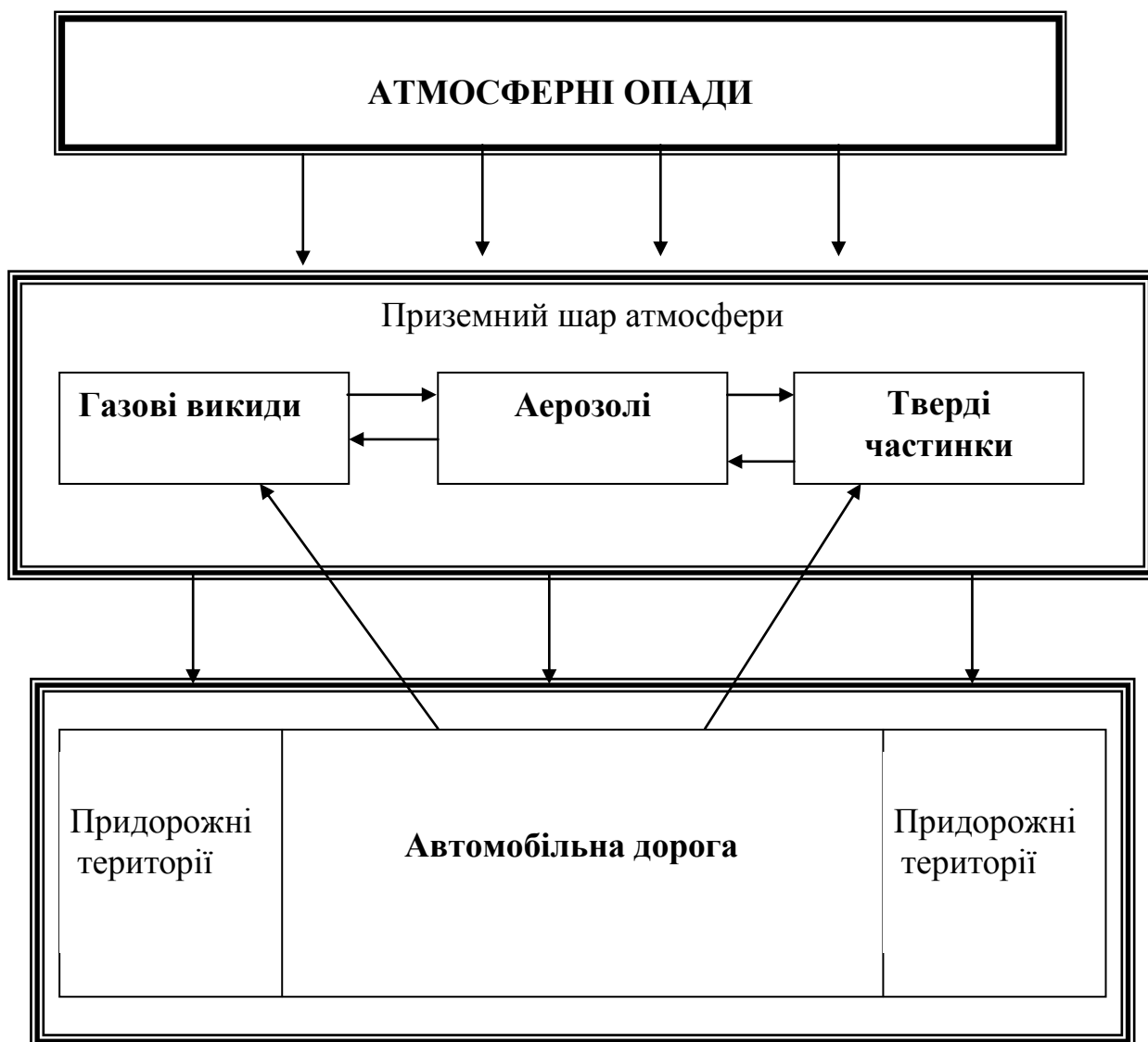


Рисунок 4.1 – Схема взаємодії дорожньо-транспортного комплексу з атмосферними опадами

В дощову погоду відбувається вимивання забруднюючих речовин опадами. Частка речовин, що вимивається опадами, є значною, що дозволяє вважати процеси вимивання забрудників визначальними при формуванні навантаження на

придорожні екосистеми. Збільшення часу, а відповідно і обсягів опадів, сприяє ефективності вимивання. Це підтверджується приведеними в розділі 3 графічними залежностями (рис. 3.13) концентрації деяких компонентів від кількості опадів.

Процес вимивання атмосферних домішок відбувається від початку випадання опадів і до досягнення рівноважного стану, при якому подальша концентрація компонентів в опадах практично залишається стабільною на певному значенні. Особливістю першого періоду вимивання є проходження його в кінетичному режимі, що характеризується швидкою зміною концентрацій компонентів в опадах і може бути описано на основі закономірностей кінетики.

Для кінетичного процесу вимивання домішок з повітряного середовища швидкість можна визначати рівнянням другого порядку

$$v = -\frac{dC}{d\tau} = k \cdot C_1 \cdot C_2 \quad (4.1)$$

де, C_1 і C_2 – концентрації компонентів в момент часу τ ;

k – константа швидкості процесу.

Звідси, якщо концентрації взяті в еквімолярному співвідношенні, то

$$-\frac{dC}{d\tau} = k \cdot C^2 \quad (4.2)$$

Провівши інтегрування рівняння (4.2) по часу в межах від 0 до τ і по концентрації від C_0 до C , отримаємо вираз

$$\frac{1}{C} - \frac{1}{C_0} = k \cdot \tau \quad (4.3)$$

Якщо у виразі 4.3 поточну концентрацію позначити через x , то

$$\frac{x}{C_0(C_0 - x)} = k \cdot \tau \quad (4.4)$$

У виразі 4.4 період вимивання для концентрації $x = \frac{C_0}{2}$ складає

$$\tau_{1/2} = \frac{1}{k \cdot C_0} \quad (4.5)$$

З виразу 4.5 випливає, що період напіввиведення є обернено пропорційним вихідній концентрації речовини.

За допомогою виразу 4.5 можна визначити час, за який концентрація забруднюючих речовин в атмосферному повітрі, внаслідок вимивання опадами, знизиться наполовину. При вимиванні хімічних сполук зниження концентрації на 87,5% є близьким до переходу системи в рівноважний стан [152]. Тому час, за який концентрація зменшиться на цю величину, вважається часом виходу в рівноважний стан. Цей час складає $3 \cdot t_{1/2}$.

Для встановлення кінетичних закономірностей вимивання забруднюючих речовин опадами було проведено дослідження зміни концентрацій в опадах в залежності від часу вимивання. Відбір проб для експерименту здійснювався у весняно-літній період під час випадання інтенсивних дощів. Проби відбирались в момент випадання дощів, відповідно до вказаних у розділі 2 вимог, впродовж однієї години з інтервалом 15 хв на пості спостереження №2. Навіть при великих кількостях опадів, об'єми проб при таких інтервалах були недостатніми для визначення всіх показників. Тому було обрано визначати кількість основних кислотоформуєчих компонентів сульфатів і нітратів та показника рН. Результати експерименту представлено у вигляді таблиць і графіків (табл. 4.1, рис. 4.2, 4.3).

Таблиця 4.1 – Вплив тривалості опадів на показники забруднюючих речовин в атмосферних опадах

Показники	Значення усереднених показників в пробах при різній тривалості опадів, хв.			
	15	30	45	60
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	4,7 ±0,2	3,0±0,15	2,1±0,11	2,0±0,1
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	1,1±0,04	0,9±0,03	0,6±0,022	0,5±0,01
рН	3,5±0,15	4,5±0,22	5,3±0,25	5,6±0,25

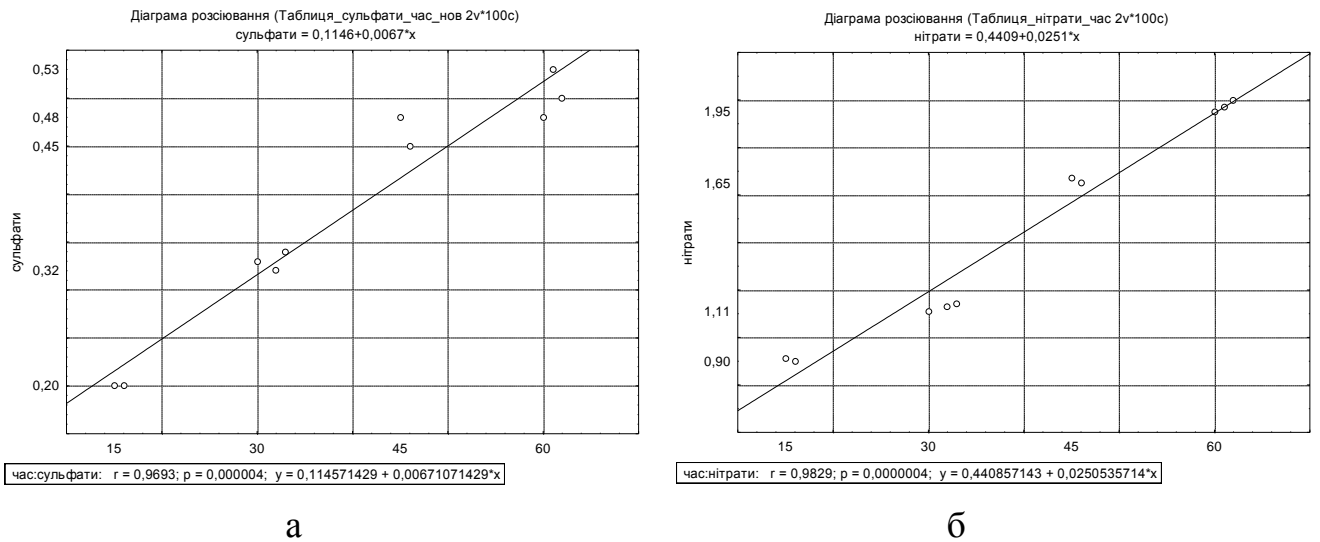


Рисунок 4.2 – Залежність величини оберненої концентрації ($1/C$, $\text{дм}^3/\text{мг}$) від часу випадання опадів; а – сульфати, б - нітрати

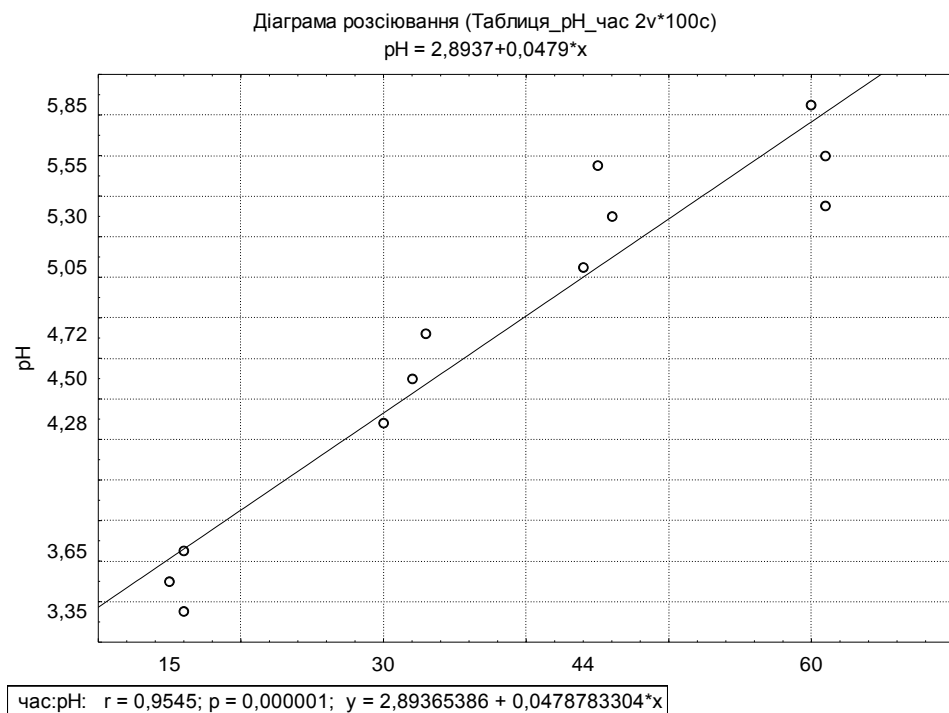


Рисунок 4.3 - Залежність величини рН від часу випадання опадів

Аналіз результатів проведеного експерименту показує, що спостерігається помітне зменшення концентрації сульфатів і нітратів у воді дощових опадів (2,2-2,35 раз) зі збільшенням тривалості опадів. Для сульфатів характерним є спочатку

різке зменшення концентрації, а потім виведення сповільнюється аж до досягнення динамічної рівноваги. Для нітратів цей процес є більш рівномірним у часі.

За досліджуваний часовий проміжок спостерігається підвищення показника рН опадів у 1,6 раз. Найбільш небезпечними для підстилаючої поверхні є перші порції опадів, рН яких коливається від 3,5 до 4,5. З часом кислотні компоненти вимиваються із атмосфери і рН опадів виходить за межі кислотних, піднімаючись до значення 5,6. Однак, навіть при цьому, в придорожній території кислотні характеристики опадів є екологічно небезпечними [150].

Використовуючи значення таблиці 4.1 була отримані лінійні залежності $1/C$ - τ . Високі коефіцієнти кореляції лінійної залежності $1/C$ - τ для сульфатів (0,97) і нітратів (0,98) підтверджують теоретичні гіпотези про високий ступінь залежності концентрації забруднюючих речовин від часу випадання опадів.

Для подальшого аналізу кінетичних закономірностей було розраховано величини константи швидкості реакції, період напіввиведення забрудників. З рівняння 4.3, шляхом підстановки експериментальних даних, було знайдено константи реакції вимивання (табл. 4.2). На наступному етапі з рівняння 4.5 було обчислено час, який необхідний щоб реакція другого порядку по вимиванню речовин пройшла на 50% та 87,5%.

Таблиця 4.2 – Кінетичні параметри, що характеризують процес вимивання опадами окремих домішок з атмосферного повітря

Кінетичні параметри	Домішки	
	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Константа швидкості реакції, k, (дм ³ /(мг·хв))	0,007	0,028
Період напіввиведення, t _{1/2} (хв)	12,1	11,5
Час виходу системи в рівноважний стан, t _{87,5} (хв)	36,3	34,5

По сульфатах і нітратах спостерігається подібність як у часі напіввиведення, так і часі виходу системи в рівноважний стан. Вимивання речовин визначається, в першу чергу, потенціалом енергії, який необхідний для подолання адсорбційного і приграничного газоподібного шарів. Оскільки попередниками сульфатів і нітратів в атмосферному повітрі найчастіше є газоподібні двооксид сірки і оксиди азоту, то цим і пояснюється схожість кінетичних параметрів їх вимивання [150].

Отже, в результаті дослідження було встановлено, що із збільшенням тривалості опадів підвищується ефективність самоочищення придорожного атмосферного середовища від домішок, однак збільшується навантаження на придорожні ландшафти.

Для оцінки відмінностей у складі атмосферних опадів були відібрані і проаналізовані проби атмосферних опадів на територіях, що відрізняються умовами поширення і накопичення забруднюючих речовин (табл. 4.3).

Таблиця 4.3 – Хімічний склад опадів різних територій м. Чернівці

*Пост	Концентрації компонентів опадів, мг/дм ³							
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	pH
1	0,73	0,36	0,47	5,0	4,2	1,52	0,50	5,7
2	0,75	0,35	0,46	4,9	4,1	1,51	0,47	5,9
3	0,66	0,29	0,45	3,8	3,5	1,26	0,39	6,3

*Примітка: 1 – вул. Руська (центр), 2 – просп. Незалежності, 3 – вул.Гаджицька (фонова)

Аналіз хімічного складу атмосферних опадів різних зон міста показує, що в досліджуваний період атмосферні опади всіх експериментальних ділянок відносяться до сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієвого типу. Однак концентрації окремих компонентів мають суттєві відмінності, що підтверджує прогнози, щодо утворення локальних осередків підвищеного забруднення атмосферного повітря, що зумовлює трансформацію хімічного складу опадів [150, 153, 154]. Як

вказувалось у розділі 2, найбільш вразливою, з точки зору екологічної безпеки атмосферних опадів, є центральна частина міста. Надмірне транспортне навантаження, вкупі з вузькими, погано провітрюваними вулицями, призводить до накопичення у складі опадів підвищеної кількості компонентів. Так, сумарний вміст аніонів перевищує фонові показники на 25%. Найбільше перевищення стосується вмісту сульфатів – 32%, хлоридів – 28%, нітратів і гідрокарбонатів – 20%.

Вміст катіонів зазнає значно менших коливань. Особливу увагу привертають незначні відмінності у вмісті амонійних сполук (в межах статистичної похибки). Причиною цьому може бути постійне надходження амонійних сполук на фоновій території, так як це територія на якій мале транспортне і промислове навантаження, але багато присадибних ділянок. Також відмінності у вмісті кальцію є незначними (близько 10%).

Пункт спостереження №2 знаходився на проспекті Незалежності. З точки зору розсіювання викидів ситуація є більш сприятливою. Облаштування вуличної мережі більш сучасне, однак велике транспортне навантаження створює передумови для постійного забруднення атмосферного повітря. Цим зумовлено підвищення вмісту забруднюючих сполук у складі атмосферних опадів на 28% сульфатів, 20% хлоридів, 19% нітратів та 17% гідрокарбонатів. Вміст іонів амонію повторює тенденції посту №1, а вміст кальцію перевищує фоновий лише на 13%.

Таким чином, аналіз експериментальних даних показав, що ступінь забруднення опадів домішками автотранспортного комплексу є високою. Вміст домішок, порівняно із фоновією територією, зростає на 15-30%. Тому атмосферні опади в межах активного впливу автотранспортних комплексів утворюють екологічно небезпечні модифікації, які переносять на підстилаючу поверхню придорожньої зони весь комплекс забруднень. Особливу небезпеку вони становлять в перші хвилини випадання дощу.

4.2 Вплив опадів на елементи екосистем міста

Сучасні міста є високо урбанізованими територіями, що призводить до незворотних змін для навколишніх ландшафтів і екосистем в цілому. Особливу небезпеку створює локальний вплив автотранспорту і викидів від нього. Цілий ряд кислотоутворюючих сполук викидається в приземному шарі. В кінцевому підсумку ці речовини, вимиваючись дощами, попадають на підстилаючу поверхню. Атмосферні опади є хорошим індикатором забруднення атмосферного повітря, що дозволяє оцінити і просторову диференціацію хімічних сполук і з різним ступенем точності кількісно оцінити рівень забруднення [155].

Якщо для атмосферного повітря опади виступають природним і дуже потужним інструментом самоочищення, то для інших складових довкілля часто можуть виступати фактором екологічної небезпеки (рис. 4.4)

Більша частина всіх пилогазових викидів автотранспорту попадає на землю: гази переважно у вигляді опадів, а пил під дією сили тяжіння. В залежності від кількості, тривалості впливу, виду забруднювачів, а також властивостей ґрунтів це призводить до різноманітних негативних наслідків.

Однією з характерних особливостей структури ґрунтового покриву міста, на відміну від природного, є його переривчастість, фрагментарність, зміна фундаментами будинків, комунікаціями, кар'єрами і запечатанням під дорогами й асфальтово-бетонними покриттями. Площа відкритих незапечатаних ділянок залежно від ступеня урбанізації сильно розрізняється в різних районах міста – від 5–10 % у центрі до 70–80 % на його околицях. Специфічні морфологічні ознаки міських ґрунтів, що відрізняють їх від природних, наступні: незначна гумусованість профілю, велика кількість щербенисто-каменистого матеріалу (до 45 %) та різноманітних відходів на різних глибинах по профілю, неоднорідність забарвлення тощо. Це негативно впливає на продуктивну функцію ландшафту міста, як через фізичні, так і через хімічні механізми деградації [156].

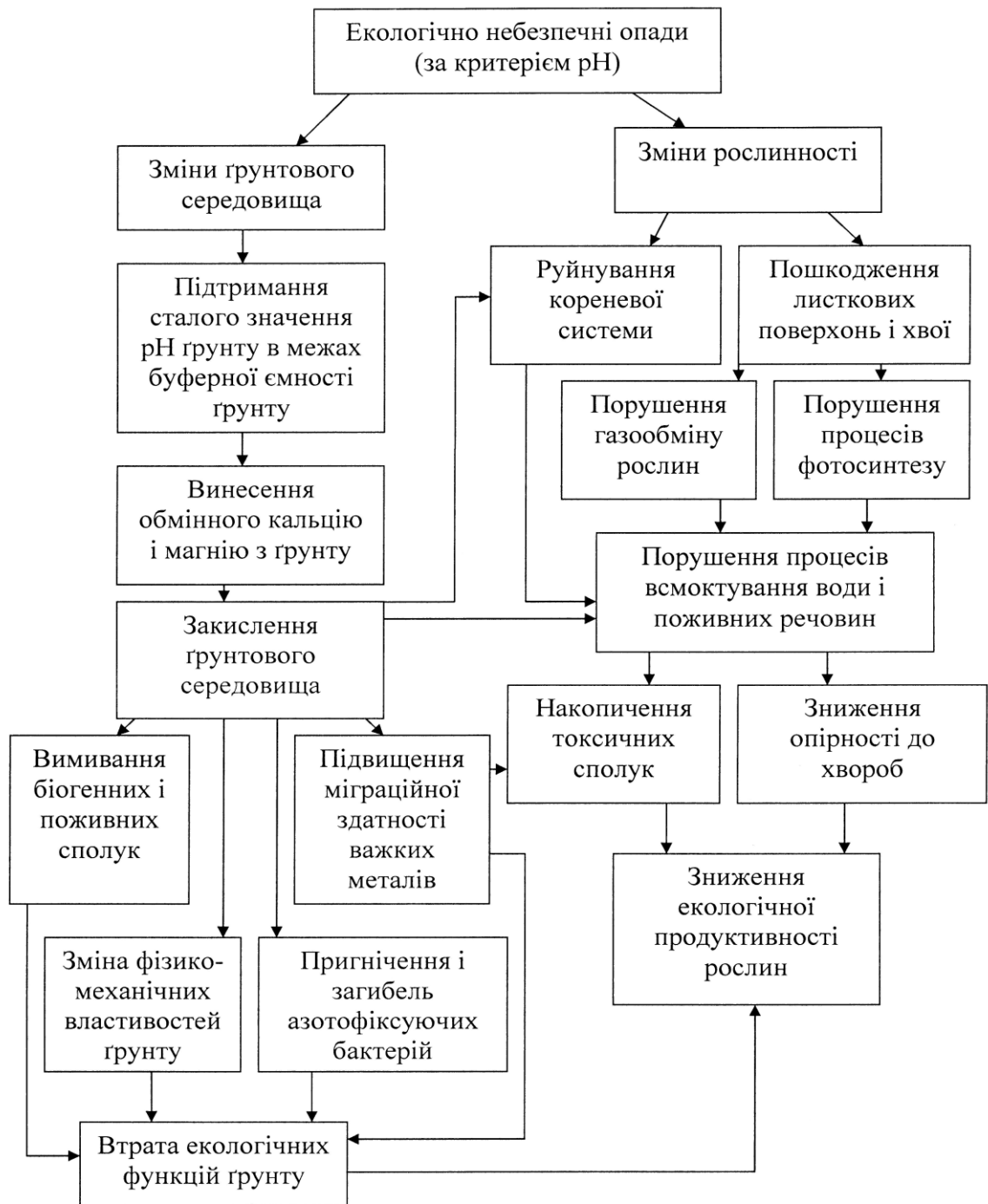
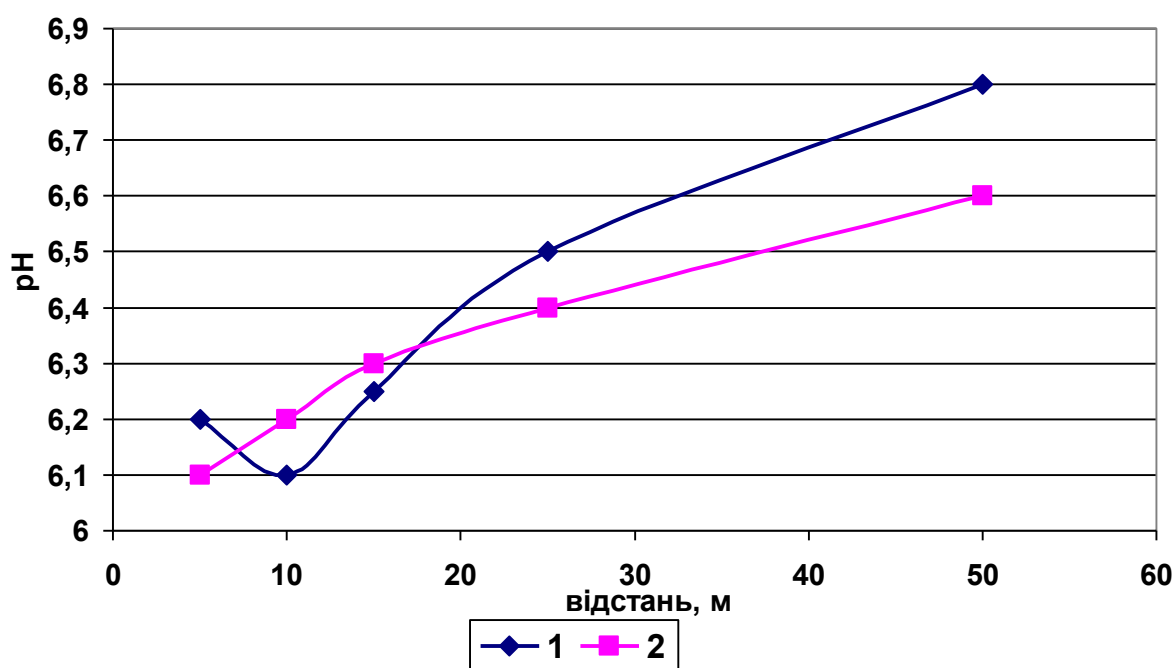


Рисунок 4.4 - Схема впливу екологічно небезпечних опадів на ґрунтове середовище і рослинність

Аналіз даних рис. 4.4 показує, що вплив екологічно небезпечних опадів приводить до поступової втрати екологічних функцій міських ґрунтів. Із літературних [34, 157, 158] і експериментальних даних відомо, що стабільне

потрапляння кислототвірних сполук призводить до закислення верхніх шарів ґрунтового горизонту. Особливо характерними ці процеси стають для придорожніх територій. Це супроводжується суттєвим зниженням вмісту кальцію і магнію. Вміст обмінного кальцію в ґрунтах в межах 5 метрів від доріг становить 69,5 %, порівняно із фоновими пробами, а вміст магнію складає 54,2% від фонових значень. При віддаленні від автомобільного полотна на 15 метрів вміст кальцію становить 99%, а магнію 87,5% від фонові концентрації.

Кислоти, що поступають з опадами, негативно впливають на вказані властивості ґрунту. Протони, попадаючи в ґрунт, заміщають катіони, які сорбційно пов'язані з колоїдними частинками ґрунту і внаслідок цього, ці частинки мігрують в глибокі шари, будучи при цьому вже недоступними для коренів рослин. Окрім того такі ґрунти починають володіти певним ступенем фітотоксичності.



1 – з наявністю екрану зелених насаджень; 2 – без екрану зелених насаджень

Рисунок 4.5 – Залежність рН ґрунтів від відстані до дороги

Проведений аналіз значення рН ґрунтів на придорожніх територіях (рис. 4.5) показує, що найнижчі значення рН ґрунту спостерігаються на відстані 5 – 15

метрів від дорожнього полотна, з поступовим збільшенням рН аж до виходу на фонове значення, що є характерним для даного типу міських ґрунтів.

Різниця між значеннями рН на відстані 5 і 50 метрів складає 0,5-0,6 одиниць рН. Велику роль у формуванні рН ґрунту придорожньої території відіграють і зелені насадження. Наявність екрану зелених насаджень (кущів і дерев) призводить до підвищення показника рН в цілому на 0,2 одиниці, при однаковому транспортному навантаженні вулиці. Також наявність зелених насаджень дозволило, вже на відстані 32 метрів від лінії дороги, досягнути того ж значення рН, що без зелених насаджень досягалось на відстані 50 м. Тобто, оформлення вулиці зеленими насадженнями сприятливо впливає на стан ґрунтового покриву, навіть при високому транспортному навантаженні вулиці.

Деградаційні процеси міських ґрунтів вимагають вчасного застосування рекультиваційних заходів. В особливу групу необхідно виділити заходи по зменшенню негативного впливу на ґрунти екологічно небезпечних опадів, що приводить до їх підкислення. Ефективним методом зниження кислотності ґрунтів є їх вапнування. Процес вапнування знаходить широке застосування при рекультивації кислих сільськогосподарських земель. Однак, практика застосування методу вапнування для покращення якості міських ґрунтів не знайшла на даний час достатнього впровадження. Тому необхідно в програми покращення якості міських ґрунтів (особливо придорожніх територій) включати методи вапнування [159].

Наслідком впливу атмосферних опадів на навколишні екосистеми є також надходження певних обсягів компонентів на певну територію. Розрахунок кількості надходження хімічних компонентів здійснюється за середньорічними або середньо сезонними модулями [85]:

$$P = \frac{C \cdot X}{1000} \quad (4.8)$$

де, С – середня за теплий (холодний) сезон або рік концентрація компоненту, мг/дм³;

X – сума опадів за теплий (холодний) сезон або рік, мм.

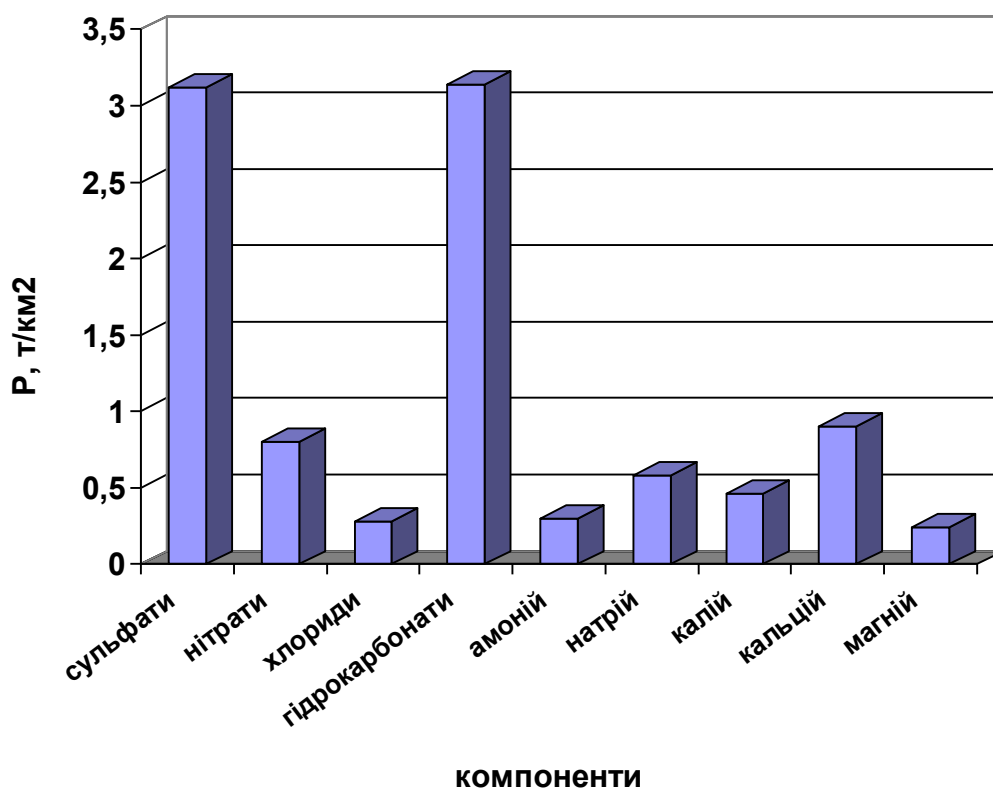


Рисунок 4.6 – Модулі надходження хімічних сполук із атмосферними опадами на територію м. Чернівці

Аналіз модулів надходження хімічних компонентів показує, що найбільше з атмосферними опадами на територію міста Чернівці випадає сульфатів (3,12 т/км²) та гідрокарбонатів (3,14 т/км²). Найменшими є кількості випадання магнію (0,245 т/км²), амонію (0,3 т/км²) та хлоридів (0,28 т/км²). Співвідношення значної кількості надходження кислотних сполук і меншої кількості нейтралізуючих катіонів, створює загрозу підкислення поверхонь, внаслідок дії опадів. Нейтралізаційні здатності як ґрунту, так і поверхневих водних джерел, мають певну буферну ємність стосовно закислення. Однак, постійне надходження кислотних сполук з часом буде створювати загрозу підкислення ґрунту і водних джерел.

Під впливом промислових і транспортних забруднень екосистеми зазнають деградаційних впливів. Це може супроводжуватись змінами в рослинному покриві міських територій. Особливо очевидними і деструктивними такі зміни можуть відбуватися в придорожній зоні. Вплив забруднення на рослини відбувається по всіх можливих шляхах стикання із забрудниками: взаємодія через

поверхні рослин, взаємодія з компонентами опадів, взаємодія із забрудниками через проникнення їх в ґрунтовий покрив [160].

В залежності від концентрацій і ступенів впливу можна виокремити наступні етапи деградації рослинних екосистем:

1. Найпершими відчутний вплив торкається найвразливіших компонентів рослинного світу – лишайників. Особливості живлення і функціонування призводять до зникнення їх окремих видів, наряду із незначними проявами впливів на інші рослинні організми.

2. На другому етапі відбувається перебудова рослинних екосистем. Санітарний стан дерев значно погіршується, однак при цьому ще зберігається кількість деревостанів. На цьому етапі також характерним є випадання чутливих видів трав і кущів.

3. Третя стадія характеризується початком явно видимого руйнування рослинних екосистем. Відбувається зменшення кількості дерев. Існуючі дерева значно пригнічені. Відбувається зміна трав'яного шару. Верхні шари ґрунту володіють підвищеною кислотністю, а це сприяє винесенню обмінного кальцію і магнію. Опале листя погано піддається деструкції, внаслідок деградації ґрунтових організмів. З лишайників в невеликій кількості залишаються самі стійкі види.

4. Особливістю четвертої стадії є критичне навантаження на рослинні екосистеми забруднюючих речовин. Вона супроводжується масовим руйнуванням дерев, із збереженням окремих найсильніших екземплярів. Трав'яний ярус може складатися з декількох найстійкіших видів. Лишайники зникають повністю. Продовжується деградація ґрунтового шару і його біологічна активність практично є нульовою.

Для недопущення виникнення колапсів екосистем необхідно проводити превентивні заходи по їх оздоровленню. Ключовими моментами в цьому є кількісна оцінка екологічних небезпек. Атмосферні опади в цьому випадку є універсальним індикатором як забруднення атмосферного повітря, так і можливих проявів небезпек, зумовлених випаданням хімічних сполук на поверхні ґрунту, рослин, водних джерел.

4.3 Кількісна оцінка рівнів екологічної небезпеки, спричиненої атмосферним опадами

Для ефективного прогнозування можливих екологічних загроз та прийняття управлінських рішень по покращенню стану навколишнього середовища, необхідно провести якісну та кількісну оцінку рівня небезпеки. Враховуючи особливості атмосферних опадів та результати проведених досліджень, пропонується якісну і кількісну оцінку проводити за наступними параметрами:

- для орієнтовної оцінки можливих проявів небезпек, зумовлених атмосферними опадами використовувати значення показника рН;
- для більш поглибленої оцінки використовувати адаптований до умов аналізу атмосферних опадів індекс екологічної якості (EQI).
- для кількісної оцінки небезпеки впливу атмосферних опадів на певну територію, використовувати суму модулів надходження хімічних компонентів опадів [161].

Формування величини показника рН атмосферних опадів відбувається внаслідок впливу цілого ряду природних і антропогенних чинників, а тому його величина характеризує комплексний вплив багатьох факторів. За зміною показника рН легко відслідковувати зміну концентрації водневих іонів, не виконуючи складних підрахунків [162].

Діапазон значень рН для розподілу опадів за рівнями і ступенями екологічної небезпеки визначався шляхом аналізу безпеки прісних природних вод із різними значеннями кислотності, так як дощові води є частиною запасів прісної води на Землі. Для створення шкали оцінки можливих небезпек за значенням показника рН базувались на відомому значенні нейтрального середовища абсолютно чистої води та граничного показника рН опадів, нижче якого вони вважаються кислотними. Для кількісної оцінки екологічної безпеки пропонується наступна шкала розподілу рН атмосферних опадів за рівнями і ступенями екологічної безпеки (табл. 4.4).

Таблиця 4.4 – Шкала оцінки екологічної небезпеки атмосферних опадів

Діапазон значень рН	Рівень екологічної небезпеки атмосферних опадів	Ступінь екологічної небезпеки атмосферних опадів
$6,5 \leq \text{pH} \leq 7,5$	Допустимий	Безпечний
$\text{pH} > 7,5$ $5,5 \leq \text{pH} < 6,5$		Слабонебезпечний
$4,5 \leq \text{pH} < 5,5$	Недопустимий	Небезпечний
$\text{pH} < 4,5$		Високонебезпечний

Для природної води нейтральним вважається рН ~ 7 . Тому коливання діапазону рН атмосферних опадів в межах $6,5 - 7,5$ не становить ніякої загрози для функціонування екосистем, так як є дуже близьким до нейтрального. Це дозволяє нам віднести опади з діапазоном значень рН $6,5 - 7,5$ до допустимого рівня екологічної небезпеки та безпечного ступеня екологічної небезпеки атмосферних опадів.

Вважається, що опади із лужною реакцією не дають помітних наслідків впливу на екосистеми. Загальноприйнято вважати, що такі опади є безпечними. Однак, існують літературні дані [163], які вказують на те, що лужні води є фактором посилення солонцевих процесів в ґрунтах, внаслідок зниження розчинності в лужній воді кальцієвих солей та випадання їх в осад. Тому атмосферні опади з вираженою лужною реакцією $\text{pH} > 7,5$ ми відносимо до допустимого рівня екологічної небезпеки, але слабонебезпечного ступеня.

Як свідчать дані літератури [164], зниження рН природних вод нижче $6,0$ приводить до різкої зміни активності водних редуцентів, при рН водойм менше $5,8$ спостерігається інтенсивне розмноження зелених водоростей, при показнику рН близькому до $5,6$ швидко розмножуються синьо-зелені водорості. Зазначені процеси сприяють швидкій евтрофікації водойм.

Атмосферні опади в діапазоні значень рН $5,6 - 6,5$ не відносяться до кислотних, а відповідно вважаються безпечними. Однак приведені літературні

дані є підставою для віднесення атмосферних опадів із таким діапазоном значень рН до допустимого рівня екологічної небезпеки, але слабонебезпечного ступеня.

Що ж стосується діапазону значень кислотності атмосферних опадів $4,5 \leq \text{pH} < 5,6$, то такі опади є кислотними і відповідно віднесені до недопустимого рівня екологічної небезпеки. Дощова вода із рН меншим ніж 4,5 відноситься до виражено кислих природних вод [95], а тому такі опади слід віднести до високонебезпечних.

Проаналізувавши атмосферні опади міста Чернівці, відповідно до шкали рівнів екологічної небезпеки опадів за показником рН (табл. 4.4), можна відмітити, що за середньорічними значеннями рН опади відносяться до допустимого рівня екологічної небезпеки. В той же час, фіксується перехід від ступеня екологічної небезпеки «безпечний» (1998-2007 рр.) до ступеня «слабо небезпечний» з 2008 року.

Також, слід відмітити, що по частоті розподілу значень рН в опадах міста (табл. 4.5), більша частина (54,63%) атмосферних опадів в місті відноситься до рівня екологічної небезпеки «допустимий» і ступеня «слабо небезпечний», а 21,5% до ступеня «безпечний». При цьому 23,5% опадів, що випадають в місті мають рівень екологічної небезпеки «недопустимий».

Таблиця 4.5 – Оцінка екологічної небезпеки атмосферних опадів м. Чернівці за показником рН

Частота повторень, %	Рівень екологічної небезпеки атмосферних опадів	Ступінь екологічної небезпеки атмосферних опадів
21,5	Допустимий	Безпечний
54,63		Слабонебезпечний
21,2	Недопустимий	Небезпечний
2,27		Високонебезпечний

Індекс екологічної якості (EQI) знайшов широке використання в зарубіжних гідрохімічних оцінках. Як описувалось в розділі 1, визначення цього індексу

базується на порівнянні значень показників отриманих у конкретному створі із значеннями показників, що отримані в еталонних умовах (формула 1.12).

На відміну від більшості комплексних індексів, EQI можна застосовувати і для умов оцінки екологічної небезпеки атмосферних опадів, оскільки порівняння йде не з допустимими гідрохімічними нормативами (у випадку застосування яких до атмосферних опадів завжди будуть екологічно безпечні значення), а із еталонними показниками, що визначаються у еталонному створі. Для випадку опадів, в якості еталонних значень можна використовувати фонові значення для конкретної території, оскільки для різних регіонів формується свій специфічний склад опадів.

Діапазон значень EQI (табл. 4.6), обумовлений розмахом відмінностей концентрацій компонентів в атмосферних опадах в різних регіонах України.

Таблиця 4.6 - Клас екологічної небезпеки атмосферних опадів за індексом екологічної якості

Клас екологічної небезпеки	Оцінка ступеня екологічної небезпеки	Величина EQI
I	Безпечний	$EQI \leq 1,0$
II	Слабонебезпечний	$1,0 < EQI \leq 2,0$
III	Небезпечний	$2,0 < EQI \leq 3,0$
IV	Надзвичайно небезпечний	$4,0 < EQI \leq 5,0$

Оцінка екологічної небезпеки атмосферних опадів м. Чернівці, проведена на основі цього підходу показала, що атмосферні опади міста відносяться до I класу і слабонебезпечного ступеня екологічної небезпеки із значенням EQI для середньорічних показників в пунктах спостереження №1 – 1,05 і показників в пункті №2 – 1,2.

Використання модуля надходження хімічних сполук (формула 4.8) на територію вже давно використовується на практиці, найчастіше для встановлення внеску атмосферних опадів у забруднення поверхневих водних джерел. Однак його можна з успіхом використовувати для оцінки небезпеки впливу атмосферних опадів на територію. В якості критерію зручно буде користуватися сумою модулів надходження окремих компонентів опадів (4.9)

$$P_{\Sigma} = \sum \frac{C_i \cdot X}{1000} \quad (4.9)$$

де, C_i – середня концентрація i -го компонента в опадах за даний період;
 X – кількість опадів за досліджуваний період.

Градування ступеня небезпеки і величини сумарного модуля надходження хімічних компонентів доцільно проводити, опираючись на відомі значення максимальних і мінімальних модулів надходження хімічних речовин з опадами на окремі території України. Виходячи із таких міркувань, пропонується шкала оцінки екологічної небезпеки від впливу атмосферних опадів (табл. 4.7).

Таблиця 4.7 - Шкала оцінки екологічної небезпеки впливу атмосферних опадів за значенням сумарного модуля надходження хімічних речовин

Діапазон значень P_{Σ} , т/км ²	Рівень екологічної небезпеки атмосферних опадів	Ступінь екологічної небезпеки атмосферних опадів
$P_{\Sigma} \leq 10$	Допустимий	Безпечний
$10,1 \leq P_{\Sigma} < 20$		Слабонебезпечний
$20,1 \leq P_{\Sigma} < 30$	Недопустимий	Небезпечний
$P_{\Sigma} > 30$		Високонебезпечний

Розрахований для м. Чернівці сумарний середньорічний модуль надходження хімічних речовин складає 11,1 т/км² і показує, що опади відносяться до «допустимого» рівня і «слабонебезпечного» ступеня екологічної небезпеки.

Отже, запропоновані методологічні підходи дадуть можливість якісно і кількісно оцінювати екологічні небезпеки, що можуть виникати внаслідок впливу атмосферних опадів.

4.4 Управління екологічною безпекою міста в умовах впливу атмосферних опадів

Підвищення рівня урбанізації викликає цілий ряд проблем, пов'язаних з розвитком міських територій, техногенним впливом екологічно небезпечних опадів. Забруднення компонентів довкілля небезпечними хімічними речовинами є суттєвим чинником формування екологічної безпеки [158].

Аналіз даних рис. 4.7 показує, що оцінка атмосферних опадів є невід'ємною складовою управління екологічною безпекою урбанізованої території по блокам:

1. Основні фактори, що мають вплив на формування екологічної безпеки атмосферних опадів для м. Чернівці є наступні:

- основними джерелами забруднення, що впливають на формування осередків екологічно небезпечних опадів є викиди автомобільного транспорту. Облаштування автомобільної дороги та придорожньої території впливає на перерозподіл речовин-забрудників;
- ландшафтні особливості міста та територіальне облаштування є сприятливими до накопичення забруднюючих речовин, а їх вимивання призводить до виникнення локальних осередків, що знаходяться під впливом екологічно небезпечних опадів.

2. Для орієнтовної оцінки в якості критерію найзручніше використовувати рН атмосферних опадів. Більш детальний аналіз із врахуванням впливу компонентів, що мають найбільший внесок доцільно використовувати індекс екологічної якості та модуль надходження хімічних речовин.

3. Розробка системи адміністративних і технологічних заходів спрямована на створення оптимального міського середовища і сприятливих умов для проживання.

На підставі проведених теоретичних та експериментальних досліджень можна сформувати основні підходи, що сприятимуть зниженню небезпек в умовах впливу техногенно трансформованих опадів.

Інформаційно-аналітичні дослідження є базою для прийняття рішень по покращенню стану екологічної безпеки міста. Недостатня проінформованість про

локальні джерела виникнення небезпек, не дозволяє вчасно реагувати на їх усунення. Особливість програми моніторингу за станом атмосферних опадів передбачає аналіз середньомісячних проб із визначенням їх хімічного складу.

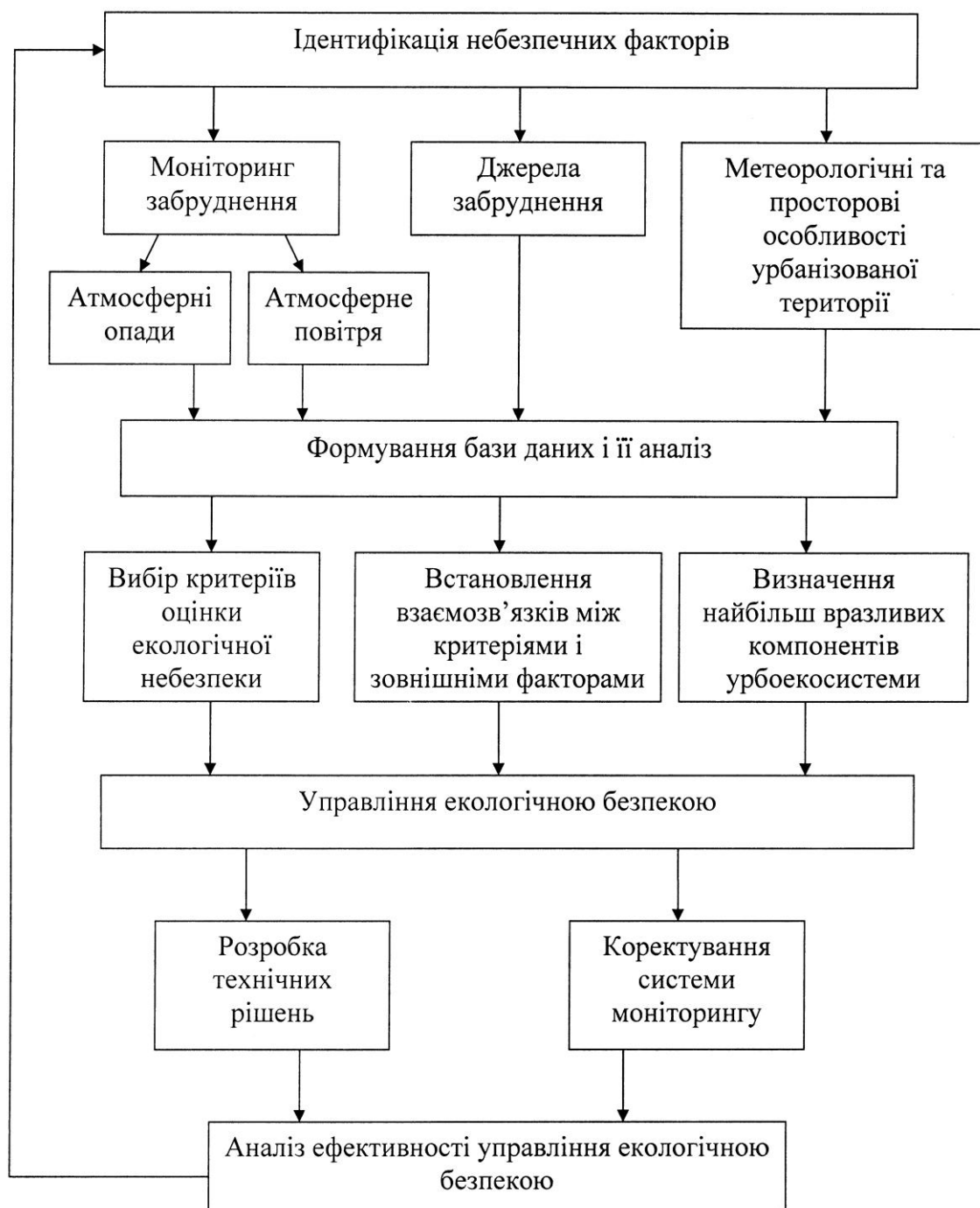


Рисунок 4.7 – Структурна схема управління екологічною безпекою в умовах впливу техногенно трансформованих опадів [92]

Такий підхід дає можливість контролювати загальний хід процесів, однак згладжує екологічні небезпеки окремих опадів. Постійно контролювати весь

спектр забруднюючих речовин в опадах є трудомістким процесом. В той же час територіальні відмінності у складі опадів, визначають необхідність їх контролю в небезпечних ділянках. В зв'язку з цим доцільним є впровадити (раз на рік) додаткову програму контролю атмосферних опадів за показником рН в обраних типових контрольних ділянках [165].

Розробка рекомендацій по зменшенню негативного впливу екологічно небезпечних опадів повинна проводитися по двом основним напрямкам:

1. Зменшення факторів, що сприяють формуванню локальних осередків екологічно небезпечних опадів.
2. Нейтралізація наслідків негативних впливів.

Утворення осередків придорожніх зон з підвищеним рівнем забруднення є джерелом формування екологічно небезпечних опадів. Тому, в першу чергу, превентивні заходи повинні бути пов'язані із зменшенням рівня забруднення придорожніх зон. З метою реалізації вказаних підходів, в умовах обмеженості технічних аспектів, можуть бути рекомендовані наступні заходи.

Організаційно-технічні заходи.

- Удосконалення маршрутної і транспортної мережі. Слід передбачити раціональний розподіл потоків на найбільш несприятливих міських вулицях. Так, для історичної частини міста доцільно створити маршрути об'їзду найбільш небезпечних, з точки зору накопичення домішок, вулиць для транспортних засобів громадян. Таким чином, на цих маршрутах кількість транспортних засобів обмежиться громадським і службовим транспортом. А це значно зменшить навантаження забруднюючими речовинами.
- Впровадження одностороннього руху на вузьких вулицях міста, що зробить більш раціональним рух потоків автотранспорту.
- Врегулювання дорожнього руху для запобігання частих прискорень і гальмувань. Переважання стабільної і оптимальної швидкості руху буде сприяти зниженню автомобільних викидів.

- Оптимізація розміщення тимчасових стоянок автотранспорту. Організація облаштованих стоянок автомобільного транспорту для уникнення несанкціонованих паркувань, які приводять до зменшення ширини проїжджої частини і зачасту до утворення заторів.

Містобудівні заходи.

- Будова і реконструкція транспортних розв'язок.
- Побудова підземних гаражів-стоянок. При проектуванні нових житлових мікрорайонів обов'язково слід передбачати створення мережі підземного паркінгу. Також слід ввести програму поетапного переведення існуючих гаражних кооперативів на систему підземного паркінгу.
- Забезпечення достатньої відстані від зони житлової забудови до автомобільної дороги і облаштування її зеленими насадженнями. Місто Чернівці характеризується вкрай складною формою забудови, де важко дотримувати оптимальні відступи від доріг до житлових будівель і створення зелених зон. Однак, в нових проектах забудов необхідно планувати створення захисних зелених насаджень.
- Винесення мереж автозаправних станцій за межі міських забудов. В місті функціонують цілий ряд автозаправних станцій, які знаходяться в мікрорайонах житлової забудови, чим створюють додаткове забруднююче навантаження на атмосферне повітря.

Економіко-правові заходи.

Розробка системи податкових пільг для організацій пасажирських перевізників та доставки вантажів, які впроваджують природоохоронні заходи в свою діяльність.

Проведені дослідження та літературні дані [18, 34, 42] свідчать, що вплив екологічно небезпечних опадів (за показником рН) приводить до закислення ґрунтів. При цьому придорожні зони є найбільш вразливими до впливу забруднюючих речовин, що вимиваються опадами з атмосферного повітря. Для захисту придорожніх ґрунтів доцільним є створювати і підтримувати стійкий до забруднень трав'яний покрив. Враховуючи схильність придорожніх ґрунтів до

закислення, необхідно періодично проводити їх вапнування, для зниження кислотності і уникнення підвищення вимивання окремих компонентів.

Незважаючи на значну екологічну ефективність, впровадження системи вапнування кислих ґрунтів на даний час в Україні є недостатньою (8% від площ кислих ґрунтів). Тим більше мало використовуваною є ця технологія для міських ґрунтів.

Розрахунок за нормативним методом [166] величин чистого CaCO_3 (4.10):

$$D = 10 \cdot \Delta pH \cdot x \quad (4.10)$$

де, D – доза CaCO_3 , т/га;

ΔpH – різниця між оптимальним і фактичним значенням pH_{KCl} ;

x – норма витрат CaCO_3 на зміщення pH_{KCl} на 0,1, т/га;

10 – коефіцієнт перерахунку на весь діапазон зміни pH .

Потреби у кількості вапна в залежності від $pH_{\text{сол}}$ (рис. 4.8) для різних типів міських придорожніх ґрунтів відрізняються незначно, визначальним фактором є їхня вихідна кислотність.

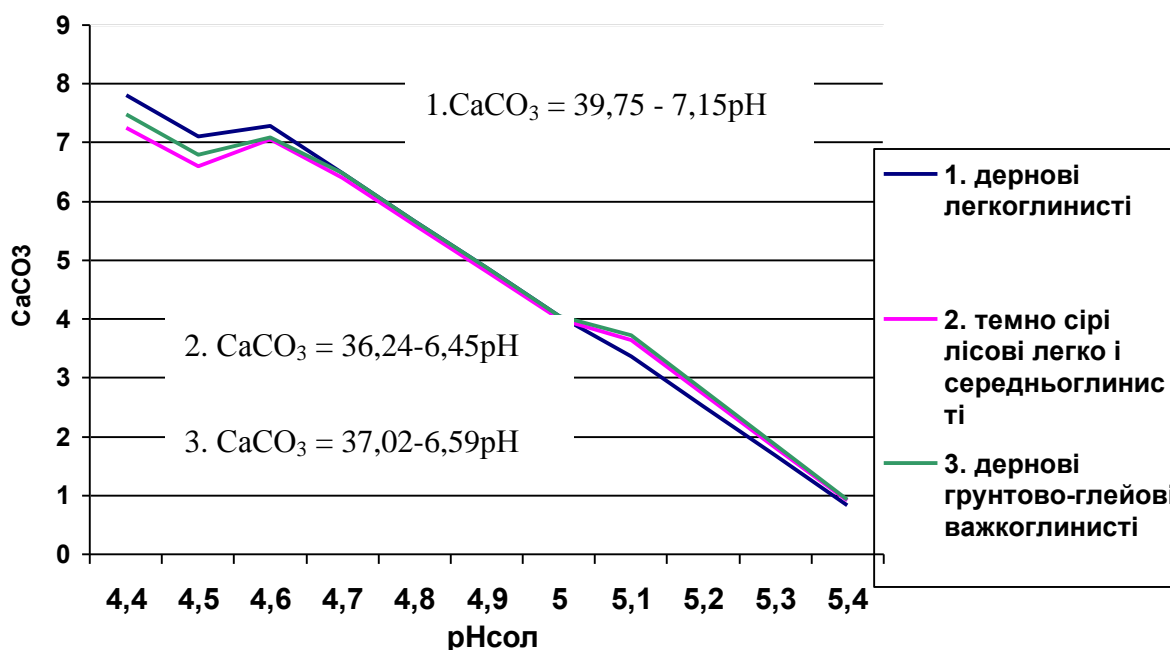


Рисунок 4.8 – Норми чистого CaCO_3 (т/га) в залежності від значення $pH_{\text{сол}}$ для придорожніх ґрунтів м. Чернівці

Для зручності застосування було розраховано лінійні рівняння, за допомогою яких легко розраховувати кількості вапна в практичному використанні.

Вирішення теоретичних і практичних завдань щодо підвищення екологічної безпеки міського середовища, які розглянуті у даній роботі, дозволить обґрунтувати надійну базу для подальшої методології дослідження атмосферних опадів.

4.5 Висновки до четвертого розділу

Встановлені закономірності вимивання сульфатів і нітратів з атмосферними опадами показують, що спостерігається помітне зменшення концентрації сульфатів і нітратів у воді дощових опадів (2,2-2,35 раз) зі збільшенням тривалості опадів. Для сульфатів характерним є спочатку різке зменшення концентрації, а потім виведення сповільнюється до досягнення динамічної рівноваги. Для нітратів цей процес є більш рівномірним у часі.

Показано, що впродовж тривалості опадів 60 хв, відбувається підвищення показника рН у 1,6 раз. Найбільш небезпечними для підстилаючої поверхні є перші порції опадів, рН яких коливається від 3,5 до 4,5. З часом кислотні компоненти вимиваються із атмосфери і рН опадів виходить за межі кислотних, піднімаючись до значення 5,6. Однак, навіть при цьому, в придорожній території кислотні характеристики опадів є екологічно небезпечними.

Аналіз хімічного складу атмосферних опадів різних зон міста показує, що в досліджуваний період атмосферні опади всіх експериментальних ділянок відносяться до сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієвого типу. Однак концентрації окремих компонентів мають суттєві відмінності, що підтверджує прогнози, щодо утворення локальних осередків підвищеного забруднення атмосферного повітря, що зумовлює трансформацію хімічного складу опадів.

Проведений аналіз значення рН ґрунтів на придорожніх територіях показав, що найнижчі значення рН ґрунту спостерігаються на відстані 5 – 15 метрів від

дорожнього полотна, з поступовим збільшенням рН аж до виходу на фонове значення, що є характерним для даного типу міських ґрунтів. Різниця між значеннями рН на відстані 5 і 50 метрів складає 0,5-0,6 одиниць рН.

Запропоновані методологічні підходи, дадуть можливість якісно і кількісно оцінювати екологічні небезпеки, що можуть виникати внаслідок впливу атмосферних опадів.

Результати, які приведені у цьому розділі висвітлені в публікаціях [150, 153-155, 158, 159, 161, 162, 165].

ВИСНОВКИ

В даній дисертаційній роботі вирішено науково-практичне завдання по встановленню особливостей формування екологічної небезпеки урбанізованих територій під впливом техногенно-трансформованих опадів. Основні наукові та практичні результати дисертаційної роботи:

1. Здійснено аналіз особливостей атмосферних опадів, як об'єкту оцінки екологічної безпеки. Комплексна взаємодія з компонентами навколишнього середовища робить атмосферні опади універсальним індикатором, який характеризує екологічну безпеку регіону.

2. Проведена ідентифікація джерел екологічної небезпеки, що мають вплив на формування складу опадів. Показано, що за рахунок викидів пересувних джерел формується основна кількість викидів кислототвірних сполук. Внесок пересувних джерел у викиди двооксиду сірки складає 60,4%, оксидів азоту – 93%, оксиду вуглецю – 97,4% і двооксиду вуглецю – 58,3%. А ландшафтні особливості та територіальне облаштування міста сприяє утворенню локальних осередків підвищеного рівня забрудників, які вимиваючись опадами стають факторами екологічної небезпеки.

3. Результати моніторингу хімічного складу атмосферних опадів міста за 2008-2018 роки показали, що характерними модифікаціями є сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієві та гідрокарбонатно-сульфатно-кальцієві типи опадів. За десятирічний період відбувся перерозподіл кількостей основних іонів, що супроводжувалось зменшенням сульфатів на 4,7%, амонію на 1,5% та збільшенням нітратів на 3,6%, хлоридів на 1,5% і гідрокарбонатів на 1,4%.

4. Виявлено, що трансформація хімічного складу приводить до стабільного закислення атмосферних опадів міста. Показник рН знижується від значення 7,3 у 1990 році до 5,58 у 2018 році. В межах 5,51-6,5 випадає більша частина атмосферних опадів в місті (54,63%). В той же час 23,5% опадів є кислотними.

5. Встановлені кореляційні залежності між компонентами дають можливість оцінити переважаючі сполуки у складі опадів. Кількість переважаючих

компонентів та їх кореляційні взаємозв'язки показують, що атмосферні опади міста характеризуються переважанням континентального впливу з високою антропогенною складовою.

6. Отримані кінетичні закономірності вимивання сульфатів і нітратів, показують, що період напіввиведення з опадами сульфатів складає 12,1 хв., а нітратів 11,5 хв. Це свідчить про те, що найбільш небезпечними з точки зору екологічної безпеки є перші хвилини випадання дощів. Час виходу в рівноважний стан процесу вимивання цих сполук складає для сульфатів 36,3 хв. і для нітратів – 34,5 хв.

7. Аналіз експериментальних даних показав, що ступінь забруднення опадів домішками автотранспортного комплексу є високою. Вміст домішок порівняно із фоновою територією зростає на 15-30%. Встановлено, що атмосферні опади, в межах активного впливу автотранспортних комплексів, утворюють екологічно небезпечні модифікації, які переносять на підстилаючу поверхню придорожньої зони весь комплекс забруднень.

8. Запропоновано кількісну оцінку можливих проявів екологічної небезпеки, зумовленої атмосферними опадами, за наступними критеріями: показником рН, індексом екологічної якості, сумою модулів надходження хімічних компонентів опадів. Розроблено для кожного критерію шкалу оцінки екологічної небезпеки. Проведена оцінка рівнів і ступенів екологічної небезпеки атмосферних опадів м. Чернівці показала, що вони відносяться до допустимого рівня і слабо небезпечного ступеня екологічної небезпеки.

9. Встановлено структурно-логічний зв'язок між блоками управління екологічною безпекою в умовах впливу техногенно трансформованих опадів, що дозволить оптимізувати систему розробки рішень з управління екологічною безпекою, стосовно підвиду екологічної небезпеки, сформованої чинниками техногенно-трансформованих опадів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Кислотные дожди / Ю.А. Израэль, И.М. Назаров, А.Я Прессман и др. Ленинград : Гидрометеиздат, 1989. 270 с.
2. Robert Angus Smith. Air and rain. The beginnings of a chemical climatology. 1872. URL: <https://archive.org/details/airrainbeginning00smitiala/page/n5> (дата звернення: 10.01.2019).
3. Х. Юнге. Химический состав и радиоактивность атмосферы: пер. с англ. / под ред. Ю.А. Израэля. Москва : Мир, 1965. 424 с.
4. Gene E. Likens. Acid precipitation. *Chem. Eng. News*. 1976. №54 (48). P. 29-44. DOI: 10.1021/cen-v054n048.p029.
5. Patrick L. Brezonik, Eric S. Edgerton, Charles D. Hendry. Acid precipitation and sulfate deposition in Florida. *Science*. 1980. Vol.208. № 4447. P. 1027 – 1029. DOI: 10.1126/science.208.4447.1027.
6. Колодяжная А.А. Режим химического состава атмосферных осадков и их метаморфизация в зоне аэрации. Москва : Из-во Академии наук СССР, 1963. 166 с.
7. Хорват Л. Кислотный дождь: пер. с венг. / под ред. Ю.Н. Михайловского. Москва : Стройиздат, 1990. 80 с.
8. Адаменко Я., Консевич Л., Кундельська Т. Оцінка впливів антропогенного навантаження на атмосферне повітря гори Говерли. Вісник Львівського ун-ту. Серія географічна. 2004. Вип. 30. С. 3-8.
9. Lehmann C.M.B., Bowersox V.C., Larson S.M. Spatial and temporal trends of precipitation chemistry in the United States, 1985–2002. *Environmental Pollution*. 2004. Vol.135. P. 347–361. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.11.016.
10. Madsen B.C., Kheoh T., Hinkle C.R., Dreschel T. Precipitation chemistry in east Central Florida from 1978 to 1987 / *Water, Air, & Soil Pollution*. 1992. Vol.65. № 1–2. P. 7–21.

11. Chen L., Carmichael G.R., Hong M. Influence of continental outflow events on the aerosol composition at Cheju Island, South Korea / *Journal of Geophysical Research*. 1997. Vol.102. P. 551–574.
12. Maxwell C., Eynon B.P., Endlich R.M. Statistical Analysis of Precipitation Chemistry Measurements over the Eastern United States. Part IV: The Influences of Meteorological Factors / *Journal of Applied Meteorology*. 1988. Vol.27. P. 352–358.
13. Hontoria C., Saa A., Almorox J., Cuadra L., Sánchez A., Gascó J. M. . The Chemical Composition of Precipitation in Madrid. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2003. Volume 146. Issue 1–4. P. 35–54.
14. Ромась М.І., Косовець-Скавронська О.О. Формування хімічного складу атмосферних опадів на території України / *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2007. Вип. 12. С. 172 – 181.
15. Seung-Myung Park, Beom-Keun Seo, Gangwoong Lee, Sung-Hyun Kahng and Yu Woon Jang. Chemical Composition of Water Soluble Inorganic Species in Precipitation at Shihwa Basin, Korea / *Atmosphere*. 2015. № 6. P. 732-750.
16. Liuyi Zhang, Baoqing Qiao, Huanbo Wang, Mi Tian, Jian Cui, Chuan Fu, Yimin Huang, and Fumo Yang. Chemical Characteristics of Precipitation in a Typical Urban Site of the Hinterland in Three Gorges Reservoir, China. *Journal of Chemistry*. 2018. Volume 2018. Article ID 2914313. 10 p. DOI:<https://doi.org/10.1155/2018/2914313>.
17. Báez A., Belmont R., García R., Padilla H., Torres M.C. Chemical composition of rainwater collected at a southwest site of Mexico City, Mexico. *Atmospheric Research*. 2007. №86. P. 61–75. URL: <https://www.elsevier.com/locate/atmos>. (дата звернення: 12.01.2019).
18. Тарасова Т. Ф., Чаловская О. В. Оценка воздействия кислотных дождей на элементы экосистемы промышленного города / *Вестник Оренбургского государственного университета. Естественные и технические науки*. 2005. Вып. 10. С. 80–84.

19. Антонов В.С., Рыбак Л.Ю. Кислотность влажных атмосферных осадков в Черновцах. Черновцы: Місто, 2007. 75 с.
20. Косовець-Скавронська О.О., Сніжко С.І. Часова трансформація хімічного складу атмосферних опадів на території України / *Економічна та соціальна географія*. 2008 Вип. 58 С. 242–252.
21. Мониторинг атмосферных осадков по водородному показателю (рН) в г. Севастополе в 2000-2003 гг. / А.Е. Липченко, Л.Б. Жидкова, А.И. Рябинин и др. *Екологічна безпека прибережних та шельфових зон та комплексного використання ресурсів шельфу: Збірник наукових праць*. 2005. Випуск 12. С. 484- 497.
22. Савин П.Т., Подплетная С.Е. Химический состав атмосферных осадков г. Одессы / *Екологічна безпека прибережних та шельфових зон та комплексного використання ресурсів шельфу: Збірник наукових праць*. 2005. Випуск 12. С. 220- 225.
23. Состояние загрязнения атмосферных осадков г. Севастополя в 1997-2006 гг. / Ю.П. Ильин, А.И. Рябинин, Ю.А. Мальченко и др. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2006. №255. С. 166 - 184.
24. Margarita Préndez, Rosemary López, and Ernesto Carrillo. Physical and Chemical Components of Cuba's Rain: Effects on Air Quality. *International Journal of Atmospheric Sciences*. 2014. Volume 2014, Article ID 680735, 8 pages. DOI: <http://dx.doi.org/10.1155/2014/680735>.
25. Five-year record of atmospheric precipitation chemistry in urban Beijing, China / F. Yang, J. Tan¹, Z. B. Shi and all / *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2012. №12. P. 2025–2035.
26. Sahar Mirzaei, Hassan Hashemi, Mohammad Hoseini. Concentration and potential source identification of trace elements in wet atmospheric precipitation of Shiraz, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2018. №16. P. 229-237. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40201-018-0310-x>.
27. Семенец Е.С. Особенности химического состава и кислотности атмосферных осадков в зависимости от природно-ландшафтных условий и

- уровня антропогенной нагрузки (на примере Северо-Западного федерального округа) / *Ученые записки РГГУ*. 2018. №53. С.145 – 155.
- 28.Fabiano Tomazini da Conceic, Maria Lucia Pereira Antunes, Vivian Andreia Angelucci, Rodrigo Braga Moruzzi1 and Guillermo Rafael Beltran Navarro. Rainwater chemical composition and annual atmospheric deposition in sorocaba, (sao paulo state), Brazil. *Brazilian Journal of Geophysics*. 2013. №31(1). P.5-15.
- 29.Al-Momani I.F. Trace elements in atmospheric precipitation at Northern Jordan measured by ICP-MS: acidity and possible sources. *Atmospheric Environment*. 2003. №37. P. 4507–4515.
- 30.Glavas S., Moschonas N. Origin of observed acidic–alkaline rains in a wet-only precipitation study in a Mediterranean coastal site Patras, Greece. *Atmospheric Environment*.2002. №36. P. 3089–3099.
- 31.Liudmila P G, Tamara V K, Vladimir A O, Vladimir L P, Olga I K. Long-term investigations of atmospheric aerosol and gaseous impurities in Southern Pribaikalye, East Siberia (Russia). *Int J Environ Sci Nat Res*. 2018. № 10(3): 555786. DOI: 10.19080/IJESNR.2018.10.555786.
- 32.Golubeva N.I., Burtseva L.V., Ginzburg V.A. Heavy metals in the atmospheric precipitation on the Barents Sea coast. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2010. Volume 35. Issue 5. P. 333–340.
- 33.Копач П.И., Шапарь А.Г., Шварцман В.М. Техногенез и кислотные дожди: монография. Київ: Наукова думка, 2006. 175 с.
- 34.Тарасова Т.Ф., Гончар Л.Г. Оценка выбросов промышленных предприятий города Оренбурга на состав атмосферных осадков и качество территорий, прилегающих к ним. *Вестник Оренбургского государственного университета. Естественные и технические науки*. 2004. Вып. 6. С. 111–116.
- 35.Ромась М.І., Мельничук Ю.І., Семерик В.М. Роль опадів у надходженні мінеральних речовин на територію України в теплий і холодний періоди року / *Меліорація і водне господарство*. 2001. Вип. 87. С. 132–138.

36. Характеристика вмісту хімічних компонентів у атмосферних опадах і їх вплив на формування стоку / І.Є. Кульчицький-Жигайло, О.І. Озарків, І.М. Озарків та ін. *Науковий вісник НЛТУ*. 2009. Вип.19.5. С. 54 – 58.
37. Матвеев А.А. Атмосферные осадки и сток растворенных веществ / *Гидрохимические материалы*. 1967. Т. 45. С. 5-20.
38. Косовец Е.А. Оценка поступления химических веществ с атмосферными осадками на территорию Украины. *Новые методы и технологии в гидрометеорологии* : материалы II конф. ученых национальных гидрометеослужб государств-участников СНГ, 2-3 октября 2006 г. Москва, 2006. С. 65–66.
39. A Madibekov and L Kogutenko. The Issue of transporting pollutants with atmospheric precipitation. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. Volume 107. 8 P. DOI:10.1088/1755-1315/107/1/012064.
40. Потапова И.Ю. Роль атмосферных осадков в формировании химического состава поверхностных вод Карелии. *Труды Карельского научного центра РАН*. 2011. №4. С. 134-137.
41. Єршоменко А.О. Вивчення атмосферних опадів як джерела забруднення в промислових регіонах. *Наукові праці УкрНДМІ НАН України*. 2008. №2. С. 237-244.
42. Ковальчук О. Вплив кислотного чинника на сірчаній, азотній кислотах та їхній суміші на ґрунти. *Вісник Львівського ун-ту*. 2004. Вип. 30. С. 143-150.
43. Аналіз факторів порушення екологічної безпеки урбанізованих територій / М.О. Клименко, А.М. Прищепа, О.А. Брежицька та ін. *Вісник Національного ун-ту водного господарства та природокористування. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2011. Вип. 3 (55). С. 3 – 8.
44. Екологічна безпека: підручник. В.М. Шмандій та ін. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2013. 366 с.
45. Іванюта С.П., Качинський А.Б. Екологічна безпека регіонів України / *Стратегічні пріоритети*. 2013. №3 (28). С. 157 – 164.

- 46.Боков В., Лущик А. Основы экологической безопасности. Симферополь : Соната, 1998. 223 с.
- 47.Реймерс Н.Ф. Экология (теория, законы, правила, принципы, гипотезы). Москва: Россия молодая, 1994. 367 с.
- 48.Экология: учебное пособие / под ред. С.А. Боголюбова. Москва : Знание, 1997. 228 с.
- 49.Экология, охрана природы и экологическая безопасность / под ред. В.И. Данилова – Данильяна. Москва : Изд. МНЭПУ, 1997. 744 с.
- 50.Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ : НІСД, 2001. 312 с.
- 51.Рибалова О.В., Белан С.В., Варивода Є.О. Визначення рівня екологічної небезпеки в регіонах України на основі оцінки екологічного ризику / *Збірка наукових праць*. 2010. Вип. 12. С. 132 – 142.
- 52.Екологічне право України : підручник / за ред. А.П. Гетьмана та М.В. Шульги. Харків : Право, 2009. 328 с.
- 53.Конституція України від 28.06.1996, № 254к/96-ВР. *Офіційний сайт Верховної Ради України*. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/254%D0%BA/96-%D0%B2%D1%80> (дата звернення: 26.01.2019).
- 54.Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки : Постанова ВРУ від 05.03.1998 N 188/98-ВР. *Відомості Верховної Ради України*. 1998. N 38-39. Ст.248.
- 55.Про Концепцію (основи державної політики) національної безпеки України: Постанова ВРУ від 16.01.1997 №3/97-ВР. *Відомості Верховної Ради України*. 1997. N 10. Ст.85.
- 56.Про національну безпеку України : Закон України від 21.06.2018 № 2469-VIII. *Відомості Верховної Ради України*. 2018. № 31. ст.241.
- 57.Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25.06.1991 №1264-XII. *Відомості Верховної Ради України*. 1991. № 41. ст.546.

- 58.Шмандій В.М., Шмандій О.В. Екологічна безпека – одна з основних складових національної безпеки держави. *Екологічна безпека*. 2008. №1. С. 9 – 15.
- 59.Харламова О.В., Мальований М.С., Пляцук Л.Д. Теоретичні основи управління екологічною безпекою техногенно навантаженого регіону. *Екологічна безпека*. 2012. №1 (13). С. 9 – 12.
- 60.Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки /М.С. Мальований, В.М. Шмандій, О.В. Харламова та ін. *Екологічна безпека*. 2013. №1 (15). С. 37 – 44.
- 61.Копач П.І., Данько Т.Т. Кількісна оцінка екологічної безпеки гірничодобувних районів. *Екологія і природокористування*. 2009. Вип. 12. С. 48 – 53.
- 62.Шмандій В.М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д.т.н. : 21.06.01. Харків, 2003 36 с.
- 63.Харламова Г., Бутьковський В. Індекс екологічної безпеки України: концепція та оцінка. *Вісник Київського ун-ту ім. Т. Шевченка. Серія: Економіка*. 2014. №7 (160). С. 92 – 97.
- 64.Руденко С.В., Гогунский В.Д. Оценка экологической безопасности в проектах : монографія. Одесса : Феникс, 2006. 153 с.
- 65.Челядин Л.І. Наукові засади ресурсозберігаючих технологій та устаткування підвищення екологічної безпеки промислових об'єктів Прикарпаття: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д.т.н.: 21.06.01. Ів. – Франківськ, 2011. 36 с.
- 66.Саноцкий И.В., Уланова И.П. Критерии вредности в гигиене и токсикологии при оценке опасности химических соединений. Москва : Медицина, 1975. 343 с.
- 67.Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: навчальний посібник / Л.Л. ТОВАЖНЯНСЬКИЙ, Ю.Г. МАСІКЕВИЧ, В.Ф. МОІСЕЄВ та ін. Чернівці : Зелена Буковина, 2005. 284 с.

68. Орел С.М., Мальований М.С., Орел Д.С. Оцінка екологічного ризику. Вплив на здоров'я людини : навчальний посібник. Херсон : ОЛДІ-Плюс, 2014. 232 с.
69. Качинський А.Б. Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи. Київ : Інститут проблем екологічної безпеки, 2004. 472 с.
70. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Г.Г. Онищенко, С.М. Новиков, Ю.А. Рахманин и др. Москва : НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. 408 с.
71. Anna M. Fan, Lois W. Chang. Toxicology and Risk Assessment. Principles, Methods and Applications. 1995. 888 p.
72. Rao V. Kolluru, Steven M. Bartell, Robin M. Pitblado, R. Scott Strcoff. Risk Assessment and Management: Handbook for Environmental, Health, and Safety Professionals. 1995. New York, NY, USA. 688 p.
73. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря : Наказ МОЗ України №184 від 13.04.2007 р. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0184282-07> (дата звернення: 22.01.2019).
74. Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. Киев : АйБи, 2004. 59 с.
75. Волошин І.М., Собечко О.Р. Кислотні опади міста Львова: їх хімізм, металізація природних компонентів : монографія. Львів : ЛДУФК, 2013. 316 с.
76. Добровольський В.В. Алгоритм визначення безпеки екологічної системи з врахуванням ризиків. *Наукові праці ДГУ ім. Петра Могили. Серія: Екологія*. 2008. Т.87. Вип.74. С. 11 – 15.
77. Жукинский В.Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, терминология, количественная оценка. *Водные ресурсы*. 2003. Т. 30. №2. С. 213 – 321.

- 78.Звягінцева Г.В. Методика з оцінки екологічних ризиків при забрудненні навколишнього природного середовища. *Вісник Донецького національного університету. Серія А: Природничі науки*. 2009. Вип. 2. С. 307 – 316.
- 79.Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України / О.Г. Масенко, О.В. Поддашкін, О.В. Рибалова та ін. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: збірник наукових праць*. 2010. Вип. XXXII. С. 75 – 90.
- 80.Кушнірук Ю.С., Штурхецька Т.В. Дослідження динаміки екологічних ризиків території Рівненської області. *Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2010. Вип. 2 (50). С. 72 – 78.
- 81.Орел Д.С., Мальований М. С. До концепції екологічного ризику в Україні. *Вісник Національного університету "Львівська політехніка": збірник наукових праць. Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування*. 2008. №609. С. 285 – 289.
- 82.Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксінок та ін. Київ : Символ-т, 1998. 28 с.
- 83.Архипова Л.М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія / Івано-Франківськ : ІФНТУНГ, 2011. 355 с.
- 84.Юрасов С.М., Кур'янова С.О., Юрасов М.С. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення. *Український гідрометеорологічний журнал*. №5. 2009. С. 42-53.
- 85.Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ : Ніка-Центр, 2001. 262 с.
- 86.Осадча Н.М., Клебанова Н.С., Осадчий В.І., Набиванець Ю.Б. Адаптація системи моніторингу поверхневих вод державної гідрометеорологічної служби МНС України до положень Водної рамкової директиви ЄС. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2008. Вип. 257. С. 146-161.

- 87.Герцун Г.М., Масікевич Ю.Г. Методологічні підходи до оцінки атмосферних опадів як чинника формування екологічного ризику. *Вісник Кременчуцького національного університету ім. М. Остроградського*. 2012. Випуск №5 (76). С. 119 – 122.
- 88.Герцун Г.М., Масікевич Ю.Г., Солодкий В.Д. Аналіз етапів оцінки екологічного ризику атмосферних опадів. *Збірник наукових праць Подільського аграрно – технічного університету*. 2012. Спец. випуск: сучасні проблеми збалансованого природокористування. С. 114 – 116.
- 89.ДСанПін «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості вод централізованого господарсько-питного водопостачання» : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 23.12.1996 р. № 383. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10?lang=en> (дата звернення: 22.01.2019).
- 90.Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. URL : <http://www.cleanwater.org.ua/ru/legislation/eu-directives/> (дата звернення: 23.01.2019).
- 91.Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. URL : http://ec.europa.eu/environment/water/waterdangersub/lib_pri_substances.htm (дата звернення: 26.01.2019).
- 92.Герцун Г.М. Екологічна безпека урбанізованих територій в умовах техногенної трансформації атмосферних опадів. *Східно-Європейський журнал передових технологій*. 2014. № 4/1 (70). С. 13-17.
- 93.Герцун Г.М. Атмосферні опади як фактор формування екологічної небезпеки урбанізованих територій. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: матеріали 3-го*

міжнародного конгресу 17-19 вересня 2014 р. Львів: Нац. у-т «Львівська політехніка», 2014. С. 21.

94. Masikevych A. Yu., Heretsun H. M., Masikevych Yu. G., Kolotylo M. P., Yaremchuk V. M. Atmospheric protection as a composition of environmental safety of the region. *East European Scientific Journal*. 2018. №12 (40). part 1. P. 30-34.
95. Набиванець Б.Й., Сухан В.В., Карабіна Л.В. Аналітична хімія природного середовища Київ : Либідь, 1996. 304 с.
96. Суркова Г.В. Химия атмосферы : уч. пособие. Москва: Издательство Московского университета, 2002. 210 с.
97. Barustein R.D., Thompson W.T. Effect of frictionally retarded sea breeze and synoptic frontal passages on sulfur dioxide concentrations in New-York City. *J. Appl. Meteor.* 1981. V.20. №8. P. 843–858.
98. Cheng S., Lam K.-C. An analysis of winds affecting air pollution concentrations in Hong Kong. *Atmos. Environ.* 1998. V.32. №14–15. С. 2559–2567.
99. Безуглая Э.Ю. Воздух городов и его изменения. Санкт Петербург : Астерон, 2008. 253с
100. 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.
101. Т.В. Костарева Учет влияния метеорологических факторов при разработке схем прогноза загрязнения воздуха в городах Пермского края. *Географический вестник*. 2017. №2(41). С. 91-99.
102. Сніжко С. І., Шевченко О. Г. Урбометеорологічні аспекти забруднення атмосферного повітря великого міста : монографія. Київ : Нац. ун-т ім. Т. Шевченка. К. : Обрії. 2011. 297 с.
103. Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Метеорологічні умови формування забруднення повітря та його прогнозування у місті Чернівці. *Фізична географія та геоморфологія. Міжвідомчий науковий збірник*. 2009. Вип. 57. С. 132 – 141.

104. Поліщук С. З., Доценко Л. В., Демиденко А.С. Оцінка впливу метеорологічних факторів на стан забруднення атмосферного повітря м. Дніпропетровська (на прикладі формальдегіду). *Строительство, материаловедение, машиностроение: Стародубовские чтения*. 2015. С.266-270.
105. Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Иванова Е.В.. Влияние рельефа земной поверхности на уровень загрязнения атмосферного воздуха выбросами промышленных источников. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2009. №5. С. 32-41.
106. Абрамов Ю.А., Тарасенко А.А. Математическая модель локальных воздушных течений над поверхностью рельефа. *Науковий вісник будівництва*. 2008. Вип. 45. С. 132-139.
107. Аксьонов О.О., Ударцева Т.Є. Аеродинамічні умови комфорту та екологічної безпеки людини в умовах сучасної забудови міст і мегаполісів. *Вісник НАУ*. 2009. № 3. С. 223-226.
108. Гевлич І.Г., Копичко О.М. Чисельне моделювання розсіювання забруднень в приземному шарі багатоповерхової забудови. *Проблеми архітектури і містобудування: Вісник Донбаської нац. акад. буд. і арх.* 2011. Т. 7, № 1. С. 59-64.
109. Пляцук Л. Д. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Моделювання поширення викидів від автотранспорту у селітебних територіях міст. *Екологічна безпека*. 2011. №2 (12). С. 36–38.
110. Beckerman, V., Jerrett, M., Brook, J.R., Verma, D.K., Arain, M.A. and Finkelstein, M. Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway. *Atmospheric Environment*. 2008. № 42, P. 275–290.
111. Беляев Н.Н., Русакова Т.И., Колесник В.Е., Павличенко А.В. Прогноз уровня загрязнения атмосферного воздуха в зоне влияния городских автомагистралей. *Науковий вісник НГУ*. 2016. № 1. С. 90-97.
112. Омарова М.Н., Черепанова Л.Ю., Таханова Г.К., Глубоковских Л.К. Комплексная оценка загрязнения атмосферного воздуха крупного

- промышленного города. *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2016. № 12-5. С. 822-827. URL : <https://www.applied-research.ru/ru/article/view?id=10935> (дата звернення: 26.01.2019).
113. Long-term trend of chemical constituents in precipitation in Tokyo metropolitan area, Japan, from 1990 to 2002 / Okuda Tomoaki, Iwase Tamami, Ueda Hideko and all. *Science of The Total Environment*. 2005. Volume 339. Issues 1–3. P. 127-141. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.024>.
114. Хільчевський В.К., Курило С.М. Хімічний склад атмосферних опадів на території України та його антропогенна складова. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. 2016. Т.4(43). С. 63-73.
115. Викиди забруднюючих речовин та діоксиду вуглецю в атмосферне повітря. Державна служба статистики України. URL : https://ukrstat.org/uk/operativ/operativ2009/ns_rik/ns_u/dvsr_u2008.html (дата звернення: 26.01.2019).
116. Статистичний збірник «Довкілля України за 2016 рік». Київ. 2017. 226 с.
117. Статистичний бюлетень «Викиди забруднюючих речовин та парникових газів у атмосферне повітря від пересувних джерел забруднення у 2015 році». Київ. 2016. 45 с.
118. Дорфман Я.Р., Станішевський В.А. Фізико-географічні умови проектування міста Чернівці та його приміського району. *Фізична географія та геоморфологія*. 1970. Вид.2. С. 71-74.
119. Гуцуляк В. М. Ландшафти міста Чернівці: монографія. Чернівці : Рута, 2006. 168 с.
120. Гуцуляк В.М., Наконечний К.П. Медико-екологічна оцінка ландшафтів Чернівецької області. Монографія. Чернівці: Чернівецький нац. ун-ет, 2010. 200 с.
121. Антонов В.С. Климат Черновцов. Чернівці: Зелена Буковина, 1999. 152 с.
122. Киналь О.В. Тривалість та часові межі кліматичних сезонів у Чернівцях на зламі ХХ – ХХІ століть. *Проблеми гірського*

- ландшафтознавства*. 2014. Випуск 1. С. 101-108.
123. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Аналіз ризикоформуєчих факторів атмосферних опадів м. Чернівці. *Екологічна безпека*. 2013. №2. С.40-43.
124. Колядинський П. Мікрокліматичні та орографічні чинники функціонального зонування території великого міста (на прикладі міста Чернівці). *Науковий вісник Чернівецького університету. Серія: Географія*. 2009. Вип. 434. С. 49–61.
125. Директива 2008/50/ЄС європейського парламенту та Ради від 21 травня 2008 року про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи. URL: http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/994_950 (дата звернення: 31.09.2019).
126. РД 52. 04. 186 – 89. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Действующий до 01.01.2025. Москва : Госкомитет СССР по гидрометеорологии. 1991. 693 с.
127. ДСТУ ISO 5667-8:2007. Якість води. Відбирання проб. Частина 8. Настанови щодо відбирання проб вологих опадів.[Чинний від 2009-07-01]. Київ, 2011. 16 с. (Держспоживстандарт України).
128. ДСТУ ISO 9297: 2007. Якість води. Визначення хлоридів. Титрування нітратом срібла із застосуванням хромату як індикатора (метод Мора). [Чинний від 2009-01-01]. Київ, 2010. 10 с. (Держспоживстандарт України).
129. ГОСТ 4389-72. Вода питьевая. Методы определения содержания сульфатов. [Действующий до 01.01.2022]. Москва, 2003. 9 с.
130. ГОСТ 18826-73. Вода питьевая. Методы определения содержания нитратов. [Действующий до 01.01.2019]. Москва, 2010. 7 с.
131. Резников А.А., Муликовская Е.П., Соколов И.Ю. Методы анализа природных вод. Москва : Недра. 1970. 500 с.
132. ДСТУ ISO 6059:2003. Качество воды. Определение суммарного содержания кальция и магния. Титрометрический метод с использованием этилендиамина тетрауксусной кислоты. [Чинний від 2004-07-01]. Київ, 2004. 10 с. (Держспоживстандарт України).

133. ДСТУ ISO 6058-2003. Якість води. Визначання кальцію. Титрометричний метод із застосуванням етилендіамінтетраоцтової кислоти. [Чинний від 2004-07-01]. Київ, 2004. 10 с. (Держспоживстандарт України).
134. Практикум з ґрунтознавства. Навчальний посібник / за ред. Д.Г. Тихоненка, В.В. Дегтярьова. Вінниця : Нова книга, 2008. 448 с.
135. Демків Т.М., Конопельник О.І., Шопа Я.І. Основи теорії похибок фізичних величин. Львів : Видавничий центр ЛНУ ім. І.Франка, 2008. 40 с.
136. Чудаева В.А., Чудаев О.В., Юрченко С.Г. Особенности химического состава атмосферных осадков на юге Дальнего Востока. *Водные ресурсы*. 2008. Т.35. № 1. С. 60-71.
137. Юрченко С.Г. Химический состав атмосферных осадков города Владивостока (дождь и снег). *Географические и геоэкологические исследования на Дальнем Востоке*. 2006. Вып.2. С. 149-159.
138. Герецун Г.М., Масікевич А.Ю. Оцінювання рівня екологічної небезпеки міського середовища, спричиненої техногенною трансформацією атмосферних опадів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(3) С. 95 – 98.
139. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Ленинград : Гидрометеиздат, 1970. 444с.
140. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Кислотність атмосферних опадів як складова екологічної безпеки урбанізованих територій. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2011. Випуск №2(4). С. 22 – 24.
141. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Показник рН як критерій екологічної безпеки атмосферних опадів. *Екологічна безпека держави: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, 19-21 квітня 2011 р. Київ : НАУ, 2011. С. 71-72.*
142. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Умови формування режиму рН атмосферних опадів міста Чернівці. *Регіональні та транскордонні проблеми екологічної безпеки. Горбуновські читання: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, 5-7 травня 2011 р. Чернівці : Видавництво*

- «Прут», 2011. С. 48-49.
143. Герещун Г.М., Масікевич Ю.Г. Аналіз випадків виникнення кислотних опадів на території міста Чернівці. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування* : матеріали Всеукраїнської наукової конференції 8 – 9 грудня 2011 р. Харків, 2011. С. 40 – 41.
144. Kulshrestha U. C., Sarkar A. K., Srivastava S. S. and Parashar D. C. Wet-only and bulk deposition studies at New Delhi (India). 1995. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 85, no. 4, P. 2137– 2142.
145. Gobre T., Salve P.R., Krupadam R.J., and all. Chemical Composition of Precipitation in the Coastal Environment of India. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2010. №85:48-53. P. 48-53.
146. W. C. Keene, A. A. P. Pszenny, J. N. Galloway, M. E. Hartley. Sea-salt corrections and interpretation of constituents ratios in marine precipitation. *Journal Geophysical Research*, 1986. vol. 91, P. 6647–6658.
147. Shin-ichi Fujita, Akira Takahashi, Jian-Hua Weng, and all. Precipitation chemistry in East Asia. *Atmospheric Environment*. 2000. №34 . P. 525-537.
148. Каюкова Е.П.. Гидрохимические особенности атмосферных осадков на полигоне Крымской геологической практики СПбГУ. *Вестник СПбГУ. Сер.7*. 2011. Вып. 3. С. 26-42.
149. A.P. Baez, R.D. Belmont, R.M. García, H.G. Padilla and MC. V. Torres. Trends in Chemical Composition of Wet Precipitation in Mexico City, Mexico: 1992–2007. *The Open Atmospheric Science Journal*. 2009 № 3. P. 187-195.
150. Герещун Г.М., Масікевич Ю.Г., Гольонко Р.А. Аналіз забруднення атмосферних опадів домішками на вулицях міста. *Вісник НЛТУ*. 2019. №29 (1). С.107-112.
151. Латыпова В.З., Яковлева О.Г., Минакова Е.А., Жданова Г.Н., Захаров С.Д. Динамика ионного состава и кислотные свойства атмосферных осадков Приказанского региона (Республика Татарстан). *Ученые записки Казанского государственного университета*. 2005. Том 147. Кн.3. С.141-150.

152. Ермаков А.Н., Пурмаль А.П. Физическая химия кислотных дождей. *Энергия*. 1999. №9. С.22-28.
153. Герецун Г.М., Котельбан С.В. Моніторинг хімічного складу атмосферних опадів міста Чернівці. *Екологічний стан і здоров'я жителів міських екосистем. Горбуновські читання* : матеріали науково-практичної конференції 05-06 травня 2016 р. Чернівці, 2016. С. 64.
154. Герецун Г.М. Характеристика вмісту хімічних компонентів у атмосферних опадах м. Чернівці, як фактор формування екологічної небезпеки. *Збірник наукових праць Подільського державного аграрно-технічного університету*. 2014. Спец. випуск: сучасні проблеми збалансованого природокористування. С. 95 – 96.
155. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Оцінка екологічного ризику атмосферних опадів урбанізованих територій. *Екологічна безпека держави* : матеріали Всеукраїнської науково – практичної конференції 17 – 18 квітня 2012 р. Київ, 2012. С. 119.
156. Польшина С.М. Регуляторна функція лісопаркових насаджень в урбоантропедогенезі. *Екологія та ноосферологія*. 2006. Т.16. №1-2. С. 122-128.
157. Шорина Т.С., Попов А.В., Укенов Б.С. Влияние автомобильного транспорта на свойства почв придорожных территорий города Оренбурга. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2013. №6 (155). С. 134 – 137.
158. Герецун Г.М. Управління якістю міського середовища в умовах впливу екологічно небезпечних опадів. *Еколого – правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів* : матеріали X науково-практичної конференції 20-21 жовтня 2015 р. Харків, 2015. С.206 – 208.
159. Герецун Г.М. Вплив екологічно небезпечних опадів на властивості міських ґрунтів. *Вісник лісотехнічного університету*. 2014. Вип. 24(8) С. 106-110.
160. Луканин В.Н., Трофименко Ю.В. Промышленно-транспортная

- екологія: учебник для вузов / под ред. Луканина В.Н. Москва : Высш. Школа, 2001. 273 с.
161. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Обґрунтування підходу формування системи спостереження за екологічною безпекою атмосферних опадів міста Чернівці. *Карпатська конференція з проблем охорони довкілля* : матеріали міжнародної науково-практичної конференції, 15 – 16 травня, 2011 р. Мукачєво-Ужгород, 2011. С. 223-224.
162. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Стан атмосферних опадів як індикатор екологічної небезпеки. *Екологічна безпека держави* : матеріали ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів 16 квітня 2015 р. Київ, 2015. С. 157.
163. Екологічні проблеми землеробства / І.Д. Примак, Ю.Г. Манько, Н.М. Рідей, В.А. Мазур та ін. Київ : Центр учбової літератури, 2010. 456 с.
164. Петрухин О.М. Основи гідроекології. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
165. Герецун Г.М. Аналіз стану екологічної безпеки на вулицях промислового міста в умовах впливу техногенно трансформованих опадів. *Проблеми екологічної безпеки* : матеріали XIII міжнародної науково-технічної конференції 8 - 9 жовтня 2014 р. Кременчук : Кременчуцький нац. у-т ім. Михайла Остроградського, 2014. С.51.
166. Трускавецький Р. С., Цапко Ю. Л. Основи управління родючістю ґрунтів: Монографія / за наук. редакцією Р. С. Трускавецького. Х. : ФОП, 2016. 388 с.

ДОДАТКИ

Хімічний склад щомісячних проб атмосферних опадів
Станція АМСЦ Чернівці

Місяць	Сума опадів, мм	SO ₄ ²⁻	Cl	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	pH
		мг/л									
2008 рік											
Березень	30.0/22	4.64	0.43	0.36	0	0.04	0.67	0.65	0.58	0.45	5.45
Квітень	117.9/22	3.33	0	0	3.06	0.81	0.36	0.25	0.52	0.33	6.46
Травень	104.1/22	4.03	0	1.48	0	0	0.52	0.55	0.64	0.44	0
Червень	54.5/18	1.41	0.14	0.50	1.23	0.63	0.08	0.15	0.08	0.17	6.09
Липень	159.4/19	4.33	0	0	3.07	1.17	0.42	0.42	0.72	0.14	6.96
Серпень	41.3/10	3.83	0.64	1.56	4.90	1.08	0.84	0.63	1.19	0.40	7.55
Вересень	80.1/17	2.37	0	0.50	3.07	0.38	0.48	0.35	0.77	0.25	6.41
Жовтень	55.1/8	3.07	0.25	0.59	1.84	0.29	0.42	0.36	0.77	0.35	5.75
Листопад	7.4/13	10.00	0.25	1.00	6.13	0.38	1.80	1.50	2.76	0.67	6.61
Грудень	15.7/12	12.95	0.54	1.87	12.88	0.53	2.88	2.52	4.62	0.96	5.72
2009 рік											
Січень	48.4/21	10.95	0.57	1.56	10.00	0.52	2.24	2.10	3.92	0.90	7.41
Лютий	16.1/15	11.43	0.43	3.12	6.13	0.30	2.80	2.45	3.29	0.42	6.14
Березень	32.2/18	8.57	0	0.63	2.45	0.41	1.19	1.05	1.89	0.41	6.25
Квітень	4.9/5	4.76	0.14	0.79	5.52	0.52	0.91	0.56	1.82	0.40	6.52
Травень	0/12	5.24	0.32	0.62	4.29	1.03	0.70	0.63	1.12	0.50	6.57
Червень	81.8/21	3.81	0.16	1.12	3.31	1.14	0.42	0.42	0.91	0.19	6.29
Липень	99.3/8	6.19	0.64	1.25	0	0.45	0.81	0.70	1.26	0.36	5.27
Серпень	28.2/5	2.86	0	1.87	3.06	0.81	0.49	0.42	0.91	0.22	6.57
Жовтень	59.1/20	8.57	0	0	2.45	0.52	0.49	0.35	0.98	1.36	5.68
Листопад	44.6/17	10.00	0	1.18	4.91	0.25	1.68	1.61	2.73	0.56	6.60
Грудень	35.7/21	5.71	0	0.62	5.52	0.22	1.20	1.20	1.89	0.36	6.45
2010 рік											
Січень	40.1/23	20.00	0	1.19	17.17	0.84	4.44	2.46	6.02	1.40	6.53
Лютий	53.6/14	7.56	0.43	2.23	12.27	1.76	2.04	2.40	2.22	0.59	6.07
Березень	25.6/19	4.76	0	0.75	5.52	0.36	1.02	0.78	1.75	0.36	6.28
Квітень	19.9/20	7.62	0.50	2.37	0	0.32	1.12	0.63	1.40	0.69	5.58
Травень	117.8/25	6.19	0.57	1.00	0	0.11	0.84	0.77	1.26	0.42	4.46
Червень	213.3/22	2.86	0	0	2.45	0.21	0.42	0.42	0.70	0.30	5.20
Липень	69.9/13	4.28	0.36	1.19	3.68	0.61	0.70	0.28	1.40	0.47	6.29
Серпень	45.1/8	4.28	0.21	1.00	0	0.13	0.56	0.49	0.91	0.26	5.55
Вересень	91.1/15	3.80	0.68	1.56	0	0.36	0.49	0.35	0.91	0.37	4.95
Жовтень	33.9/11	4.67	0.39	2.96	0	0.56	0.63	0.98	0.77	0.30	5.54
Листопад	15.2/5	6.19	0.75	1.56	0	0.45	0.96	0.84	1.32	0.32	5.15
Грудень	59.2/19	8.57	0.32	1.25	6.74	1.00	0.78	0.48	2.52	1.00	6.97

Місяць	Сума опадів, мм	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	pH
		мг/л									
2011 рік											
Січень	13.7/13	5.71	0.64	2.50	6.13	0.31	1.44	2.28	2.16	0.41	5.93
Лютий	27.4/19	5.71	0	1.12	4.29	0.27	1.20	1.14	1.68	0.37	6.36
Березень	24.6/14	6.19	0.18	1.00	6.13	0.70	1.19	1.33	2.17	0.20	6.34
Квітень	35.2/14	8.56	0	0.62	2.76	0.70	1.22	0.60	1.96	0.36	6.95
Травень	11.8/15	5.23	0.18	1.00	4.29	0.14	1.33	0.28	2.24	0.19	5.87
Червень	110.1/20	5.24	0.25	0	2.45	0.86	0.49	0.35	1.19	0.27	5.88
Липень	87.9/17	2.62	0	0.56	2.76	0.22	0.42	0.35	0.91	0.31	6.58
Серпень	32.5/6	3.57	0.36	0.87	0	0.32	0.21	0.35	0.77	0.30	4.85
Вересень	18.3/11	4.52	0	0.87	5.52	0.49	0.91	0.84	1.47	0.46	6.36
Жовтень	18.6/12	4.28	0.79	1.18	4.91	0.23	1.44	0.66	1.68	0.40	6.09
Листопад	4.0/2	21.43	2.39	8.12	21.47	0.52	4.92	4.08	10.80	1.37	7.16
Грудень	30.2/15	14.28	1.28	2.50	12.26	0.58	3.54	3.72	4.38	0.97	7.16
2012 рік											
Січень	16.5/8	3.33	0.64	2.18	4.91	0.36	1.20	0.96	1.44	0.38	6.82
Лютий	25.2/25	7.14	0.36	2.25	3.68	0.82	1.26	1.02	1.68	0.47	6.35
Березень	19.3/19	4.76	0	1.12	4.91	0.45	1.08	0.60	1.56	0.42	6.17
Квітень	91.3/18	4.76	0.71	1.62	0	0.29	0.60	0.54	1.02	0.40	5.24
Травень	58.2/14	3.81	0.25	1.25	4.91	0.56	0.96	0.78	1.20	0.45	6.66
Червень	70.3/16	12.38	0.25	0.94	9.81	0.20	2.40	0.90	3.54	1.45	6.37
Липень	48.2/12	9.43	1.25	3.12	11.41	1.05	1.98	0.90	3.96	1.27	6.61
Серпень	43.6/14	5.24	0.32	0.56	4.91	0.29	0.72	0.60	2.58	0.23	6.27
Вересень	58.9/11	1.90	0.61	1.12	1.84	0.25	0.48	0.30	0.78	0.34	5.86
Жовтень	46.1/17	2.85	0	0.75	0	0.16	0.42	0.28	0.49	0.13	4.99
Листопад	13.3/10	2.62	0.43	1.00	1.54	0.79	0.21	0.28	0.63	0.22	5.85
Грудень	82.1/24	9.52	0.89	1.75	7.97	0.67	2.59	1.47	3.29	0.34	6.45
2013 рік											
Січень	22.3/22	4.28	0.68	1.18	4.29	0.41	1.05	0.56	1.47	0.48	6.04
Лютий	34.0/19	4.31	0.36	1.00	4.60	0.43	1.12	0.56	1.54	0.44	5.73
Березень	51.9/20	4.76	0.57	1.37	7.97	0.83	1.47	0.91	1.75	0.61	6.86
Квітень	46.6/16	3.33	0.64	1.87	0	0.28	0.49	0.35	0.91	0.34	4.68
Травень	114.9/14	5.24	0.50	2.50	0	0.60	0.56	0.64	1.40	0.11	5.56
Червень	86.9/18	3.75	0.64	1.12	0	0.64	0.35	0.26	0.63	0.19	5.57
Липень	86.9/9	2.76	0.36	0.68	1.72	0.13	0.49	0.35	1.19	0.13	6.42
Серпень	30.5/10	3.00	0	0	2.45	0.65	0.07	0.07	0.56	0.37	6.91
Вересень	74.1/28	3.00	0.32	1.06	3.07	0.40	0.70	0.35	1.05	0.32	5.88
Жовтень	6.3/8	32.86	1.07	2.84	32.51	1.01	11.90	3.92	9.80	1.60	7.47
Листопад	32.6/7	7.13	1.47	6.41	4.81	2.46	0.94	0.72	2.49	0.32	6.15
Грудень	14.4/2	9.52	0.71	1.50	9.82	0.29	2.80	1.89	3.43	0.53	6.60

2014 рік.

Місяць	Сума опадів, мм	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	pH
		мг/л									
Січень	45.8/20	7.61	1.05	4.10	8.59	0.38	2.10	1.54	2.73	0.89	7.07
Лютий	5.6/10	4.28	0	0	3.07	0.41	0.91	0.49	0.77	0.30	6.45
Березень	12.8/13	2.28	0	1.06	0	0.32	0.14	0.07	0.28	0.27	5.04
Квітень	39.8/15	4.00	0.32	1.00	0	0.40	0.42	0.63	0.77	0.18	4.47
Травень	101.4/16	4.00	0.21	0.31	3.44	0.81	0.70	0.28	0.84	0.31	6.54
Червень	27.4/16	5.82	0.65	3.15	0	1.00	0.70	0.58	0.88	0.60	6.32
Липень	95.5/17	5.43	0.25	0.81	3.07	0.43	0.56	0.14	0.56	0.98	7.29
Серпень	45.1/12	3.00	0.28	0.69	0	0.36	0.35	0.21	0.35	0.20	5.47
Вересень	6.2/6	7.00	0.78	2.06	0	0.23	1.26	1.61	1.26	0.37	4.77
Жовтень	68.3/13	1.67	0.32	0.56	2.33	0.52	0.42	0.35	0.56	0.11	5.78
Листопад	21.9/11	5.00	0.18	1.68	3.86	0.79	0.91	0.42	1.75	0.20	6.41
Грудень	23.4/19	6.33	0.61	2.75	5.82	0.31	1.75	1.82	2.66	0.21	5.87

2015 рік.

Лютий	12.8/10	4.33	0.28	0.75	1.53	0	0.56	0.28	1.82	0.14	5.93
Березень	54.4/18	6.47	0.54	2.93	0	0.27	1.12	1.05	1.75	0.27	4.71
Квітень	31.4/15	5.00	0.57	2.50	0	0	0.77	0.28	2.10	0.21	5.58
Травень	25.3/12	4.57	0.61	2.06	0	0.36	0.77	0.63	1.12	0.27	5.05
Червень	87.3/0	3.90	0.35	1.12	1.96	0.75	0.49	0.70	0.98	0.14	5.70
Липень	17.8/15	5.00	0.64	2.00	6.38	0.72	1.47	1.26	2.10	0.21	6.30
Серпень	11.7/5	6.61	0	1.68	4.72	0.47	1.19	0.98	2.38	0.24	5.61
Вересень	38.9/6	4.57	0.36	1.75	0	0.12	0.91	0.42	1.12	0.22	5.44
Жовтень	22.7/0	4.76	0.53	1.06	0	0.27	0.98	1.12	0.77	0.18	4.67
Листопад	20.9/19	10.00	0.57	1.56	7.36	1.08	1.75	1.05	2.80	0.73	6.23
Грудень	3.5/11	4.00	0.64	0.22	4.88	0	1.02	0.86	1.70	0.68	5.98

2016 рік.

Січень	24.5/23	14.76	0	4.04	13.68	6.86	2.31	1.96	0.87	0.49	6.55
Лютий	13.7/18	24.14	0.67	2.50	27.79	1.08	5.65	2.73	7.07	4.20	6.82
Березень	37.9/15	4.19	0.43	1.00	5.15	0.18	1.26	0.63	1.68	0.40	6.21
Квітень	12.0/14	6.33	0.72	2.06	6.50	1.03	0.77	0.70	2.66	0.72	6.30
Травень	65.1/17	3.67	0.96	1.18	0	0.34	0.63	0.49	0.63	0.40	4.35
Червень	113.5/16	5.00	0.21	0.63	2.40	1.08	0.47	0.57	0.88	0.23	5.90
Липень	32.0/12	4.42	0	0.94	2.45	1.21	0.36	0.54	0.50	0.31	6.50
Серпень	75.9/11	4.00	0.25	1.06	0	1.08	0.18	0.24	0.48	0.11	5.05
Вересень	40.8/10	4.00	0.89	1.75	0	0.25	0.60	0.54	1.26	0.28	5.35
Жовтень	139.5/18	2.28	0	0.31	2.45	0.54	0.24	0.12	0.54	0.24	5.85
Листопад	69.4/17	4.00	0.54	1.12	3.37	0.99	0.36	0.72	1.20	0.30	5.85
Грудень	18.2/20	3.00	0.25	0.56	0	0.15	0.36	0.30	0.60	0.29	4.70

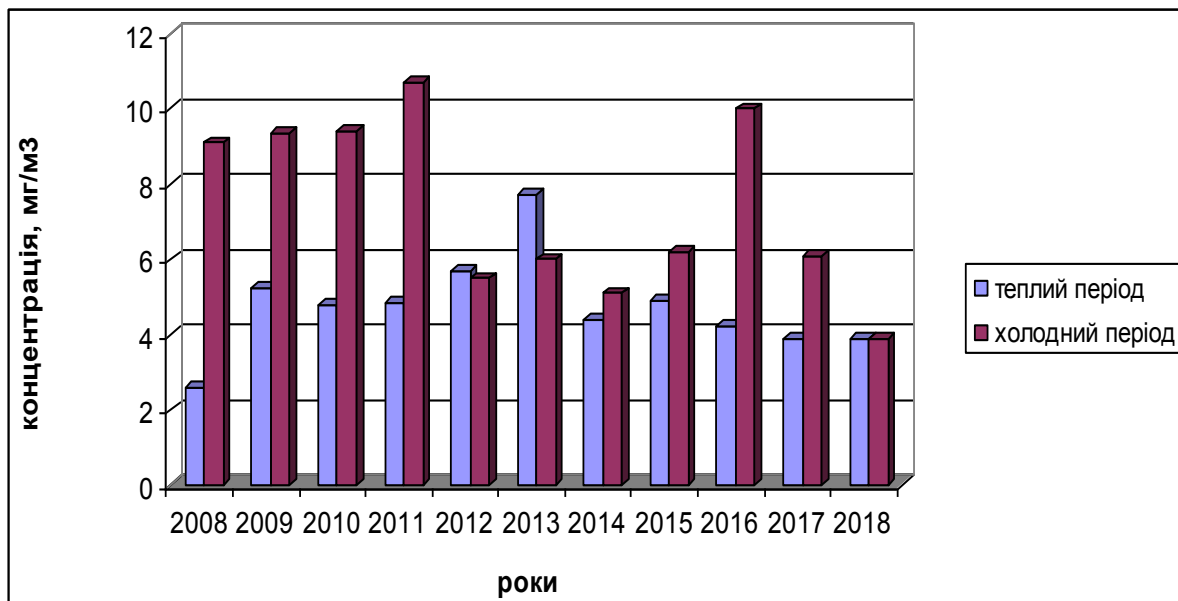
2017 рік.

Січень	9.5/18	7.14	0.89	2.00	7.60	0.43	1.75	1.26	3.01	0.58	7.10
Лютий	15.2/11	12.67	1.46	5.63	16.26	0.72	3.85	3.85	5.32	1.11	6.78
Березень	38.3/14	4.95	0.57	1.50	0	0.29	0.56	0.49	1.12	0.28	5.25
Квітень	24.0/15	5.00	0.69	1.12	0	0.13	0.42	0.42	1.40	0.36	5.50
Травень	64.3/12	5.00	0.28	1.06	9.69	0.13	1.40	0.63	1.96	1.26	5.90
Червень	89.9/10	3.00	0.54	1.00	0	0.27	0.20	0.20	0.80	0.30	5.35
Липень	53.4/15	3.62	0.28	0.94	0	0.36	0.30	0.28	0.72	0.24	5.50
Серпень	12.9/9	3.71	0.39	1.00	0	0	0.35	0.42	1.05	0.30	5.55
Вересень	81.3/12	4.08	0	0	1.84	0.63	0.42	0.14	0.77	0.26	5.90
Жовтень	47.9/18	3.23	0	0.44	1.84	0.27	0.35	0.28	0.77	0.36	5.85
Листопад	13.8/25	3.00	0.64	2.00	3.74	0.58	0.84	0.70	1.33	0.30	6.14
Грудень	23.5/4	3.00	0.18	0.50	3.12	0.56	0.64	0.90	0.64	0.14	6.08

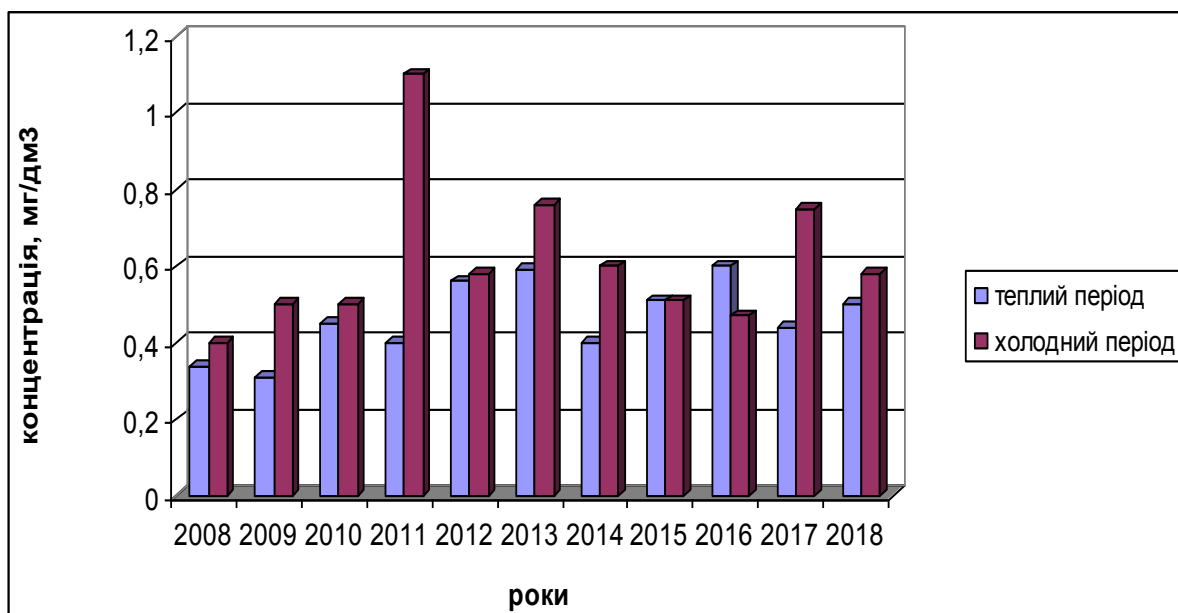
2018 рік.

Місяць	Сума опадів, мм	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	pH
		мг/л									
Січень	20.9/19	3.00	0.43	0.75	0	0.18	0.48	0.48	0.60	0.20	4.76
Лютий	50.4/24	5.00	0.82	2.06	4.60	0.43	1.50	1.92	1.50	0.28	6.20
Березень	67.6/23	3.90	0	1.06	2.58	0.29	0.72	0.84	0.96	0.25	5.75
Квітень	8.1/3	8.00	0.89	2.43	10.31	0.72	1.56	0.96	3.36	1.20	7.25
Травень	49.0/16	5.33	0.43	1.25	0	0.22	0.60	0.77	1.14	0.35	4.70
Червень	193.2/24	2.67	0.68	1.25	0	0.18	0.20	0.80	0.70	0.23	5.50
Липень	89.9/21	3.00	0.43	1.62	0	0.45	0.28	0.16	0.56	0.36	4.30
Серпень	26.5/7	3.00	0.28	1.06	0	0.34	0.35	0.32	0.49	0.23	4.80
Вересень	15.6/13	3.00	0.28	0.75	2.57	0.18	0.35	0.33	1.19	0.33	6.00
Жовтень	15.0/3	2.57	0	0	2.33	0.36	0.28	0.24	0.63	0.24	6.05
Листопад	41.4/18	4.00	0.64	1.87	3.19	0.29	1.19	1.20	1.19	0.31	5.80
Грудень	39.0/23	3.53	0.43	1.12	4.30	0.34	0.84	0.48	1.47	0.42	5.90

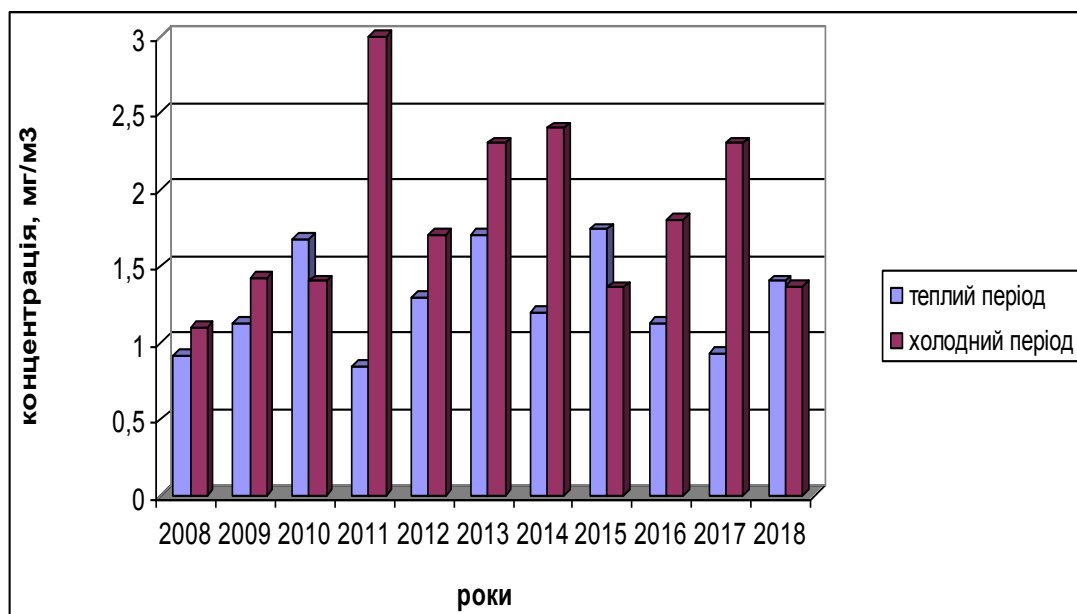
Часові зміни концентрацій іонів в атмосферних опадах м. Чернівці



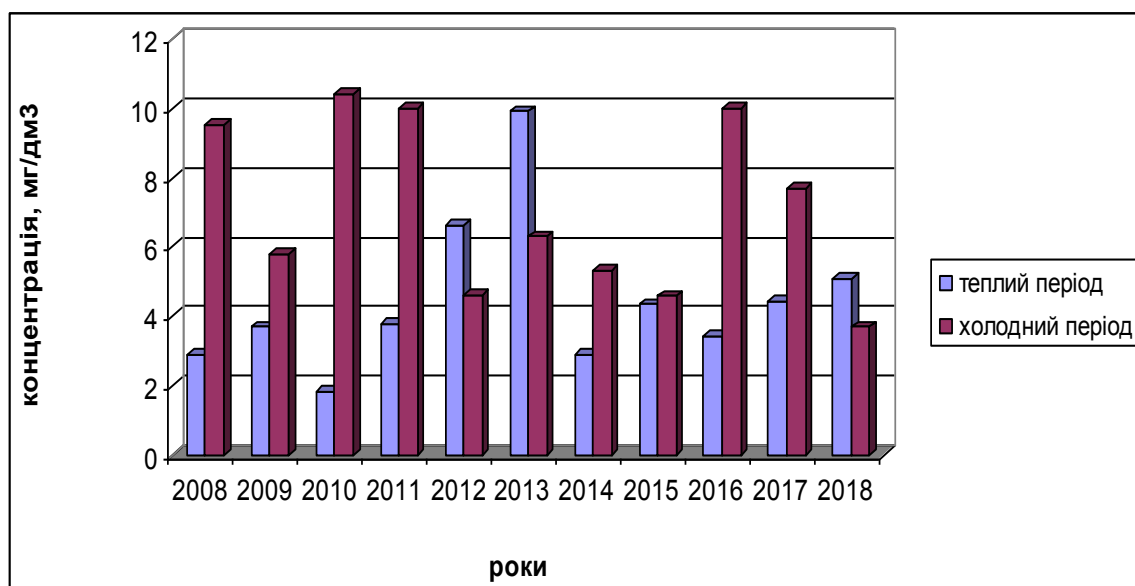
Сульфати



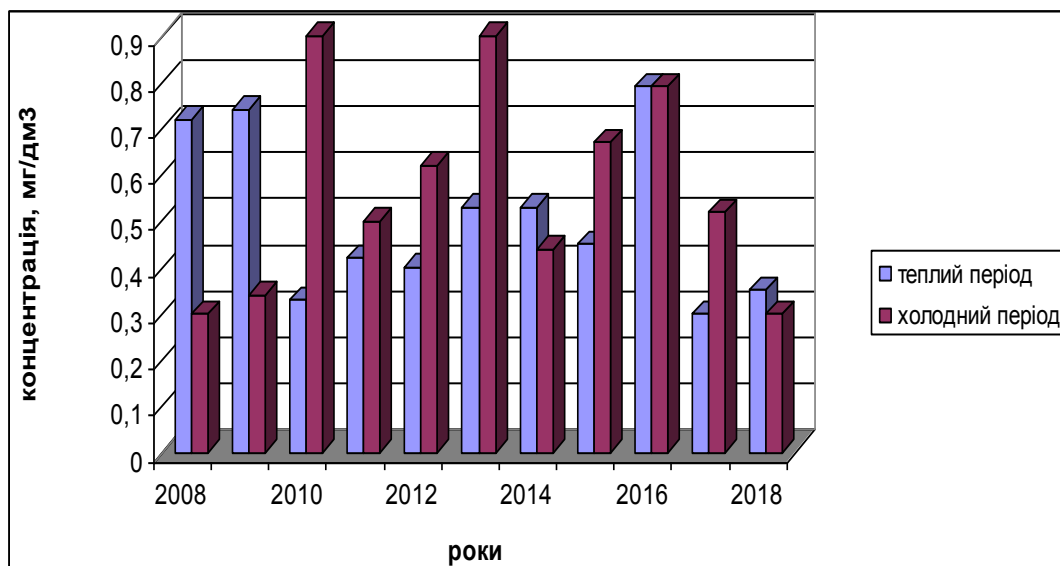
Хлориди



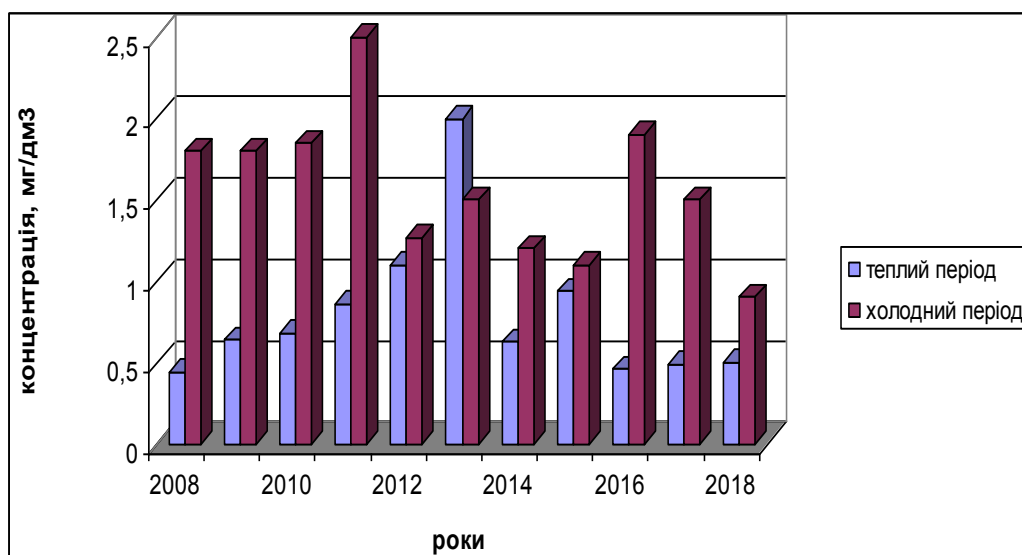
Нітрати



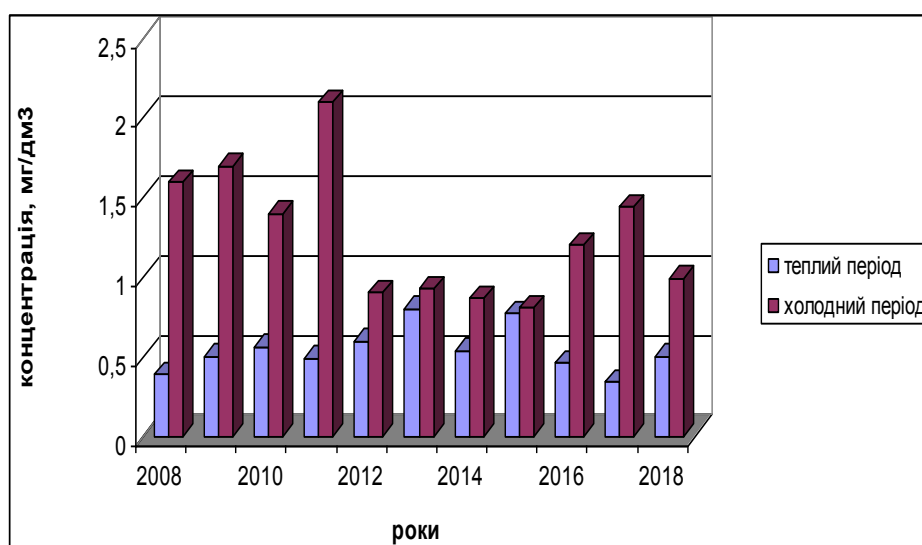
Гідрокарбонати



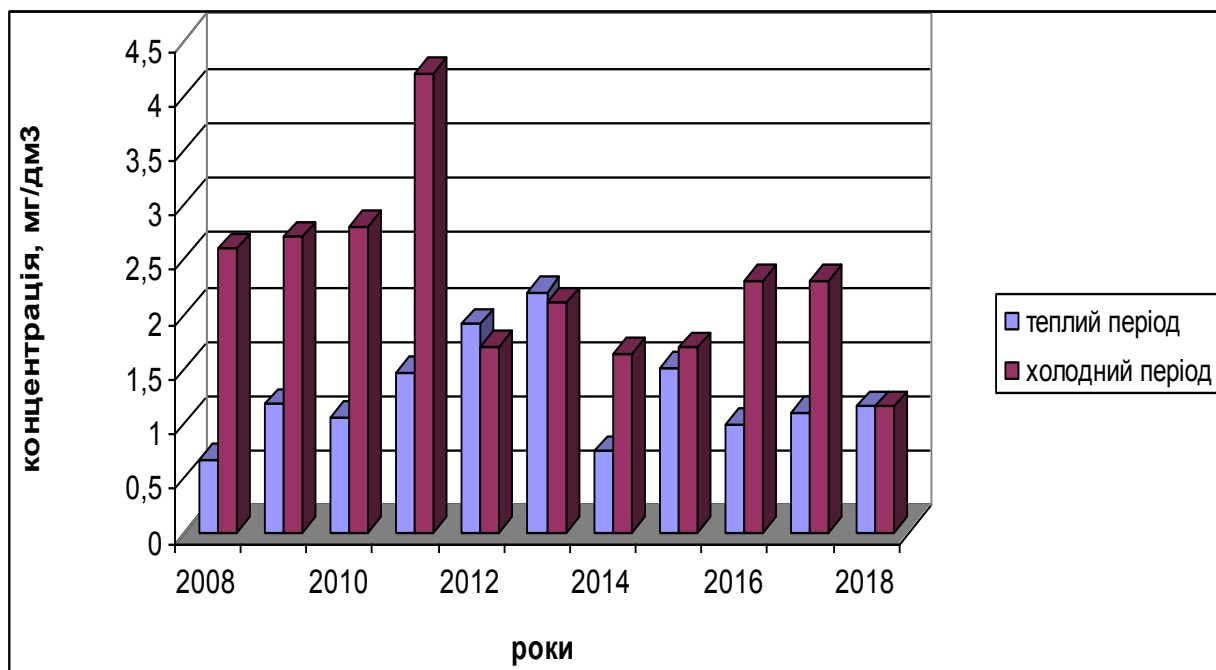
Амоній



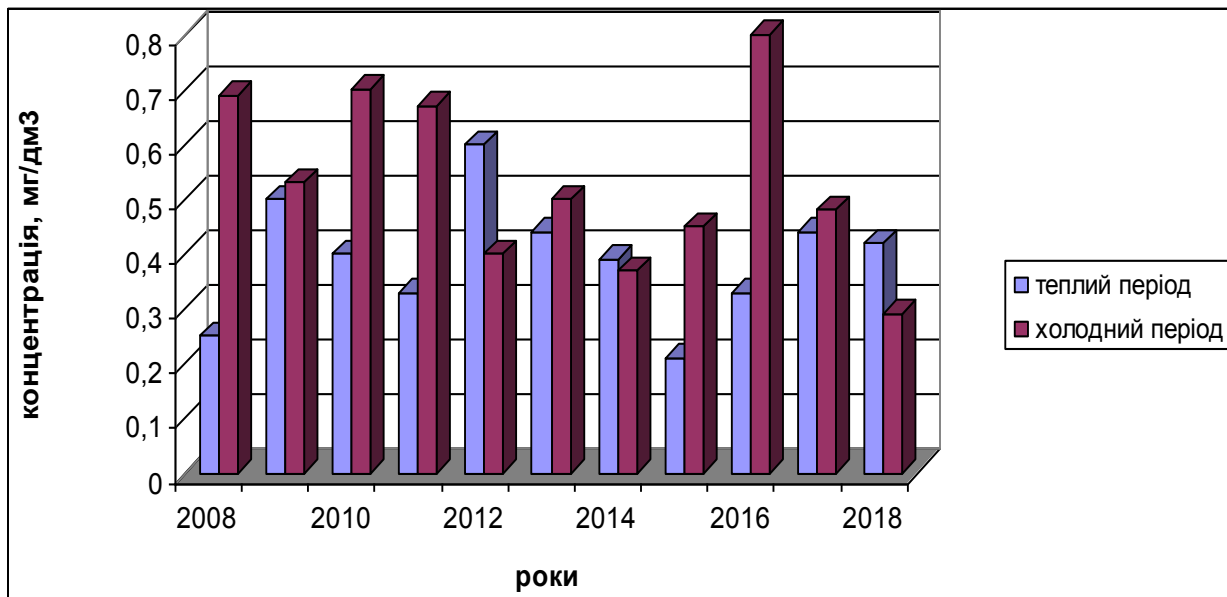
Натрій



Калій



Кальцій



Магній

Акт

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
ГЕРЕЦУН Галини Михайлівни, виконаного на тему: «Екологічна безпека урбанізованих територій в умовах техногенної трансформації атмосферних опадів», представленого на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю - 21.06.01 «Екологічна безпека»

від « 04» грудня 2017 р.

Цим актом засвідчуємо, що дисертаційне дослідження Герецун Галини Михайлівни є складовою частиною науково-дослідних робіт, які здійснювались в рамках Договору про співробітництво (від 03.04.2017 р.) між Чернівецьким факультетом Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут» та Управлінням екології та природних ресурсів Чернівецької обласної державної адміністрації.

Результати дослідження використані при складанні планів природоохоронних заходів по зниженню негативних впливів на міське середовище у вигляді практичних рекомендацій:

- з необхідності додаткового контролю за станом природного середовища придорожньої зони;
- з проведення моніторингових досліджень зелених насаджень міста з метою оцінки впливу на них техногенно-трансформованих опадів;
- про використання показника рН в якості критерію екологічної безпеки атмосферних опадів міської території.

Начальник
Управління екології
та природних ресурсів
Чернівецької обласної
державної адміністрації



Білоконь М.В.

«Затверджую»

Декан

Чернівецького факультету

Національного технічного університету

«Харківський політехнічний інститут»

доц. Бауер М. Й.

(підпис)

(П.І.П.)

2019 р.

**АКТ****впровадження результатів дисертаційної роботи****Герецун Галини Михайлівни****виконаної на тему:****«ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ В УМОВАХ
ТЕХНОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ»**

Даним актом підтверджуємо, що висновки та рекомендації отримані в наукових дослідженнях Герецун Галини Михайлівни впроваджені в навчальний процес при читанні курсів «Екологічна безпека та експертиза», «Нормування антропогенного навантаження» та «Урбоекологія» для студентів Чернівецького факультету Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут», що навчаються за спеціальністю спеціальності - 101 «Екологія».

м. Чернівці, 26 лютого 2019 року.

Члени комісії:

Заступник декана

Чернівецького факультету НТУ «ХПІ»

Доцент кафедри біотехнології та екології

Ст. викладач кафедри біотехнології та екології

проф. Нікорич А.В.

доц. Хлистуєн Н. Я.

Гольонко Р. А.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ ТА ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації

1. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Кислотність атмосферних опадів як складова екологічної безпеки урбанізованих територій / *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2011. Випуск №2(4). С. 22 – 24. *Особистий внесок – аналіз даних про кислотність атмосферних опадів.*
2. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г., Солодкий В.Д. Аналіз етапів оцінки екологічного ризику атмосферних опадів / *Збірник наукових праць Подільського аграрно – технічного університету*. 2012. Спец. випуск: сучасні проблеми збалансованого природокористування. С. 114 – 116. *Особистий внесок – формулювання висновків проведеного дослідження.*
3. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Методологічні підходи до оцінки атмосферних опадів як чинника формування екологічного ризику / *Вісник Кременчуцького національного університету ім. М. Остроградського*. 2012. Випуск №5 (76). С. 119 – 122. *Особистий внесок – поглиблено методологічні підходи до оцінки атмосферних опадів як частини гідросфери.*
4. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Аналіз ризикоформуєчих факторів атмосферних опадів м. Чернівці / *Екологічна безпека*. 2013. Випуск №2 (16). С. 40 – 43. *Особистий внесок – формулювання висновків проведеного дослідження.*
5. Герецун Г.М. Екологічна безпека урбанізованих територій в умовах техногенної трансформації атмосферних опадів / *Східно-Європейський журнал передових технологій*. 2014. № 4/1 (70). С. 13-17.
6. Герецун Г.М. Вплив екологічно небезпечних опадів на властивості міських ґрунтів / *Вісник лісотехнічного університету*. 2014. Вип. 24(8) С. 106-110.

7. Герецун Г.М. Характеристика вмісту хімічних компонентів у атмосферних опадах м. Чернівці, як фактор формування екологічної небезпеки / *Збірник наукових праць Подільського державного аграрно-технічного університету*. 2014. Спец. випуск: сучасні проблеми збалансованого природокористування. С. 95 – 96.
 8. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Оцінювання рівня екологічної небезпеки міського середовища, спричиненої техногенною трансформацією атмосферних опадів / *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(3). С. 95 – 98. *Особистий внесок – розробка пропозицій по критеріям якісної та кількісної оцінки рівня екологічної небезпеки, зумовленої атмосферними опадами.*
 9. Masikevych A., Heretsun H., Masikevych Yu., Kolotylo M., Yaremchuk V. Atmospheric protection as a composition of environmental safety of the region // *East European Scientific Journal*. 2018. №12 (40). part 2. P. 28-36. *Особистий внесок – дослідження впливу атмосферних опадів на стан екологічної безпеки регіону.*
 10. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г., Гольонко Р.А. Аналіз забруднення атмосферних опадів домішками на вулицях міста / *Вісник НЛТУ*. №29 (1). 2019. С. 66-69. *Особистий внесок – експериментальне дослідження вмісту домішок в атмосферних опадах.*
 11. Герецун Г.М., Хлистул Н.Я., Масікевич Ю.Г., Масікевич А.Ю. Аналіз кислотних властивостей атмосферних опадів міста Чернівці з позицій екологічної безпеки / *Екологічні науки*. 2019. № 24. С. 32-37. *Особистий внесок – розробка шкали оцінки екологічної безпеки атмосферних опадів.*
- Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації***
1. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Показник рН як критерій екологічної безпеки атмосферних опадів. *Екологічна безпека держави* : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, 19-21 квітня 2011 р. Київ : НАУ, 2011. С. 71-72. *Особистий внесок – поглиблено змістовне розуміння показника рН як критерію оцінки екологічної безпеки атмосферних опадів.*

2. Герецун Г.М. , Масікевич Ю.Г. Умови формування режиму рН атмосферних опадів міста Чернівці. *Регіональні та транскордонні проблеми екологічної безпеки. Горбуновські читання* : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, 5-7 травня 2011 р. Чернівці : Прут, 2011. С. 48-49. *Особистий внесок – аналіз умов формування рН опадів.*
3. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Обґрунтування підходу формування системи спостереження за екологічною безпекою атмосферних опадів міста Чернівці. *Карпатська конференція з проблем охорони довкілля* : матеріали міжнародної науково-практичної конференції, 15 – 16 травня, 2011 р. Мукачєво-Ужгород, 2011. С. 223-224. *Особистий внесок – розробка підходів до системи спостереження за станом атмосферних опадів..*
4. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Аналіз випадків виникнення кислотних опадів на території міста Чернівці. *Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування* : матеріали Всеукраїнської наукової конференції, 8 – 9 грудня, 2011 р. Харків, 2011. С. 40 – 41. *Особистий внесок – проведено статистичний аналіз практичних результатів.*
5. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Оцінка екологічного ризику атмосферних опадів урбанізованих територій. *Екологічна безпека держави* : матеріали Всеукраїнської науково – практичної конференції, 17 – 18 квітня, 2012 р. Київ, 2012. С. 119. *Особистий внесок – підведено підсумки теоретичних обґрунтувань оцінки екологічного ризику, зумовленого атмосферними опадами.*
6. Герецун Г.М. Атмосферні опади як фактор формування екологічної небезпеки урбанізованих територій. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнародного конгресу, 17-19 вересня 2014 р. Львів : Нац. у-т «Львівська політехніка», 2014. С. 21.
7. Герецун Г.М. Аналіз стану екологічної безпеки на вулицях промислового міста в умовах впливу техногенно трансформованих опадів. *Проблеми*

- екологічної безпеки* : матеріали 13 міжнародної науково-технічної конференції, 8 – 9 жовтня 2014 р. Кременчук : Кременчуцький нац. у-т ім. Михайла Остроградського, 2014. С.51.
8. Герецун Г.М., Масікевич Ю.Г. Стан атмосферних опадів як індикатор екологічної небезпеки. *Екологічна безпека держави* : матеріали 9 Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів, 16 квітня 2015 р. Київ, 2015. С. 157. *Особистий внесок – проведено узагальнення практичних результатів.*
 9. Герецун Г.М. Управління якістю міського середовища в умовах впливу екологічно небезпечних опадів. *Еколого – правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів* : матеріали 10 науково-практичної конференції, 20-21 жовтня 2015 р. Харків, 2015. С.206 – 208.
 10. Герецун Г.М., Котельбан С.В. Моніторинг хімічного складу атмосферних опадів міста Чернівці. *Екологічний стан і здоров'я жителів міських екосистем. Горбуновські читання* : матеріали науково-практичної конференції, 05 – 06 травня 2016 р. Чернівці, 2016. С. 64. *Особистий внесок – формулювання висновків та пропозицій проведеного дослідження.*