

Придніпровська державна академія будівництва та архітектури  
Міністерство освіти і науки

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління  
Міністерство екології та природних ресурсів України

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

**ЯКОВИШИНА ТЕТЯНА ФЕДОРІВНА**

УДК 504.064.3:574

**ДИСЕРТАЦІЯ**

**РОЗВИТОК НАУКОВИХ ОСНОВ УДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ  
МОНІТОРИНГУ МІГРУВАННЯ НЕБЕЗПЕЧНИХ СПОЛУК МЕТАЛІВ  
У ГРУНТАХ УРБООКОСИСТЕМ**

21.06.01 – екологічна безпека

101 – екологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

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

Яковишина Т.Ф. к.с.-г.н., доц.

Науковий керівник (консультант)

Шматков Г.Г., д.б.н., с.н.с.

Дніпро – 2019

## АНОТАЦІЯ

**Яковишина Т.Ф. Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.**

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 “Екологічна безпека” (101 – Екологія). – Державний вищий навчальний заклад “Придніпровська державна академія будівництва та архітектури” Міністерства освіти і науки України; Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління Міністерства екології та природних ресурсів України, Київ, 2019.

За результатами теоретичних та експериментальних досліджень у дисертаційній роботі запропоновано та обґрунтовано нові наукові положення, висновки та рекомендації, використання яких дозволяє удосконалити систему моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем, які враховують особливості та закономірності процесів їх мігрування, як передумови підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

Матеріали роботи пройшли достатню апробацію та мають впровадження, що підтверджено відповідними актами.

Загалом у дисертаційній роботі одержано наступні результати.

Проаналізовано наукові та практичні аспекти попередніх досліджень із проблем екологічної безпеки урбоекосистем техногенно навантажених територій та методологічних підходів щодо удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук у ґрунтах.

Критичний огляд стану дослідження проблем екологічної безпеки свідчить про недостатню вивченість впливу чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоекосистемах внаслідок наявності та мігрування небезпечних сполук металів у порушених міських ґрунтах.

На основі детального аналізу існуючого наукового доробку вітчизняних та закордонних вчених були виділені основні підсистеми моніторингу, котрі потребували розробки наукових основ щодо їх удосконалення при урахуванні особливостей мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем на рівнях підсистем “спостереження – оцінювання – прогнозування – відновлення” для створення передумов забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

На основі результатів літературного огляду та логічного аналізу зроблено висновок про те, що розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах, які враховують особливості процесів їх мігрування внаслідок функціонування урбоекосистем, є актуальною проблемою, вирішення якої є необхідною передумовою розроблення і впровадження технологій відновлення міських ґрунтів та підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

Мета роботи полягала в розкритті особливостей та закономірностей впливу чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоекосистемах внаслідок наявності та мігрування небезпечних сполук металів у порушених міських ґрунтах як наукове підґрунття наукових основ удосконалення системи їх моніторингу.

Для досягнення визначеної мети та розв’язання поставлених задач обґрунтовано методологію проведення досліджень, яка передбачала, як теоретичні, так і експериментальні дослідження. Теоретичні методи (аналізу і синтезу) застосовано для узагальнення інформації, одержаної з літературних джерел, та визначення основних напрямків дослідження. Під час проведення експериментальних досліджень з виявлення особливостей та закономірностей впливу чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоекосистемах застосовано сучасні методи фізико-хімічного аналізу

(атомно-абсорбційний, спектрофотометричний, пікнометричний, гравіметричний та потенціометричний); загально відомі метод біотестування з використанням у якості тест-культури вівса посівного (*Avena sativa L.*) та вегетаційні досліді з використанням рослин – деконцентратора (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), гіперакумулятора (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)); геохімічне картографування забруднених територій урбоекосистеми на прикладі м. Дніпро. Обробляння результатів проводилось статистичними методами із залученням комп'ютерних програм Statistica 6.0, Microsoft Excel 2010, on-line калькулятору planetcalc.ru.

За результатами аналізу сучасних систем моніторингу за наявністю та вмістом небезпечних сполук металів у ґрунтах виявлено, що в них не враховують здатність до мігрування таких речовин, штучного занижується оціночний рівень екологічного стану техногенно навантажених урбоекосистем, на підставі якого приймаються помилкові управлінські рішення з питань забезпечення їх екологічної безпеки.

Висунуто ідею, що одним із шляхів підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій є удосконалення системи моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах, яка враховує особливості процесів їх мігрування внаслідок функціонування урбоекосистем.

Встановлено, що коефіцієнти концентрації та безпеки, визначені за валовим вмістом катіонів металів (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) у ґрунті, на відміну від визначених за вмістом здатних до мігрування їх сполук, мають значення на 2 порядки нижче, що запропоновано враховувати в системі моніторингу ґрунтів урбоекосистем для запобігання помилкових управлінських рішень у природно-охоронній діяльності техногенно навантажених територій.

Встановлено, що будівельна діяльність в урбоекосистемах обумовлює дисбаланс сполук мінеральної частини, зменшення вмісту гумусу, та змінення рН ґрунту, порушує структуру, зменшує здатність ґрунтів зв'язувати катіони небезпечних металів з утворенням нерозчинних сполук,

що призводить до підвищення екологічної небезпечності внаслідок їх мігрування в трофічних ланцюгах такої системи.

Розкрито взаємозв'язок між кількісним значення буферної здатності ґрунту до забруднення небезпечними сполуками металів (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) та їх валовим вмістом. Запропоновано відповідну формулу для кількісного визначення буферної здатності ґрунту до забруднення небезпечними сполуками металів з урахуванням їх міграційної здатності, як різницю між ГДК та валовим вмістом катіонів металу, на відміну від бальної оцінки, запропонованої В.Б.Ільїним.

Науково обґрунтовано необхідність врахування нестачі і надлишку вмісту катіонів металів в ґрунті урбоєкосистем при здійсненні оцінювання екологічної небезпечності поліелементного забруднення для довкілля та здоров'я населення міста на підставі встановлених коефіцієнтів кореляції та рівнянь регресії між коефіцієнтом дисбалансу катіонів металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni), фітотоксичністю ґрунтового середовища та показником смертності дітей до 1-го року. Обґрунтовано його екологічне прийнятне критеріальне значення  $< 7$  для урбоєкосистеми м. Дніпро.

Науково обґрунтовано доцільність застосування методу біотестування в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів, сутністю якого є визначення інтегрального показника за декількома тест-реакціями рослин.

Науково обґрунтовано недоцільність визначення екологічного ризику за рівнянням Хакансона на підставі токсико-відповіді організмів, враховуючи невідповідність результатів оцінювання за цим методом реальному рівню екологічної безпеки, обумовленому забрудненням.

Науково обґрунтовано та запропоновано удосконалену методологію прогнозування екологічної небезпечності забруднення урбоєкосистем сполуками металів шляхом визначення екологічного ризику за допомогою розподілення Вейбулла для різних рівнів поелементного та поліелементного забруднення еквівалентно ГДК та природного геохімічного фону.

Науково обгрунтовано та розроблено захищені патентами технології фітореMediaції ґрунтів урбоекосистем, забруднених небезпечними сполуками металів, сутність яких полягає у фітостабілізації ґрунтів запропонованою рослиною-деконцентратом (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), або фітоекстракції катіонів металів запропонованою рослиною – гіперакумулятором (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)).

Результати дисертаційної роботи увійшли до навчального посібника «Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем», використовуються під час викладання мультідисциплінарного навчального курсу для магістрів та докторів філософії інженерних спеціальностей «Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation» в рамках Європейської програми TEMPUS «Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction. Результати роботи також впроваджено в навчальному процесі Державного вищого навчального закладу “Придніпровська державна академія будівництва та архітектури” при викладанні курсу “Моніторинг довкілля”; у діяльності науково-виробничого підприємства ТОВ НВП “Центр екологічного аудиту та чистих технологій”.

Розроблені методи відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених сполуками металів захищено 3 патентами на корисну модель. Створені на їх основі технології фітоекстракції райграсом пасовищним (*Lolium perenne*) при застосуванні ефектору фітоекстракції ЕДТА, мінерального добрива аміачної селітри, стимулятора росту рослин препарату “Корневін” впроваджено промисловим підприємством ТОВ ГНПО “Східпромсервіс”, а фітостабілізації люцерною посівною (*Medicago sativa*) в поєднанні з меліорантом  $K_2CO_3$ , мікробіологічним препаратом Біокомплексом БТУ-р універсальним та укорінювачем Стимовітом Ферті – комунально-житловим господарством ОСББ «пр. Героїв, 4, п. 18, 19, 20».

**Ключові слова:** мігрування, моніторинг, метали, урбоекосистема, небезпечні сполуки, ґрунт, екологічна безпека, забруднення, екологічний ризик, токсичність, фіторемедіація.

## ABSTRACT

**Yakovyshyna T.F.** Development of scientific bases for monitoring system improvement of hazardous compounds migration in soil of urban ecosystem. – Qualifying scientific work on the right of manuscripts.

Dissertation for obtaining a scientific degree of Doctor of Technical Sciences in specialty 21.06.01 “Ecological safety” (101 – Ecology). – State higher educational establishment “Prydniprovskya State Academy of Civil Engineering and Architecture” of the Ministry of Education and Science; State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine, Kyiv, 2019.

The results of theoretical, applied and experimental researches in the dissertation suggest and substantiate new scientific positions, conclusions and recommendations, the use of which allows to improve the monitoring system of hazardous metal compounds in the urboecosystem soils, which take into account the peculiarities and regularities of their migration processes, as a prerequisite for increasing the effectiveness of the ecological safety ensuring for the technogenically loaded territories.

The materials of the work have been sufficiently tested and implemented, which is confirmed by the relevant acts.

In general, the following results were obtained in the dissertation.

The scientific and practical aspects of previous research on environmental hazards for the urban ecosystems of the technogenically loaded territories and conceptual approaches to the monitoring system improvement of the hazardous compounds migration in the soils have been analyzed.

A critical review of the state of the study of environmental safety issues suggests a knowledge lack of the impact of the anthropogenic activity factors to

the processes of the ecological danger formation in the technogenically loaded urban ecosystems due to the presence and migration of hazardous metal compounds in disturbed urban soils.

On the basis of the detailed analysis of the existing scientific developments of domestic and foreign scientists, it was allocated the main subsystems of monitoring, which required the development of scientific bases for their improvement, with account of the migration peculiarities of the hazardous metal compounds in the urban ecosystems soils at the levels of the subsystems "observation – assessment – forecasting – recovery" to create the preconditions for the ensuring the ecological safety of the technogenically loaded territories.

On the basis of the results of the literary review and logical analysis, it was concluded that the development of the scientific bases for the monitoring system improvement of the hazardous compounds migration which take into account the peculiarities of their migration processes as a result of the urban ecosystem functioning, is an urgent problem, the solution of which is a prerequisite for the development and implementation of the technologies for the urban soils restoration and for increasing the effectiveness of the ecological safety ensuring for the technogenically loaded territories.

The purpose of the work was to reveal the peculiarities and regularities of the influence of the anthropogenic activity factors to the processes of the ecological danger formation in the technogenically loaded urban ecosystems as a result of the presence and migration of the dangerous metal compounds in the disturbed urban soils as a scientific basis for improving their monitoring system.

In order to achieve a certain purpose and to solve the tasks set, a methodology for the conducting research has been provided for both theoretical and experimental research. Theoretical methods (analysis and synthesis) have been used to generalize information obtained from literary sources, and to determine the main directions of the study. The experimental research for the identification of the features and patterns of the influence of the anthropogenic activity factors to the processes of the ecological danger formation in technogenically loaded urban



ecosystems have been used by modern methods of the physical-chemical analysis (atomic absorption, spectrophotometric, pyometric, gravimetric and potentiometric) were used; method of biotesting with using as a test-culture of oat seed (*Avena sativa* L.) and vegetation experiments with using plant-dekoncentrator (alfalfa (*Medicago sativa*)), hyperaccumulus (pasture graze (*Lolium perenne*)); geochemical mapping of the contaminated territories of the urban ecosystem on the example of Dnipro city. The processing of the results has been carried out by statistical methods with the involvement of the computer programs Statistica 6.0, Microsoft Excel 2010, on-line calculator planetcalc.ru.

According to the analysis results of the modern monitoring systems to the presence and content of the dangerous compounds of the metals in the soils has been revealed that they do not take into account the ability to migrate such substances, artificially low estimates of the ecological state of technogenically loaded urban ecosystems, on the basis of which are made false managerial decisions on the issues of the ensuring their environmental security.

The idea that one of the ways to increase the effectiveness of the providing ecological safety of the technogenically loaded territories is the improvement of the monitoring system of hazardous metal compounds in the soils, which takes into account the peculiarities of their migration processes as a result of the urban ecosystems functioning.

It has been established that the concentration and hazard coefficients determined by the total content of the metal cations (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) in the soil are 2 orders of magnitude lower in contrast to the coefficients determined by the content of their migrating compounds. It should be taken into account in the monitoring system of urban ecosystem soils to prevent false management decisions in the natural and protective activities of technogenically loaded territories.

It was established that the construction activity in the urban ecosystems causes an imbalance of mineral compounds, a decrease of the humus content and a change in the soil pH, breaks the structure, reduces the ability of soils to bind cations of dangerous metals to the formation of the insoluble compounds, which

leads to an increase in environmental hazard due to their migration into the trophic chains of such a system.

The relationship between the quantitative value of the soil buffering ability and contamination by the hazardous metal compounds (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) and their total content has been disclosed. The formula for the quantifying of the soil buffering ability to the contamination of the hazardous metal compounds has been proposed as the difference between the MPC and their total content at low migration capacity in contrast to the ball assessment by V.B. Il'yn.

The necessity of the taking into account the shortage and excess of the content of the metals cations in the urban ecosystems soil has been proved during the evaluation of the environmental hazard of the polyelemental contamination for the environment and health of the city population based on the established correlation coefficients and regression equations between the coefficient of the metals cations imbalance (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni), phytotoxicity of the soil and the mortality rate of children up to the 1-st year. The ecologically acceptable criterial value is substantiated  $< 7$  for the urban ecosystem of Dnipro.

The feasibility of the biotesting method using has been scientifically substantiated to the monitoring system for the migration of the hazardous metal compounds, the essence of which is the determination of the integral index for several test reactions of the plants.

It is scientifically substantiated that it is impractical to determine the ecological risk based on the Hakanson equation on the basis of the organism's toxicological response, taking into account the discrepancy of the results of the evaluation of this method with the real level of environmental hazard caused by contamination.

It is scientifically substantiated and an advanced methodology for the predicting the ecological danger of the urban ecosystems contamination by the metal compounds for the environmental risk determination by the distributing Weibull for the different levels of the elemental and polyelemental contamination is equivalent to the MPC and the natural geochemical background.

The phytoremediation technologies has been scientifically substantiated and developed to the soils of the urban ecosystems contaminated by the hazardous metal compounds, the essence of which has been the phytostabilization of soils by the proposed plant dekoncentrator (alfalfa sowing (*Medicago sativa*)), or phytoextraction of metal cations by the proposed plant – hyper accumulator (perennial ryegrass (*Lolium perenne*)).

The results of the dissertation work have been included in the textbook "Environmental monitoring: control and detoxification of heavy metals in soils of urboecosystems", used during the teaching of the multidisciplinary training course for masters and doctors of the philosophy of engineering specialties "Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation" within the framework of the European TEMPUS program "Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction". The results of the work were also implemented in the educational process of the State higher educational establishment "Prydniprovsk State Academy of Civil Engineering and Architecture" during the course "Environmental Monitoring"; in the activity of scientific-production enterprise of SIE "Center of ecological audit and clean technologies".

The developed methods for the soil restoration of the urban ecosystems contaminated with metal compounds are protected by 1 patent for the invention and 2 patents for utility model. The basis of the phytoextraction technologies developed by the ryograss grazing (*Lolium perenne*) with the use of the EDTA phytoextraction effector, mineral fertilizer of the ammonium nitrate, and the growth stimulator of the plant "Kornevin" was introduced by the industrial enterprise "NGO" Sakhpidpromservis "LLC, and phytonetallization of alfalfa (*Medicago sativa*) in combination with reclamation  $K_2CO_3$ , microbiological preparation Biocomplex BTU-r universal and Root Smitovt Ferti – communal-housing association "AO" Heroes, 4, pp. 18, 19, 20".

**Key words:** migration, metals, monitoring, urban ecosystem, hazardous compounds, soil, ecological safety, contamination, ecological risk, toxicity, phytoremediation.

### Список публікацій здобувача:

**Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:**

1. Яковишина Т. Ф., Спільник Н. В. Екологічне обґрунтування використання шлаку, як техногенної сировини для виготовлення будівельних матеріалів. *Містобудування, територіальне і стратегічне планування: організаційно-екологічні, правові, суспільні та еколого-технологічні аспекти* : колективна монографія. Донецьк: Ноулідж, 2014. С. 457-467. *Особистий внесок:* розкрито особливості впливу шлакових відвалів на ґрунт, проаналізовано хімічний склад шлаку.
2. Яковишина Т. Ф. Удосконалення технології фітоекстракції важких металів з ґрунту. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2013. Вип. 3(25). С. 72-76.
3. Яковишина Т. Ф. Фітоекстракція важких металів з ґрунту. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2013. № 41. С. 182-187.
4. Яковишина Т. Ф. Екологічні наслідки трансформації ґрунту в результаті нанесення на його поверхню шлаку. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2013. Вип. 71, Т. 1. С. 266-269.
5. Яковишина Т. Ф., Спільник Н. В. Екологічна оцінка впливу відвалу шлаку силікомарганцю на розподіл важких металів в ґрунтовому профілі. *Екологія і природокористування*. 2013. Вип. 17. С. 201-206. *Особистий внесок:* участь у проведенні досліджень, побудові графіків, уточненні та інтерпретації результатів.

6. Яковишина Т. Ф. Система біотестування токсичності ґрунту, забрудненого важкими металами. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2014. Вип. 3(27). С. 70-73.
7. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка порушення ґрунту внаслідок будівельної діяльності. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2015. Вип. 81. С. 268-272.
8. Яковишина Т. Ф. Екологічне оцінювання техногенезу важких металів. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. №. 3. С. 28-35.
9. Яковишина Т. Ф. Класифікація антропогенно перетворених ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпропетровська. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. №. 12. С. 65-70.
10. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка включення важких металів до продуктів техногенезу. *Вісник Харківського національного автомобільного університету*. 2015. № 70. С. 50-54.
11. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка поліелементного забруднення важкими металами ґрунтів м. Дніпропетровська. *Вісник Криворізького національного університету*. 2016. Вип. 41. С. 78-83.
12. Яковишина Т. Ф. Нормування поелементного та поліелементного забруднення за допомогою ГДК. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2016. Вип. 87. С. 152-158.
13. Яковишина Т. Ф. Порівняльний аналіз підходів до екологічної оцінки поліелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистеми важкими металами. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2016. №. 6. С. 24-31.
14. Яковишина Т. Ф. Порівняльний аналіз підходів до визначення екологічного ризику забруднення ґрунтів кадмієм. *Наукові праці. Техногенна безпека. Радіобіологія*. 2016. Вип. 268, Т. 280. С. 19-24.

15. Яковишина Т. Ф. Екологічне нормування поелементного забруднення ґрунту урбоєкосистеми важкими металами за фонову концентрацією. *Вісник Криворізького національного університету*. 2017. Вип. 44. С. 19-24.
16. Яковишина Т. Ф. Застосування методів математичної статистики для характеристики поелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистеми важкими металами. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2017. №. 3. С. 79-85.
17. Шматков Г. Г., Яковишина Т. Ф. Система показників комплексної оцінки поліелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоєкосистеми. *Екологічні науки*. – 2018. – Вип. 1(20), Т. 2. – С. 25-29. *Особистий внесок*: сформульовано мету і задачі дослідження, проведено оцінювання поліелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni).  
*У закордонних виданнях*:
18. Большаков В., Щербак С., Яковишина Т., Щербак О. Экологическая оценка влияния Mn, содержащегося в отвалах шлаков, на почву. *Theoretical foundations of civil engineering*. 2010. Vol. 18. P. 455-558. *Особистий внесок*: розкрито особливості формування екологічної небезпеки при надходженні сполук Mn у ґрунт.
19. Яковишина Т. Ф. Использование биологической активности для экологической оценки мероприятий по детоксикации тяжелых металлов в почве. *Новый университет. Сер. Технические науки*. 2013. №. 7. С. 41-44.
20. Яковишина Т. Ф. Экотоксикологическая оценка городских почв методом биотестирования. *UNIVERSUM: Химия и биология*. 2015. №. 8 (16). URL: <http://7universum.com/ru/nature/arhive/item/2491> (дата звернення 21.10.2018)

- 21.Яковишина Т. Ф. Біотестування токсичності ґрунтів для оцінки ступеня небезпеки забруднення урбоєкосистем. *Scientific heritage*. 2017. №. 17. Р. 66-71.
- 22.Яковишина Т. Ф. Комплексна оцінка поелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоєкосистем з урахуванням норм екобезпеки. *East european science journal*. 2017. №. 11 (27). Р. 96-103.
- 23.Яковишина Т. Ф. Удосконалення методики визначення екологічного ризику за умов різних рівнів забруднення свинцем ґрунтів урбоєкосистем. *Scientific heritage*. 2018. №. 24, Vol. 1. Р. 66-71.
- 24.Яковишина Т. Ф. Вплив забруднення металами ґрунтів на рівень здоров'я населення урбоєкосистем. *Znanstvena misel*. 2018. №. 22. Р. 74-78.
- 25.Спосіб вилучення важких металів з техногенно забрудненого ґрунту : пат. на корисну модель 60784 Україна / Т.Ф. Яковишина, Г.Г. Шматков, К.М. Столярова, О.О.Вергун. – № у 2010153156; заявл. 20.12.2010; опубл. 25.06.2011, Бюл. № 12. *Особистий внесок*: сформульовано наукову гіпотезу, обґрунтовано результати досліджень.
- 26.Спосіб фітореємедіації ґрунтів урбоєкосистем, забруднених важкими металами : пат. на корисну модель 125583 UA / Т.Ф. Яковишина. – № у 201712916; заявл. 02.01.2018; опубл. 10.05.2018, Бюл. № 9.
- 27.Спосіб відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених свинцем : пат. на корисну модель 1215555 UA / Т.Ф. Яковишина. – № у 201800061; заявл. 26.12.2018; опубл. 10.05.2018, Бюл. № 9.

**Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:**

- 28.Yakovyshyna T. F. Heavy metals phytoextraction from technogenous polluted soil. *Problems and tendencies of modern society development : Materials digest of the XIth International Scientific and Practical Conference, 14-18 October 2011 yr. Kiev (Ukraine) – London (UK), 2011.* Р. 20-21.

29. Яковишина Т. Ф. Роль міських ґрунтів, як депо накопичення важких металів. *Науково-технічне та організаційно-екологічне сприяння реформам у будівництві і житлово-комунальному господарстві* : Збірник тез доповідей III Міжнародної конференції, 12-13 квітня 2012 р. Макіївка, 2012. Ч. 1. С. 219-222.
30. Яковишина Т. Ф. Форми важких металів в ґрунтах – проблема вибору при проведенні екомоніторингу. *Неделя еколога – 2012* : Тезиси докладов Международного научного симпозиума, 1-5 октября 2012 г. Днепродзержинск, 2012. С. 23-26.
31. Яковишина Т. Ф. Бородин Е. Г. Эколого-биологическая оценка техногенной миграции свинца. *Найновите постижения на европейката наука – 2014* : Материали за X Международна научна практична конференция, 17-25 юни 2014 г. София (България), 2014. Т. 18. Биология. Екология. Здание и архитектура. С. 66-68. *Особистий внесок*: сформульовано мету і завдання досліджень, проведено розрахунки технофільності свинцю.
32. Яковишина Т. Ф. Оценка полиэлементного загрязнения почв урбоэкосистемы тяжелыми металлами. *Scientific resources management of countries and regions* : Materials of International Scientific and Practical Congress, 18 July 2014 yr. Copenhagen (Denmark), 2014. P. 25-30.
33. Яковишина Т., Соболев Т., Тур А. Деструкційна активність важких металів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 19-20 березня 2015 р. Тернопіль, 2015. С. 163-165. *Особистий внесок*: поставлено мету, обґрунтовано використання показника деструкційної активності для визначення екологічної небезпеки при надходженні металів у навколишнє середовище.
34. Яковишина Т. Ф. Соболев Т. О., Тур А. І. Оцінка буферності міських ґрунтів щодо забруднення важкими металами в системі екологічного моніторингу. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Збірник



- наукових праць за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, 20-22 травня 2015 р. Суми, 2015. Т. 2. С. 104-107. *Особистий внесок*: обґрунтовано залучення показників буферності до системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах, визначено буферну здатність ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро.
35. Яковишина Т. Ф., Малий А. Э. Технофильность тяжелых металлов. *Technical progress of mankind in the content of continuous extension of the society's material needs* : Peer-reviewed materials digest (collective monograph) published following the results of the СІІ International Research and Practice Conference and I stage of the Championship in Technical Sciences, Architecture and Construction, 18-24 June 2015 yr. London (UK), 2015. P. 34-36. *Особистий внесок*: проведено розрахунки технофільності Cd, Cu, Zn.
36. Яковишина Т. Ф. Біотестування фітотоксичності ґрунтів урбоєкосистем на прикладі м. Дніпропетровська. *V-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : Збірник наукових праць, 23-26 вересня 2015 р. Вінниця, 2015. С. 205.
37. Яковишина Т. Ф. Антропогенне перетворення ґрунтів урбоєкосистем. *Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів* : Збірник матеріалів X Міжнародної науково-практичної конференції, 20-21 жовтня 2015 р. Харків, 2015. С. 64-66.
38. Яковишина Т., Толошний Р. Нормування забруднення металами ґрунту за сумарним цинковим еквівалентом токсичності. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 24-25 березня 2016 р. Тернопіль, 2016. С. 221-223. *Особистий внесок*: проаналізовано підходи визначення інтегральних показників поліелементного забруднення сполуками металів, проведено розрахунки сумарного цинкового еквіваленту токсичності ґрунтів м. Дніпро.

39. Яковишина Т. Ф., Толошний Р.І. Оцінка екологічного ризику забруднення Cd ґрунтів м. Дніпро. *Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення* : Матеріали XII Міжнародної науково-практичної конференції, 9-11 червня 2016 р. Миколаїв – Коблеве, 2016. С. 54-56. *Особистий внесок*: проведено розрахунки екологічного ризику забруднення Cd ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро на підставі токсико-відповіді живих організмів.
40. Яковишина Т. Ф. Індекс антропогенного навантаження на ґрунт урбоекосистем внаслідок забруднення важкими металами. *Форум гірників – 2016* : Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції, 5-8 жовтня 2016 р. Дніпро, 2016. Т. 2. С. 224-229.
41. Яковишина Т., Матягіна О. Забруднення Pb ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро. *Національне виробництво й економіка в умовах реформування: стан і перспективи інноваційного розвитку та міжрегіональної інтеграції* : Збірник наукових праць II Міжнародної науково-практичної конференції, 28 жовтня 2016 р. Кам'янець-Подільський, 2016. С. 113-114. *Особистий внесок*: розроблено методологію оцінювання поелементного забруднення ґрунтів урбоекосистем сполуками металів.
42. Яковишина Т., Дрогальцева Л. Екологічна оцінка накопичення Cu в ґрунтах урбоекосистем м. Дніпро. *Аграрна освіта та наука Поділля* : Збірник наукових праць Міжнародної науково-практичної конференції, 14-16 березня 2017 р. – Кам'янець-Подільський, 2017. – Ч. 1. – С. 212-214. *Особистий внесок*: проведено експериментальні дослідження визначення катіонів  $Cu^{2+}$  у різних витягах, здійснено оцінювання здатності сполук міді до мігрування.
43. Яковишина Т., Абдуліна Л., Богрєєва А. Техногенність Cu в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали IV

- Міжнародної науково-практичної конференції, 27-28 квітня 2017 р. Тернопіль, 2017. С. 138-140. *Особистий внесок*: обґрунтовано використання показника частки техногенності металу для визначення характеру забруднення в системі моніторингу ґрунтів урбоекосистем, проведено розрахунки з визначення техногенності Cu для ґрунтів м. Дніпро.
44. Яковишина Т. Ф. Вміст Ni в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро. *VI-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : Збірник наукових праць, 20-22 вересня 2017 р. Вінниця, 2017. С. 223.
45. Яковишина Т. Ф. Характеристика ступеня екологічної небезпеки забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро свинцем. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Матеріали VII Міжнародної наукової конференції, 12-14 жовтня 2017 р. Суми, 2017. С. 241-245.
46. Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.
47. Shmatkov G., Yakovyshyna T., Franz G. Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation : European project within TEMPUS program “Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction (multidisciplinary training course for MSc, PhD and LLL student in engineering)”. Dnipro : SP Blyzniuk, 2016. 2016 р. *Особистий внесок*: впроваджено авторську методологію моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем.
48. Яковишина Т. Ф. Использование цикла Деминга при подготовке магистров-экологов. *Теорія та методика навчання фундаментальних дисциплін у вищій школі*. 2012. Вип. VII. С. 237-242.

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ**

- $C_{deg}$  – ступень небезпеки;
- $E_r$  – фактор екологічного ризику;
- PLI – індекс навантаження забруднення;
- RI – потенціальний екологічний ризик;
- $R_n$  – екологічний ризик;
- SSV – показник скринінгу ґрунту;
- $Z_c$  – сумарний показник забруднення;
- ААБ – ацетатно-амонійний буферний розчин;
- $B_z$  – буферна здатність ґрунту;
- ГДК – гранично допустима концентрація;
- ГВК – ґрунтово-вбирний комплекс;
- Д – приведений сумарний коефіцієнт концентрації металу в ґрунті;
- ЕДТА – етилендіамінтетраоцтова кислота.
- ІЗГ – індекс забруднення ґрунту;
- ІТФ – індекс токсичності факторів;
- КБП – коефіцієнт біологічного поглинання;
- КЗМ – коефіцієнт збагаченості ґрунту металом;
- $K_{nb}$  – коефіцієнт небезпеки;
- $K_c$  – коефіцієнт концентрації (аномальності);
- $K_T$  – коефіцієнт токсичності;
- ОДК – орієнтовно допустима концентрація;
- $C_d$  – коефіцієнт дисбалансу елементів хімічних елементів;
- $C_z$  – коефіцієнт забруднення хімічними елементами;
- $C_n$  – коефіцієнт недостатності хімічних елементів;
- СЦЕТ – сумарний цинковий еквівалент токсичності;
- ТК – тканинний коефіцієнт;
- ЧТМ – частка техногенності металу.

## ЗМІСТ

ВСТУП	26
РОЗДІЛ 1	36
ВСТАНОВЛЕННЯ СТУПЕНЯ ДОСЛІДЖЕНОСТІ НАУКОВИХ ПРОБЛЕМ ТА ОБҐРУНТУВАННЯ ІДЕЇ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ	
1.1 Екологічна оцінка техногенезу екологічно небезпечних металів	36
1.2 Мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах	43
1.3 Моніторинг мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем	49
1.4 Методологічні підходи щодо оцінки поелементного забруднення внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах при здійсненні моніторингу	54
1.5 Методологічні підходи щодо оцінки поліелементного забруднення внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах при здійсненні моніторингу	58
1.6 Методологічні підходи щодо оцінки фітотоксичності ґрунтів в системі моніторингу	69
1.7 Методологічні підходи щодо прогнозування екологічної небезпеки внаслідок мігрування сполук металів у ґрунтах в системі моніторингу через оцінку екологічного ризику	75
1.8 Технології відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених небезпечними сполуками металів при здійсненні моніторингу	79
1.9 Висновки по розділу	83
Список використаних джерел по розділу 1	85
РОЗДІЛ 2	99
МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИКОРИСТАНІ МЕТОДИ	

2.1 Загальна характеристика природно-антропогенних умов м. Дніпро	101
2.2 Джерела надходження небезпечних сполук металів в ґрунти урбоекосистеми м. Дніпро	110
2.3 Створення системи моніторингу	117
2.4 Обґрунтування вибору використання різних витягів для визначення катіонів вилучених із сполук металів з різною здатністю до мігрування при проведенні моніторингу ґрунту	122
2.5 Методика оцінювання ступеня антропогенної трансформації ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро	125
2.6 Методика оцінювання поелементного забруднення ґрунту внаслідок мігрування небезпечних сполук металів в системі моніторингу	130
2.7 Методика оцінювання поліелементного забруднення ґрунту внаслідок мігрування небезпечних сполук металів в системі моніторингу	135
2.8 Методика проведення біотесту щодо визначення фітотоксичності ґрунтів	137
2.9 Визначення екологічного ризику внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах при проведенні моніторингу	140
2.10 Методика картографування території урбоекосистеми, забрудненої небезпечними сполуками металів, внаслідок їх мігрування	143
2.11 Методика проведення вегетаційного дослід з фіторемедіації міських ґрунтів забруднених небезпечними сполуками металів	143
2.12 Математичне оброблення одержаних результатів	148
2.13 Висновки по розділу	149
Список використаних джерел по розділу 2	150

РОЗДІЛ 3	157
ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ ВПЛИВУ УРБОЕКОСИСТЕМИ НА ҐРУНТИ НА ПРИКЛАДІ м. ДНІПРО	
3.1 Напрямки впливу урбоекосистеми на ґрунт	157
3.2 Трансформація ґрунтового профілю	162
3.3 Показники, що визначають порушення ґрунту урбоекосистем та впливають на мігрування небезпечних сполук металів	170
3.4 Висновки по розділу	188
Список використаних джерел по розділу 3	189
РОЗДІЛ 4	195
ОЦІНЮВАННЯ ПОЕЛЕМЕНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБОЕКОСИСТЕМИ м. ДНІПРО ВНАСЛІДОК МІГРУВАННЯ СПОЛУК МЕТАЛІВ	
4.1 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками міді	197
4.2 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками цинку	211
4.3 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками свинцю	225
4.4 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками кадмію	238
4.5 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками нікелю	250
4.6 Висновки по розділу	261
Список використаних джерел по розділу 4	262
РОЗДІЛ 5	268
ОЦІНЮВАННЯ ПОЕЛЕМЕНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБОЕКОСИСТЕМИ м. ДНІПРО ВНАСЛІДОК МІГРУВАННЯ СПОЛУК МЕТАЛІВ	
5.1 Сумарний показник забруднення ґрунту сполуками металів	268
5.2 Індекс забруднення ґрунту сполуками металів	278
5.3 Коефіцієнт дисбалансу вмісту сполук металів	288
5.4 Порівняльний аналіз ефективності застосування коефіцієнту дисбалансу, сумарного показника та індексу забруднення ґрунту	295

для оцінки екологічної небезпеки внаслідок мігрування сполук металів	
5.5 Фітотоксичність ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро	301
5.6 Висновки по розділу	313
Список використаних джерел по розділу 5	314
РОЗДІЛ 6	320
ПРОГНОЗУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ВНАСЛІДОК МІГРУВАННЯ СПОЛУК МЕТАЛІВ В ҐРУНТАХ УРБОЄКОСИСТЕМИ м. ДНІПРО	
6.1 Екологічний ризик забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро внаслідок мігрування сполук металів з урахуванням їх токсико-відповіді	321
6.2 Прогнозування екологічного ризику забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро внаслідок мігрування сполук металів за розподіленням Вейбулла	334
6.3 Висновки по розділу	355
Список використаних джерел по розділу 6	356
РОЗДІЛ 7	359
ВІДНОВЛЕННЯ ҐРУНТІВ УРБОЄКОСИСТЕМ, ЗАБРУДНЕНИХ ЕКОЛОГІЧНО НЕБЕЗПЕЧНИМИ СПОЛУКАМИ МЕТАЛІВ ТА УПРАВЛІННЯ ЇХ ЯКІСТЮ	
7.1 Обґрунтування вибору технологій відновлення екологічно небезпечних сполук металів в ґрунті	359
7.2 Фітостабілізація екологічно небезпечних сполук металів в ґрунтах	365
7.3 Фітоекстракція катіонів екологічно небезпечних металів з ґрунтів	376
7.4 Економічне обґрунтування заходів з відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів	387



7.5 Організації управління якістю міських ґрунтів на регіональному рівні в системі моніторингу мігрування екологічно небезпечних сполук металів	395
7.6 Висновки по розділу	399
Список використаних джерел по розділу 7	401
<b>ВИСНОВКИ</b>	408
Додатки	412
Додаток А	413
Додаток Б	418
Додаток В	422
Додаток Г	426
Додаток Д	430
Додаток Е	434
Додаток Ж	438
Додаток З	441
Додаток К	444
Додаток Л	448
Додаток М	453
Додаток Н	456
Додаток П	462
Додаток Р	470
Додаток С	476

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Збільшення чисельності хронічних захворювань і смертності серед дорослого та дитячого населення техногенно навантажених урбоекосистем за останні 20 років за оцінками ВООЗ на 17-20 % пов'язано із їхнім забрудненням, істотний внесок в яке спричиняють небезпечні сполуки металів, насамперед Pb, Cd, Cu, Zn, Ni. В процесі функціонування урбоекосистем зростає техногенне навантаження на абіотичні компоненти навколишнього середовища, зокрема ґрунт. За даними Головного управління статистики в Дніпропетровській області у 2014 році на кожний квадратний кілометр площі урбоекосистеми м. Дніпро у ґрунти надійшло 5 кг сполук міді, 11 кг цинку, 5 кг свинцю, 1 кг кадмію, 4 кг нікелю із загрозами їх подальшого вимивання в ґрунтові води, а також надходження у приземний шар атмосферного повітря у складі пилу. Як відомо, частина катіонів металів утворює міцнозв'язані сполуки з компонентами ґрунту, інша зостається здатною до мігрування в трофічному ланцюгу рослина – тварина – людина і значною мірою обумовлює екологічну небезпеку для біоти урбоекосистеми.

В Україні система моніторингу за вмістом небезпечних сполук металів у ґрунтах базується на організації спостережень за їх наявністю, оцінюванні ступеня поелементного та поліелементного забруднення ґрунтового покриву відносно природного геохімічного фону або гранично допустимих концентрацій (ГДК), прогнозуванні екологічної небезпеки з визначенням екологічного ризику, а також розробленні технологій відновлення забруднених ґрунтів з подальшим управлінням якістю ґрунтового середовища. При цьому не враховується здатність небезпечних сполук металів до мігрування, що призводить до штучного заниження оціночного рівня екологічного стану техногенно навантажених урбоекосистем та прийняття помилкових управлінських рішень з питань забезпечення їх екологічної безпеки.

Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах, які враховують особливості процесів

їх мігрування внаслідок функціонування урбоекосистем, є актуальною проблемою, вирішення якої є необхідною передумовою розроблення і впровадження технологій відновлення міських ґрунтів та підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.**

Дисертаційне дослідження проведено у рамках реалізації “Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року”, затвердженої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 17.10.2007 р. № 880-р, під час виконання у Державному вищому навчальному закладі “Придніпровська державна академія будівництва та архітектури” НДР “Інноваційний підхід до вирішення екологічних проблем Придніпровського регіону” (державний реєстраційний номер 0116U000478) та “Екологічний моніторинг складових техногенно навантажених урбоекосистем” (державний реєстраційний номер 0116U004746), в яких здобувач був відповідальним виконавцем.

**Ідея роботи** полягає у створенні передумов підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій шляхом розвитку наукових основ удосконалення системи моніторингу за наявністю та вмістом небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем з урахуванням особливостей та закономірностей процесів їх мігрування.

**Мета роботи** – розкриття особливостей та закономірностей впливу чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоекосистемах внаслідок наявності та мігрування небезпечних сполук металів у порушених міських ґрунтах як наукове підґрунття наукових основ удосконалення системи їх моніторингу.

Для досягнення поставленої мети було визначено та поставлено до розв'язання такі задачі досліджень:

- проаналізувати сучасний світовий досвід щодо систем моніторингу за наявністю та мігруванням небезпечних сполук металів у ґрунтах як забруднювачів урбоєкосистем та виявити шляхи їх удосконалення;
- обґрунтувати та розробити методологію проведення дисертаційних досліджень;
- провести теоретичні та експериментальні дослідження з виявлення впливу будівельної діяльності в урбоєкосистемах на показники буферної здатності ґрунту;
- провести експериментальні дослідження з виявлення впливу урахування частини катіонів зданих до мігрування на об'єктивність оцінювання екологічної небезпечності ґрунтів урбоєкосистеми;
- науково обґрунтувати та розробити методику кількісного визначення буферної здатності ґрунту до забруднення сполуками металів з урахуванням їх мігрування;
- науково обґрунтувати доцільність застосування коефіцієнту дисбалансу катіонів небезпечних металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) для визначення екологічної небезпечності ґрунту, а також його екологічне прийнятне критеріальне значення;
- провести експериментальні дослідження з виявлення впливу ступеня поліелементної забрудненості небезпечними сполуками металів порушених ґрунтів урбоєкосистем на їх токсичність у разі біотестування за показниками тест-функцій рослин;
- науково обґрунтувати доцільність застосування в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) розподілення Вейбулла для визначення екологічного ризику при прогнозуванні екологічної небезпечності урбоєкосистем;
- науково обґрунтувати, розробити та апробувати технології фітореMediaції ґрунтів, забруднених небезпечними сполуками металів, на прикладі урбоєкосистеми м. Дніпро;

- розробити пропозиції щодо удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем, застосування якої є передумовою розроблення і впровадження технологій відновлення міських ґрунтів та підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

**Об'єкт дослідження** – процес формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоєкосистемах внаслідок наявності та мігрування небезпечних сполук металів у порушених міських ґрунтах.

**Предмет дослідження** – вплив чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоєкосистемах внаслідок наявності та мігрування небезпечних сполук металів у порушених міських ґрунтах.

**Методи дослідження.** Для досягнення визначеної мети та розв'язання поставлених задач використано теоретичні та експериментальні методи. Теоретичні методи (аналізу і синтезу) застосовано для узагальнення інформації, одержаної з літературних джерел, та визначення основних напрямків дослідження. Під час проведення експериментальних досліджень з виявлення особливостей та закономірностей впливу чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоєкосистемах застосовано сучасні методи фізико-хімічного аналізу (атомно-абсорбційний, спектрофотометричний, пікнометричний, гравіметричний та потенціометричний); загально відомі метод біотестування з використанням у якості тест-культури вівса посівного (*Avena sativa L.*) та вегетаційні досліді з використанням рослин – деконцентратора (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), гіперакумулятора (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)); геохімічне картографування забруднених територій урбоєкосистеми на прикладі м. Дніпро. Обробляння результатів проводилось статистичними методами із залученням комп'ютерних програм Statistica 6.0, Microsoft Excel 2010, on-line калькулятору planetcalc.ru.

**Наукова новизна одержаних результатів** полягає у розкритті особливостей та закономірностей впливу чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоекосистемах внаслідок наявності та мігрування небезпечних сполук металів у порушених міських ґрунтах як квінтесенція наукових основ удосконалення системи їх моніторингу. При цьому:

*уперше:*

- встановлено, що коефіцієнти концентрації та безпеки, визначені за валовим вмістом катіонів металів (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) у ґрунті, на відміну від визначених за вмістом здатних до мігрування їх сполук, мають значення на 2 порядки нижче, що обов'язково повинно враховуватись в системі моніторингу ґрунтів урбоекосистем для запобігання помилкових управлінських рішень у природно-охоронній діяльності техногенно навантажених територій;

- встановлено, що будівельна діяльність негативно впливає на структуру, склад та здатність ґрунтів зв'язувати катіони небезпечних металів з утворенням нерозчинних сполук, що призводить до підвищення екологічної небезпечності внаслідок їх мігрування в трофічних ланцюгах урбоекосистем;

- запропоновано формулу для кількісного визначення буферної здатності ґрунту до забруднення небезпечними сполуками металів, як різницю між ГДК та їх валовим вмістом при низькій міграційній здатності, на відміну від бальної оцінки, запропонованої В.Б.Ільїним;

- доведено необхідність врахування нестачі і надлишку вмісту катіонів металів в ґрунті урбоекосистем при здійсненні оцінювання екологічної небезпечності поліелементного забруднення для довкілля та здоров'я населення міста на підставі встановлених коефіцієнтів кореляції та рівнянь регресії між коефіцієнтом дисбалансу катіонів металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni), фітотоксичністю ґрунтового середовища та показником смертності дітей до 1-го року. Обґрунтовано його екологічне прийнятне критеріальне значення  $< 7$  для урбоекосистеми м. Дніпро;

- науково обгрунтовано та розроблено технології фітореMediaції ґрунтів урбоекосистем, забруднених небезпечними сполуками металів, сутність яких полягає у фітостабілізації ґрунтів запропонованою рослиною-деконцентратором (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), або фітоекстракції катіонів металів запропонованою рослиною – гіперакумулятором (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)).

*удосконалено:*

- методологію моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем, яка враховує особливості та закономірності процесів їх мігрування, що підвищує ефективність оцінювання екологічної небезпечності техногенно навантажених територій;

- методологію прогнозування екологічної небезпечності забруднення урбоекосистем сполуками металів шляхом визначення екологічного ризику за допомогою розподілення Вейбулла для різних рівнів поелементного та поліелементного забруднення еквівалентно ГДК та природного геохімічного фону;

*набуло подальшого розвитку:*

- уявлення щодо необхідності залучення методу біотестування до системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів, сутністю якого є визначення інтегрального показника за декількома тест-реакціями рослин;

- уявлення щодо недоцільності визначення екологічного ризику за рівнянням Хакансона на підставі токсико-відповіді організмів, враховуючи невідповідність результатів оцінювання за цим методом реальному рівню екологічної безпеки, обумовленим забрудненням.

**Обгрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій** дисертаційної роботи забезпечено: ґрунтовним аналізом літературних джерел; відповідністю методів дослідження поставленим в роботі меті та задачам; проведенням експериментальних досліджень з використанням апробованих методик та сучасних методів аналізу із застосуванням атестованого обладнання і повірених засобів вимірювань;

достатнім об'ємом експериментального матеріалу; застосуванням методів математичної статистики; поширеною апробацією результатів досліджень.

### **Практичне значення і реалізація одержаних результатів.**

Сформульовані в роботі наукові основи удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах є підґрунтям та передумовою забезпечення екологічної безпеки урбоекосистем техногенно навантажених регіонів України. Використання в системі моніторингу показників міграційної здатності сполук металів забезпечить підвищення об'єктивності результатів оцінювання забруднення і прогнозування рівня екологічної небезпечності урбоекосистем та сприятиме уникненню помилкових управлінських рішень. Застосування запропонованої системи організації управління якістю ґрунтів урбоекосистем, забруднених небезпечними сполуками металів, забезпечує зменшення їх негативного впливу на біоту.

Розроблені методичні вказівки та навчальний посібник «Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем», що містять методологію оцінювання поелементного та поліелементного забруднення ґрунтів урбоекосистем, застосовуються в навчальному процесі при підготовці бакалаврів і магістрів за спеціальністю 101 – екологія, про що є акт впровадження, наведений у додатку дисертації.

Результати дисертаційної роботи щодо організації управління якістю ґрунтів урбоекосистем, забруднених небезпечними сполуками металів, на локальному рівні залучені до мультідисциплінарного навчального курсу для магістрів та докторів філософії інженерних спеціальностей «Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation» в рамках Європейської програми TEMPUS «Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction» (акт впровадження наведено у додатках до дисертації).

Розроблені методи відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених сполуками металів захищено 1 патентом на винахід та 2 патентами на



корисну модель. Створені на їх основі технології фітоекстракції райграсом пасовищним (*Lolium perenne*) при застосуванні ефектору фітоекстракції ЕДТА, мінерального добрива аміачної селітри, стимулятора росту рослин препарату “Корневін” впроваджено промисловим підприємством ТОВ ГНПО “Східпромсервіс”, а фітостабілізації люцерною посівною (*Medicago sativa*) в поєднанні з меліорантом  $K_2CO_3$ , мікробіологічним препаратом Біокомплексом БТУ-р універсальним та укорінювачем Стимовітом Ферті – комунально-житловим господарством ОСББ «пр. Героїв, 4, п. 18, 19, 20».

Результати дисертаційної роботи стосовно переліку показників буферної здатності ґрунтів, які доцільно застосовувати в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів в елементах урбоєкосистем впроваджено у діяльність науково-виробничого підприємства ТОВ НВП “Центр екологічного аудиту та чистих технологій”.

**Особистий внесок здобувача** полягає у визначенні мети, об’єкта, предмета та завдань досліджень дисертаційної роботи; проведенні літературного і патентного пошуків; розробці програм досліджень, проведенні експериментів, обробці та інтерпретації результатів дослідження; формулюванні висновків і наукових положень, в апробації отриманих результатів досліджень. Технології з фіторемедіації ґрунтів урбоєкосистем забруднених, небезпечними сполуками металів з урахуванням їх здатності до мігрування розроблено особисто.

Наукові результати, отримані в дисертаційній роботі та винесені на захист, одержані автором і відображені у друкованих працях і електронних ресурсах. З наукових праць, опублікованих за співавторства, використано лише ті ідеї і положення, які є результатом особистих досліджень. Внесок автора у працях, опублікованих за співавторства, конкретизовано у списку праць за темою дисертації.

**Апробація результатів дисертації.** Основні результати досліджень доповідались, обговорювались та отримали позитивне схвалення на всеукраїнських з’їздах екологів з міжнародною участю, міжнародних та

національних наукових і науково-практичних конгресах, симпозіумах та конференціях, а саме:

- XI Міжнародній науково-практичній конференції “Problems and tendencies of modern society development” (м. Київ – м. Лондон, 2011);

- III Міжнародній конференції “Науково-технічне та організаційно-екологічне сприяння реформам у будівництві і житлово-комунальному господарстві” (м. Макіївка, 2012);

- Міжнародному науковому симпозіумі “Неделя еколога – 2012” (м. Дніпродзержинськ, 2012);

- X Міжнародній науково-практичній конференції “Найновите постиження на европейката наука – 2014” (м. Софія);

- Міжнародному науково-практичному конгресі “Scientific resources management of countries and regions” (м. Копенгаген, 2014);

- II, III і IV Міжнародних науково-практичних конференціях “Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства” (м. Тернопіль, 2015, 2016, 2017);

- VI і VII Міжнародних наукових конференціях “Актуальні проблеми дослідження довкілля” (м. Суми, 2015, 2017);

- СII Міжнародному науково-практичному конгресі “Technical progress of mankind in the content of continuous extension of the society’s material needs” (м. Лондон, 2015);

- V і VI Всеукраїнському з’їздах екологів з міжнародною участю (м. Вінниця, 2015, 2017);

- X Міжнародній науково-практичній конференції “Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів” (м. Харків, 2015);

- XII Міжнародній науково-практичній конференції “Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення” (м. Миколаїв – м. Коблеве, 2016);

- Міжнародній науково-технічній конференції “Форум гірників – 2016” (м. Дніпро);

- II Міжнародній науково-практичній конференції “Національне виробництво й економіка в умовах реформування: стан і перспективи інноваційного розвитку та міжрегіональної інтеграції” (м. Кам’янець-Подільський, 2016);

- Міжнародній науково-практичній конференції “Аграрна освіта та наука Поділля” (м. Кам’янець-Подільський, 2017).

**Публікації.** За темою дисертації опубліковано 48 наукових праць, з них 1 монографія, 23 статті у фахових українських та міжнародних наукових виданнях, 18 тез доповідей, 3 патенти на корисну модель, 2 посібники, 1 в іншому виданні.

**Структура та обсяг дисертації.** Дисертаційна робота складається зі вступу, семи розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків. Повний обсяг дисертації становить 479 сторінок, у тому числі 33 рисунки, та 136 таблиць. Список використаних літературних джерел містить 311 посилань.

## **РОЗДІЛ І**

### **ВСТАНОВЛЕННЯ СТУПЕНЯ ДОСЛІДЖЕННОСТІ НАУКОВИХ ПРОБЛЕМ ТА ОБҐРУНТУВАННЯ ІДЕЇ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ**

Моніторинг міських ґрунтів – важлива складова системи управління якістю навколишнього середовища для досягнення норм екологічної безпеки урбоєкосистем, що передбачає на основі спостережень, оцінки та прогнозу належне інформування людства щодо наслідків його впливу на компоненти біосфери, особливо актуальним це є для техногенно навантажених регіонів. Інформаційна система моніторингу дає змогу адекватно оцінити стан і тенденції зміни ґрунтів в умовах антропогенного навантаження та підсилення техногенезу токсичних елементів, до яких, відносяться і деякі метали, а це, в свою чергу, є основою для контролю за мігруванням небезпечних сполук металів, управління якістю міських ґрунтів та розробкою технологій з відновлення їх екологічних функцій, що набуває природоохоронного значення при розбудові та функціонуванні урбоєкосистем. Проте зважаючи на розвиток системи моніторингу ґрунтів та реалії екологічної ситуації, що склалася на Україні, слід зазначити наявність цілої низки невирішених питань, котрі, насамперед, стосуються земель незалучених до сільськогосподарського виробництва, територій промислових агломерацій, людських поселень, де моніторингові дослідження, в кращому випадку, зводяться до фрагментарних спостережень або не проводяться взагалі. Тому метою цього розділу був аналіз напрацювань вітчизняних та закордонних вчених стосовно наявних систем моніторингу відносно мігрування небезпечних сполук металів у міських ґрунтах з визначенням раніше невирішених питань.

#### **1.1 Екологічна оцінка техногенезу екологічно небезпечних металів**

Для визначення масштабів проблеми забруднення навколишнього середовища небезпечними сполуками металів та обґрунтування необхідності

створення системи моніторингу їх мігрування у ґрунтах в межах урбоекосистем, які знаходяться в умовах значного техногенного навантаження, було здійснено екологічну оцінку динаміки техногенезу металів протягом ХХ-ХХІ століть. Сучасні потреби промисловості на тлі розбудови і функціонування урбоекосистем ініціюють підсилення інтенсивності техногенезу, що позначається на процесах мігрування мікро- та ультрамікроелементів і призводить до накопичення на поверхні планети Земля в значних кількостях елементів першого класу токсичності, до яких, відносяться і деякі екологічно небезпечні метали. Таке активне включення в народногосподарську діяльність, як прямо, так і опосередковано через забруднення навколишнього середовища, елементів, котрі до недавніх пір майже не використовувались, потребує детального аналізу цілого ряду їх еколого-біологічних показників в часі щодо прогнозування ступеня техногенного навантаження на довкілля для врахування при створенні системи моніторингу їх мігрування у ґрунті. Масштаби щорічного видобутку коливаються від мільярдів тон для С (вугілля, нафта) до тисяч тон для металів, що пов'язано з властивостями цих елементів, їх цінністю для народного господарства, технологією отримання, здатністю концентруватися в земній корі, тощо. Інтенсивність включення металів з техногенними потоками в біосферу визначається потребами використання в господарській діяльності людини і дає змогу віднести їх до технофільних елементів. Екологічні особливості технофільних елементів: тривалий період напіввиведення в природних умовах (для Cd – 155 років, Zn – до 500 років, Pb – до декількох тисяч років); біофільність, що відбивається через токсичність для живих організмів; здатність спричиняти канцерогенний і мутагенний ефекти; концентрування в трофічних ланцюгах – зумовлюють надзвичайну небезпеку для людини і біоти. Низький коефіцієнт використання металів з видобутої сировини сприяє їх розсіюванню в біосфері й утворенню техногенних геохімічних аномалій.

Вперше проблема техногенезу металів постає в роботах А.Є. Ферсмана, де він на прикладі розподілення їх річного видобутку доводить, що концентрування цих токсичних елементів при переробці руд і наступному господарському використанні – тимчасовий проміжний етап промислового геохімічного впливу на навколишнє середовище, наприкінці якого відбувається розсіювання, котре за швидкістю в багато разів перевищує природні процеси мігрування [62]. В подальшому розроблена концепція техногенезу була суттєво доповнена роботами таких вчених, як D.C. Adriano (1986), Ю.Н. Водяницький (2009), Н.С. Касимов (2012), Д.В. Власов (2012) і зараз ґрунтується на оцінці наступних геохімічних процесів: видобутку хімічних елементів із складових природного середовища; перегрупованні хімічних елементів за рахунок зміни хімічного складу сполук, до якого входять ці елементи, а також створенні нових хімічних речовин; розсіюванні в процесі техногенезу елементів з подальшим забрудненням навколишнього середовища [6, 25, 79]. Виникає потреба у визначенні показників для характеристики і оцінки інтенсивності техногенезу. Тому враховуючи досвід А.Є. Ферсмана щодо залежності інтенсивності використання елементів від їх розташування в Періодичній системі Д.І. Менделєєва, а саме: від розмірів їх атомів, іонів та величини кларків, А.І. Перельман запропонував показник технофільності елементу, який пов'язує існуючий рівень технологій видобутку й використання елементу в промисловості з його концентрацією в земній корі [48]. Проте з екологічної точки зору практичного значення набуває розповсюдження токсичних елементів на поверхні планети Земля, адже внаслідок низьких кларків деяких металів в біосфері живі організми не здатні адаптуватися до їх високих концентрацій, що призводить до деградації екосистем. Кількісним критерієм інтенсивності техногенезу та його небезпеки для ландшафтів виступає, запропонований М.Ф. Глазовським (1982), модуль техногенного геохімічного навантаження [9]. Зазвичай накопичення хімічних елементів в живій речовині характеризують за допомогою біофільності, однак стосовно токсичного впливу

розповсюджених в біосфері металів, істотного значення набуває здатність їх розкладання наземними організмами, що відбивається через показник деструкційної активності хімічних елементів (М.А. Глазовська, 1968) [8]. В теперішній час за умов глобального розповсюдження забруднення внаслідок мігрування сполук металів, встановлення їх динаміки в планетарному масштабі надає змогу визначення інтенсивності техногенезу цих елементів протягом розвитку промисловості, що, в свою чергу, накладає відбиток на створення техногенних аномалій в межах убіокоосистем та промислових агломерацій.

Внутрішні фактори мігрування металів, що визначаються будовою їх атомів, тобто здатністю утворювати леткі, розчинні або інертні форми, характеризували використовуючи іонний радіус, показник Картленджа та енергетичні коефіцієнти. Іонні радіуси зумовлюють розчинність сполук, їх твердість, температуру плавлення і кипіння, структуру й енергію кристалічних ґраток мінералів, від чого, в свою чергу, залежить мігрування атомів хімічних елементів та розповсюдження їх на планеті.

Дальність мігрування атомів хімічних елементів була встановлена О.С. Ферсманом на основі закономірностей зміни величин радіусів хімічних елементів у залежності від їх положення в таблиці Д.І. Менделєєва, а саме: зі зростанням порядкового номеру вони зростають у групах, а в періодах – зменшуються; за діагоналлю – мають близькі розміри (правило діагональних рядів); зі збільшенням заряду катіону зменшуються, а аніону зростають. В нашому випадку вона змінювалась від свинцю до міді (табл. 1.1.1). Проте більш наочно цю закономірність ілюструють показник Картленджа, як фактор електростатичних властивостей іону, та енергетичний коефіцієнт – пай енергії, що виділяється іоном при утворенні кристалічної решітки мінералів, до складу яких входять метали. За величинами картлів ( $ПК < 3$ ) проаналізовані метали відносяться до елементів, катіони яких легко переходять до природних вод, комплексні іони не утворюються. Енергетичні коефіцієнти підвищуються зі збільшенням валентності та зменшенням

іонного радіусу. Зі зростанням радіусів, показник Картленджа й величини енергетичних коефіцієнтів знижувались, отже віддаленість мігрування зростала.

Таблиця 1.1.1

## Характеристика міграційної здатності іонів металів

Іон важкого металу	Радіус іона, Å	Показник Картленджа	Енергетичний коефіцієнт
Pb <sup>2+</sup>	1,32	1,52	1,73
Cd <sup>2+</sup>	1,03	1,94	1,79
Zn <sup>2+</sup>	0,81	2,47	1,87
Cu <sup>2+</sup>	0,80	2,50	1,88
Ni <sup>2+</sup>	0,74	2,70	1,91

В природних умовах метали є переважно розсіяними хімічними елементами, однак рівні їх вмісту в гірничих породах істотно відрізняються. Кларки в земній корі становлять для Zn –  $8,3 \cdot 10^{-3}$ ; Ni –  $5,8 \cdot 10^{-3}$ ; Cu –  $4,7 \cdot 10^{-3}$ ; Pb –  $1,6 \cdot 10^{-3}$ ; Cd –  $1,3 \cdot 10^{-6}$  [1]. Взагалі елементи, котрі відрізняються за кларками та розмірами видобутку, можуть мати однакову або споріднену технофільність, тобто людство використовує їх в своїй господарській діяльності пропорційно розповсюдженню в літосфері, що, насамперед, стосується таких металів, як Cd і Hg. Показники технофільності металів досить динамічні в часі і зумовлюються потребами людства в тому чи іншому елементі, отже об'єми видобутку на початку XXI століття збільшилися порівняно до XX століття по Zn – 28,18; Pb – 6,90; Cu – 34,14; Ni – 239,0; Cd – 1492,86 разів. Динаміка техногенезу металів, визначена згідно статистичних даних United States Geological Survey представлена на рис. 1.1.1 (а). Спочатку видобуток елементів відбувався стихійно, залежно від наявності родовищ, економічних умов та науково-технічного прогресу, проте за умов вичерпаності корисних копалин на перше місце постає регулююча роль кларку, що в майбутньому призведе до більш тісної залежності



видобутку від середнього вмісту в літосфері, адже багаті родовища будуть повністю використані і людство примушене буде перейти до експлуатації більш бідніших порід, в яких вміст елементу наближається до кларку. Нега-

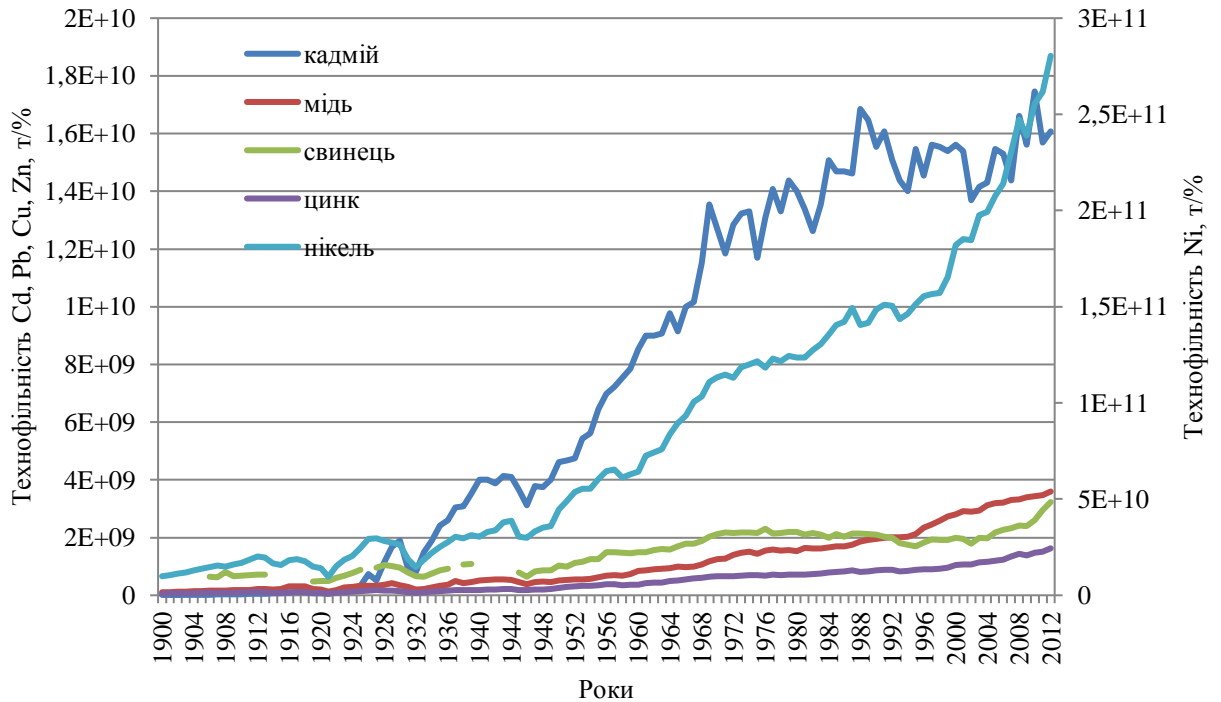


Рис. 1.1.1. Динаміка техногенезу деяких металів – потенційних забруднювачів ґрунту за період з 1900 по 2018 рр.

тивні значення коефіцієнту ексцесу свідчили про відносно згладжене розподілення інтенсивності видобутку металів відносно їх кларку в літосфері (табл. 1.1.2). Позитивний характер асиметрії розподілення відносно середнього зумовлював підвищення інтенсивності включення досліджуваних металів з техногенними потоками до біогеохімічних циклів у другій половині ХХ століття, що відбивалось в більшій мірі на використанні Ni, Zn та Cu, чим Pb і Cd – потреби людства в яких зростали поступово. По свинцю наприкінці 1990-х – початку 2000-х років спостерігалась навіть тенденція зменшення технофільності, що пояснюється визначенням властивостей цього металу спричиняти токсичний, канцерогенний та мутагенний ефекти, отже спробами людства скоротити його використання.

## Технофільність металів, т/‰

Показник	Ni	Zn	Pb	Cu	Cd
Максимум	$3,827 \cdot 10^8$	$1,626 \cdot 10^9$	$3,231 \cdot 10^9$	$3,596 \cdot 10^9$	$1,746 \cdot 10^{10}$
Мінімум	$1,601 \cdot 10^6$	$5,590 \cdot 10^7$	$4,681 \cdot 10^8$	$1,053 \cdot 10^8$	$1,000 \cdot 10^7$
Медіана	$4,120 \cdot 10^7$	$3,554 \cdot 10^8$	$1,644 \cdot 10^9$	$6,787 \cdot 10^8$	$6,977 \cdot 10^9$
Мода	$2,327 \cdot 10^8$	$1,771 \cdot 10^8$	$2,000 \cdot 10^9$	$3,043 \cdot 10^8$	$4,015 \cdot 10^9$
Середнє значення	$8,432 \cdot 10^7$	$4,878 \cdot 10^8$	$1,528 \cdot 10^9$	$1,114 \cdot 10^9$	$7,564 \cdot 10^9$
Дисперсія за вибіркою	$8,278 \cdot 10^{15}$	$1,655 \cdot 10^{17}$	$4,330 \cdot 10^{17}$	$1,003 \cdot 10^{18}$	$3,916 \cdot 10^{19}$
Асиметрія розподілення відносно середнього	1,103	0,841	0,011	0,999	0,091
Стандартне відхилення	$9,098 \cdot 10^7$	$4,069 \cdot 10^8$	$6,580 \cdot 10^8$	$1,001 \cdot 10^9$	$6,258 \cdot 10^9$
Коефіцієнт ексцесу	0,427	-0,207	-1,039	-0,138	-1,666
Розмах	$3,812 \cdot 10^8$	$1,569 \cdot 10^9$	$2,763 \cdot 10^9$	$3,490 \cdot 10^9$	$1,607 \cdot 10^{10}$
Коваріація	$5,945 \cdot 10^{17}$	$6,837 \cdot 10^{17}$	$6,855 \cdot 10^{18}$	$1,461 \cdot 10^{19}$	$2,520 \cdot 10^{20}$

Екологічно небезпечні метали характеризуються низькою біофільністю (Zn – 0,240; Pb – 0,0625; Cu – 0,068; Cd – 0,154; Ni – 0,014 [21]), тому підвищення їх вмісту в біосфері внаслідок антропогенної діяльності спричиняє токсичність і викликає порушення нормального функціонування живих організмів. Небезпека конкретного хімічного елемента серед інших для біоти на окремо взятому етапі техногенезу, яка визначається через деструкційну активність за умов високих значень технофільності і низьких – біофільності, сильно варіювала і становила на початку XX століття – Pb > Cu > Zn > Cd > Ni, а на початку XXI – Cd > Cu > Pb > Ni > Zn.

Модуль техногенного навантаження свідчить про розповсюдження металів в ноосфері, так на 1 км<sup>2</sup> площі суші щорічно в середньому надходить Cd близько 140 г, Ni – 19 кг, Pb – 35 кг, Zn – 91 кг, Cu – 113 кг, одна частина зазначених кількостей концентрується в продукції промислового виробництва, а інша – зумовлена низьким коефіцієнтом використання природної сировини через недостатні ресурсо- та енергозберігаючі технології, розсіюється і спричиняє забруднення довкілля. Техногенне навантаження на навколишнє середовище значно підвищилось протягом ХХ століття. Навколо крупних промислових агломерацій поступово створюються штучні геохімічні аномалії [80], в яких вміст небезпечних сполук металів в ґрунтах перевищує не те що фонові концентрації (кларк), а й значення ГДК інколи в декілька десятків разів.

Включення металів до будь-якої продукції промислового виробництва є тимчасовим депо перебування на шляху їх техногенного мігрування, тривалість якого визначається життєвим циклом безпосередньо самої продукції і залежить від зношування, морального старіння, тощо. Стосовно продукції металургійної та будівельної промисловостей він може тривати десятиліттями, а хімпрому, приміром добрива – становить до 3-х років. Кінцевою ланкою техногенезу металів виступає ґрунт, тому розробка і впровадження системи моніторингу мігрування небезпечних сполук в ґрунті набуває значення для промислово розвинутих урбоєкосистем за умов зростаючого техногенного пресингу на навколишнє середовище.

## **1.2 Мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах**

Здійснення моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем зумовлено їх пріоритетною роллю в сучасних процесах забруднення техногенно навантажених територій, спричинення екологічної небезпеки навіть малими концентраціями, а також майже повною відсутністю інформації щодо урбанізованого середовища. На теперішній час існують відомості відносно мігрування сполук металів в ґрунтах, які

знаходяться в нативних умовах, або їх поверхневий шар зазнав мінімального впливу внаслідок сільськогосподарської діяльності, в той час як ґрунтовий профіль зостався непорушеним, на відміну від міських ґрунтів, котрі здебільшого представлені урбаноземами з різними типами порушень ґрунтових профілів, отже не всі чинники, котрі обмежують міграційну здатність сполук металів будуть спрацьовувати в умовах техногенно навантаженої урбоекосистеми.

Крім того при вивченні питання мігрування сполук металів в ґрунті виникає проблема їх визначення адже у витягах із ґрунту встановлюють вміст катіонів металів, що відноситься до різних форм, приміром, водорозчинні, рухомі, потенційно-рухомі, валовий вміст. Під хімічною сполукою розуміють індивідуальну речовину, в якій атом одного або декількох елементів зв'язані між собою тим чи іншим видом хімічного зв'язку, сполуки підчиняються закону постійного складу та кратності компонентів [63]. Проте в ґрунті постійно відбувається трансформація сполук металів та перерозподіл їх катіонів між ґрунтовими компонентами, які часто самі відзначаються мінливістю складу, залежно від умов ґрунтоутворення [32]. Якщо ж склад сполуки металу з ґрунтовим компонентом можна точно ідентифікувати, то виникає проблема його кількісного визначення. Відомі в теперішній час методи не дозволяють чітко розділити та ідентифікувати індивідуальні сполуки, що містять в соєму складі катіони металів. Тому для характеристики використовують термін “форми сполук металів” надалі “форми металів” – сукупність катіонів металів переведених із твердої фази в розчин за допомогою обраного витягу, приміром для рухомих форм ААБ з рН 4,8. На думку Д.В. Ладоніна (2002) форма як раз підкреслює той факт, що мається на увазі не індивідуальна хімічна сполука, а деяка множина сполук, що відрізняється від інших за будь-якими ознаками. Результат узагальнення різноманітних методів виділення, стосовно форм металів наведено в табл. 1.2.1

## Витяги для вилучення з ґрунту різних форм металів [107, 108]

Форма, що визначається	Витяг
Водорозчинні	Водний витяг
Рухомі	ААБ з рН 4,8
Потенційно-рухомі	1Н НСІ
В складі органічної речовини	Як різниця між вмістом у витягу 1Н НСІ до і після обробки ґрунту 30 %-вим $H_2O_2$
Пов'язані з окислами і гідроксидами Fe і Mn	Реактив Тамма
В складі глинистих мінералів	Як валовий вміст у фракції < 0,01 мм мінус кількість катіонів металу, яка пов'язана з окисами Fe і Mn

Шляхи надходження сполук металів у ґрунт урбоєкосистеми наведено на рис. 1.2.1. Як багатофазова складна система з широким діапазоном генетичних властивостей, ґрунт являє собою ідеальне реакційне середовище для різних хімічних і фізико-хімічних процесів перетворення сполук металів. При надходженні сполук металів до ґрунту відбуваються наступні процеси: розчинення в рідинній фазі; іонообмінні реакції, поглинання металів у вигляді колоїдних форм; утворення слабо розчинних неорганічних сполук (фосфатів, сульфідів, силікатів, карбонатів, тощо); утворення слабо розчинних комплексних сполук з органічною речовиною [64].

Акумуляція металів відбувається в гумусово-аккумулятивному ґрунтовому горизонті, де вони зв'язуються алюмосилікатами, несилікатними мінералами, органічними речовинами за рахунок різних реакцій взаємодії. У вигляді яких сполук і в якій кількості утримуються катіони металів залежить від вмісту і складу гумусу, кислотно-основних і окисно-відновних умов, сорбційної здатності, інтенсивності біологічного поглинання (рис. 1.2.1) [17].

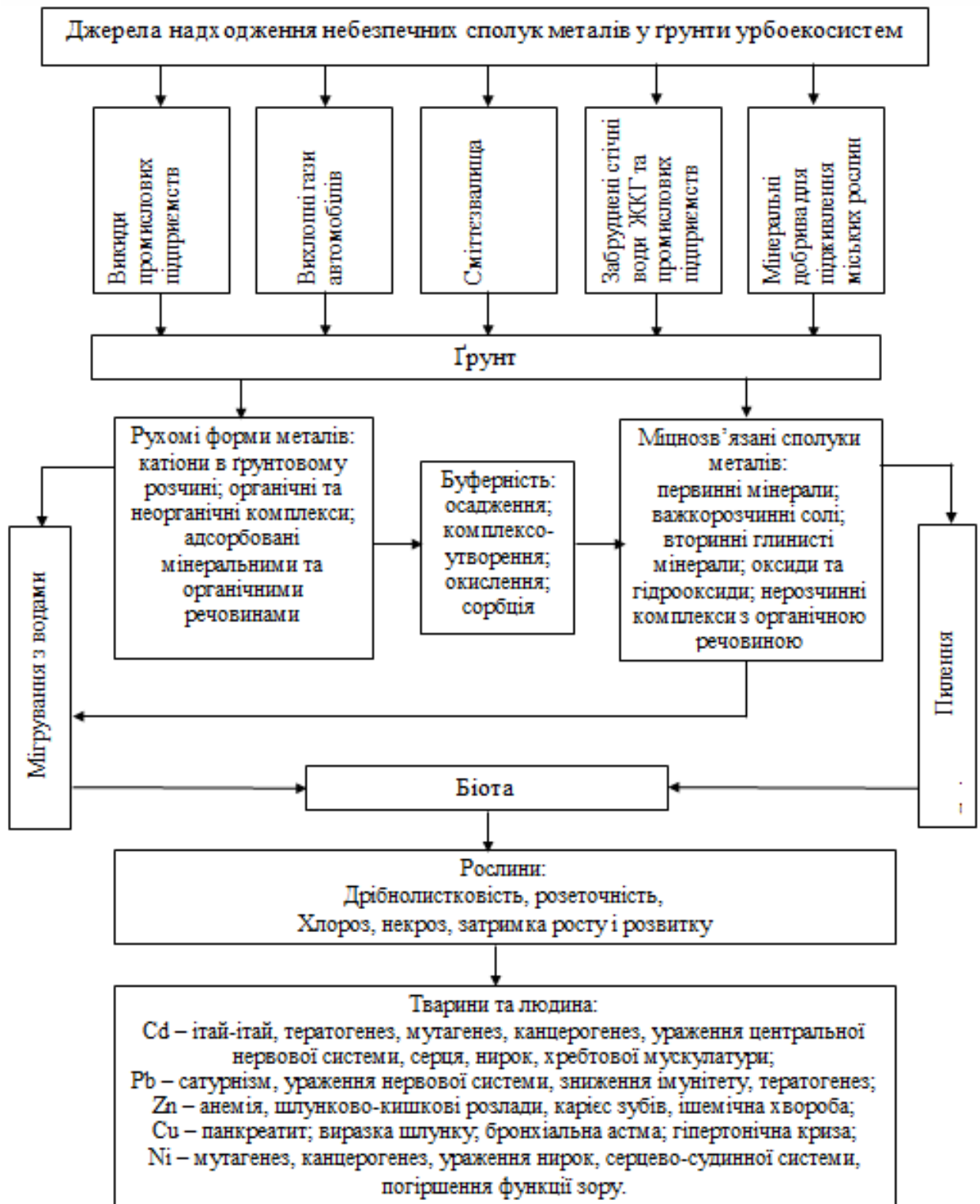


Рис. 1.2.1. Схематичне зображення негативного впливу мігрування небезпечних сполук металів (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni) в ґрунті на екологічну безпеку урбоекосистеми

За результатами досліджень G. Petruzzelli (1981) виявлено, що в ґрунтах техногенно навантажених територій, розташованих в безпосередній близькості від джерел забруднення, статистично значущі зв'язки між вмістом металів і компонентами ґрунту знаходяться у наступній послідовності: а) органічна речовина і  $Cr < Co < Ni < Cu < Cd < Zn < Pb$ ; б) глинисті мінерали і  $Zn < Pb < Cd < Cu < Cr < Co < Ni$ ; в) оксиди заліза і  $Zn < Pb < Cd < Cu < Cr < Co < Ni$  [100].

Згідно М.Г. Зиріну сполуки металів здатні до мігрування представлені водно-розчинними, іонообмінними та неміцнозв'язаними адсорбованими формами; до потенційного резерву входять фіксовані сполуки, що потребують енергії активації щодо переходу їх у першу групу (хемосорбовані іони, іони з добутком розчинності  $<10^{-6}$ ) та стабільні металоорганічні комплекси; стратегічний резерв являють собою метали у вигляді ізоморфних домішок в мінералах [19]. Трансформація останніх у сполуки здатні до мігрування пов'язана з руйнуванням кристалічної решітки первинних або глинистих мінералів, з відновленням полуторних оксидів та біологічною активністю ґрунтового середовища.

Переважання сполук металів здатних до мігрування зумовлюється складом ґрунту, міцністю зв'язків катіонів металів у сполуках, які залежать як від хімічних властивостей самого металу, так і визначаються ґрунтовими умовами. Згідно досліджень Н.Є. Кошелевої (2002) розподілення катіонів металів між міцнозв'язаними сполуками та сполуками здатними до мігрування контролюється процесами розчинення – осадження, комплексоутворення, окислювання – відновлення, сорбція – десорбція [31].

Інактивація металів у ґрунті пов'язана з природною буферної здатністю і визначається згідно з В. Б. Ільїним (1995) за вмістом гумусових кислот, тонкодисперсних частинок і карбонатів, значенням рН [20], згодом їх перелік було розширено за рахунок залучення катіонообмінної здатності та наявності дренажу. У ґрунтах урбоєкосистем буферна здатність спрацьовує за наступною схемою, що представлена на рис. 1.2.1 [74].

Механічний склад ґрунтів, а саме переважання в ньому глинистих часток, надає прямий вплив на закріплення катіонів металів, у зв'язку з чим у важких за гранулометричним складом глинистих ґрунтах існує менша небезпека можливої абсорбції рослинами надлишкової кількості металів [19, 30]. Для того, щоб який-небудь метал був абсорбований кореневою системою рослини, він повинен знаходитися в розчинній формі. Гідроокиси і карбонати металів слабо розчинні, і з підвищенням рН ґрунтового розчину зростає вірогідність утворення нерозчинних гідроокисів і карбонатів. Існує єдина думка, що для зниження до мінімуму доступності токсичного металу в ґрунті необхідно підтримувати величину рН близько 6,5 [40]. Проте, забруднення ґрунтів, як правило, супроводжуються з надходженням значної кількості окисів сірки та азоту, в результаті чого відбувається підкислення ґрунтового розчину. Питомому зрушенню рН у кислому напрямку сприяють і деякі метали, приміром, свинець [59]. Внаслідок знижується ступінь насиченості ґрунтів основами, підвищується гідролітична кислотність. Відбувається також збіднення ґрунту на тонко дисперсний матеріал і деструкція ґрунтового профілю. Метали можуть утворювати складні і комплексні сполуки з органічною речовиною ґрунту і тому в ґрунтах з високим вмістом гумусу вони менш доступні для поглинання рослинами [43]. Обмінна ємкість катіонів залежить в основному від вмісту і мінералогічного складу глинистої фракції і вмісту органічної речовини в ґрунті. Чим вище обмінна ємкість катіонів, тим більше утримуюча здатність ґрунтів (у певних межах) щодо металів, що виключає їх включення в трофічні ланцюги. При розбудові та функціонуванні урбоєкосистем, вплив будівельної діяльності та інтенсивного аерогенного забруднення викидами промислових підприємств позначається на вище зазначених чинниках, в результаті чого ґрунт втрачає свою буферну здатність, однак для умов урбоєкосистем це питання ще досконально не вивчено. Тому при удосконаленні системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів в ґрунтах урбоєкосистем слід звернути увагу на



чинники, які будуть визначати їх міграційну здатність і виявити на скільки вони спрацьовують в порушених ґрунтах.

### **1.3 Моніторинг мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем**

Моніторинг ґрунтів, як самостійний науковий напрям сформувався ще у 70-х роках ХХ-го століття, його значення для забезпечення екологічної безпеки визнано в провідних країнах світу проте, на жаль, і досі не розроблені методологічні підходи, котрі б враховували специфіку забруднювачів, не функціонує єдина повноцінна мережа, а проводяться тільки вибіркові спостереження. Загальними питаннями концептуального характеру пов'язаного з розробкою методологічного підходу стосовно створення системи екологічного моніторингу ґрунтів пов'язані роботи І.П. Герасімова, Ю.А. Ізраєля, В.А. Ковди, В.В. Медведєва, Р. Мунна, Т.А. Сафранова. Далі наведено аналіз стану питання зі створення системи екологічного моніторингу ґрунтів забруднених катіонами найбільш екологічно небезпечних металів.

**Австрія.** Регламент методики моніторингу ґрунтів, котра була прийнята Федеральним міністерством сільського та лісового господарства у 1989 р, передбачав створення мережі з сіткою  $4 \times 4$  км, а в деяких випадках при наявності hot spots  $2 \times 2$  км та навіть  $1 \times 1$  км; глибину відбору проб 50-70 см через кожні 10 см; визначення щільності складення, гранулометричного складу, рН, загального вуглецю, вмісту карбонатів, загального азоту, обмінних катіонів – Fe, Al, Mn, Mg, K, Na, ємності катіонного обміну, поживних та забруднюючих елементів (Al, P, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V, Zn), водорозчинних аніонів, електропровідності [115]. Проведені спостереження надали змогу виявити підкислення ґрунтів та його вплив на мігрування і трансформацію небезпечних сполук металів, біохімічні та біологічні процеси. І хоча через брак коштів від ідеї проводити моніторингові дослідження такого масштабу кожні 5-10 років прийшлося

відмовитись, проте вони дали змогу, по-перше, виявити найбільш проблемні місця, на яких згодом були створені фіксовані площадки спостережень, а, по-друге, розширити методи обробки інформації шляхом використання моделі DVWK для оцінки екологічного ризику забруднення ґрунту спричиненого внаслідок мігрування небезпечних сполук металів [86].

**Бельгія.** Методологічний підхід до системи моніторингу включає наступні етапи:

1) контроль за окремими ґрунтовими характеристиками шляхом повторних досліджень, глибина стандартна, періодичність 5-10 років, деталізація тільки для hot spots;

2) екстраполяція одержаних на попередньому етапі “точечних” даних на простір за допомогою педотрансферних функцій, розробка прогностичних моделей для більшості ґрунтових процесів, у тому числі і мігрування небезпечних сполук металів;

3) використання більш складних моделей, в яких ґрунтові дані інтегруються з метеорологічними, гідрологічними, продуктивністю рослин, що призводить до утворення єдиної геоінформаційної системи [82, 112].

Однак відносно створеної системи існує досить багато критики, так Н. Vereecken (1992) вважає, що зазначений підхід хоча й може суттєво зменшити кошти безпосередньо на проведення спостережень, проте є сурогатом моніторингу [114].

**Німеччина.** Концепція моніторингу була створена в 1985 р., а уже в 1987 почалося проведення систематичних спостережень. Вона ґрунтується на створенні мережі постійних моніторингових площадок, 17 з яких спрямовані на вивчення аерогенного забруднення ґрунтів сполуками металів [97].

**Угорщина.** Система моніторингу діє з 1992 р. та включає мережу з 1200 репрезентативних постійних площадок, 200 з них відносяться до hot spots та охоплюють 12 різних типів екологічної небезпеки: деградовані ґрунти, меліоративні об’єкти, територія суміжна з джерелом постачання питної води, заповідні території, індустриальні, сільськогосподарські та міські

забруднені ґрунти, військові полігони, території видобутку корисних копалин, тощо. Згідно програми здійснюють контроль майже за 100 показниками в ґрунті та рослинах, спостереження за якими проводяться щорічно, раз на 3 або 6 років [113].

**Італія.** Впроваджено проект RAJSA, спрямований на комплексне наземне та дистанційне зондування територій з поступовим формуванням ГІС, котра повинна містити декілька шарів ґрунтової, геоморфологічної, гідрологічної, соціально-економічної та статистичної інформації на локальному, провінціальному, регіональному та національному рівнях [38, 88].

**Нідерланди.** Моніторинг ґрунтів включає періодичні спостереження на 4500 ділянках в 12 провінціях та складається з описання ґрунтових профілів, одержання аналітичних даних, побудови карт, інтегрованих до ГІС, створення моделей оцінки і прогнозу показників деградації та забруднення, рекомендацій щодо управління якістю ґрунтового середовища [111].

**Норвегія.** Визначальною рисою системи моніторингу є контроль твердого та рідкого стоку за яким розраховують інтенсивність ерозії ґрунтів [109].

**Румунія.** Моніторинг ґрунтів являє собою трирівневу систему спостережень в регулярній мережі  $16 \times 16$  км, 960 репрезентативних площадок, з обов'язковим визначенням hot spots [102].

**Словачія.** За відправну точку визначення ступеня порушення або забруднення ґрунтів в блоці оцінки моніторингу були обрані дані 60-70 рр. ХХ-го століття [98]. Що, на думку автора, є не зовсім доречним адже в нативних умовах ґрунт еволюціонує і його властивості будуть змінюватися, тому більш коректним буде обрати за еталон ґрунт, який не зазнав будь-якого антропогенного впливу.

Слід зазначити що навіть в розвинених країнах ЄС теоретичні основи створення системи моніторингу ґрунтів далекі до завершення, а що стосується такого його спеціального виду, як моніторинг мігрування

небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем то, на жаль, слід відмітити відсутність науково обґрунтованої єдиної універсальної системи оцінки ступеня екологічної небезпеки, існують тільки фрагментарні дослідження валового вмісту токсикантів після кислотної обробки, за якими визначають hot spots.

**Україна.** Моніторинг ґрунтів, як складова системи управління якістю навколишнього середовища, котра передбачає на основі спостережень, оцінки та прогнозу належне інформування людства щодо наслідків його впливу на компоненти біосфери з метою забезпечення екобезпеки, регламентується 20 та 22 статтями Закону України “Про охорону навколишнього природного середовища” (1991), постановою Кабінету Міністрів України № 661 “Про затвердження Положення про моніторинг земель” (1993). Проте на сьогодні в Україні існує тільки його концепція щодо отримання інформації для підготовки управлінських рішень відносно стабілізації і поліпшення якості ґрунтів сільськогосподарського призначення [38].

Моніторинг мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем відноситься до спеціального, здійснюється фрагментарно, досить часто несистематично, обмежено, тільки в рамках так званих hot spots, як спостереження за одним або декількома процесами сучасного стану міських ґрунтів в умовах інтенсивного техногенного навантаження. Проте, як зазначалось в підрозділі 1.1, техногенез металів набуває глобального характеру, отже наявність забруднення ґрунтів, внаслідок мігрування небезпечних сполук металів, в межах мегаполісів (дані Міністерства екології та природних ресурсів України) потребує створення системи екологічного моніторингу для підвищення екологічної небезпеки та забезпечення належних умов життєдіяльності його мешканців.

Існуючий науковий доробок щодо системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем України ґрунтується на

працях вчених Національного наукового центру “Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського” [2].

В останні часи були поглиблені та деталізовані знання, що стосуються різних підсистем моніторингу, а саме: порядку проведення спостережень при ґрунтово-геохімічному обстеженні територій – С.А. Балюк, О.С. Безуглова, М.М. Мірошниченко, Г.В. Мотузова, А.І. Фатєєв та ін.; процесам мігрування та трансформації небезпечних сполук металів у ґрунті – І.Г. Важенін, М.Г. Зирін, Г.В. Мотузова, Р.С. Трускавецький та ін.; методам їх визначення – Д.В. Ладонін, В.Г. Петрук, D.L. Rowell та ін.; комплексній оцінці ступеня забруднення ґрунтового покриву сполуками металів – S. Baron, Н.П. Грицан, В.В. Добровольський, В.Б. Ільїн, Р.Р. Кабіров, С.І. Колесніков, Т.М. Мінкіна, S.H. Rahman, Ю.Є. Саєт, В.М. Шмандій, D.L. Tomlinson, А.Г. Шапар, Г.Г. Шматков та ін.; прогнозуванню розповсюдження забруднення – Г.В. Аверін, Г.Г. Бугайова, М. El-Bady, А.В. Звягинцева, А.В. Когут, Н.В. Schlipkater, В.Н. Уманець, L. Nakanson та ін.; забезпечення екологічної безпеки ґрунту, як складової урбоєкосистем, шляхом усунення токсичності й відновлення його екологічних функцій – І.Є. Автухович, Н.Л. Байдіна, Р.В. Галіулін, І.В. Глазунова, S.D. Ebbs, Є.Н. Єлізарьєва, Л.В. Кірейчева, М.А. Кузьмич, M. Puschenreiter, В.Л. Самохвалова, W. Huang, Y.F. Zhang та ін.

Однак чітко детально прописаний тільки блок спостережень, а саме: регламент відбору проб – раз на 5 років та створення мережі моніторингу – обґрунтовано шаг в 2 км, за необхідності з деталізацією до 1,0 км, розташування ключових ділянок відбору проб ґрунту, їх площа, глибина відбору, вибір конкретних металів, тощо [2, 50]. Відносно блоку оцінки запропоновано порівнювати вміст катіонів металів з концентрацією його природного геохімічного фону та ГДК, на додаток для полігеохімічних аномалій А.І. Фатєєв (2004) рекомендує розраховувати сумарний показник забруднення. Напрацювання щодо блоку прогнозування здебільшого стосуються тільки атмосферного повітря та природних вод і тільки частково

торкаються ґрунту, приміром розповсюдження забруднення сполуками металів ґрунтових вод (М.М. Біляєв, 2012). На рівні блоку управління якістю ґрунту, не дивлячись на значну наявність заходів з усунення токсичності і відновлення його екологічних функцій, не існує критеріїв вибору конкретної технології, адже блок оцінки не забезпечує належної повноти інформації відносно його вибору.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що система моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем містить тільки загальні рекомендації і потребує допрацювання з урахуванням світового доробку відносно залучення показників, котрі враховують їх особливості щодо здатності до мігрування в ґрунті та конкретних природно-антропогенних умов.

#### **1.4 Методологічні підходи щодо оцінки поелементного забруднення внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах при здійсненні моніторингу**

При проведенні моніторингових досліджень для оцінки техногенного навантаження на ґрунти урбоекосистем внаслідок їх поелементного забруднення небезпечними сполуками металів використовують два показника: концентрація природного геохімічного фону (фонові концентрації) та ГДК. Методологічний підхід ґрунтується на співвіднесенні результатів аналітичних досліджень вмісту катіонів металів в конкретному зразку ґрунту з вище запропонованими еталонами, в результаті чого встановлюється факт забруднення за умов перевищення природної флуктуації для фонові концентрації та нормативних значень – для ГДК.

Світова спільнота при нормуванні поелементного забруднення металами здебільшого спирається на їх вміст в зональному ґрунті, тобто на природний геохімічний фон, котрий вчені трактують по-різному: середньоарифметичне, середньгеометричне або навіть модальне значення концентрації [14]. Проте слід досить обережно використовувати середні

значення в якості фонові концентрації, адже дослідженнями С.С. Позняка (2011) встановлено значні коливання оціночних середніх значень вмісту катіонів металів в ґрунті для республіки Біларусь [49]. Вважається за доцільне супроводжувати даний показник оцінкою варіації аналітичних даних. Зарубіжні вчені пропонують фонові концентрації катіонів металів визначати в межах підтипу ґрунтів з урахуванням фаціальних відмінностей [90, 108], такі концентрації трактуються як середній вміст. Для основних типів ґрунтів України концентрації природного геохімічного фону згідно зазначених вимог були встановлені вченими Національного наукового центру “Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського”.

За природним геохімічним фоном визначають коефіцієнт концентрації або згідно В.В. Добровольському (1999) аномальності ( $K_c$ ) за формулою (1.4.1) [14]:

$$K_c = \frac{C_p}{C_\phi} \quad (1.4.1)$$

де  $C_p$  – вміст катіонів металу в досліджуваному ґрунті (мг/кг);

$C_\phi$  – фоновий вміст катіону металу в зональному ґрунті (мг/кг).

Нормування поелементного забруднення ґрунту за вмістом катіонів металів відносно ГДК притаманно країнам колишнього СРСР, в якому розробка зазначених концентрацій була розпочата в сімдесятих роках минулого століття [12,22].

В основу ГДК металів в ґрунті було закладено наступні положення:

- за критерій безпеки для людей приймається максимальна кількість хімічного елементу в ґрунті, котра не здійснює прямого або опосередкованого негативного впливу на їх здоров'я;
- максимально безпечна кількість катіонів металу в ґрунті визначається для найбільш чутливих груп населення, приміром дітей;

- пошук максимально безпечної кількості катіонів металу проводиться за екстремальних умов (піщана культура, промивний водний режим, вирощування рослин-концентраторів досліджуваного металу) [11].

Явною перевагою даного підходу щодо оцінки ступеня забруднення є його простота застосування. Проте, система уніфікованих нормативів безпеки для ґрунтів різного генезису, водно-фізичних та екологічних властивостей піддається справедливій критиці, адже застосування єдиних величин ГДК на всі території без урахування регіональних особливостей неприпустимо. У 1992 р. була здійснена спроба частково вирішити питання шляхом прийняття орієнтовно допустимих концентрацій (ОДК), які враховували гранулометричний склад і кислотність ґрунту [10], що робить їх застосування більш обґрунтованим і гнучким. Також, слід враховувати, що ГДК встановлюються для кожного елемента окремо без урахування їх сукупної дії, а це робить використання ГДК проблематичним при поліелементній геохімічній аномалії.

За санітарно-гігієнічним показником – ГДК визначають коефіцієнт небезпеки ( $K_{нб}$ ) поліютанту використовуючи наступну формулу (1.4.2):

$$K_{нб} = \frac{C_i}{ГДК_i} \geq 1 \quad (1.4.2)$$

де  $C_i$  – концентрація забруднювача в ґрунті, мг/кг;

$ГДК_i$  – гранично допустима концентрація того ж забруднювача в ґрунті, мг/кг.

Безпечним вмістом вважається значення, що не перевищує одиниці, при перевищенні здійснюють нормування, проте єдиної думки щодо ступеня екологічної небезпеки не має. Зазвичай використовують нормування В.Б. Ільїна (1995) [18], проте В.В. Снакин (1992) [55] вважає за доцільне враховувати токсичність елемента  $i$ , як що, по Cd і Pb, котрі відносяться до першої групи токсичності межі майже співпадають, то відносно інших груп токсичності такого не відбувається.



В Західній Європі широкого розповсюдження зазнали ГДК розроблені А. Клоке (1980) [96], котрі знаходяться в більш коректному співвідношенні з фоновими концентраціями металів, проте вже зазнали уточнення, як в бік збільшення, так і в бік зменшення дослідженнями німецьких науковців [105].

Аналогом ГДК для країн ЄС слід визнати показник скринінгу ґрунту (soil screening value, SSV), за яким встановлюють межі безпечного для людини вмісту конкретного забруднювача. Згідно нормуванню SSV [83, 92, 107], виділяючи три межі концентрації катіонів металу в ґрунті:

- незначна (target value) – концентрація, при якій речовина або елемент не впливає на природні властивості ґрунту;
- неприйнятна (intervention value) – максимально можлива концентрація, яка допускає використання ґрунту для конкретного виду господарського використання;
- середня або застережлива (middle, trigger value) – середня між попередніми значеннями, при якій необхідно дослідження можливості використання ґрунту.

Приміром target value для цинку становить 62 мг/кг, свинцю – 40, а кадмію – 0,8 проти 100, 30 та 1 мг/кг у ГДК цих елементів.

Згодом вітчизняними та зарубіжними вченими була здійснена спроба прив'язати ГДК до фонові концентрації, тобто для кожного металу вона повинна складатися із природного геохімічного фону та гранично допустимої домішки, котра визначається експериментальним шляхом [2, 27, 85, 110].

Підсумовуючи вище викладене, слід наголосити на доцільності використання при здійсненні моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах для нормування поелементного забруднення, як концентрацій природного геохімічного фону для визначення ступеня порушення порівняного до нативних умов, так і ГДК, що відбиває рівень небезпеки безпосередньо для населення. Крім того варто приділити увагу оцінюванню за сполуками здатними до мігрування, адже вони обумовлюють екологічну небезпеку для біоти урбоекосистем.

### 1.5 Методологічні підходи щодо оцінки поліелементного забруднення внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах при здійсненні моніторингу

Нормування поліелементного забруднення ґрунтів внаслідок мігрування небезпечних сполук металів відбувалось у напрямках пошуку єдиного приведенного показника, котрий би враховував особливості решти забруднювачів відносно одного елемента; інтегральних показників, як суми відношень вмісту катіонів металів до їх фонової концентрації або ГДК.

На думку Д. Роуелла (1998) [51] екологічну оцінку поліелементного забруднення металами слід здійснювати відносно добре вивченого хімічного елемента, котрим є Zn, а решту за допомогою коефіцієнтів, що враховують їх токсичність, приводити до рівня впливу даного металу. Сумарний цинковий еквівалент токсичності (СЦЕТ) розраховують за формулою 1.5.1, тобто за токсичним надлишковим вмістом металів, який відбивається через цинкові одиниці, по відношенню до ГДК

$$\text{СЦЕТ} = \text{Zn}^{2+} + (2 \cdot \text{Cu}^{2+}) + (8 \cdot \text{Ni}^{2+}), \text{ мг/кг} \quad (1.5.1)$$

При проведенні моніторингових досліджень використання СЦЕТ не набуло широкого розповсюдження в Україні та світі, адже запропонована Д. Роуеллом (1998) формула має деякі обмеження у використанні, а саме, враховує тільки мідь та нікель в той час як поліелементні геохімічні аномалії можуть включати інші метали. Крім того виникають деякі сумніви в подальшому нормуванні, тому що ступінь забруднення ґрунту визначають за класом небезпеки елемента та вмістом катіонів металу відносно кратності ГДК (В.В. Снакін, 1992) [55], а саме, в нашому випадку, згідно ГОСТ 17.4.1.02-83 Zn відноситься до другого, а Ni та Cu до третього класу небезпеки [12, 13]. Слід відмітити, що запропонований підхід не зазнав розвитку і в теперішній час майже не використовується.

В системі моніторингу більш ширшого використання зазнали методи,

що ґрунтуються на інтегральних показниках і являють собою суму перевищень природного геохімічного фону або ГДК.

Відносно ґрунту D.L. Tomlinson зі співавторами (1980) запровадив індекс навантаження забруднення (pollution load index, PLI)

$$PLI = n \cdot \sqrt{cf_1 \cdot cf_2 \cdot \dots \cdot cf_n} \quad (1.5.2)$$

де  $cf$  – коефіцієнт концентрації іонів хімічного елемента відносно геохімічного фону;

$n$  – кількість елементів, що досліджуються [108].

Формула враховувала сукупний вплив від групи елементів з однонаправленою дією, в якій за норматив було прийнято концентрацію, що відповідала природному геохімічному фону зонального ґрунту. В подальшому цей показник був допрацьований К.А. Ghazaryan (2015) [90], який відносно одержаного значення в кожному конкретному випадку розподіляв ґрунт на забруднений та незабруднений

$$PLI = (cf_1 \cdot cf_2 \cdot \dots \cdot cf_n)^{1/n}. \quad (1.5.3)$$

Проте виникають деякі питання при аналізі запропонованого нормування, а саме: в першому випадку – обґрунтованість меж, а, в другому – абсолютизм в оцінках за майже повною відсутністю оптимального рівня (табл. 1.5.1).

Таблиця 1.5.1

## Нормування індексу навантаження забруднення

Методика D.L. Tomlinson [108]		Методика К. А. Ghazaryan [90]	
PLI	Пояснення	PLI	Пояснення
$\geq 100$	потребує втручання	$< 1$	ґрунт забруднений

Продовження табл. 1.5.1

Методика D.L. Tomlinson [108]		Методика К. А. Ghazaryan [90]	
PLI	Пояснення	PLI	Пояснення
	щодо послаблення токсичності		
50-100	потребує додаткових моніторингових досліджень	1	відповідає геохімічному фону
$\leq 50$	грунт достатньо чистий, заходи з детоксикації непотрібні	$> 1$	грунт незабруднений

L. Nakanson (1980) запропонував ступень небезпеки (contaminaton degree,  $C_{deg}$ ) визначати, як суму перевищень концентрацій катіонів металів у досліджуваному ґрунті їх природний геохімічний фон

$$C_{deg} = \sum_{i=1}^n C_f \quad (1.5.4)$$

де  $C_f$  – фактор забруднення або коефіцієнт концентрації [80].

В Україні традиційно екологічну оцінку якості ґрунтів урбоєкосистем в системі моніторингу за умов поліелементного забруднення металами проводять за формулою Ю.В. Саєта (1990) [87], що є допрацьованою формулою L. Nakanson

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1) \quad (1.5.5)$$

де  $n$  – число сумарних елементів;

$K_c$  – коефіцієнт концентрації катіонів металів (або аномальності за В. В. Добровольським, 1999) [2, 14, 16].

Проте у такому вигляді сумарний показник забруднення не враховує багато факторів, які впливають на поведінку катіонів металів та їх сполук у ґрунті. Для обліку особливостей ґрунту в формулу розрахунку  $Z_c$  А.В.Мороз (2001) пропонує ввести поправочні коефіцієнти [39]:

- тип ґрунту ( $k_m$ ): 1 – чорноземи і сірі лісні; 0,9 – дерново-підзолисті; 0,8 – болотні;
- гранулометричний склад ґрунту ( $k_s$ ): 1 – глинисті; 0,9 – безструктурні; 0,8 – піщані;
- окультурення ґрунту ( $k_o$ ): 1 – окультурені; 0,9 – середньо окультурені; 0,8 – не окультурені.

Вище наведені коефіцієнти у формулі повинні визначати ступінь буферної здатності ґрунту, що впливає на мігрування сполук металів. При однаковому значенні перевищення ГДК, забруднення буде викликати значну небезпеку для ґрунтів легкого механічного складу з низьким значенням рН і ємністю обміну, невисоким вмістом гумусу і слабкою окультуреністю. Однак виникає питання як це відображено у формулі за допомогою зазначених коефіцієнтів, навантаження на ґрунт дійсно буде меншим за умов промивного водного режиму, адже в такому випадку катіони металів будуть виноситися у ґрунтові води, що притаманно для дерново-підзолистих, болотних ґрунтів півночі України або ґрунтів з піщаним та порушеним гранулометричним складом, зазвичай неокультурених. Якщо ж ґрунтова товща промиватися не буде (ґрунтово-кліматичні умови центру і півдня України), то за відсутністю належної кількості глинистих часток катіони металів фіксуватися не будуть, їх міграційна здатність буде досить високою, отже токсичний вплив набагато більшим. Зазначені нюанси, досить сильно обмежують використання запропонованих коефіцієнтів.

Облік поправочних коефіцієнтів класів забруднюючих речовин за ступенем їх небезпеки, кореляції, детермінації і регресії вважається за потрібне визначати через неоднакову акумулятивну та міграційну здатність металів, а також їх вплив на ґрунт і навколишнє середовище в цілому.

Значення коефіцієнтів кореляції, детермінації і регресії визначають за І.Н. Чумаченко (1997):

- коефіцієнт класів забруднюючих речовин за ступенем їх небезпеки ( $k_k$ ):  
1 – мало небезпечні (стронцій, марганець, вольфрам, ванадій, барій);  
0,9 – помірно небезпечні (хром, сурма, мідь, молібден, нікель, кобальт, бор); 0,8 – високо небезпечні (фтор, свинець, селен, ртуть, кадмій, миш'як);
- коефіцієнт кореляції ( $k_{кор}$ ) виражає ступінь тісноти зв'язку між розрахунковими і експериментальними значеннями вмісту катіонів металів у ґрунті: цинк – 0,8389; свинець – 0,7607; мідь – 0,7441; кадмій – 0,6149; нікель – 0,4739;
- коефіцієнт детермінації ( $k_{дет}$ ) оцінює ту частину мінливості вмісту катіонів металів у ґрунті, яка обумовлюється коливаннями значень мікрокліматичних факторів (цинк – 0,7097; свинець – 0,5786; мідь – 0,5537; кадмій – 0,3258; нікель – 0,2246);
- коефіцієнт регресії ( $k_{рег}$ ) – число, що вказує напрямок мінливості одного фактора, наприклад, типу ґрунтів, в залежності від іншого, приміром, кислотності опадів (цинк – 2,2519; свинець – 4,5179; мідь – 7,2485; кадмій – 0,0855; нікель – 1,1096).

З вище наведених коефіцієнтів для моніторингових досліджень мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем набуває значення врахування класів небезпеки, інші ж потребують комплексних досліджень всіх абіотичних складових навколишнього середовища, які нажаль проводяться тільки фрагментарно в Україні.

Для визначення ступеня антропогенного навантаження на землі А.В. Мороз вводить експертні бальні оцінки. Кожен вид земель отримує відповідний бал, після чого землі об'єднують в однорідні групи: від мінімального антропогенного навантаження на землях природних урочищ і фацій до максимального антропогенного навантаження на землях промислових об'єктів. Бали земель за ступенем антропогенного

навантаження ( $B_{ан}$ ) розташовуються в такій послідовності: 1,5 – землі промисловості, транспорту, міст та іншого несільськогосподарського призначення; 1,4 – зрошувані і осушувані землі; 1,3 – орні землі, ареали інтенсивних рубок, пасовища і сінокоси, які використовуються нераціонально; 1,2 – багаторічні насадження, рекреаційні землі, 1,1 – сінокоси, ліси, використовуються обмежено; 1,0 – природоохоронні землі, що, безумовно, надає змогу хоча б частково врахувати антропогенний вплив, однак без інтенсивності ступеня його прояву, приміром під навантаження  $B_{ан} = 1,5$  будуть підпадати і землі санітарно-захисних зон і сельбищних територій, однак рівень забруднення на них, як правило, різний.

Внаслідок того, що в даний час не розроблені нормативні документи, які регламентують додаткові природно-господарські фактори при розрахунку  $Z_c$ , введено експертний критерій  $E$ , рівний одиниці (еталонний), зі знаком «+», коли забруднення поширюється на дану ділянку, зі знаком «-» – при забрудненні з даного масиву. При зрівноваженні експертний критерій приймається рівним 0. Досить часто направленість зазначених процесів буде залежить від обраних масштабів території моніторингових досліджень.

В результаті, після введення всіх поправочних коефіцієнтів, експертних балів і критеріїв, формула розрахунку  $Z_c$  приймає наступний вигляд:

$$Z_c = k_m \cdot k_z \cdot k_o \cdot k_k \cdot k_{кор} \cdot k_{дем} \cdot k_{пез} \cdot \left[ \sum_{i=1}^n K_c - (n-1) \right] + B_{ан} \pm E \quad (1.5.6)$$

Згідно отриманих значень  $Z_c$  визначають категорію забруднення ґрунту (табл. 1.5.2).

Однак широке використання протягом останніх 20 років при проведенні моніторингу сумарного показника забруднення ( $Z_c$ ) дало змогу виявити цілий ряд недоліків, що, здебільшого притаманні результатам оцінок пов'язаних з фоновими характеристиками, які М.А. Богданов (2013) згрупував наступним чином: по-перше, застосування атомно-емісійного

## Нормування інтенсивності забруднення ґрунту (Ю.В. Саст, 1998)

Значення $Z_c$	Категорія інтенсивності забруднення
< 8,0	дуже слабка
8,0-16,0	слабка
16,0-32,0	помірна
32,0-64,0	сильна
64,0-124,0	дуже сильна
> 124,0	надто сильна

наближено-напівкількісного методу не дозволяє включати в розрахунок речовини, що визначаються кількісно, приміром вміст катіонів металів, що припадають на сполуки здатні до мігрування (витяги 1N HCl, ААБ, рН 4,8); по-друге, невизначеність з поняттям фону – місцевий, регіональний, забруднення, урбанізованого середовища, для даного типу ґрунтів тощо, по-третє, залежність об'єктивності фонових характеристик від суб'єктивних факторів, як то правильність відбору фонових ділянок, їх репрезентативність відповідно до зональних ґрунтів, чітке дотримання методики відбору проб, їх усереднення, достатня маса проби ґрунту для хімічного аналізу, атестування лабораторій, наявність сучасного обладнання, межі визначення хімічного елементу, метод розрахунку фонового вмісту – просте осереднення або обчислення генерального середнього, кваліфікація спеціалістів; по-четверте, неможливість визначення фону через складність геолого-геоморфологічних та ґрунтово-геохімічних умов, приміром для ґрунтів урбоекосистем з порушеним ґрунтовим профілем; по-п'яте, суб'єктивізм при виборі розрахункового спектру металів для відображення особливостей забруднення території, як правило, всі метали не визначають, а перевагу надають тільки забруднювачам, по-шосте, не враховуються зміни фонових концентрацій поліутантів в часі [18]. Проте з деякими з них не можна погодитися, а саме визначення фонові концентрації катіонів металів В.В. Добровольський



(1999) пропонує брати відповідно до зонального ґрунту, адже фоновий вміст елементу (речовини) згідно з ГОСТ 27593-88 – це такий вміст елементу (речовини) в ґрунті, що відповідає його природному складу [14]. І хоча в умовах урбанізованого середовища відбувається трансформація верхньої частини ґрунтового профілю, однак слід зазначити, що ґрунт наслідує риси тієї материнської породи, на якій він в свій час сформувався, отже й відбиває притаманний тільки їй фоновий вміст хімічних елементів, котрий може бути підвищений через аерогенне забруднення сполуками металів, що є складовими викидів промислових підприємств в атмосферне повітря, або, навпаки, знижений за рахунок умовного розбавлення шляхом привнесення будівельного сміття. Визначення коефіцієнту концентрації відповідно до урбанізованого фону, тобто середнього вмісту хімічного елементу у ґрунтах урбанізованих територій, який складається з природного фону та накладеного на нього загального забруднення даної території, можна визнати додатковим показником для встановлення так званих hot spots, але він не може замінити класичне визначення показника за В.В. Добровольським (1999), що є мірою інтенсивності забруднення території в цілому. Крім того, ціла низка зауважень, відносно правильності відбору проб, їх усереднення та підготовки до аналізу, стосується передусім якості проведення досліджень і так само може бути розповсюджена на отримані результати при проведенні нормування за допомогою ГДК, яку пропонує використовувати М.О. Богданов (2013).

Індекс забруднення ґрунту (ІЗГ) розраховується на основі нормативних лімітуючих санітарно-гігієнічних показників – ГДК або ОДК елементів (шкідливих речовин) в ґрунті за формулою (1.5.7) з нормуванням згідно табл. 1.5.3

$$ІЗГ = \frac{\sum_n^i \left( \frac{c_i}{C_{ГДК}} \right)}{n} = \frac{\sum_n^i (K_o)}{n} \quad (1.5.7)$$

де  $C_i$  – концентрація катіонів металів в ґрунті конкретно взятої ділянки (мг/кг);  $C_{ГДК}$  – ГДК катіонів металів в ґрунті (мг/кг).

Таблиця 1.5.3

## Нормування ІЗГ (М.О. Богданов, 2013)

Межі коливань ІЗГ	Рівень забруднення
< 0,75	чистий
0,75-1,00	проблемний
> 1,00	забруднений

У ІЗГ існує закордонний аналог – індекс забруднення ґрунту (soil pollution index, SPI) [104], з прив'язкою до безпечного ліміту вмісту катіонів металів в ґрунті, аналог нашого ГДК

$$SPI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 100 \cdot \frac{VS_i}{LS_i} \quad (1.5.8)$$

де  $n$  – кількість елементів, що враховується;

$VS_i$  – вміст катіонів металу в ґрунті, мг/кг;

$LS_i$  – ліміт вмісту катіонів металу в ґрунті, мг/кг.

На сьогодні, нормування даного показника немає, тільки запропоновано порівнювати одержані результати між собою.

В системі моніторингу серед переваг такого підходу слід відмітити можливість гігієнічно-обґрунтовано диференціювати територію за ступенем небезпеки, проте також виникають деякі питання, а саме: по-перше, щодо обмежень включення токсикантів до розрахункового спектру, адже деякі елементи (токсичні речовини) здійснюють самопригнічуючий вплив, приміром катіони металів та сполуки сульфуру, проте може бути й навпаки – збільшення небезпеки забруднення (Hg та вуглеводні); по-друге, врахування явищ антагонізму та синергізму хімічних елементів при взаємодії зі

складовими ґрунту та поглинанні рослинами, що достатньо розкрито в роботі В.В. Степанка [56]; по-третє, строкатості ґрунтового покриву і відповідно властивостей ґрунтів відносно їх буферної здатності до конкретного забруднювача, що в більшій мірі відображає фонова концентрація, чим ГДК. Крім того в умовах функціонування урбоєкосистеми виникає проблема деградації ґрунту шляхом розбавлення його будівельним сміттям і відповідно зменшення концентрації деяких елементів, як порівняно до значень геохімічного фону, так і до ГДК, що відбивається через майже повну відсутність рослинності, проте не позначається на значеннях СПЗ та ІЗГ.

Існують також спроби об'єднати два методологічні підходи, а саме запропоновано інтегральний показник – приведений сумарний коефіцієнт концентрації (Д) [13], котрий враховує кратність перевищення концентрації катіонів окремих металів в сполученні з ваговим коефіцієнтом ступеня шкідливості окремих елементів

$$D = \sum_{i=1}^n \left[ \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} \cdot K_i \right] \quad (1.5.9)$$

де  $C_i$  – вміст катіонів металів в досліджуваному ґрунті (мг/кг);

$C_{\text{фон}}$  – фоновий вміст катіонів металів в зональному ґрунті (мг/кг).

$K_i$  – коефіцієнт відносної небезпеки і-го елемента, зворотно пропорційний ГДК.

Для зручності використання, одержаний за формулою (1.5.9) результат згідно методики переводять у 100-бальну шкалу з наступним нормуванням, яке дещо дублює нормування (табл. 1.5.4)

Однак залишається не зрозумілим чим обґрунтовані неоднакові межі значень інтегрального показника Д відносно рівнів забруднення, що потребує допрацювання і суттєво обмежує його використання в моніторингових дослідженнях.

Нормування приведенного сумарного коефіцієнту концентрації

Значення Д	Рівень забруднення
75-100	Слабкий
50-75	Помірний
25-50	Сильний
10-25	Дуже сильний
0-10	Надто сильний

Єдиним показником, що враховує всю направленість антропогенного впливу на ґрунти урбоекосистем є коефіцієнт дисбалансу елементів ( $C_d$ ), який розраховується як сума коефіцієнтів забруднення ( $C_z$ ) та недостатності ( $C_n$ ) [67]

$$C_d = C_z + C_n \quad (1.5.10)$$

$$C_z = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} - 1 \right) \quad (1.5.11)$$

$$C_n = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left( 1 - \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} \right) \quad (1.5.12)$$

На думку М.П. Грицана (1998) він більш реально відображає ступень деградації міських ґрунтів внаслідок порушення їх будівельною діяльністю та інтенсивного аерогенного забруднення небезпечними сполуками металів, адже враховує як надлишок, так і нестачу хімічних елементів, проте виникає питання у нормуванні та фізіологічній ролі цих токсикантів у живих організмах.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що згідно аналізу існуючих підходів щодо екологічного оцінювання поліелементного

забруднення ґрунтів урбоекосистем внаслідок мігрування небезпечних сполук металів, в системі моніторингу всі вони мають недоліки отже виникає потреба в їх суміщенні та допрацюванні безпосередньо для умов урбанізованих територій.

### **1.6 Методологічні підходи щодо оцінки фітотоксичності ґрунтів в системі моніторингу**

В межах урбоекосистеми ґрунти окрім забруднення небезпечними сполуками металів зазнають також впливу будівельної діяльності, що позначається через руйнування їх буферних властивостей, отже для оцінки реальної ситуації щодо токсичного впливу цих елементів до системи моніторингу потрібно залучити показники біотестування котрі б свідчили про рівень екологічної небезпеки для живих організмів в конкретних умовах. Слід зазначити, що діюча система контролю за якістю навколишнього середовища ґрунтується на порівнянні кількісного вмісту елементу в пробі до ГДК або природного геохімічного фону – за умов поелементного забруднення (підрозділ 1.3) та розрахунку інтегральних комплексних показників також пов'язаних з концентрацією ( $Z_c$ , ІЗГ,  $C_d$ ) – при поліелементному забрудненні (підрозділ 1.4). Однак якість ґрунту, як багаторівневої та гетерогенної системи досить складно оцінити тільки за кількісним вмістом тому актуальності набуває пошук і залучення до підсистеми оцінювання у системі моніторингу ґрунтів урбоекосистем методів біотестування токсичності [57], адже це забезпечить досить швидке одержання інформації щодо ступеня екологічної небезпеки забруднених ґрунтів для живих організмів.

В системі моніторингу для біотестування ґрунтів використовують дві групи методик: перші оцінюють ґрунтові водні витяги, а другі безпосередньо сам ґрунт шляхом пророщування рослин. Ряд вчених [3, 34, 37] вважає, що водний витяг не відбиває реальні умови існування біоти, адже у їх формуванні беруть участь всі компоненти ґрунту, як орґано-мінеральної

системи. Так, частина катіонів металів може зв'язуватися в ґрунті завдяки його буферним властивостям і не буде переходити в розчин. Існує небезпека оцінити токсичність тільки катіонів металів, які знаходяться у водному розчині, адже кислотність корневих ексудатів становить 4,8 за умов рН води – 7,0, що дозволяє рослинам поглинати катіони металів із сполук здатних до мігрування (рухомі форми, витяг ААБ з рН 4,8).

Для біотестування ґрунтів використовують реакцію різних організмів: тварин, рослин та мікроорганізмів, котрі вибирають керуючись їх чутливістю до того чи іншого забруднювача [93]. Тест-організми для визначення токсичності ґрунту забрудненого сполуками металів представлені в табл. 1.6.1.

Таблиця 1.6.1

Тест-організми забруднення ґрунту  
небезпечними сполуками металів [24, 28, 89]

Царства живого	Вид
Найпростіші	<i>Tetrahymena pyriformis</i> , <i>Paramecium caudatum</i>
Бактерії	<i>Escherichia coli</i> , <i>Azotobacter</i> ,
Водорості	<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Heterotrix exilis</i> , <i>Scenedesmus quadricauda</i> Breb, <i>Synechocystis aquatilis</i>
Гриби	<i>Penicillium cyclopium</i>
Вищі рослини	<i>Avena sativa</i> , <i>Raphanus sativus</i> , <i>Hordéum vulgáre</i> , <i>Lolium perenne</i>

Проте, найважливішими тест-культурами виступають вищі рослини, котрі є основою трофічних і енергетичних відносин в біоценозі, крім того результатами досліджень доведено, що саме вони більш чутливі до антропогенного впливу, ніж мікроорганізми і тварини [3]. Існують наступні думки щодо вибору тест-організмів для біотестування, а саме:

- враховувати цільове призначення ґрунтів, використовуючи насіння найбільш характерних для вирощування в даній природно-кліматичній зоні культур [15];
- надавати перевагу мілкому насінню з невеликим запасом поживних речовин;
- для запобігання похибки проводити оцінку тест-реакції декількох культур, оскільки рівень стійкості різних видів сильно варіює [28];
- залучити до багатокomпонентної системи оцінки представників всіх царств живого [24].

В теперішній час використовують різні методи визначення фітотоксичності ґрунтів, а саме: метод проростків; депресії гутації, тобто виділення вологи кінчиками листя рослин при випереджаючому рості коренів в порівнянні з листям; шляхом порівняння інтенсивності гальмування приросту біомаси з накопиченням катіонів металів [65].

Фітотоксичність, різних металів визначають за формулою Удовенко:

$$K_T = [(P_K - P_D)C_K / (P_K \cdot C_D)] \quad (1.6.1)$$

де  $K_T$  – коефіцієнт токсичності;

$P_K$  – суха маса рослини в контролі;

$P_D$  – суха маса рослини в досліді (в присутності токсикантів);

$C_K$  – вміст катіонів металу в сухій масі рослини в контролі;

$C_D$  – вміст катіонів металу в сухій масі рослини в досліді.

Більш простими у використанні слід визнати методи визначення фітотоксичності за інгібуванням проростання насіння і росту проростків. Загальною рекомендацією при виборі тест-культури є швидкість проростання насіння, використання в господарствах досліджуваного регіону, залучення азотфіксуючих рослин. Друга рекомендація викликає деякі сумніви, адже насамперед слід використовувати чутливе насіння, котре дасть помітну, навіть при незначній кількості забруднювача, тривалу в часі тест-реакцію,

приміром в умовах Північного Степу України широко вирощують кукурудзу, проте вона є досить стійкою рослиною до забруднення сполуками металів, отже використовувати її при біотестуванні недоцільно. Для всебічної оцінки впливу забруднення на токсичність в дослідях з насінням враховують наступні показники:

- схожість – число пророслого насіння, виражене в процентах від загальної кількості насіння;
- енергію проростання – число насіння, пророслого за перші три доби, виражене у відсотках від загальної кількості насіння;
- дружність проростання ( $D_n$ ) – середній відсоток насіння, пророслого за першу добу ( $D_n = \Pi / A$ , де  $\Pi$  – повна схожість;  $A$  – число днів проростання);
- швидкість проростання ( $C_n$ ) – сума середніх чисел насіння, пророслого щодня ( $C_n = a + b / 2 + v / 3 + g / 4 + \dots$ , де  $a$  – число насіння, пророслого за першу добу;  $b$  – число насіння пророслого за другу добу,  $v$  – число насіння пророслого за третю добу,  $g$  – число насіння пророслого за четверту добу) [23, 61].

Крім показників проростання рекомендовано визначати інтенсивність початкового росту проростків (довжину коренів, висоту проростків, біомасу), адже вони найбільш повно характеризують життєздатність рослин [24]. При проведенні моніторингу для визначення фітотоксичності ґрунту забрудненого небезпечними сполуками металів за доцільне вважається проводити гострі біотести.

Для встановлення токсичності забрудненого сполуками металів ґрунту розроблені також багатокомпонентні системи біотестування з визначенням інтегральних показників, найбільш відомими з них є системи Р.Р. Кабірова (1997) [24] та С.І. Колеснікова (2000) [28].

Розроблена Р.Р. Кабіровим (1997) тест-система включає організми з такими тест-реакціями: синехоцистис водяний (*Synechocystis aquatilis*) та хлорела звичайна (*Chlorella vulgaris*) – зменшення чисельності, пеніциллум



циклопіум (*Penicillium cyclopium*) – ріст колоній на агаризованому середовищі, овес посівний (*Avena sativa*) – довжина корінця, висота проростку, суха біомаса, за якими визначають індекс токсичності факторів (ІТФ) з наступним нормуванням (табл. 1.6.2):

$$\text{ІТФ} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\text{ТР}_n^{\text{д}}}{\text{ТР}_n^{\text{к}}} \quad (1.6.2)$$

де  $\text{ТР}_n^{\text{д}}$  – середнє значення за повтореннями тест-реакції в досліджуваного варіанту;  $\text{ТР}_n^{\text{к}}$  – середнє значення за повтореннями тест-реакції контрольного варіанту [24].

Таблиця 1.6.2

## Нормування фітотоксичності ґрунту за ІТФ [24]

Клас токсичності	Значення ІТФ	Пояснення
VI (стимуляція)	> 1,10	Фактор спричиняє стимулюючу дію на тест-об'єкт. Величина тест-функції перевищує контрольне значення.
V (норма)	0,91-1,09	Фактор не спричиняє суттєвого впливу на розвиток тест-об'єкту. Величина тест-функції знаходиться на рівні контролю.
IV (низька токсичність)	0,71-0,90	Різна ступінь зниження тест-реакцій в досліді порівняно з контролем.
III (середня токсичність)	0,51-0,70	
II (висока токсичність)	0,31-0,50	
I (надзвичайно висока токсичність)	< 0,30	Загибель тест-об'єкту.

Інтегральний показник біологічного стану (ІПБС) С.І. Колеснікова (2000) включає наступні тест-реакції: зміну кількості бактерій роду *Azotobacter*; каталазну, дегідрогеназну і целюлозолітичну активність; довжину коренів чутливої до дії сполук металів рослини. ІПБС розраховують наступним чином, а саме, значення кожного з чотирьох показників в незабрудненому ґрунті приймають за 100 %, а значення в забрудненому ґрунті показують у відсотках від 100, потім визначають середнє значення чотирьох показників в забрудненому ґрунті. Отримане значення ІПБС виражають у відсотках до фону (до 100 %). Нормування ІПБС наведено в табл. 1.6.3.

Таблиця 1.6.3

## Здатність ґрунту виконувати свої функції за ІПБС [29]

Значення ІПБС, %	Стан ґрунту
95-100	Ґрунт виконує свої екофункції нормально
90-95	Порушення інформаційних екосистемних функцій ґрунту
75-90	Порушення інформаційних, біохімічних, фізико-хімічних, хімічних та цілісних екосистемних функцій
< 75	Порушення інформаційних, біохімічних, фізичних, фізико-хімічних, хімічних та цілісних екосистемних функцій

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити про наявність як однок- так і багатокмпонентних апробованих методик визначення фітотоксичності, проте для доведення доцільності їх залучення до системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем виникає необхідність співставлення оцінок стану ґрунту за тест-реакціями рослин з інтегральними показниками поліелементного забруднення цими токсикантами.

### **1.7 Методологічні підходи щодо прогнозування екологічної небезпеки внаслідок мігрування сполук металів у ґрунтах в системі моніторингу через оцінку екологічного ризику**

Оцінку екологічного ризику D.W. Connell (1999) запропонував використовувати для здійснення прогнозу впливу хімічних забруднювачів або будь-яких інших стресорів на екосистеми та їх компоненти для досягнення екологічної безпеки при управлінні якістю навколишнього середовища [84]. Розробка концепції екологічного ризику припадає на початок 80-х років XX століття, так згідно G.W. Suter, (2007) ґрунтується на ступені проявів можливої небезпеки для здоров'я людей і спрямована на забезпечення основи для прийняття природоохоронних рішень щодо поліпшення якості складових довкілля [106].

Традиційно визначення екологічного ризику бере свій початок від встановлення коефіцієнтів (індексів) небезпеки впливу хімічних речовин (елементів) на здоров'я людей, які є відношенням фактору небезпеки до відповідного порогу або, навпаки, безпечного рівня, приміром індекс небезпеки хімічної речовини [18]. Таким показником по відношенню до забруднення ґрунту внаслідок мігрування в ньому сполук металів виступає фактор екологічного ризику ( $E_r$ ), який запропонував L. Nakanson (1980) [91]

$$E_r = T_r \cdot C_f \quad (1.7.1)$$

де  $T_r$  – токсико-відповідь на хімічний елемент;

$C_f$  – коефіцієнт концентрації даного елемента в конкретному зразку, що визначається як відношення його вмісту в досліджуваному ґрунті до геохімічного фону.

Згодом відомості щодо  $E_r$  були значно розширені і запропоновано його нормування [87], а саме:  $E_r < 40$  – низький,  $40 \leq E_r < 80$  – помірний,  $80 \leq E_r < 160$  – значний,  $160 \leq E_r < 320$  – високий,  $E_r < 320$  – дуже високий. Проте в подальшому використанні при проведенні моніторингових досліджень була

виявлена ціла низка недоліків відносно цього показника, найголовнішим з яких є неможливість врахування ймовірнісного характеру екологічного ризику. Хоча до теперішнього часу ряд авторів обґрунтовують поняття екологічного ризику, спираючись на натурні дослідження реакції-відгуку природних екосистем, або їх складових – окремих тест-організмів, що знаходяться в градієнті впливу техногенного навантаження внаслідок забруднення [66], отже оцінка ймовірності виникнення негативних змін з урахуванням небажаних наслідків міститься у виявленні критичних точок залежності доза – ефект, котрі інтерпретують як “початок найбільш швидкої трансформації системи, або як точку за якою починається випадіння основних компонентів біоценозу чи порушення системних зв’язків” [7]. Статистичну залежність  $\varphi$  величини ефекту від рівня впливу  $x$  описують наступними моделями [103]:

- Log-логістична модель з чотирма параметрами (b, c, d, e)

$$\varphi(x) = c + \frac{d-c}{1+\exp\{b(\log(x)-\log(e))\}}; \quad (1.7.2)$$

- Log-логістична модель з трьома параметрами (b, d, e)

$$\varphi(x) = \frac{d}{1+\exp\{b(\log(x)-\log(e))\}}; \quad (1.7.3)$$

- логістична модель з чотирма параметрами (b, c, d, e)

$$\varphi(x) = c + \frac{d-c}{1+\exp\{b(x-e)\}}; \quad (1.7.4)$$

- логноормальна модель (пробіт) з чотирма параметрами (b, c, d, e, f)

$$\varphi(x) = c + (d - c)\Phi\{b(\log(x) - \log(e))\}; \quad (1.7.5)$$

де  $\Phi$  – кумулятивна функція щільності для стандартного нормального розподілення;

- модель Brain-Cousens (1989) з п'ятьма параметрами (b, c, d, e, f)

$$\varphi(x) = c + \frac{d-c+fx}{1+\exp\{b(\log(x)-\log(e))\}}; \quad (1.7.6)$$

- модель Cedergreen-Ritz-Streibing (2005) з чотирма параметрами ( $\alpha$ , b, d, e)

$$\varphi(x) = \frac{d+f \exp(-\frac{1}{x^\alpha})}{1+\exp\{b(\log(x)-\log(e))\}}; \quad (1.7.7)$$

- модель Gompertz з чотирма параметрами ( $\alpha$ , b, d, e)

$$\varphi(x) = c + (d - e)\{\exp[\exp(b(x - e))]\}; \quad (1.7.8)$$

- модель Weibull-1

$$\varphi(x) = c + (d - e)\{\exp[\exp(b(\log(x) - \log(e)))]\}; \quad (1.7.9)$$

- модель Weibull-2

$$\varphi(x) = c + (d - e)\{1 - \exp[\exp(b(\log(x) - \log(e)))]\}; \quad (1.7.10)$$

- експоненційна модель з трьома параметрами (c, d, e)

$$\varphi(x) = c + (d - e)(\exp(-x/e)); \quad (1.7.11)$$

- експоненційна модель з двома параметрами (d, e)

$$\varphi(x) = d(\exp(-x/e)); \quad (1.7.12)$$

- модель Michaelis-Menten з трьома параметрами (с, d, e)

$$\varphi(x) = c + \frac{d-c}{1+(e/x)}. \quad (1.7.13)$$

В.К. Шитіковим (2015) встановлено, що дві моделі Вейбулла надають дуже близькі результати, а їх практичне використання в кожному конкретному випадку пов'язане з асиметрією, а саме, крива Weibull-1 повільніше убуває в області верхньої межі, проте швидше наближується до нижньої, що дозволяє точніше відслідкувати залежність відносно низького забруднення, і, навпаки, за допомогою Weibull-2 [66]. Проблема постає у визначенні порогового рівня екологічного ризику, адже, по-перше, значення LD<sub>50</sub> і LD<sub>100</sub> у різних груп тест-об'єктів можуть суттєво відрізнитись, а, по-друге, яка конкретно доза має бути відправною точкою при нормуванні даного показника. Враховуючи вище наведені наукові доробки різних авторів для усередненої ймовірнісної оцінки екологічного ризику (R<sub>n</sub>) внаслідок забруднення ґрунту через мігрування небезпечних сполук металів запропоновано використовувати інтеграл із функції розподілення концентрацій досліджуваних токсикантів на основі функції розподілення Вейбулла [60] з прив'язкою до нормування за ГДК

$$R_n = \exp \left[ - \left( \frac{b_j \cdot k \cdot \text{ГДК}_j}{c_j} \right)^{m_j} \right] \quad (1.7.14)$$

де b<sub>j</sub> та m<sub>j</sub> – параметри розподілення Вейбулла для j-го забруднювача в ґрунті в межах заданого інтервалу, мг/кг;

k – коефіцієнт нормування забруднення відносно рівнів небезпеки за класами токсичності.

Використання вище наведеної формули надає змогу на думку Г.Г. Бугайової (2010) охарактеризувати ймовірність екологічного ризику в залежності, по-перше, від інтенсивності різних джерел надходження токсикантів, отже враховує строкатість їх розповсюдження, а, по-друге, від абсолютної величини показника забруднення будь-якого абіотичного компоненту навколишнього середовища [5]. Небезпека для здоров'я людини, яку несе поняття екологічного ризику, в цьому випадку, має дещо розмитий характер, чіткого нормування для отриманих розрахункових величин авторами не запропоновано, тому зважаючи на наявність ГДК у формулі (1.6.14) перспективним буде здійснити прив'язку цього показника до рівнів екологічної небезпеки, використовуючи санітарно-гігієнічне нормування В.Б. Ільїна (1995) [18]. Крім того слід спробувати адаптувати формулу до визначення ступеня поелементного та поліелементного забруднення за природним геохімічним фоном, а також для сполук здатних до мігрування. Зазначена пропозиція чітко вписується в світову концепцію екологічного ризику, яка має багаторівневу структуру [95] і сприятиме удосконаленню системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем.

### **1.8 Технології відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених небезпечними сполуками металів при здійсненні моніторингу**

Перед початком огляду стану вивчення цього питання, як прикінцевої підсистеми моніторингу, слід наголосити на значному доробку вітчизняних та закордонних вчених відносно відновлення екологічних властивостей ґрунтів забруднених небезпечними сполуками металів здебільшого методами детоксикації. Проте у сукупності негативним процесам, що відбуваються в межах урбоекосистеми через порушення екологічних функцій ґрунту внаслідок будівельної діяльності та забруднення його сполуками металів при функціонуванні міста, уваги приділено зовсім мало.

Екологічні функції ґрунтів сільськогосподарського призначення відновлюють використовуючи мінеральні (прості та комплексні), органічні (гній, пташиний послід, сидерати, біогумус, тощо) [54] та мікродобрива при нестачі мікроелементів, а також бактеріальні препарати, що містять бактерії, які мобілізують елементи мінерального живлення рослин (Екстрасол, Бактофосфін, Бісолбі, БісолбіФіт, Агрика, Азофіт, Байкал М-1, Ресойлінг, Ризоагрін, Ургаса, Фосфатовіт, Екофіт) [58]. Однак до теперішнього часу проблема відновлення екологічних функцій порушених міських ґрунтів була поза межами уваги, адже в цих умовах отримання продукції рослинництва та економного зиску з неї неможливе, проте, слід брати до уваги, що відновлення їх протекторних екологічних функцій надасть змогу підтримувати стан гомеостазу урбоєкосистеми. Перспективним здається здійснити поєднання зазначених методів із технологіями з детоксикації забруднених сполуками металів ґрунтів.

Л.В. Кирейчева та І.В. Глазунова (1995) виділяють три напрями детоксикації сполук металів в ґрунті фізичний, хімічний та біологічний, який також відомий як біоремедіація [26]. До фізичного відносять розбавлення, а якщо це здійснити неможливо, то видалення і захоронення забрудненого шару ґрунту [117], глибоку плантажну оранку, електрохімічну ремедіацію [35, 101], термічну десорбцію (тільки для Hg) [116], вимивання катіонів металів у нижні некореневмісні ґрунтові горизонти [36]. Втім використання зазначених методів антиекологічно за рахунок втрати незабрудненого ґрунту, можливості поширення забруднення в ґрунтові води та ризиків пов'язаних з випаровуванням Hg.

Хімічна детоксикація ґрунтується на застосуванні природних та штучних меліорантів, як то: сапропель, торф, гній, курячий послід, біогумус, органічні речовини, хелати, іонообмінні смоли, буре вугілля, активоване вугілля, вапно, гіпс, крейда, цеоліт, вермикуліт, керамзит, червоний шлам, обпалений бентоніт, карбонат і сульфід калію, СОРБЕКС для зв'язування катіонів металів в ґрунті [41, 42, 74]. Хоча за принципом дії вище



перераховані меліоранти дещо відрізняються, проте результатом їх застосування є зниження мігрування, а отже і доступності, катіонів металів для кореневої системи рослин. Проте закріплення катіонів металів, яким надійним би воно не було, при підкисленні реакції рН ґрунтового середовища, що досить часто відбувається в умовах урбоєкосистем при осадженні на поверхню ґрунту фізіологічно кислих випадів, може порушуватись, отже вони будуть вивільнятись та здійснювати токсичний вплив. Застосування методів хімічної детоксикації можливе тільки за умов жорсткого контролю за здатністю до мігрування сполук металів в ґрунті, що можна здійснити тільки в системі моніторингу.

Серед недоліків фізичної та хімічної детоксикації слід наголосити на локальному вирішенні проблеми, проте вона носить комплексний характер, адже ґрунт – це головна ланка урбоєкосистеми в якій забруднювачі депонуються на тривалий час, тому більш перспективним буде третій напрям – біремедіація – усунення токсичності за рахунок використання живих організмів (мікроорганізмів, рослин, тварин).

Мікроорганізми впливають на мігрування та перетворення сполук металів шляхом зміни їх фізико-хімічних характеристик, як то: позаклітинне комплексоутворення, осадження, окислювально-відновлювальні реакції та внутрішньоклітинне накопичення [81].

Деякі тварини (дощові черв'яки) здатні адсорбувати катіони металів, добре відомий метод їх поєднання із земельно-солом'яною сумішшю для прискорення відновлення екологічних функцій ґрунту [99].

Найбільше поширення дістало використання рослин для усунення токсичності ґрунту, а саме, фіторемедіація яка складається з двох принципово різних стратегій:

- фітостабілізації – вирощування рослин, толерантних до небезпечних сполук металів, з метою зменшення їх міграційної здатності, як наслідок, ризику подальшого забруднення, шляхом вилуговування

катионів металів в ґрунтові води або розповсюдження водною та вітровою ерозією;

- фітоекстракції – вирощування рослин, здатних поглинати з ґрунту катіони металів, концентрувати їх в надземній біомасі з подальшою переробкою.

Здійснено аналіз екологічного потенціалу рослин щодо можливості виносу і накопичення катионів металів, що дало змогу встановити рослини-гіперакумулятори – ріпак (*Brassica napus* L.), суріпиця (*Barbarea vulgaris* R. Br.), тифон (*Brassica rapa*) [46], амброзія полинолиста (*Ambrosia artemisiifolia* L.) [45], ячмінь (*Hordeum*), овес (*Avena* L.) [71], кріп городній (*Anethum graveolens*) [52], бурячок стінний (*Alyssum murale*), резуха Галлера (*Cardaminopsis halleri* L.) [4], гірчиця сарептська (*Brassica juncea*) [33], петрушка кучерява (*Petroselinum crispum*) [47] та рослини-деконцентратори – просо (*Panicum* L.) [71], кормові трави – люцерна (*Medicago sativa*), козлятник (*Galega officinalis*) [77]. Насамперед увагу було приділено сільськогосподарським культурам і тільки в останні роки розпочався пошук фіторемедіантів серед дикоростучої флори, адже від забруднення насамперед потерпають ґрунти урбоєкосистем та промислових агломерацій де сільськогосподарська діяльність не проводиться. Серед дикоростучої флори пропонують для виносу катионів металів з ґрунтів використовувати злакові (*Poaceae*), які екстрагують з ґрунту Cr > Zn > Ni > Cd > Cu > Pb, бобові (*Fabaceae*) – Cr > Ni > Zn > Pb > Cd, айстрові (*Asteraceae*) – Cr > Ni > Zn > Cd > Pb [53], але це досить загальні рекомендації, потрібно розробити конкретні технології з урахуванням антропогенних та ґрунтово-кліматичних умов досліджуваної урбоєкосистеми. Для підсилення виносу катионів металів з ґрунту рекомендовано використовувати ефектори фітоекстракції, представлені здебільшого комплексами з числа поліамінополіоцтових кислот [94], хоча вони можуть також бути і добавками з перероблених рослин – жита посівного (*Secale cereale*), капусти (*Brassica oleracea*), ріпаку (*Brassica napus*), фацелії пижмолистої (*Phacelia tanacetifolia* Benth.), полину

Сіверса (*Artemisia sieversiana Willd.*), ромашки Хукера (*Tripleurospermum hookeri Sch. Bip.*), вівсяниці червоної (*Festuca rubra L.*), пирію повзучого (*Elytrigia repens L.*), лисохвісту очеретяного (*Alopecurus pratensis L.*), бекманії звичайної (*Beckmannia eruciformis*), мітлиці велетенської (*Agrostis gigantea Roth.*), арктофіли рудуватої (*Arctophila fulva (Trin.) Anderss.*), луговика дернистого (*Deschampsia cespitosa*), куничника Хольма (*Calamagrostis holmii Lange*) [44]. Здебільшого методи фітореMediaції стосуються забруднених, але непорушених ґрунтів, котрі за рахунок своїх екологічних властивостей можуть забезпечити потреби рослин в достатній кількості поживних елементів, належному повітряно-водному режимі, проте в умовах урбоєкосистеми паралельно з підвищенням вмісту катіонів металів відбувається втрата поживних елементів, тому використання їх для усунення токсичності міських ґрунтів досить проблематично.

Існують окремі спроби поєднати відновлення екологічних функцій ґрунту з усуненням забруднення сполуками металів, так відомий спосіб [46], що передбачає розпушення умовно родючого шару з внесення мінерального добрива нітроамофоски капсульованої природним сорбентом, однак він є досить трудомістким для реалізації в межах урбоєкосистеми.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що не дивлячись на значну кількість методів з відновлення ґрунтів забруднених небезпечними сполуками металів, не один із них не враховує особливостей урбоєкосистеми, отже виникає потреба у розробці технологій з фітореMediaції ґрунтів техногенно навантажених територій, які б базувались на здатності сполук металів до мігрування.

## 1.9 Висновки по розділу

1. За результатами аналізу сучасних систем моніторингу за наявністю та вмістом небезпечних сполук металів у ґрунтах виявлено, що в них не враховують здатність до мігрування таких речовин. Висунуто ідею, що одним із шляхів підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки

техногенно навантажених територій є удосконалення системи моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах, яка враховує особливості процесів їх мігрування внаслідок функціонування урбоєкосистем.

2. На основі детального аналізу існуючого наукового доробку вітчизняних та закордонних вчених були виділені основні підсистеми моніторингу, котрі потребували розробки наукових основ щодо їх удосконалення при урахуванні особливостей мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем на рівнях підсистем “спостереження – оцінювання – прогнозування – відновлення” для створення передумов забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

3. Метою роботи є розкриття особливостей та закономірностей впливу чинників антропогенної діяльності на процеси формування екологічної небезпечності в техногенно навантажених урбоєкосистемах внаслідок наявності та мігрування небезпечних сполук металів у порушених міських ґрунтах як наукове підґрунття наукових основ удосконалення системи їх моніторингу.

Для досягнення поставленої мети було визначено та поставлено до розв’язання такі задачі досліджень:

- проаналізувати сучасний світовий досвід щодо систем моніторингу за наявністю та мігруванням небезпечних сполук металів у ґрунтах як забруднювачів урбоєкосистем та виявити шляхи їх удосконалення;
- обґрунтувати та розробити методологію проведення дисертаційних досліджень;
- провести теоретичні та експериментальні дослідження з виявлення впливу будівельної діяльності в урбоєкосистемах на показники буферної здатності ґрунту;
- провести експериментальні дослідження з виявлення впливу урахування частини катіонів зданих до мігрування на об’єктивність оцінювання екологічної небезпечності ґрунтів урбоєкосистеми;

- науково обґрунтувати та розробити методику кількісного визначення буферної здатності ґрунту до забруднення сполуками металів з урахуванням їх мігрування;
- науково обґрунтувати доцільність застосування коефіцієнту дисбалансу катіонів небезпечних металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) для визначення екологічної небезпечності ґрунту, а також його екологічне прийнятне критеріальне значення;
- провести експериментальні дослідження з виявлення впливу ступеня поліелементної забрудненості небезпечними сполуками металів порушених ґрунтів урбоєкосистем на їх токсичність у разі біотестування за показниками тест-функцій рослин;
- науково обґрунтувати доцільність застосування в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni) розподілення Вейбулла для визначення екологічного ризику при прогнозуванні екологічної небезпечності урбоєкосистем;
- науково обґрунтувати, розробити та апробувати технології фіторе mediaції ґрунтів, забруднених небезпечними сполуками металів, на прикладі урбоєкосистеми м. Дніпро;
- розробити пропозиції щодо удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем, застосування якої є передумовою розроблення і впровадження технологій відновлення міських ґрунтів та підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

Основні результати даного розділу опубліковано в працях [68-70, 72-76, 78].

### **Список використаних джерел по розділу 1**

1. Алексеенко В. А. Геохимия ландшафта и окружающей среды. Москва : Наука, 1990. 142 с.

2. Балюк С. А., Фатеев А. И., Мірошніченко М. М. Грунтово-геохімічне обстеження урбанізованих територій : методичні рекомендації. Харків : ННЦ “ІА ім. О.Н. Соколовського” УААН, 2004. 54 с.
3. Бардина Т. В., Чугунова М. В., Бардина В. И. Изучение экотоксичности урбаноземов методами биотестирования. *Живые и биокосные системы*. 2013. Вып. 5. URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue5/article-8.pdf>.
4. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Аккумуляция тяжелых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местообитания. *Агрехимия*. 2002. № 9. С. 66-71.
5. Бугаева Г. Г. Метод оценки экологического риска загрязнения почв в зоне открытых горных работ. *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2010. № 12, Т. 4. С. 17-25.
6. Водяницкий Ю. Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. Москва : ГНУ Почвенный институт им. В. В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. 96 с.
7. Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург : Наука, 1994. 280 с.
8. Глазовская М. А., Техногенез и проблемы ландшафтно-геохимического прогнозирования. *Вестник Московского университета. Сер. 5: География*. 1968. № 1. С. 30-36.
9. Глазовский Н. Ф. Техногенные потоки веществ в биосфере. *Добыча полезных ископаемых и геохимия природных элементов*. Москва : Наука, 1982. С. 7-28.
10. ГН 2.1.7.020-94. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах. Дополнение № 1 к перечню ПДК и ОДК №6229-91. Москва : Госкомсанитариздат, 1995. 5 с.
11. Гончарук Е. И., Сидоренко Г. И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве. Москва : Медицина, 1986. 320 с.

- 12.ГОСТ 17.4.3.01-83 Охрана природы. Почва. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. Введ. 01.01.85. Москва : Изд-во стандартов, 1984. 4 с.
- 13.Дабахов М. В., Дабахова Е. В., Титова В. И. Методологические подходы к оценке почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Агрохимический вестник*. 2011. № 6. С. 9-11.
- 14.Добровольский В. В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1999. № 5. С. 639-645.
- 15.Еремченко О. З., Москвина Н. В., Шестаков И. Е., Швецов А.А. Использование тест-культур для оценки экологического состояния городских почв. *Вестник Тамбовского государственного университета. Сер. естественные и технические науки*. 2014. Т.19, Вып. 5. С. 1280-1284.
- 16.Ермаков В. В. Геохимическая экология как следствие системного изучения биосферы. *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии*. Москва : Наука, 1999. С. 152-182.
- 17.Загрязнение почв тяжелыми металлами. Способы контроля и нормирования загрязненных почв / за ред. Х.А. Джувеликяна, Д.И. Щеглова, Н.С. Горбуновой. Воронеж : Издательско-полиграфический центр Воронежского государственного университета, 2009. 21 с.
- 18.Звягинцева А. В., Аверин Г. В. Количественная оценка рисков в экологической безопасности. *Вісник Донецького національного університету. Сер. Природничі науки*. 2006. № 2. С. 296-304.
- 19.Зырин Н. Г., Обухов А. И., Мотузова Г.В. Формы соединений микроэлементов (Mn, Cu, Co, Zn) в почвах и методы их изучения. *Труды Международного конгресса почвоведов*. Москва : Наука, 1974. Т. 2. С. 350-357.

20. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам. *Агрoхимия*. 1995. № 10. С. 109-113.
21. Ильин В. Б. Система показателей для оценки загрязненности почв тяжелыми металлами. *Агрoхимия*. 1995. №1. С. 94-99.
22. Импактное загрязнение почв металлами и фторидами / под ред. Н. Г. Зырина, С. Г. Махалова, Н. В. Стасюк. Ленинград : Гидрометеoиздат, 1986. 165 с.
23. Івасівка А. С. Вплив сумішей міді, кадмію і сполук сірки на проростання насіння. *Вісник аграрної науки*. 2001. № 1. С. 82-83.
24. Кабиров Р. Р., Сагитова А. Г., Суханов Н. В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории. *Экология*. 1997. № 6. С. 408-411.
25. Касимов Н. С., Власов Д. В. Технофильность химических элементов в начале XXI века. *Вестник Московского университета. Сер. 5: География*. 2012. № 1. С. 15-22.
26. Кирейчева Л. В., Глазунова И. В. Методы детоксикации почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1995. № 7. С. 892–896.
27. Кисіль В. І. Вплив забруднення на стан земельних ресурсів. *Земельні ресурси України*. Київ : Аграрна наука, 1998. С. 36-65.
28. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на эколого-биологические свойства чернозема обыкновенного. *Экология*. 2000. № 3. С. 193-201.
29. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Денисова Т. В., Даденко Е. В. Методика оценки целесообразности и эффективности рекультивации почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, по биологическим показателям. *Инженерный вестник Дона*. 2013. № 3. URL: <http://ivdon.ru/magazine/archive/n3y2013/1791>.



30. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В.Ф. Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 2002. №12. С. 1509–1514.
31. Кошелева Н. Е., Касимов Н. С., Самонова О.А. Регрессионные модели поведения тяжелых металлов в почвах Смоленско-Московской возвышенности. *Почвоведение*. 2002. № 8. С. 954-966.
32. Ладонин Д. В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения. *Почвоведение*. 2002. № 6. С. 682-692.
33. Линдиман А. В., Шведова Л. В., Тукумова Н. В., Невский А.В. Фиторемедиация почв, содержащих тяжелые металлы. *Экология и промышленность России*. 2008. № 9. С. 45-47.
34. Лисовицкая О. В., Терехова В. А. Фитотестирование: основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения. *Доклады по экологическому почвоведению*. 2010. № 1, Вып. 12. С. 1-18.
35. Лысенко Л. Л., Пономарев М. И., Корнилович Б.Ю. Перспективы решения проблемы загрязнения почв тяжелыми металлами. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 2001. № 4. С. 58–63.
36. Мажайский Ю. А. Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов. Смоленск : Маджента, 2003. 384 с.
37. Маячкина Н. В., Чугунова М. В. Особенности биотестирования почв с целью их экотоксикологической оценки. *Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского*. 2009. № 1. С. 84-93.
38. Медведев В. В. Мониторинг почв Украины. Концепция, предварительные результаты, задачи. Харьков : П.Ф. “Антиква”, 2002. 428 с.
39. Мороз А. В. Расчет суммарного показателя загрязнения почвы тяжелыми металлами. *Аграрная наука*. 2001. № 1. С. 6-7.
40. Мотузова Г. В. Природа буферности почв к внешним химическим воздействиям. *Почвоведение*. 1994. № 4. С. 46-52.

41. Мошник Л. И. Использование адсорбентов для детоксикации загрязненных почв. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2002. Вып. 63. С. 120–122.
42. Оконский А. М., Шестаков Е. И., Черников В. А., Панов Н. П., Величко В. А. Приемы снижения загрязнения почв при химической мелиорации и техногенном воздействии. *Известия ТСХА*. 1996. Вып. 3. С. 73–79.
43. Пампура Т. В., Пинский Д. Л., Остроумова В. Г., Гершевич В. Д., Башкин В. Н. Экспериментальное изучение буферности чернозема при загрязнении медью и цинком. *Почвоведение*. 1993. № 2. С. 104–110.
44. Пат. на винахід 58557 UA. Спосіб очистки ґрунту від важких металів та радіонуклідів. Г. М. Ніковська, З. Р. Ульберг, Л. О. Коваль; опубл. 15.08.2003, Бюл. № 8.
45. Пат. на корисну модель 4726 UA. Спосіб очищення техногенно забруднених ґрунтів від важких металів. М. М. Дронь, Ф. О. Чмиленко, Н. М. Смітюк; опубл. 15.02.2005, Бюл. № 2.
46. Пат. на корисну модель 50789 UA. Спосіб очищення ґрунтів породного відвалу вугільних шахт від важких металів. М. Я. Гавриляк, В. І. Баранов; опубл. 25.06.2010, Бюл. № 12.
47. Пат. на корисну модель 60784 UA. Спосіб вилучення важких металів з техногенно забрудненого ґрунту. Т. Ф. Яковишина, Г. Г. Шматков, К. М. Столярова, О. О. Вергун; опубл. 25.06.2011, Бюл. № 12.
48. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. Москва : Высшая школа, 1975. 342 с.
49. Позняк С. С. Фоновое содержание тяжелых металлов в почвах и растительности Центральной зоны Республики Беларусь. *Известия Тульского государственного университета. Естественные науки*. 2011. Вып. 1. С. 254–264.

50. Полетаєва Л. М., Сафранов Т. А. Моніторинг навколишнього природного середовища: навчальний посібник. – Київ : КНТ, 2007. 172 с.
51. Роуэлл, Д. Почвоведение: методы и использование / пер. с англ. Е. К. Кубиковой; под ред. Б. Н. Золотаревой. Москва : Колос, 1998. 486 с.
52. Самохвалова В. Л. Біологічні методи ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами. *Біологічні студії*. 2014. Т. 8, № 1. С. 217-236.
53. Самохвалова В. Л., Фатєєв А. І., Зуза С. Г., Погромська Я. А. Фіторемердіація техногенно забруднених ґрунтів. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 1. С. 92-100.
54. Система ведення сільського господарства в Дніпропетровській області / під ред. В.С. Цикова. Дніпропетровськ : Інститут зернового господарства УААН, 2005. 431 с.
55. Снакин В. В. Химическое загрязнение почв и возможность его нормирования. *Теоретические основы охраны почв*. Москва : Институт охраны природы, 1992. С.17-21.
56. Степанок В. В. Влияние комплексов техногенных элементов на химический состав сельскохозяйственных культур. *Агрохимия*. 2003. № 1. С. 50–60.
57. Терехова В. А. Биотестирование почв: подходы и проблемы. *Почвоведение*. 2011. № 2. С. 190-198.
58. Тихонович И. А., Кожемяков А. П., Чеботарь В. К. Биопрепараты в сельском хозяйстве (Методология и практика применения микроорганизмов в растениеводстве и кормопроизводстве). Москва : Россельхозакадемия, 2005. 154 с.
59. Трускавецький Р. С. Буферна здатність ґрунтів та їх основні функції. Харків : Нове слово, 2003. 225 с.
60. Уманец В. Н., Бугаєва Г. Г., Когут А. В. Методи оцінки екологічного ризику для управління екологічної безпекою

- при производстве открытых горных работ. *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2014. № 8. С. 73-81.
61. Федорова А. И., Никольская А.Н. Практикум по экологии и охране окружающей среды. Москва : ВЛАДОС, 2001. 288 с.
62. Ферсман А. С. Геохимия. Ленинград : Химиздат, 1934. Т. 2. 345 с.
63. Химическая энциклопедия. Москва : Советская энциклопедия, 1972. Т. 4. С. 951.
64. Химия тяжелых металлов, As и Mo в почвах / под ред. Н .Г. Зырина, Л. К. Садовниковой. Москва : Изд-во Моск. гос. ун-та, 1985. 208 с.
65. Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. Ч. 2. Методы биотестирования. – Владимир : Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.
66. Шитиков В. К., Терехова В. А., Узбеков Б. А., Кырдалиева К. А., Худайбергенова Б. М. Модели “доза – эффект” для оценки экологического риска при техногенном загрязнении почвы. *Принципы экологии*. 2015. № 3. С. 73-88.
67. Экологические основы природопользования / Н. П. Грицан, Н. В. Шпак, Г. Г. Шматков, А. Г. Шапарь. Днепропетровск: Институт проблем природопользования и экологии НАН Украины, 1998. 409 с.
68. Яковишина Т., Соболев Т., Тур А. Деструкційна активність важких металів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 19-20 березня 2015 р. Тернопіль, 2015. С. 163-165.
69. Яковишина Т., Толошний Р. Нормування забруднення металами ґрунту за сумарним цинковим еквівалентом токсичності. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 24-25 березня 2016 р. Тернопіль, 2016. С. 221-223.

70. Яковишина Т., Абдуліна Л., Богрєєва А. Техногенність Си в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали ІV Міжнародної науково-практичної конференції, 27-28 квітня 2017 р. Тернопіль, 2017. С. 138-140.
71. Яковишина Т. Ф. Детоксикация загрязненных тяжелыми металлами черноземов обыкновенных Северной Степи Украины : дис. ... кандидата с.-х. наук : 03.00.16 / Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры. Днепропетровск, 2006. 226 с.
72. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка включення важких металів до продуктів техногенезу. *Вісник Харківського національного автомобільного університету*. 2015. № 70. С. 50-54.
73. Яковишина Т. Ф. Екологічне оцінювання техногенезу важких металів. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. № 3. С. 28-35.
74. Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.
75. Яковишина Т. Ф. Индекс антропогенного навантаження на ґрунт урбоекосистем внаслідок забруднення важкими металами. *Форум гірників – 2016* : Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції, 5-8 жовтня 2016 р. Дніпро, 2016. Т. 2. С. 224-229.
76. Яковишина Т. Ф., Малий А. Э. Технофильность тяжелых металлов. *Technical progress of mankind in the content of continuous extension of the society's material needs* : Peer-reviewed materials digest (collective monograph) published following the results of the CII International Research and Practice Conference and I stage of the Championship in Technical Sciences, Architecture and Construction, 18-24 June 2015 yr. London (UK), 2015. P. 34-36.

77. Яковишина Т. Ф. Фитостабилизация почвы, загрязненной тяжелыми металлами. *Інновації та трансфер технологій: від ідеї до прибутку* : Матеріали ІІ Міжнародної науково-практичної конференції, 26-27 квітня 2011 р. Дніпропетровськ, 2011. С. 33-34.
78. Яковишина Т. Ф. Бородин Е. Г. Эколого-биологическая оценка техногенной миграции свинца. *Найновите постижения на европейката наука – 2014* : Материали за Х Международна научна практична конференция, 17-25 юни 2014 г. София (България), 2014. Т. 18. Биология. Екология. Здание и архитектура. С. 66-68.
79. Adriano D. C. Trace elements in terrestrial environment. New York, Berlin, Heidelberg, Tokio : Springer-Verlag, 1986. 533 p.
80. Agarwal S.K. Heavy metals pollution. New Delhi : APH Publishing, 2009. 270 p.
81. Bosecker K. Microbial leaching in environmental clean-up programmes. *Hydrometallurgy*. 2001. Vol. 59(2-3). P. 245-248.
82. Boucneu G., Hofman G., van Meirvenne M. Soil monitoring in Belgium. Part II: actualization of belgian soil information / G. Boucneu, G. Hofman, M. van Meirvenne. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 56-59.
83. Carlon C. Derivation method of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. Ispa : European Commission Joins Research Centre, 2007. 306 p.
84. Connell D. W. Introduction to Ecotoxicology. – Oxford : Blackwell Science, 2005. 180 p.
85. Crommentuijn T., Polder M. D., Van de Plassche E. J. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM Report 601501001. Netherlands : Bilthoven, 1997. 260 p.
86. DVWK. Beurteilung der fähigkeit von boden, zugeführte schwermetalle zu immobilisieren. *Merkblätter zur wasserwirtschaft*. 212. 1998. P. 8.

- 87.El-Bady M. Road dust pollution by heavy metals along the sides of expressway between Benha and Cairo, southern of Nile Delta, Egypt. *Geochemistry journal*. 2014. Vol. 1, Issue 2. P. 10-23.
- 88.Francaviglia R., Segni P. State-of-the-art of soil (environmental) monitoring in Italy. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 125-131.
- 89.Füleky G., Barna S. Biotesting of heavy metal pollution in the soil. *Journal of earth and environmental sciences*. 2008. Vol. 3, № 2. P. 93-102.
- 90.Ghazaryan K. A., Gevorgyan G. A., Movsesyyan H. S., Ghazaryan N. P., Grigoryan K. V. The evaluation of the heavy metal pollution degree in the soil around the Zangtzur copper and molubdenum combine. *International journal of environmental, chemical, ecological, geological and geophysical engineering*. 2015. Vol. 5. P. 405-410.
- 91.Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water resource*. 1980. Vol. 14. P. 975-1001.
- 92.Heemsbergen D., Warme M., McLaughlin M., Kookana R. The Australian methodology to derive ecological investigation levels in contaminated soils. *CSIRO Land and Water Science Report*. 2009. V. 43/09. 74 p.
- 93.Hooper M. Soil toxicity and bioassessment test methods for ecological risk assessment. – Texas : Texas Tech. University, 2008. 153 p.
- 94.Huang Jianwei W., Chen J., Berti W. R., Cunningham S. D. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental science and technology*. 1997. Vol. 31 (3). P. 800-805.
- 95.Jensen J., Pedersen M. B. Ecological risk assessment of contaminated soil. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. New York : Springer, 2006. P. 73-105.
- 96.Kloke A. Richtwerte'80. Orientierungstaden für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kuiturböden. *Mitteilungen VDLUFA*. 1980. H. 1-3.

97. Knetsch G. Soil monitoring and soil information system in Germany. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 93-100.
98. Kobza J., Linkes V. Soil monitoring in Slovakia. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 182-188.
99. Kou Y. G., Fu X. Y., Hou P. Q. Study of lead accumulation of earthworm in lead pollution soil. *Environmental Science and Management*. 2008. Vol. 33 (1). P. 62-73.
100. Petruzzelli G., Guidi G., Lubrano L. Influence of organic matter on lead adsorption by soil. *Pflanzenernaehr. Dueng. Bodenkd.* 1981. № 144. P. 74-77.
101. Project 68060051. In-situ removal of heavy metals from Vadose zone contaminated soils using enhanced electrokinetics. Washington, DC:ERA, 1998.
102. Rauta C. State-of-the art review on soil conservation monitoring in Romania. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 35-48.
103. Ritz C. Towards a unified approach to dose-response modeling in ecotoxicology. *Environmental toxicology and chemistry*. 2010. V. 29. P. 220-229.
104. Sanka M., Strenad M., Vondra J., Paterson E. Sources of soil and plant contamination in an urban environment and possible assessment methods. *International journal of environmental analytical chemistry*. 1995. № 9. P. 327-343.
105. Schlipkater H. W. Experience in the appraisal of health risk owing to soil contamination. *Contaminated soil*. 1988. Vol. 1. P. 403.
106. Suter II, G. W. Ecological risk assessment. Boca Raton : Taylor and Francis Group, 2007. 680 p.



107. Swartjies F. A. Risk-based assessment of soil and ground-water quality in the Netherlands: standards and remediation urgency. *Risk analysis*. 1999. V. 19, № 6. P. 1235- 1249.
108. Tomlinson D. L., Wilson J. G., Harris C. R., Jeffrey D. W. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgolaender Meeresunter*. 1980. Vol. 33. P. 566-575.
109. Vagstad N., Gronlund A. Monitoring soil conservation in Norway. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 155-162.
110. Van de Plassche E. J., De Bruijn J. H. M. Towards integrated environmental quality objectives for surface water, sediments and soil for nine metals. RIVM Report 679101005. Netherlands : Bilthoven, 1992. 130 p.
111. Van der Pouw B. J. A. Mapping and monitoring of land. Soil and groundwater in the Netherlands. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 132-145.
112. Van Orshoven J. Soil monitoring in Belgium. Part I: from soil survey to soil monitoring. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 35-48.
113. Varallyay G. Soil data-bases. Soil mapping, soil information and soil monitoring systems in Hungary. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 172-178.
114. Vereecken H. Functional evaluation of pedotransfer functions for the estimation of soil hydraulic properties. *Soil science society of America journal*. 1992. P. 1371-1378.
115. Wenzel W. W., Alge G., Satter H. Environmental soil monitoring in Austria: methodology and results. *Workshop on harmonization of soil conservation monitoring system*. Budapest, 1993. P. 35-48.

116. Yaoa Z., Lib J., Xiec H., Yu C. Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. *Procedia environmental sciences*. 2012. Vol. 16. P. 722 – 729.
117. Zhang Y. F., Sheng J. C., Lu Q. Y. Review on the soil remediation technologies. *Gansu agricultural science and technology*. 2004. № 10. P. 36-38.

## РОЗДІЛ 2

### МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИКОРИСТАНІ МЕТОДИ

Для вирішення поставлених задач була запропонована наступна схема використання експериментальних та теоретичних методів досліджень (рис. 2.1).

Згідно обраної методології проводили аналіз світового досвіду щодо систем моніторингу за наявністю та мігруванням небезпечних сполук металів в урбоекосистемах. Теоретичні методи (аналізу і синтезу) використано для узагальнення інформації, одержаної з літературних джерел, та визначення основних напрямків дослідження. Експериментальні методи використано: для дослідження вмісту катіонів Pb, Cd, Ni, Zn, Cu у ґрунті та рослинах (атомно-абсорбційна спектрофотометрія); токсичності ґрунтів внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунті (біотестування); для створення технологій з фітостабілізації та фітоекстракції катіонів металів з ґрунту (вегетаційні досліді); для визначення буферної здатності ґрунту (спектрофотометричний, пікнометричний, гравіметричний та потенціометричний методи); при створенні карт забруднення ґрунтів сполуками металів (геохімічне картографування); для визначення достовірності експериментальних даних та встановлення залежностей між показниками (статистичні методи).

Результати узагальнення та отримані нові наукові результати використано як підґрунтя розвитку наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем. Невід'ємною складовою запропонованої методології було практичне впровадження в навчальному процесі вишів, в роботі організацій екологічного профілю, на промислових підприємствах та в житлово-комунальних господарствах елементів удосконаленої системи моніторингу.

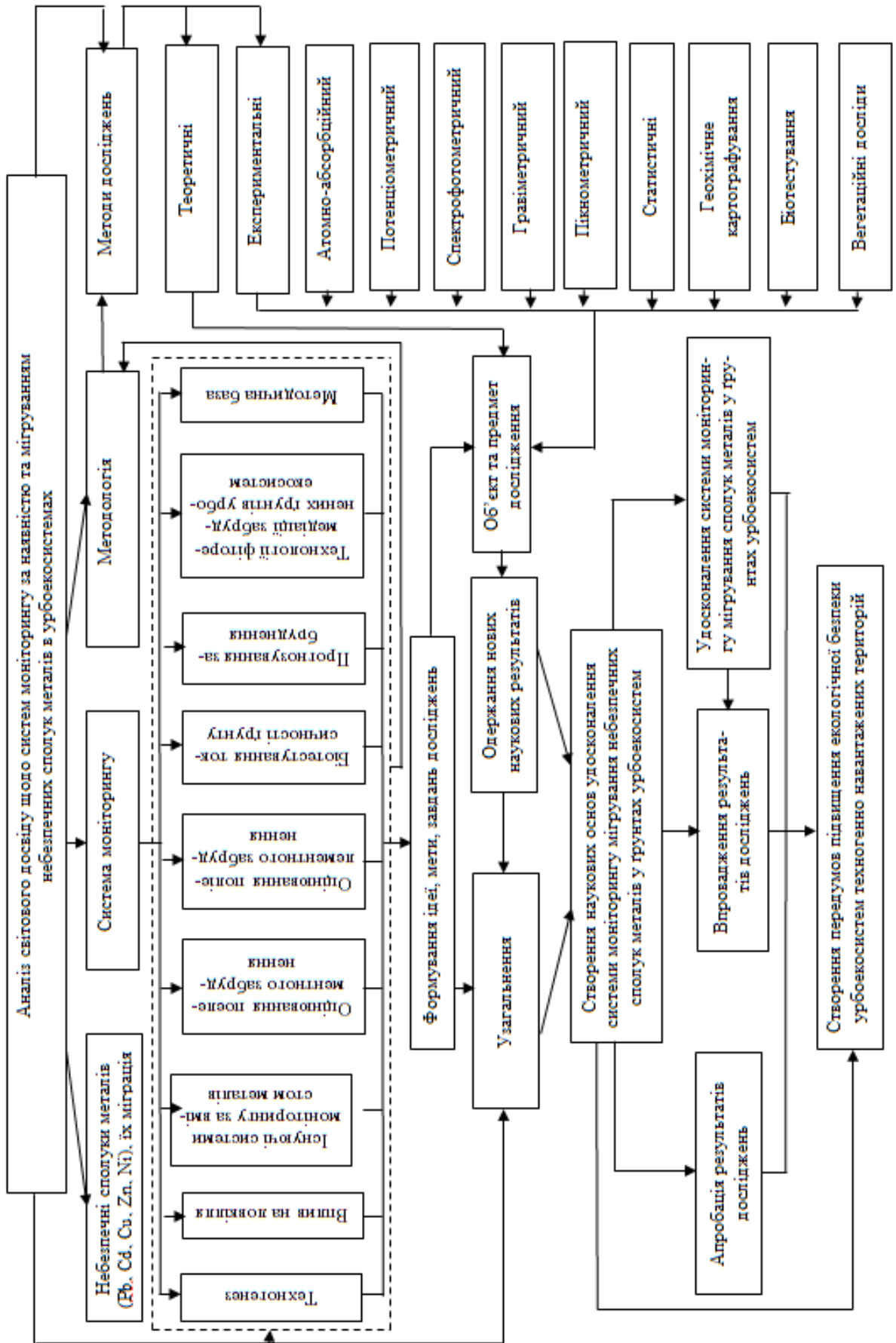


Рис. 2.1. Схематичне зображення методології проведення дисертаційних досліджень

Слід зазначити, що з існуючого на теперішній час, вигляду системи моніторингу за мігруванням небезпечних сполук металів у ґрунті випадають цілі підсистеми, а саме ті, котрі стосуються прогнозу та управління якістю ґрунтовим середовищем. Урахування специфіки досліджуваних забруднювачів та умов існування урбоєкосистеми передбачало залучення до кожної підсистеми додаткових показників, зокрема: надано обґрунтування визначення вмісту катіонів металів в ґрунті, що відносяться до сполук здатних до мігрування, за якими слід вести спостереження; створено систему комплексного оцінювання поелементного та поліелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистем небезпечними сполуками металів з урахуванням норм екологічної безпеки щодо їх токсичності, техногенності та обґрунтуванням запасів буферності відносно подальшого антропогенного навантаження; рекомендовано для прогнозування екологічної безпеки визначати екологічний ризик відповідно до ступеня техногенного навантаження; підбирати технології з відновлення забруднених ґрунтів, керуючись конкретними ґрунтово-геохімічними та антропогенними умовами. Перевірка удосконаленої системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у міських ґрунтах здійснена на прикладі урбоєкосистеми м. Дніпро, котра зазнала тривалого антропогенного впливу при розбудові та подальшому функціонуванні, що відбивається через значне техногенне навантаження на ґрунти.

## **2.1 Загальна характеристика природно-антропогенних умов м. Дніпро**

Місто Дніпро розташовано на межі Українського кристалічного масиву та Дніпровсько-Донецької западини, в середній течії р. Дніпро на північному вигині великого Дніпровського закруту в місці впадіння в нього р. Самари з координатами центру 48°27' півн.ш., 35°02' східн.д.

Ріка Дніпро перетинає територію міста та розділяє його на дві частини: лівобережну і правобережну. Ширина долини ріки в межах урбоєкосистеми

сягає 20 км, проте русло займає лише невелику найглибшу частину дна долини в 0,7-1,0 км.

Рельєф урбоєкосистеми м. Дніпро характеризується неоднорідністю та складністю будови, що, в свою чергу, відбивається через різноманітність міського ландшафту, а також інженерно-геологічні та екологічні умови планування забудови, а саме згідно Г.В. Пасічного (1993) відноситься до рівнинно-водороздільного та долинно-річного типів ландшафтів [36]. В межах території міста перевищення абсолютних відміток сягає 135 м. Придніпровська височина (120-185 м) складена породами стратиграфічно повної лесової формації, що залягають на породах неогену [46]. Поверхні території міста притаманне глибоке (120-134 м) та досить густе (0,8-0,9 км/км<sup>2</sup>) ерозійне розчленування в межах р. Дніпро з поступовим зменшенням інтенсивності по мірі віддалення. Прирічна частина правобережжя та переважна частина лівобережжя урбоєкосистеми знаходиться в межах Придніпровської низовини, яка є створеною річними наносами рівниною, що містить різноманітні елементи долинного комплексу р. Дніпро, насамперед, річні тераси різного віку утворення з абсолютними відмітками від 52,4 до 86,0 м [34]. На південь від гирла р. Самара Придніпровська лесова рівнина розділяється каньйовидною долиною прориву р. Дніпро на дві складові: Лівобережну Задніпровську та Правобережну Сурсько-Дніпровську лесові рівнини. В долину р. Дніпро виходять доволі короткі (2,5-4,0 км) балки – Таромська, Біла, Зелена, Дійовська, Сухий Яр, Аптекарьська, Рибаківська, Красноповстанчеська з крутизною схилів здебільшого 9-18° , а іноді і 55° та шириною днища 60-350 м; більшість долинних ярів з довжиною 0,1-1,0 км, а в деяких випадках і 1,3-1,5 км, як, приміром, у Дійовці і Таромському.

Антропогенний вплив позначається на сучасних морфологічних процесах, серед яких: ерозійно-ссувні явища притаманні балкам Сухий Яр, Таромська, Біла, Зелена, Аптекарьська, Дійовська, а також правим та частково лівим схилам Красноповстанчеської, Рибаківської та Зустрічної балок;

суфозії, котрі мають локальний характер розповсюдження, являють собою невеличкі провальні колодязі глибиною 1,5-2,0 м та пов'язані з “лесовим карстом” – механічним виносом глинистих часток через підняття рівня ґрунтових вод та витіків з підземних комунікацій.

Наслідком антропогенної діяльності на території міста є створення техногенних форм рельєфу, а саме: спланованих поверхонь терасових схилів, виїмок, ровів, насипів, дамб, кар'єрів і відвалів, що мають різні розміри та конфігурацію.

За принципами розподілення місцевості на геоморфологічній основі згідно палеографічних та екологічних аспектів [34] виділено наступні типи місцевості: заплавно-нижньотерасовий (заплава та нижня тераса р. Дніпро), середньотерасовий (середньочетвертинний геоморфологічний рівень, що чітко відбивається у рельєфі, як сходи заввишки 20-30 м над межевим рівнем р. Дніпро з плоскими або слабо нахиленими поверхнями, котрі відділяються від нижніх терас чітким, проте доволі крутим уступом), верхньотерасовий (поверхні та схили верхніх ранньочетвертинних надзаплавні тераси), водороздільний (самі верхні та древні тераси р. Дніпро та їх схили, плато межиріччя р. Дніпро та р. Мокра Сура – на правобережжі, плато р. Дніпро та р. Самара – на лівобережжі, Ігрень) та балочно-схильний (балочні яри, схили річних долин за межами плейстоценових терас з крутизною більш ніж 5°).

Місто Дніпро знаходиться у зоні помірно-континентального клімату, ступінь континентальності якого за Горчинським дорівнює 38,1 %. Незначна повторюваність тропічних і арктичних вторгнень коливається в межах 14-15 %, однак вони можуть спричиняти зниження температури до 20-25 °С за добу. Досить часто над досліджуваною територією знаходиться повітря помірних широт, причому, на відзнаку від континентального, морське повітря має меншу повторюваність і слабшає за рахунок усунення фронтів із заходу, пов'язаних з інтенсивною діяльністю циклонів у Європі [34].

Характеристика температури атмосферного повітря м. Дніпро, °С  
(виборка за 1948-2018 рр.)

Місяць	Середнє значення, °С	Абсолютний максимум		Абсолютний мінімум	
		°С	рік	°С	рік
Січень	-3,6	12,3	2005	-30,0	1950
Лютий	-3,4	17,5	1990	-27,8	1954
Березень	1,8	24,1	1983	-19,2	1987
Квітень	9,7	31,8	2012	-8,2	2003
Травень	16,2	36,1	2007	-2,4	2007
Червень	19,9	37,8	2009	3,9	1950
Липень	22,1	39,8	2002	5,9	1983
Серпень	21,4	40,9	2010	3,9	1970
Вересень	15,6	36,5	1994	-3,0	1986
Жовтень	9,0	32,6	1999	-8,0	2001
Листопад	2,0	20,6	2010	-17,9	1999
Грудень	-2,4	16,3	1999	-27,8	1997

Зима – нетривала і досить тепла для даної географічної широти, середня температура січня становить -3,6 °С, при мінімальній – -30,0 °С у 1950 р. та максимальній – +12,3 °С у 2005 р (табл. 2.1.1). На зимовому сезоні позначається переважаючий вплив циркуляційного фактору. Навпаки, радіаційний фактор зменшується внаслідок відносно малої висоти Сонця над обрієм, незначної тривалості дня, хмарності, що відбивається на значенні сумарної радіації 8-9 ккал за сезон. Зимовому сезону притаманні, по-перше, інтенсивний міжширотний обмін атмосферного повітря внаслідок розвиненої діяльності циклонів, котрий проявляється через часті відлиги, тумани та ожеледицю; а, по-друге – східний вплив, що, навпаки, пов’язаний з підсиленням сибірського антициклону, за умов якого переважають вітри



східного та південного напрямків, а також підсилюються морози.

Таблиця 2.1.2

Повторюваність напрямків вітрів, % (виборка за 1949-2018 рр.)

Місяць	Пн	Пн.С	С	Пд.С	Пд	Пд.З	З	Пн.З	Штиль
Січень	11	13	11	16	12	13	11	13	8
Лютий	14	10	10	18	12	12	10	14	8
Березень	14	13	11	14	15	11	8	14	9
Квітень	13	12	15	16	13	10	8	13	11
Травень	17	14	12	13	12	11	7	14	10
Червень	17	13	10	12	12	10	9	17	14
Липень	20	11	6	7	8	9	15	24	15
Серпень	19	11	8	8	11	8	13	22	17
Вересень	17	12	6	9	14	11	13	18	17
Жовтень	13	12	9	13	13	12	12	16	15
Листопад	10	13	19	21	11	9	7	10	10
Грудень	8	14	14	19	16	10	9	10	11
Рік	15	13	11	14	12	10	10	15	12

Навесні погодні умови стають досить мінливими, а саме: спостерігаються сильні поривчасті вітри також здебільшого південно-східного напрямку (табл. 2.1.2), котрі можуть супроводжуватись пиловими бурями. Наприкінці сезону міжширотний обмін слабшає, проте підсилюється радіаційний фактор, що визначає зростання температури повітря за рахунок прогріву земної поверхні, зменшення повторюваності туманів та сильних вітрів.

Літо в м. Дніпро помірно тепле, іноді навіть жарке, часто посушливе з середньою температурою в липні  $+22,1$  °С при максимальній –  $+39,8$  °С у

2002 р. та мінімальній – +5,9 °С у 1983 р. Влітку переважають північно-західні потоки середня швидкість вітрів становить 3,8-3,9 м/с, що є найменшими значеннями впродовж року. Визначений період характеризується великою кількістю ясних днів, збільшенням кількості опадів і активною грозовою діяльністю (червень), хоча також можливі посухи та суховії.

Осінні атмосферні процеси дублюють весняні у зворотному напрямку, так починаючи з листопада збільшується число випадків утворення адвективних туманів та ожеледиці. Досить часто спостерігається похмура погода з дощем. Друга половина осені характеризується підсиленням діяльності західних циклонів внаслідок збільшення контрастності температури між сушею та морем, яка супроводжується підсиленням південно-західних та північно-західних вітрів.

Кількість атмосферних опадів становить 539 мм за рік, з них на вегетаційний період припадає 278 мм (табл. 2.1.3), що за умов температур більше ніж +10 °С протягом дня, створює досить комфортні умови для росту й розвитку фітоценозів м. Дніпро.

Таблиця 2.1.3

Характеристика атмосферних опадів м. Дніпро, мм  
(виборка за 1949-2018 рр.)

Місяць	Норма, мм	Місячний мінімум, мм	Місячний максимум, мм	Добовий максимум, мм
Січень	45	9	103	21
Лютий	43	3	102	31
Березень	43	4	106	29
Квітень	38	0,1	100	29
Травень	42	4	139	68
Червень	60	2	152	55

Продовження табл. 2.1.3

Місяць	Норма, мм	Місячний мінімум, мм	Місячний максимум, мм	Добовий максимум, мм
Липень	54	1	133	47
Серпень	43	0,3	217	82
Вересень	41	0,7	133	47
Жовтень	37	2	119	50
Листопад	46	5	126	55
Грудень	47	7	120	47

Весняні опади в поєднанні із таненням снігу спричиняють підвищення міграційної здатності екологічно небезпечних сполук металів в ґрунті тому для встановлення максимально можливої токсичності, котру здатен спричинити наявний рівень забруднення доречно відбирати проби навесні, що й встановлює загальноприйнятий регламент [38].

Природній рослинний покрив міста утворився в умовах недостатнього зволоження, що, в свою чергу, позначилось через переважання на межиріччях трав'янистої посухостійкої степової рослинності, головним чином багаторічних ксерофітних дерновинних злаків (Є.М. Лавренко, 1954) із родів ковила (*Stipa*), костриці (*Festuca*), житняка (*Agropyron*), келерії (*Koeleria*), котрі створюють основу рослинних угруповань і складають максимум їх фітомаси у степах [24]. У структурі травостану роль різнотрав'я, до складу якого входять види з різною будовою кореневої системи, а саме: стрижнекореневі рослини – види родів гвоздика (*Dianthus*), волошка (*Centaurea*), кореневищні рослини – види родів вероніка (*Veronica*), підмаренник (*Galium*), кореневопаросткові рослини – полин австрійський (*Artemisia austriaca*); знижується з півночі на південь за А.Л. Бергальдом (1971) [4]. Степова рослинність, крім чорноземів, також зустрічається на пісках, супісках, кам'янистих схилах і солонцюватих ґрунтах, відповідно

утворюючи, за Є.М. Лавренко (1954), псамофільні, геміпсамофільні, петрофільні та галофільні варіанти степових угруповань, що зберігають загальні риси зональних фітоценозів.

Внаслідок антропогенного впливу та техногенних порушень в межах м. Дніпро сформувалися специфічні екотопи, як то звалища, пустирі, придорожні ділянки, парки, сквери, котрі перешкоджають природному поновленню рослинності, що свідчить про поступову заміну природних угруповань на культурні або, краще кажучи, напівкультурні за рахунок проникнення в них інвазійних видів з подальшим формуванням спонтанних угруповань. В умовах інтенсивного надходження небезпечних сполук металів в ґрунт домінантною стає резистентна до забруднення флора.

Місто займає площу в 390,8 км<sup>2</sup>, з неї забудованої частини – 55,0 %, ландшафтно-рекреаційних територій – 30,0 %, водних та інших поверхонь – 15,0 % [34]. Його протяжність становить із півночі на південь – 22 км, а із сходу на захід – 33 км. Чисельність населення – 984 тис. чол. станом на 01.01.2016 р. при щільності – 2811 чол. на км<sup>2</sup>.

На думку В.О. Павлова (2000) сучасна архітектурно-планувальна структура м. Дніпро неадекватно відбиває особливості його природних комплексів і об'єктів, що в спорідненості з подрібненістю функціонально-планувальних зон утворює строкатість щодо розподілення локальних екологічних ситуацій та території міста, а саме, сприяє виділенню більш ніж 150 урбоекотопів – екологічних ділянок міської території, близьких за характеристиками природно-територіальних комплексів, архітектурно-планувальних функцій, часу та методів містобудівельного освоєння, умов мешкання населення, тощо [34]. Серед сукупності урбоекоекологічних ділянок виділяють наступні групи: сельбищну, промислову та ландшафтно-рекреаційну (зелену) зони. З точки зору проведення моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро сельбищну зону доцільно поділяти на висотну забудову та приватний сектор, адже можливе їх різне функціональне використання – не тільки для створення

стійкого фітоценозу, як в першому випадку, а й з сільськогосподарською метою, що в значній мірі розповсюджено в периферійних районах міста.

Місто Дніпро поділяється на 8 адміністративних районів, три з яких знаходяться на лівобережній, а п'ять – на правобережній частині міста (табл. 2.1.4).

Таблиця 2.1.4

## Характеристика адміністративних районів м. Дніпро

Розташування	Район	Рік заснування	Площа, га	Населення, тис. чол
Лівобережжя	Амур-Нижньодніпровський	1918	7162,6	154,4
	Індустріальний	1969	3267,9	132,7
	Самарський	1977	6683,4	77,9
Правобережжя	Новокодацький	1920	8870,2	151,7
	Соборний	1935	4409,3	169,5
	Центральний	1932	1040,3	67,2
	Чечелівський	1933	3589,7	120,6
	Шевченківський	1973	2679,4	152,0

Базисом промисловості міста є металургійний комплекс, продукція якого становить 6,9 % від загального обсягу виробництва чорної металургії України, в тому числі: труб – 51,4 %, сталі – 5,3 %, чавуну – 5,0 %, прокату – 4,4 %, коксу – 4,0 %. Основні підприємства галузі: ПАТ “Євраз Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського”, ВАТ “Дніпрококс”, ПАТ “Комінмет”, ПАТ “Дніпропетровський трубний завод”, ПАТ “ІНТЕРПАЙП Нижньодніпровський трубопрокатний завод”.

Машинобудівна та металообробна промисловості міста у загальнодержавному виробництві машинобудівного комплексу становлять 10,5 %. Серед її пріоритетних напрямків слід виділити металургійне,

транспортне, електротехнічне, гірничо-шахтне і гірничорудне, будівельно-шляхове й комунальне, хімічне і полімерне машинобудування, верстатобудування; а провідних підприємств – ПАТ “Дніпропетровський машинобудівний завод”, ПАТ “Дніпроважмаш”, ВАТ “Дніпропрес”, ПАТ “Дніпровагонрембуд”, науково-виробниче об’єднання “Дніпропетровський електровозобудівний завод”. Продукція галузі представлена тракторами, пресами, вагоноопрокидувачами, шлаковозними чашами, трамваями, тролейбусами, магістральними електровозами.

Місто Дніпро є одним із світових центрів ракетно-космічного будування. Так, ДП ВО “Південний машинобудівний завод” та Конструкторське бюро “Південне” розробили і виготовляють екологічно чисті ракетноносії “Зеніт” та космічні апарати в рамках реалізації міжнародного проекту “Морський старт”.

Хімічну галузь в місті представляють сім промислових підприємств, серед продукції яких лакофарбові матеріали, мінеральні добрива, гумотехнічні вироби для багатьох галузей – космосу, повітряного транспорту, понад 80 типорозмірів шин, у тому числі великогабаритних та низького тиску для сучасної сільськогосподарської техніки. Продукція галузі становить 7,5 % обсягів виробництва хімічної промисловості України та експортуються у 30 країн світу.

Також в м. Дніпро розвинуті легка, харчова та переробна промисловості, а саме, виробляється 5,6 % обсягу продуктів харчування в Україні.

## **2.2 Джерела надходження небезпечних сполук металів**

### **в ґрунти урбоекосистеми м. Дніпро**

В ґрунти урбоекосистеми небезпечні сполуки металів надходять здебільшого осаджуючись з викидами промислових підприємств та автотранспорту, проте не слід виключати такі шляхи, як стічні води, вимивання атмосферними опадами із стіттезвалищ, додаткове внесення з

мінеральними добривами, що стосується периферійних районів приватного сектору.

На території м. Дніпро розташовано 237 промислових підприємств різних галузей народного господарства, як то електроенергетика, металургія, машинобудування, будівельна промисловість, комунальне господарство, котрі, в свою чергу, продуцують цілу низку викидів в атмосферне повітря (табл. 2.2.1), з них сполуки, що містять в своєму складі катіони металів викидають тільки 74 підприємства. Так, за 2014 р. загальна кількість металів, що надійшла в повітря м. Дніпро становить 102,3 т, тобто 1,382 т в середньому припадає на кожне підприємство, при антропогенному навантаженні в 0,253 т на 1 км<sup>2</sup> або 0,1039 кг на людину.

Таблиця 2.2.1

## Забруднювачі в зоні впливу промислових підприємств м. Дніпро

Галузь господарства	Джерела забруднення	Забруднювачі
Електроенергетика	Спалювання вугілля на ТЕС	B, Pb, Mo, Ge, Be, Li, V, Ni, Cu, Zn, Ag, W
	Спалювання мазуту на ТЕС	V, Ni, Cr, Zn, Mo, W, Pb, Cu, Ag, Sn
Кольорова металургія	Виробництво кольорових металів із руд і концентратів	Pb, Zn, Cu, Ag, Sn, Bi, As, Cd, Sb, Hg, Se
Чорна металургія	Виробництво легованих сталей	Co, Mo, Bi, W, Zn, Pb, Cd, Cr, Sn, Sb, Mn, B
	Залізорудне виробництво	Pb, Ag, As, Zn, W, Co, V
Машинобудівна та металообробна промисловість	Підприємства з термічною обробкою металів	Pb, Zn, Ni, Cr, Hg
	Виробництво акумуляторів	Pb, Ni, Cd, Sb, Ag, Bi, Sn, As, Co, Cu, W, In

## Забруднювачі в зоні впливу промислових підприємств м. Дніпро

Галузь господарства	Джерела забруднення	Забруднювачі
Будівельна промисловість	Виробництво цементу, бетонних виробів	Fe, Ni, Cu, CR, Hg, Sr, Zn, F, Sb, Bi, W, Mo, Ba
	Виробництво керамзиту	Pb, W, Ag, Bi, Mo, Co, Zn, Cu, Li, Ni, V, Cr
	Виробництво перлітових плит	W, Sb, Mo, Pb, Sn, Sr, V, Co, Ni, Zn, Cu
	Виробництво вогнетривів	Sb, Pb, Bi, V, Cu, Cr, Zn, Nb
Комунальне господарство	Переробка і утилізація твердих побутових відходів	V, Pb, Cd, Sn, Cu, Ag, Zn

Поелементно антропогенне навантаження на територію та мешканців міста представлено в табл. 2.2.2. Найбільший внесок в аерогенне забруднення здійснюють наступні промислові підприємства: ПАТ “Євраз Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського”, ПАТ “ІНТЕРПАЙП Нижньодніпровський трубопрокатний завод”, ДТЕК Придніпровська ТЕС, ДП ВО “Південний машинобудівний завод”, ПрАТ “ІнтерМікро Дельта, Інк (Дніпрошина)”, ПрАТ “Іста-Центр”, ПАТ “Дніпрометиз”. Сумарний об’єм викидів від зазначених підприємств становить майже 2/3 від загальної кількості по місту (табл. 2.2.3). Протягом 2015 р. викиди небезпечних сполук металів в атмосферне повітря зменшились у 2 рази внаслідок економічного регресу в народному господарстві України. Найбільша частка у аерогенному забрудненні ґрунтів м. Дніпро викидами промислових підприємств належить Pb і Zn – це 0,819 і 2,419 тис. т у 2015 р. На основі аналізу таблиці поряд із ними до програми моніторингу були залучені Cu, Ni і Cd, як такі, що, по-перше, відносяться до I-II класу небезпеки, по-друге, їх викиди досить значні, адже перевищують



0,5 тис. т на рік, а, по-третє, не відбулося їх різкого зниження, як приміром у Cd.

Таблиця 2.2.2

Викиди металів та їх сполук в атмосферне повітря від стаціонарних джерел в м. Дніпро за 2014 рік

Назва	Підприємства з викидами металів та їх сполук в атмосферне повітря від стаціонарних джерел забруднення, од.	Всього викинуто в атмосферу металів та їх сполук, т	Викинуто в середньому 1 підприємством, т	Обсяги викидів у розрахунку на душу населення, кг	Викинуто в середньому на 1 км <sup>2</sup> , т
Арсен та його сполуки	3	1,365	0,455	0,0014	0,003
Ванадій та його сполуки	2	0,916	0,458	0,0009	0,002
Залізо та його сполуки	67	84,420	1,260	0,0858	0,209
Кадмій та його сполуки	3	0,508	0,025	0,0005	0,001
Мідь та її сполуки	13	2,061	0,169	0,0021	0,005
Нікель та його сполуки	11	1,521	0,138	0,0015	0,004
Ртуть та її сполуки	4	0,451	0,113	0,0005	0,001
Свинець та його сполуки	12	1,972	0,164	0,0020	0,005
Хром та його сполуки	17	1,876	0,110	0,0019	0,005
Цинк та його сполуки	13	4,404	0,339	0,0044	0,011
Манган та його сполуки	50	2,806	0,056	0,0029	0,007

Таблиця 2.2.3

Викиди металів та їх сполук в атмосферне повітря від стаціонарних джерел екологічно небезпечних об'єктів у м. Дніпро за 2014-2015рр., тис. т. в рік

Найменування забруднюючої речовини	ПАТ "Свраз Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського"		ПАТ "ІНТЕРПАЙП Нижньодніпровський трубопрокатний завод"		ДТЕК Придніпровська ТЕС		ДП ВО "Південний машинобудівний завод"		ПрАТ "ІнтерМікро-Дельта, Інк" Дніпрошина		ПрАТ "Іста-Центр"		ПАТ "Дніпрометиз"	
	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
Метали та їх сполуки	41,455	5,032	13,579	15,379	10,556	11,083	0,227	0,034	0,918	0,006	0,039	0,059	0,286	0,346
Арсен та його сполуки					1,362	0,658								
Ванадій та його сполуки					0,003	0,376			0,913					
Залізо та його сполуки	40,562	4,263	13,261	15,104	0,284	5,542	0,224	0,026	0,004	0,002	0,018	0,11	0,079	0,041
Кадмій та його сполуки	0,007	0,006												
Мідь та її сполуки	0,133	0,156			0,959	0,465	0,001							
Нікель та його сполуки	0,036	0,035	0,002	0,001	1,094	0,531								
Ртуть та її сполуки	0,029	0,033			0,418	0,190								
Свинець та його сполуки	0,035	0,034			1,510	0,737		0,001			0,21	0,047		
Хром та його сполуки	0,016	0,020	0,113	0,090	1,416	0,695		0,001						
Цинк та його сполуки	0,415	0,408	0,004	0,004	3,490	1,703		0,001					0,201	0,303
Алюмінію оксид							0,002	0,002						
Манган та його сполуки	0,222	0,174	0,199	0,180	0,020	0,186		0,003	0,001	0,001		0,001	0,004	0,002

Розгалужена система автомобільних доріг, що рівномірно покриває територію м. Дніпро, представлена магістральними дорогами звичайного (не швидкісного) типу з 1-4-ма полосами руху, за виключенням, з невеликим припущенням, Слобожанського проспекту, вул. Запорізьке шосе, вул. Донецьке шосе, проспекту Богдана Хмельницького, частково Набережної Перемоги та Набережної Заводської, які виконують функції швидкісних доріг, хоча й не відповідають всім вимогам що пред'являють до даного класу, а саме: не завжди існує розділювальна смуга потрібної ширини, зустрічається доступ на дорогу з примиканнями в одному рівні, тощо. Транспортна мережа м. Дніпро дещо застаріла і не відповідає наявним потребам міста, досить часто жваві транспортні потоки перетинають приватну забудову, в часи пік зустрічаються суцільні пробки на пр. Гагаріна, пр. Дмитра Яворницького, при виїзді на центральний міст із Слобожанського проспекту, Січеславській Набережній, тощо. Слід відзначити також, що шкідливий вплив автомобільного транспорту на ґрунт урбоекосистем потрібно не зводити тільки до етапу експлуатації, а й розуміти дещо ширше, особливо в аспекті надходження небезпечних сполук металів в урбоекосистему (рис. 2.2.1).

За свідченням Є.Є. Петрової та Є.В. Райхерт (2013) наявність автомобільних доріг зумовлює підвищення вмісту сполук Pb і Zn в ґрунтах примагістральних територій іноді до 200 м [37].

Цинк надходить у пришляховий простір внаслідок стирання деталей, ерозії оцинкованих поверхонь, зносу шин, за рахунок використання в маслах присадок, які містять сполуки зазначеного металу, а саме як антиокислювальні присадки до моторних масел використовують діалкіл- та діарілдітіофосфати Zn, що суттєво поліпшує антиокислювальні властивості та зменшує знос деталей. Масова доля Zn в моторних мастилах складає для бензинових двигунів – 0,09-0,12 %, а для дизельних – 0,05-0,10 % [23, 39]. Після відмови від використання сполук Cd при вулканізації резини з подальшою заміною їх на сполуки Zn, стертя автомобільних шин також є

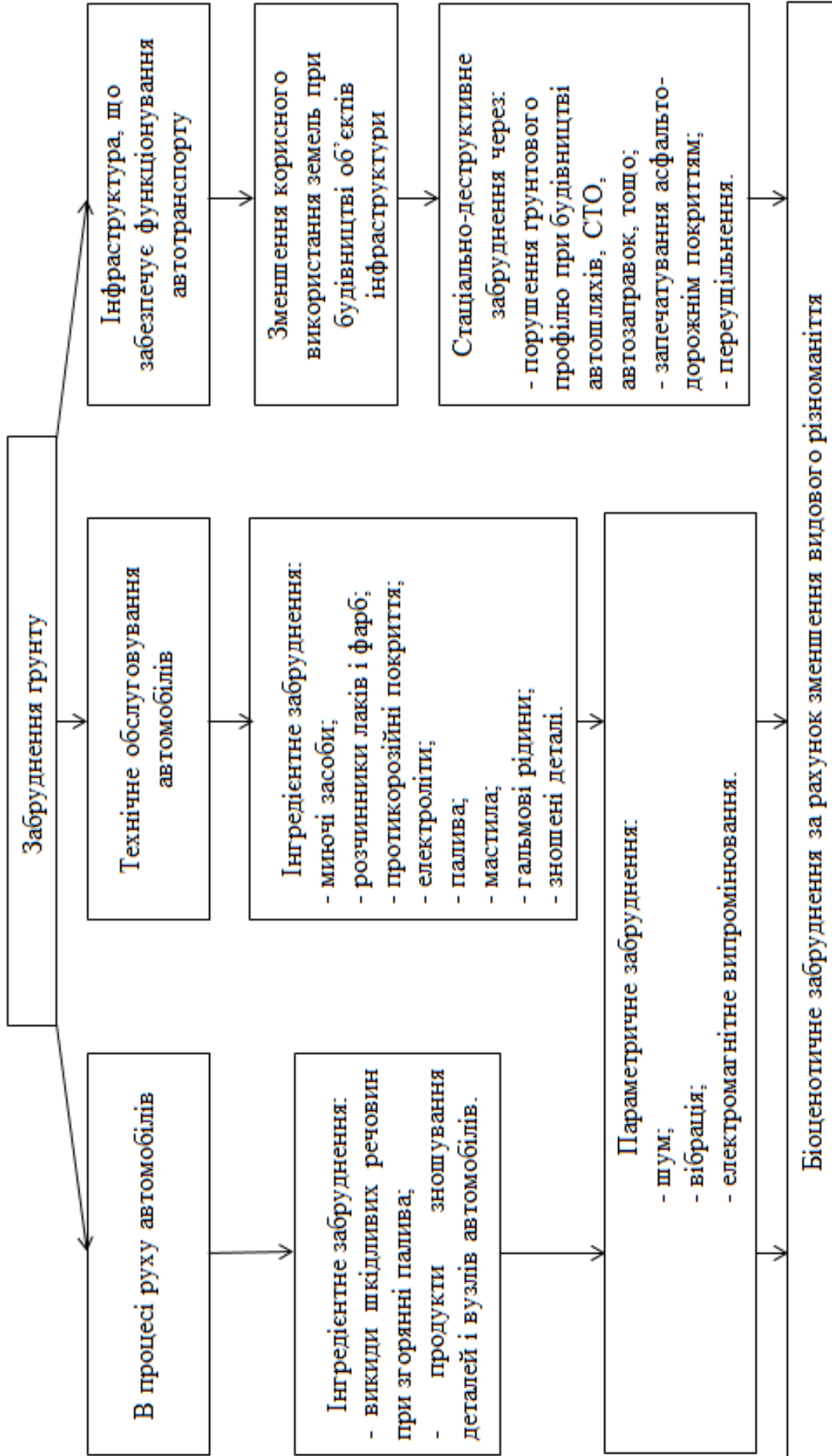


Рис. 2.2.1. Шкідливий вплив автогосподарства на ґрунт урбокосмосу

джерелом надходження цього металу в ґрунт приміагістральної території. Останнім часом для боротьби з корозією широко використовують оцинковку кузовних деталей автомобілів, насамперед днища, що також надає істотний внесок в забруднення ґрунту пришляхового простору.

Сполуки свинцю надходять до ґрунту шляхом осадження на його поверхню вихлопних газів автомобілів. Підвищення октанового числа бензину раніше досягали додаванням до бензину етилової рідини, до якої входять тетраетилсвинець  $Pb(C_2H_5)_4$  і так звані “виносні”:  $\alpha$ -хлорнафтаген з бромідом етилу чи дібромметану або дібромпропану, які в камері згоряння перетворюють сполуки  $Pb$  в газоподібні речовини, що викидаються з циліндрів двигуна разом із відпрацьованими газами в приземний шар атмосферного повітря [27]. У відпрацьованих газах свинець також міститься як аерозоль оксидів свинцю і сполук свинцю з бромом або хлором у вигляді солей [14]. З 2013 р в Україні дозволено використовувати етильований бензин, незважаючи на те, що на 1 т цього відпрацьованого палива припадають, як викиди:  $CO - 0,270$  т,  $C_mH_n - 0,034$  т,  $NO_x - 0,028$  т,  $SO_x - 0,010$  т, сажі – 0,800 кг/т, сполук свинцю – 0,330 кг/т [42]. За даними Є.П. Парфьонові (2011) щорічно внаслідок спалювання рідкого палива в повітря надходить від 180 до 260 тис. т часток  $Pb$ , що в 60-130 разів перевищує його природне надходження при вулканічних виверженнях [35].

Щільна мережа, яка притаманна території м. Дніпро, забезпечує умовно рівномірне розповсюдження металів-забруднювачів, що ще раз підтверджує доцільність їх включення до програми моніторингових досліджень.

### 2.3 Створення системи моніторингу

При розробці системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистеми керувались наступними завданнями, котрі вона мала успішно вирішувати за умов впровадження, а саме:

- своєчасно виявляти так звані hot spots – відхилення від санітарно-гігієнічних нормативів та оптимальних значень природного і

урбанізованого геохімічних фонів;

- адекватно оцінювати розвиток негативних процесів поліелементного забруднення та спричинену ним токсичність за реакцією тест-рослин;
- обумовлювати вибір конкретної технології з фіторемедіації території, що зазнала антропогенного навантаження з урахуванням особливостей земель різного функціонального призначення в межах міста;
- здійснювати прогноз шляхом встановлення екологічного ризику виникнення загрози втрати ґрунтом своїх екологічних функцій.

На підготовчому етапі при ознайомленні з досліджуваною територією було проведено збір і аналіз матеріалів організацій санітарно-епідеміологічної служби, служби охорони родючості ґрунтів та землеустрою, екологічної безпеки, геологорозвідки та інших джерел, що містили інформацію з наступних питань:

- структури функціонального призначення земель, розташування промислових підприємств, житлових масивів (у тому числі сектора індивідуальної забудови), об'єктів комунального господарства (у першу чергу – з утилізації побутових відходів), автомагістралей з інтенсивним рухом, тощо;
- структури промисловості, а саме, обсяги й способи викидів пилу та газуватих летких сполук в атмосферне повітря, скидів забруднених стічних вод, складування та захоронення відходів виробництва з обов'язковим визначенням класу забруднюючих речовин;
- модулю техногенного навантаження на 1 км<sup>2</sup> досліджуваної території;
- відомостей щодо ґрунтового покриву обстежуваної території та прилеглих земель з урахуванням запечатування асфальто-дорожнім покриттям;
- гідрогеологічних особливостей території (глибина та мінералізація ґрунтових вод, площа та періодичність підтоплення земель, джерела водопостачання та каналізації, розташування каналів дренажної мережі, ставків-накопичувачів, тощо);

- відомостей щодо забруднення атмосфери (джерела емісії забруднювачів, обсяги викидів, їх періодичність та тривалість, наявність залпових викидів, переважний напрямок та швидкість вітрових потоків за середньорічною розою вітрів);
- краєзнавчих матеріалів з історії забудови території, розвитку промисловості [3].

На основі одержаної інформації для оцінки мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро була сформована мережа моніторингу шляхом нанесення сітки (2 км × 2 км) на його територію з фіксуванням координат кожної точки та внесенням їх у Google earth, що, в свою чергу, надало можливість виділити 65 ключових ділянок відбору проб з наступним розподіленням: лівобережжя – 21, правобережжя – 44; за районами – Амур-Нижньодніпровський – 13, Індустріальний – 5, Новокодацький – 12, Самарський – 8, Соборний – 8, Центральний – 3, Чечелівський – 9, Шевченківський – 7; за характером функціонального призначення – промислова зона – 9, висотна забудова – 13, приватний сектор – 26, зелена (рекреаційна) зона – 17 (табл. 2.3.1).

Таблиця 2.3.1

Розподілення ділянок відбору проб ґрунту по території м. Дніпро

Район	Всього ділянок відбору	Характеристика ділянок відбору проб			
		Промислова зона	Висотна забудова	Приватний сектор	Зелена зона
Амур-Нижньодніпровський	13	1	-	9	3
Індустріальний	5	2	2	1	-
Новокодацький	12	-	4	4	4
Самарський	8	1	-	4	3
Соборний	8	-	3	1	4

Продовження табл. 2.3.1

Район	Всього ділянок відбору	Характеристика ділянок відбору проб			
		Промислова зона	Висотна забудова	Приватний сектор	Зелена зона
Центральний	3	-	2	-	1
Чечелівський	9	4	-	5	-
Шевченківський	7	1	2	2	2

В ході проведення польового ґрунтового-геохімічного дослідження були обрані ключові ділянки, як найменші геоморфологічні одиниці ландшафту, котрі в достатній мірі відображали генезис і властивості ґрунту, ґрунотворної породи, рельєфу, рослинності, гідрології території та її використання. Місцезнаходження ключових ділянок наведено в Додатку А.

Ділянка відбору проб становила близько 200 м<sup>2</sup>. Розподіл місць відбору точечних проб був рівномірним, за умов уникання нетипових форм мікрорельєфу (ями, канами, промоїни), вогнищ, куп сміття, візуально-неоднорідних за складом і кольором плям [3]. Проби ґрунту відбирали методом конверту з глибини 0-10 см, репрезентативна проба складалася з 25 індивідуальних проб [50]. Відбір ґрунтових проб та підготовку їх до аналізу здійснювали згідно вимог діючих стандартів, а саме: ГОСТ 17.4.3.01-83 “Охорона природи. Ґрунти. Загальні вимоги до відбору проб” [8] та ГОСТ 17.4.4.02-84 “Охорона природи. Ґрунт. Методи відбору та підготовки проб до хімічного, бактеріологічного та гельмінтологічного аналізу” [9].

Для об’єктивної оцінки ступеня забруднення міських ґрунтів було встановлено урбанізований фоновий вміст елементів, притаманний території м. Дніпро, що являв собою середній вміст катіонів металів у ґрунтах урбанізованої території, який, в свою чергу, складається з природного геохімічного фону та накладеного на нього загального забруднення території [3]. За природний геохімічний фон катіонів металу було прийнято їх вміст в зональному ґрунті для Північного Степу України – чорноземі звичайному



малогумусному важкосуглинковому на лесі, що сформувався під різнотравно-типчакowo-ковильною рослинною асоціацією в умовах непромивного водного режиму і є найбільш близьким за генезисом та гранулометричним складом до міських ґрунтів. Еталонним ґрунтом виступав чорнозем звичайний, що знаходився в нативних умовах на території Ерастівської дослідної станції Інституту сільського господарства степової зони Національної академії аграрних наук України (С.М. Крамарьов, 2015), котра розташована на відстані понад 30 км від джерел викидів з підвищеним рівнем техногенного навантаження. Значення природного геохімічного фону вмісту катіонів екологічно небезпечних металів для чорнозему звичайного наведено в табл. 2.3.2.

Таблиця 2.3.2

Фоновий вміст катіонів металів в чорноземі звичайному, мг/кг

Елемент	Вміст катіонів металу	
	у сполуках після кислотної обробки ґрунту (валовий вміст)	вилучених із сполук ААБ з рН 4,8, (рухомі форми)
Ni	11,5	0,20
Cd	0,39	0,10
Cu	13,35	0,14
Pb	22,40	0,10
Zn	39,60	1,08

Як видно з табл. 2.3.2 чорнозем звичайний характеризувався середньою забезпеченістю Cu та Zn, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8, для рослин з низьким виносом поживних речовин, в той час як рослини з підвищеним та високим виносом відчували їх нестачу, що зумовлюється закріпленням катіонів металів органічними комплексами через високий вміст гумусу (на рівні 3,0-3,5 мг/кг), притаманний даному типу ґрунту. Низький рівень

рухомості, в межах 0,5-2,7 % від валового вмісту, спостерігався по всім досліджуваним елементам за виключенням кадмію.

#### **2.4 Обґрунтування вибору використання різних витягів для визначення катіонів вилучених із сполук металів з різною здатністю до мігрування при проведенні моніторингу ґрунту**

При проведенні моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у міських ґрунтах постає проблема вибору їх форм для оцінки рівня забруднення. Зазвичай обмежуються використанням тільки валового вмісту катіонів металів після кислотної обробки ґрунту, проте за умов високої буферної здатності цей показник не буде інформативним стосовно фітотоксичності забрудненого ґрунту.

Катіони металів знаходяться в ґрунті у таких формах: в кристалічній решітці первинних і вторинних мінералів, поглинені мінеральними і органічними речовинами; в органічній речовині, у формі хелатів; у вигляді водорозчинних солей; поглинені мінеральними колоїдами ґрунту; в рослинних залишках і мікробних клітинах; у формі важкорозчинних комплексів з органічною речовиною, тощо. В екології, як правило, виділяють чотири форми:

- водорозчинні форми;
- рухомі форми, що показують доступність катіонів металів для кореневої системи рослин (елюент ацетатно-амонійний буферний розчин (ААБ), рН 4,8);
- потенційно-рухомі або активні (елюент 1Н НСl);
- валовий вміст, який в незабруднених ґрунтах обумовлюється наявністю цих елементів в материнській породі і визначається генезисом, фаціальними відмінностями, а також процесами ґрунтоутворення [25].

Класифікація форм сполук металів ґрунтується на методах виділення форм і можливості переходу сполук елементів в різні розчинники: водорозчинні, іонообмінні, кислоторозчинні, фіксовані та ін. При

антропогенному надходженні сполук металів в ґрунт відбуваються наступні процеси: розчинення в рідкій фазі ґрунту; іонообмінні реакції; поглинання у вигляді колоїдних форм; утворення слабкорозчинних неорганічних сполук (фосфатів, карбонатів, сілікатів); утворення слабкорозчинних комплексних сполук з органічною речовиною [19].

Валовий (загальний) вміст катіонів металів, що визначають після кислотної обробки, свідчить про запас цих елементів в міських ґрунтах, який, може бути, як природного, так і техногенного походження, однак в силу їх буферної здатності не є інформативним показником наявності реальної небезпеки забруднення [60]. Вміст екологічно небезпечних металів після кислотної обробки забезпечує первинну оцінку стану міського ґрунту з урахуванням регіонального фонового рівня цих елементів, його зміни в залежності від гранулометричного складу, вмісту гумусу, реакції ґрунтового середовища, наявності у ґрунтоутворюючій породі, геоморфологічного положення ґрунтів та інших не менш важливих факторів.

Для оцінки токсичності забруднених ґрунтів використовують витяг ААБ з рН 4,8, який надає змогу визначити рухомі форми металів – компоненти гетерогенної ґрунтової системи сполук хімічних елементів, а саме: речовини ґрунтового розчину; сполуки зі складу твердих фаз ґрунту, що знаходяться в стані динамічної рівноваги з хімічними елементами ґрунтового розчину [33]. Зазначені сполуки металів здатні до мігрування, можуть розчинятися корневими ексудатами з рН 4,8 і поглинатися рослинами у зв'язку, з чим становлять загрозу надмірного накопичення в продукції рослинництва на присадибних ділянках приватної забудови. Співвідношення між вище переліченими формами обумовлюється реакціями сорбції – десорбції, осадження – розчинення, іонного обміну, комплексоутворення, на які істотний вплив здійснюють: реакція ґрунтового середовища; запаси гумусу; наявність глинистих мінералів, полуторних оксидів, карбонатів кальцію. Проте використання витягу ААБ з рН 4,8 щодо визначення вмісту катіонів металів, які відносяться до сполук з високою

міграційною здатністю, для екологічної оцінки токсичності ґрунтів урбоекосистеми проблематично, тому що на мігрування значний вплив спричиняє реакція ґрунтового середовища, яку можуть змінювати, підкислені викидами промислових підприємств, атмосферні опади. Пріоритетними забруднювачами будь-якого промислового підприємства є  $\text{SO}_2$  і  $\text{NO}_x$ , вони, в свою чергу, вступаючи в реакцію з молекулами води, утворюють кислоти і у вигляді атмосферних опадів потрапляють у ґрунт, в зв'язку з чим, навколо промислових агломерацій створюються техногенні поліелементні ареали, де забруднення небезпечними сполуками металів супроводжується зниженням рівня рН, яке не в змозі нівелюватися захисною буферною здатністю ґрунту.

Найбільш ефективним витягом для вилучення катіонів металів з ґрунтів урбоекосистем, що відбиває техногенне забруднення, є 1Н НСІ, адже потенційно-рухомі форми металу свідчать про ту його кількість, яка може бути доступною для рослини при можливому підкисленні реакції ґрунтового середовища [60]. Різниця між величинами вмісту катіонів металів, вилучених за допомогою 1Н НСІ і ААБ з рН 4,8, в міських ґрунтах здебільшого невелика, на відміну від фону за рахунок більш кислої реакції ґрунтового середовища. Отже, при виборі витягів вилучення катіонів металів з ґрунтів для оцінки рівня забруднення території урбоекосистеми при проведенні екологічного моніторингу слід враховувати дію супутніх факторів, тому найбільш інформативними показниками будуть їх рухомі, потенційно-рухомі форми та валовий вміст.

Валовий вміст досліджуваних металів (Cd, Pb, Zn, Cu і Ni) визначали атомно-абсорбційним методом після кислотної обробки ґрунту, потенційно-рухомі форми – у витягу 1Н НСІ, рухомі форми – у витягу ААБ з рН 4,8 за стандартними методиками [28, 31].

## **2.5 Методика оцінювання ступеня антропогенної трансформації ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро**

Порівняльне екологічне оцінювання стану міського ґрунту трансформованого внаслідок будівельної діяльності з накладанням забруднення внаслідок мігрування небезпечних сполук металів в процесі функціонування урбоєкосистеми м. Дніпро проводили відносно зонального ґрунту для Північного Степу України – чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового користуючись допрацьованими “Методическими указаниями по оценке городских почв...” [32], шляхом включення до запропонованої методики обов’язкового визначення ступеня трансформації за морфологічним складенням ґрунтового профілю та вибору найбільш інформативних показників щодо його деградації, як то глибина гумусованого профілю, каменястість в шарі 0,5 м, засміченість, гранулометричний склад, щільність складення, вміст гумусу, величина рН.

Ґрунтові розрізи були закладені у різних функціональних зонах м. Дніпро: на території приватного сектору – сел. Шевченко, житловий масив Північний (Самарський район), висотної забудови – житловий масив Тополя-3 (Шевченківський район) та санітарно-захисної зони південно-західної групи заводів (Новокодацький район). Ділянки відбирали таким чином, щоб втручання людської діяльності стосувалось тільки зонального ґрунту – чорнозему звичайного, тобто уникали балок та ярів, надзаплавних терас р. Дніпро, штучно створених лісних масивів тощо.

Типова належність ґрунту визначалась безпосередньо на місці.

Глибина гумусованого профілю або органічної товщі встановлювалась безпосередньо в натурних умовах за ґрунтовым профілем. Зміна гумусованої товщі свідчила про процеси дегуміфікації, порушення родючого шару.

За характеристикою морфології виділяли наступні категорії відносно зонального ґрунту:

- ґрунт не має порушень профілю і здатний виконувати всі екологічні функції, продуктивність не знижена;

- зменшення глибини гумусових горизонтів та запасів гумусу в них на 25 %;
- зменшення глибини гумусових горизонтів та запасів гумусу в них на 50 %;
- зменшення глибини гумусових горизонтів та запасів гумусу в них на 75 %, що призводить до зниження продуктивності та погіршення водно-фізичних властивостей ґрунту;
- повна деградація родючого шару.

Каменястість в шарі 0,5 м визначали для встановлення зменшення об'єму родючого ґрунту, що призведе до зниження запасів вологи та поживних речовин, отже погіршує родючість.

При характеристиці каменястості ґрунтів виділяли наступні градації:

- не каменястий ґрунт – включення каменів < 10 %;
- слабо каменястий ґрунт – включення каменів 10-25 %;
- середньо каменястий ґрунт – включення каменів 25-50 %;
- сильно каменястий ґрунт – включення каменів > 50%.

Засміченість ґрунту визначали з точки зору втрати його продуктивної поверхні, яка не може виконувати своїх екологічних функцій в забезпеченні рослин елементами мінерального живлення, що відбивалось через перекритість ґрунту абіотичними нанесеннями антропогенного та техногенного походження, насамперед токсичних, взятих у процентному відношенні до загальної поверхні.

При характеристиці засміченості використовували наступні градації:

- незасмічений ґрунт – площа засмічених ділянок менш ніж 10 %, токсичні речовини відсутні;
- слабо засмічений ґрунт – засмічено 10-25 % площі, токсичні речовини відсутні;
- середньо засмічений ґрунт – засмічено 25-50 % площі, токсичні речовини відсутні;

- сильно засмічений ґрунт – засмічено від 10 % і більше, в смітті присутні токсичні речовини, які можуть потрапити в навколишнє середовище, або засмічено 50-75 % площі, токсичні речовини відсутні;
- дуже засмічений ґрунт – засмічена вся територія, присутні токсичні речовини.

Щільність складення ґрунту, що характеризує його здатність накопичувати значні запаси доступної вологи для рослин при достатній кількості повітря визначали пікнометричним методом [6]. Переуцільнення кореневмісного шару свідчило про фізичну деградацію досліджуваного ґрунту. При характеристиці переуцільнення ґрунту здійснювали за наступними градаціями:

- нормальна щільність складення – 1,0-1,2 г/см<sup>3</sup>;
- слабо ущільнений ґрунт – 1,2-1,4 г/см<sup>3</sup>;
- середньо ущільнений ґрунт – 1,4-1,5 г/см<sup>3</sup>;
- сильно ущільнений ґрунт – 1,5-1,6 г/см<sup>3</sup>;
- переуцільнений ґрунт більш ніж 1,6 г/см<sup>3</sup>.

Гранулометричний склад визначали шляхом сухого просіювання в модифікації агрофізичного інституту за Н.А. Качинським [6].

За вмістом фізичної глини міські ґрунти групували:

- пухкі піщані – 0-5 %;
- зв'язано піщані – 5-10 %;
- супіщані – 10-20 %;
- легко суглинисті – 20-30 %;
- середньо суглинисті – 30-40 %;
- важко суглинисті – 40-50 %;
- легко глинисті – 50-60 %;
- середньо та важко глинисті – > 65 %.

Вміст гумусу визначали методом І.В. Тюріна в модифікації ЦНДІАО [11, 28]. Одержані результати порівнювали відносно вмісту цього показника

в зональному ґрунті – чорноземі звичайному. Ступінь гумусованості міських ґрунтів характеризували згідно наступної градації:

- середньо забезпечені – зменшення запасів гумусу на 25 %;
- слабо забезпечені – зменшення запасів гумусу на 50 %;
- дуже слабо забезпечені – зменшення запасів гумусу на 75 %;
- втрата ґрунтом родючості та гумусу, повна дегуміфікація ґрунту – зменшення запасів гумусу до 100 %.

Величину рН рідкої фази ґрунту визначали у водному витягу на іонометрі універсальному ЭВ-74 [1].

За характеристикою кислотно-лужного режиму виділяли наступні категорії:

- рН 6,7-7,0 – родючі;
- рН 7,0-7,5 – потенційно родючі;
- рН 7,5-8,0 – слабо токсичні;
- рН 8,0-8,5 – середньо токсичні;
- рН > 8,5 – сильно токсичні.

Буферну здатність ґрунту визначали за В.Б. Ільїним (1995) в балах за вмістом гумусу, фізичної глини,  $R_2O_5$ , карбонатів, значенням рН (табл. 2.5.1-2.5.2). Полуторні оксиди та карбонати визначали гравіметричним методом згідно ГОСТ 21138.7-78 та ГОСТ 26424-85 відповідно [28].

Таблиця 2.5.1

Шкала буферної здатності ґрунтів до мігрування небезпечних сполук металів  
(показники: вміст гумусу, фізичної глини,  $R_2O_5$ )

Показник		Бал
Назва	Межі вмісту, %	
1	2	3
Гумус	<1	1
	1,1-2	2
	2,1-4	3,5



Продовження табл. 2.5.1

1	2	3
Гумус	4,1-6	5
	6,1-8	6,5
	8,1-10	8
	>10	9
Фізична глина	<10	2,5
	11-20	5
	21-45	10
	46-60	15
	>60	20
R <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	<1	1
	1,1-2	2,5
	2,1-3	4
	3,1-4	5,5
	4,1-5	7

Таблиця 2.5.2

Шкала буферної здатності ґрунтів до катіонів  
екологічно небезпечних металів (показники: вміст карбонатів, рН)

Показник		Для елементів рухомих в кислому середовищі	Для елементів рухомих в лужному середовищі
Назва	Межі коливання		
1	2	3	4
Карбонати, %	<0,5	1,5	15,5
	0,6-1,5	3,5	12,5
	1,6-2,5	6,5	9,5
	2,6-3,5	9,5	6,5
	3,6-4,5	12,5	3,5
	>4,5	15,5	1,5

рН	5,1-5,5	2,5	15
	5,6-6,0	5	12,5
	6,1-6,5	7,5	10
	6,6-7,0	10	7,5
	7,1-7,5	12,5	5
	7,6-8,0	15	2,5

Буферну здатність за В.Б. Ільїним (1995) визначали згідно одержаних балів: < 10 – дуже низька; 11-20 – низька; 21-30 – середня; 31-40 – підвищена; 41-50 – висока; > 50 – дуже висока.

## **2.6 Методика оцінювання поелементного забруднення ґрунту внаслідок мігрування небезпечних сполук металів в системі моніторингу**

Оцінювання поелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро внаслідок мігрування небезпечних сполук металів в системі моніторингу здійснювали в наступних напрямках:

- відносно природної флуктуації вмісту катіонів металів, визначених у різних витягах (після кислотної обробки – вал, ААБ з рН 4,8 – у сполуках, які відносяться до рухомих форм, та у 1 Н НСІ – у сполуках, які відносяться до потенційно-рухомих форм), що притаманна даному типу ґрунту;
- за санітарно-гігієнічним показником – ГДК для встановлення перевищення ліміту шкідливості та запасів буферної здатності за окремими токсикантами;
- як наслідок впливу процесу техногенезу на мігрування забруднювачів та депонування їх ґрунтом – складовою навколишнього природного середовища.

Коефіцієнт концентрації або аномальності за В.В. Добровольським (1999) ( $K_c$ ) визначали для вмісту катіонів вилучених за допомогою витягів

ААБ з рН 4,8 та 1 Н НСl, а також після кислотної обробки ґрунту за формулою (1) [16]:

$$K_c = \frac{C_p}{C_\phi} \quad (2.6.1)$$

де  $C_p$  – вміст катіонів металу в досліджуваному ґрунті (мг/кг);

$C_\phi$  – фоновий вміст катіонів металу в зональному ґрунті (мг/кг).

Безпосередньо оцінювання інтенсивності поелементного забруднення небезпечними сполуками металів відносно природного геохімічного фону притаманного зональному ґрунту виконували, користуючись шкалою, наведеною в табл. 2.6.1.

Таблиця 2.6.1

Шкала інтенсивності забруднення ґрунтів металами відносно природного геохімічного фону, (В.В. Добровольський, 1999) [16]

Категорія інтенсивності забруднення	Коефіцієнт аномальності ( $K_c$ )	
	1	2
Природна флуктуація вмісту катіонів металів та окремі сигнали забруднення	< 5,0	< 1,0
Слабке забруднення	5,1-10,0	1,1-2,0
Помірне забруднення	10,1-30,0	2,1-6,0
Сильне забруднення	> 30,0	> 6,0

Примітка: 1 – за даними емісійної спектроскопії; 2 – за середнім значенням концентрації катіонів металів, вилучених ААБ з рН 4,8 та 1 Н НСl.

Градацію забруднення ґрунтового покриву в залежності від наявності ареалів перевищень природного геохімічного фону та величин їх розповсюдження здійснювали згідно табл. 2.6.2.

Таблиця 2.6.2

Забруднення ґрунтового покриву залежно від ареалу розповсюдження

Категорія розповсюдження ділянок забруднення ґрунтового покриву сполуками металів	Розповсюдження забруднення, % площі району
Окремі сигнали забруднення	< 1,0
Обмежене розповсюдження	1,0-4,9
Широке розповсюдження	5,0-20,0
Дуже широке розповсюдження	> 20,0

Оцінювання поелементного забруднення ґрунтового покриву урбоекосистеми м. Дніпро внаслідок мігрування небезпечних сполук металів проводили враховуючи фактори територіального розповсюдження та інтенсивності надлишкових кількостей в кожній окремій hot spot за В.В. Добровольським (1999) (табл. 2.6.3).

Таблиця 2.6.3

Інтенсивність поелементного забруднення ґрунту металами з урахуванням розповсюдження [16]

Інтенсивність забруднення ( $K_c$ )	Метод визначення катіонів металів	Розповсюдження забруднення, % від загальної площі			
		< 1,0	1,0-4,9	5,0-20,0	> 20,0
Слабка	1	Н	Сл	Сл	П
	2				
Помірна	1	Сл	Сл	П	С
	2				
Сильна	1	Сл	П	С	ДС
	2				

Продовження табл. 2.6.3

Інтенсивність забруднення ( $K_c$ )	Метод визначення катіонів металів	Розповсюдження забруднення, % від загальної площі			
		< 1,0	1,0-4,9	5,0-20,0	> 20,0
Дуже сильна	1	П	С	ДС	ДС
	2				

Примітка: 1 – за даними емісійної спектроскопії; 2 – за середнім значенням концентрації активних форм металів; Сл – слабе забруднення; П – помірне забруднення; С – сильне забруднення; ДС – дуже сильне забруднення.

За санітарно-гігієнічним показником – ГДК визначали коефіцієнт небезпеки ( $K_{нб}$ ) політантау за формулою:

$$K_{нб} = \frac{C_i}{ГДК_i} \geq 1 \quad (2.6.2)$$

де  $C_i$  – концентрація забруднювача в ґрунті, мг/кг;

$ГДК_i$  – гранично допустима концентрація того ж забруднювача в ґрунті, мг/кг.

Нормування  $K_{нб}$  здійснювали для вмісту катіонів металів після кислотної обробки ґрунту та вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 за шкалою В.Б. Ільїна (1995) згідно табл. 2.6.4.

Таблиця 2.6.4

Нормування поелементного забруднення ґрунтів металами за перевищенням ГДК, (В.Б. Ільїн, 1995) [20]

Рівень поелементного забруднення	Значення коефіцієнту небезпеки	
	за витягом ААБ з рН 4,8	після кислотної обробки ґрунту
Безпечний	Фон	< 1 ГДК

Рівень поелементного забруднення	Значення коефіцієнту небезпеки	
	за витягом ААБ з рН 4,8	після кислотної обробки ґрунту
Толерантний	> фону – < ГДК	1-2 ГДК
Помірно небезпечний	> ГДК – < 2 ГДК	2-5 ГДК
Небезпечний	> 2 ГДК	> 5 ГДК

Запас буферної здатності ґрунту ( $B_3$ ) сприймати техногенне навантаження через надходження небезпечних сполук металів з урахуванням здатності їх до мігрування розраховували за формулою (2.6.3)

$$B_3 = \text{ГДК}_{\text{вал}} - C_{\text{вал}} \quad (2.6.3)$$

$$C_{\text{р.ф.}} < \text{ГДК}_{\text{р.ф.}}$$

де  $\text{ГДК}_{\text{вал}}$  – ГДК валового вмісту катіонів металу, мг/кг ґрунту;

$C_{\text{вал}}$  – концентрація валового вмісту катіонів металу, мг/кг ґрунту;

$\text{ГДК}_{\text{п.ф.}}$  – ГДК рухомих форм металу, мг/кг ґрунту;

$C_{\text{п.ф.}}$  – концентрація рухомих форм катіонів металу, мг/кг ґрунту.

При невиконанні додаткової умови буферну здатність ґрунту відносно накопичення небезпечних сполук металів слід вважати вичерпаною.

Для оцінювання впливу процесу техногенезу, як прояву фактору промислового виробництва на накопичення металів в ґрунтах в межах урбоекосистеми м. Дніпро, визначали частку техногенності металів (ЧТМ) згідно S. Baron (2006):

$$\text{ЧТМ} = 100 \cdot [(K3M - 1)/K3M] \quad (2.6.4)$$

де  $K3M$  – коефіцієнт збагаченості ґрунту металом, який розраховували за формулою:

$$КЗМ = \left[ \left( Me_{\text{верх. гор}} / Al_{\text{верх. гор}} \right) / \left( Me_{\text{нижн. гор}} / Al_{\text{нижн. гор}} \right) \right] \quad (2.6.5)$$

де –  $Me_{\text{верх.гор}}$  та  $Me_{\text{нижн.гор}}$  – вміст катіонів металу в ґрунті після кислотної обробки відповідно у верхньому і нижньому горизонті;

$Al_{\text{верх.гор}}$  та  $Al_{\text{нижн.гор}}$  – вміст алюмінію відповідно у верхньому і нижньому горизонті.

Високою вважали техногенність за умов  $ЧТМ > 75\%$ ; середньою –  $50\% < ЧТМ < 75\%$ ; низькою і недостовірною –  $ЧТЗ < 50\%$  [61].

## 2.7 Методика оцінювання поліелементного забруднення ґрунту внаслідок мігрування небезпечних сполук металів в системі моніторингу

Оцінювання поліелементного забруднення ґрунтів м. Дніпро внаслідок мігрування сполук металів в системі моніторингу здійснювали за чинниками, що умовно можна розподілити на дві групи: по-перше, ті що спираються на санітарно-гігієнічний показник – ГДК (індекс забруднення ґрунту), та, по-друге, які відбивають інтенсивність аномалії відносно природного геохімічного фону (сумарний показник забруднення, коефіцієнт дисбалансу).

Розрахунок ІЗГ здійснювали згідно М.О. Богданову (2013) за формулою (2.7.1) з наступним нормуванням (табл. 2.7.1).

$$ІЗГ = \sum_n^i \left( \frac{C_i}{C_{ГДК}} \right) / n = \sum_n^i (K_o) / n \quad (2.7.1)$$

де  $K_o$  – коефіцієнт безпеки;

$n$  – кількість елементів, що враховуються.

Таблиця 2.7.1

Нормування ступеня поліелементного забруднення ґрунту металами за ІЗГ [5]

Межі коливань ІЗГ	Рівень забруднення
< 0,75	чистий

Продовження табл. 2.7.1

Межі коливань ІЗГ	Рівень забруднення
0,75-1,00	проблемний
> 1,00	забруднений

Сумарний показник забруднення ( $Z_c$ ), що був запропонований Ю.Є. Састом (1990), визначали за сумою перевищень геохімічного фону досліджуваними металами за формулою (2.7.2) з розширеним нормуванням (табл. 2.7.2) [29]

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1) \quad (2.7.2)$$

де  $K_c$  – коефіцієнт концентрації (або аномальності за В.В. Добровольським, 1999) хімічного елементу, який розраховували як відношення  $C_p$  – реального вмісту елементу в ґрунті (мг/кг) до  $C_\phi$  – його фонового вмісту в ґрунті (мг/кг) [16].

Таблиця 2.7.2

Нормування ступеня поліелементного  
забруднення ґрунту металами за  $Z_c$  [29]

Категорія інтенсивності забруднення	Межі коливань
дуже слабка	< 8
слабка	$8 < Z_c < 16$
помірна	$16 < Z_c < 32$
сильна	$32 < Z_c < 64$
дуже сильна	$64 < Z_c < 128$
надто сильна	> 128



Коефіцієнт дисбалансу елементів ( $C_d$ ) розраховували як суму коефіцієнтів забруднення ( $C_z$ ) та недостатності ( $C_n$ ) за формулами (2.7.3-5) [47]

$$C_d = C_z + C_n \quad (2.7.3)$$

$$C_z = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} - 1 \right) \quad (2.7.4)$$

$$C_n = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left( 1 - \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} \right) \quad (2.7.5)$$

## **2.8 Методика проведення біотесту щодо визначення фітотоксичності ґрунтів**

Підготовку зразків міських ґрунтів до біотесту здійснювали керуючись ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.4.02-84 [8, 9].

За тест-культуру був обраний овес посівний (*Avena sativa L.*), який є досить чутливим до токсичної дії небезпечних сполук металів і, зазвичай, використовується для визначення фітотоксичності [7]. Тест-реакціями, що свідчили про фітотоксичність ґрунту виступали: енергія проростання насіння, біометричні показники (довжина корінця та висота проростку), суха біомаса.

Енергію проростання оцінювали наступним шляхом: в чашки Петрі поміщали 20 г вологого ґрунту, на поверхню якого розкладали по 100 штук насіння вівса посівного, інкубацію проводили в термостаті при 25 °С протягом 2-х діб, на 3-ю добу підраховували число схожих насінин по повторенням та по варіантам. Енергію проростання визначали як середнє арифметичне результатів 4-х повторень кожного варіанту по відношенню до контролю в процентах згідно з ГОСТ 24933.2-82 [10].

Встановлення ступеня фітотоксичності в результаті забруднення ґрунтів катіонами металів за тест-реакцією енергії проростання насіння

здійснювали за А.І. Федоровою та А.Н. Нікольською (2001) (табл. 2.8.1).

Таблиця 2.8.1

Ступень забруднення ґрунту  
за енергією проростання насіння тест-культури [44]

Енергія проростання, %	Забруднення
90-100	не має
60-90	слабке
20-60	середнє
0-20	сильне

Решту тест-реакцій визначали наступним чином, у судини поміщали по 100 г досліджуваного ґрунту, куди потім висівали підготовлене насіння, а саме таке, що при замочуванні дистильованою водою наклюнулося на 2-гу добу, для усунення похибки досліду внаслідок використання слабкого посівного матеріалу. Вологоємність ґрунту підтримували на рівні польової, шляхом поливу дистильованою водою, для забезпечення оптимальних умов розвитку тест-рослин. Режим зволоження – щодобово, температура повітря – 22-25 °С, відносна вологість – 60-70 %, освітлення 10 клк, довжина світлового дня 14 год.

У тест-культури – вівса посівного біометричні показники визначали по закінченню фази проростків на 10-ту добу, а суху біомасу по завершенню досліду. Вимірювання довжини корінця та висоти проростку здійснювали за допомогою лінійки з точністю до 1 мм згідно з ДСТУ ISO 11269-1 [17]. Досліджувані рослини подрібнювали та висушували у сушильній шафі при температурі 105 °С до постійної маси. Зважування висушених тест-рослин проводили на аналітичних терезах.

Фітотоксичність ґрунту за тест-реакціями вівса посівного, як то довжина корінця, висота проростку та суха біомаса, визначали шляхом

розрахунку індексу токсичності факторів (ІТФ) з наступним нормуванням за шкалою Р.Р. Кабірова (1997) згідно табл. 2.8.2:

$$ІТФ = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{TR_n^d}{TR_n^k} \quad (2.8.1)$$

де  $TR_n^d$  – середнє значення за повтореннями тест-реакції в досліджуваного варіанту;  $TR_n^k$  – середнє значення за повтореннями тест-реакції контрольного варіанту [21].

Таблиця 2.8.2

## Нормування фітотоксичності ґрунту [21]

Клас токсичності	Значення ІТФ	Пояснення
VI (стимуляція)	> 1,10	Фактор спричиняє стимулюючу дію на тест-об'єкт. Величина тест-функції перевищує контрольне значення.
V (норма)	0,91-1,09	Фактор не спричиняє суттєвого впливу на розвиток тест-об'єкту. Величина тест-функції знаходиться на рівні контролю.
IV (низька токсичність)	0,71-0,90	Різна ступінь зниження тест-реакцій в досліді порівняно з контролем.
III (середня токсичність)	0,51-0,70	
II (висока токсичність)	0,31-0,50	
I (надзвичайно висока токсичність)	< 0,30	Загибель тест-об'єкту.

Для одержання надійних результатів біотести проводили у 4-х кратній повторності.

## 2.9 Визначення екологічного ризику внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах при проведенні моніторингу

Визначення екологічного ризику проводили в двох напрямках: традиційно, по-перше, як величину, що бере свій початок від встановлення коефіцієнтів (індексів) небезпеки впливу хімічних речовин (елементів) на здоров'я людей, котрі є відношенням фактору небезпеки до відповідного порогу або, навпаки, безпечного рівня, приміром індекс небезпеки хімічної речовини [18], а по-друге, з врахуванням недоліків відносно першого показника, найголовнішим з яких є неможливість врахування ймовірнісного характеру екологічного ризику використовуючи рівняння Вейбулла [43]. Для першого випадку розраховували фактор екологічного ризику ( $E_r$ ) за L. Nakanson (1980) [64] для кожного металу (2.9.1)

$$E_r = T_r \cdot C_f \quad (2.9.1)$$

де  $T_r$  – токсико-відповідь на хімічний елемент, яка враховує його небезпеку (табл. 2.9.1);

$C_f$  – коефіцієнт концентрації даного елемента в конкретному зразку, що визначається як відношення його вмісту в досліджуваному ґрунті до природного геохімічного фону.

Таблиця 2.9.1

Токсико-відповідь на хімічний елемент згідно його небезпеки

Метал	Значення $T_r$
Zn	1
Ni	3
Cu	5
Pb	5
Cd	30

Нормування  $E_r$  проводили за М. El-Bady (2014), а саме:  $E_r < 40$  – низький,  $40 \leq E_r < 80$  – помірний,  $80 \leq E_r < 160$  – значний,  $160 \leq E_r < 320$  – високий,  $E_r > 320$  – дуже високий [62].

Враховуючи поліелементний характер забруднення на основі  $E_r$  визначали інтегральний показник – потенціальний екологічний ризик (RI) за формулою (2.9.2) [64] з наступним нормуванням за табл. 2.9.2

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r \quad (2.9.2)$$

Таблиця 2.9.2

Нормування потенціального екологічного ризику внаслідок поліелементного забруднення ґрунтів небезпечними сполуками металів [62]

Значення RI	Категорія
$E_r < 150$	низький
$150 \leq E_r < 300$	помірний
$300 \leq E_r < 600$	значний
$E_r > 600$	високий

У другому випадку для усередненої ймовірнісної оцінки екологічного ризику ( $R_n$ ) внаслідок мігрування сполук металів у ґрунті використовували інтеграл із функції розподілення концентрацій досліджуваних токсикантів на основі функції розподілення Вейбулла (2.9.3) [43]

$$R_{n(\text{ГДК})} = \exp \left[ - \left( \frac{b_j \cdot k \cdot \text{ГДК}_j}{c_j} \right)^{m_j} \right] \quad (2.9.3)$$

де  $b_j$  та  $m_j$  – параметри розподілення Вейбулла для  $j$ -го забруднювача в ґрунті в межах заданого інтервалу, мг/кг;

$c_j$  – середнє значення концентрації  $j$ -го забруднювача в ґрунті в межах заданого інтервалу нормування, мг/кг;

$k$  – коефіцієнт нормування забруднення відносно рівнів небезпеки за класами токсичності.

Параметри форми та масштабу визначали згідно алгоритму В.В. Столярова (2013) [40], ґрунтуючись на таких статистичних характеристиках, як середній вміст, стандартне відхилення та коефіцієнт варіації. Коефіцієнт нормування поелементного забруднення ґрунтів металами за рівнями небезпеки ( $k$ ) відносно перевищенням ГДК брали за В.Б. Ільїним (1995) з табл. 2.6.4 [20]. Так  $k=1$  – відповідало толерантному рівню,  $k=2$  – помірно небезпечному та  $k=5$  – небезпечному рівню екологічного ризику. Якщо вміст катіонів конкретного металу в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро не досягав межі рівня небезпеки відповідної категорії за В.Б. Ільїним (1995), то розрахунок не проводили. Значення  $C_j$  відповідало урбанізованому геохімічному фонові по місту, лівому та правому берегу, а також кожному адміністративному району.

Оцінку  $R_n$  здійснювали шляхом порівняння ділянок з різним рівнем техногенного навантаження [43] та з використанням нормування одержаного значення цього показника, як ймовірнісної величини за В.Т. Алімовим та Н.П. Тарасовою (2006) [2] згідно табл. 2.9.3.

Таблиця 2.9.3

Нормування екологічного ризику ( $R_n$ ) внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах [2]

Значення $R_n$	Рівень екологічного ризику
$< 10^{-8}$	безумовно прийнятний
$10^{-6}-10^{-8}$	прийнятний
$> 10^{-6}$	неприйнятний

## **2.10 Методика картографування території урбоекосистеми, забрудненої небезпечними сполуками металів, внаслідок їх мігрування**

Просторова характеристика досліджуваних показників концентрації катіонів металів, що відносяться до валового вмісту, в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро надана на основі карт.

Координати ключових ділянок, які знаходились на перетинах сітки мережі екомоніторингу фіксувались та вносились у Google earth. Одержані дані стосовно вмісту катіонів металів в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро були накладені на картографічну основу по 65 ключовим ділянкам відбору проб за допомогою програми QGIS, що при перенесенні її у програму SAGA GIS надало змогу отримати сітку ізоліній з розподілом досліджуваних показників. Відповідно до правил складання карт кількість ступенів показника, що картувався, не перевищувала 5-7, при оптимальному значенні 5 ступенів [15]. Крім того була здійснена прив'язка вмісту катіонів металів після кислотної обробки ґрунту до природного геохімічного фону за В.В. Добровольським (1999) [16] та враховано поліелементний характер антропогенної аномалії, що завдяки нормуванню за  $Z_c$ , ІЗГ і  $C_d$  надало змогу одержати карту забруднення міських ґрунтів сполуками металів та виявити так звані hot spots.

## **2.11 Методика проведення вегетаційного дослід з фітореMediaції міських ґрунтів забруднених небезпечними сполуками металів**

Пошук заходів з фітореMediaції ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро, забруднених сполуками металів, здатними до мігрування, проводили у двох напрямках:

- шляхом фітостабілізації при вирощуванні багаторічної трави із родини бобових люцерни (*Medicago sativa*) в поєднанні з внесенням меліоранту ( $K_2CO_3$ ), органічного добрива (Стимовіт Ферті (укорінювач)) та бактеріального препарату (біокомплекс БТУ-р універсальний);

- за допомогою заходів з фітоекстракції катіонів металу з ґрунту кореневою системою рослини-гіперакумулятору – райграсу пасовищного (*Lolium perenne*) в сполученні з препаратами (ЕДТА, стимулятор росту “Корневін”) та мінеральним добривом ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), сумісна дія яких спрямована на підтримку у забруднювачів здатності до мігрування та забезпечення сприятливих умов для росту й розвитку рослин.

Варіанти досліду з фітостабілізації ґрунту:

- 1 – контроль;
- 2 – забруднений ґрунт, відібраний в точці 37 мережі моніторингу, що відповідає перехрестю бульвару Зоряний та вул. Запорізьке шосе;
- 3 – забруднений ґрунт +  $\text{K}_2\text{CO}_3$ ;
- 4 – забруднений ґрунт +  $\text{K}_2\text{CO}_3$  + Стимовіт Ферті (укорінювач);
- 5 – забруднений ґрунт +  $\text{K}_2\text{CO}_3$  + Стимовіт Ферті + біокомплекс БТУ-р універсальний.

$\text{K}_2\text{CO}_3$  вносили у вигляді водного розчину перед висівом насіння із послідувочою заробкою і ретельним перемішуванням ґрунту. Доза меліоранту становила в 1,5 рази більше за еквівалентну кількість необхідну для повного хімічного зв’язування катіону металу, що за умов 14,3 ГДК по Рв відповідало 397,24 мг  $\text{K}_2\text{CO}_3$  на 1 кг забрудненого ґрунту.

Стимовіт Ферті (укорінювач) – високоефективне органічне добриво виготовлено з біогумусу, збагачене макро- і мікроелементами, а також комплексом біологічно активних речовин природного походження, що містить в своєму складі: гумусових речовин – до 1,5 %, N – 1,0 %, P – 1,8 %, K – 1,3 %, Mn – 50,0 мг/л, Mg – 0,2 мг/л, Zn – 25,0 мг/л, Cu – 50,0 мг/л, Co – 5,0 мг/л. Завдяки високому вмісту гумусових речовин та фосфатів його дія була спрямована на закріплення катіонів металу в слабо розчинні, недоступні для кореневої системи рослин, сполуки – органічні комплекси та фосфати металу. Перед посадкою проводили інокуляцію насіння з розрахунку 1:10 відповідно препарату до води протягом 1 доби. Протягом



вегетації здійснювали кореневе підживлення з розрахунку 1:40 – препарату до води раз на два тижні згідно запропонованих рекомендацій по використанню Стимовіта Ферті (укорінювача).

Біокомплекс БТУ-р універсальний містить азотфіксуючі, фунгіцидні, фосфор- та каліймобілізуючі бактерії широкого спектру дії. В досліді використовується його дія, що спрямована на підвищення рухомості фосфатів, які, в свою чергу, зможуть осаджувати катіони металу з ґрунтового розчину. Кореневе підживлення із розрахунку 3 мл на 1 л води проводили згідно запропонованих рекомендацій по використанню раз на два тижні, чергуючись із застосуванням Стимовіту Ферті (укорінювача).

За тест-рослину була обрана люцерна посівна (*Medicago sativa*) – квітуча багаторічна рослина з родини бобових (*Fabaceae*), що як і всі бобові завдяки наявності бульбочкових бактерій фіксує молекулярний азот із атмосферного повітря, отже за умов багаторічного вирощування здатна підвищувати родючість ґрунту, а завдяки декоративним властивостям буде доречно виглядати в зелених зонах міста.

Варіанти досліду з фітоекстракції ґрунту:

- 1 – контроль;
- 2 – міський ґрунт, відібраний у точці Г11 мережі моніторингу, що відповідає зеленій зоні по вул. Курсантській за храмом “Ікони Божої Матері Іверська” забруднений в дозі 10 ГДК по Cd;
- 3 – забруднений ґрунт + ЕДТА;
- 4 – забруднений ґрунт + ЕДТА + стимулятор росту “Корневін”;
- 5 – забруднений ґрунт + ЕДТА + стимулятор росту “Корневін” + аміачна селітра.

Ефектор фітоекстракції – ЕДТА здатна утворювати міцні водорозчинні внутрішньокомплексні сполуки з катіонами металу, що підвищує їх здатність до мігрування в ґрунті, а, відповідно, і доступність для рослин – фітоекстракторів. Згідно з реакцією обміну розраховували необхідну кількість ЕДТА та зважаючи на коефіцієнт адсорбції ґрунтово-вбирного

комплексу (ГВК) підвищували дозу в 1,5 рази. Розрахована доза ЕДТА становила 77,90 мг/кг забрудненого ґрунту. Необхідну кількість ЕДТА вносили у вигляді водного розчину перед висівом насіння із послідуною заробкою і ретельним перемішуванням ґрунту.

Корневін – стимулятор коренеутворення, аналог гетероауксину використовували шляхом опудрення насіння перед висівом, а також у вигляді розчину для кореневого підживлення з розрахунку раз на два тижня згідно запропонованих рекомендацій по використанню.

Аміачна селітра є азотним добривом, яке по-перше стимулює ріст і розвиток рослин за рахунок наявності надлишкової кількості азоту, а, по-друге, сприяє підкисленню ґрунтового розчину та призводить до вивільнення катіонів металу, отже більш їх інтенсивному мігруванню та поглинанню кореневою системою рослин. Доза внесення аміачної селітри була оптимальною для зонального ґрунту Північного Степу України і становила 60 кг/га по діючій речовині.

За тест-культуру виступав райграс пасовищний (*Lolium perenne*) – трав'яниста квіткова рослина роду Патижниць (*Lolium*) родини Злаки (*Poaceae*), котра як і всі злаки, завдяки своїм біологічним властивостям, є досить чутливою до підвищення рівня катіонів екологічно небезпечних металів в ґрунті, здатна у великих кількостях їх накопичувати у своїй біомасі, отже є перспективним фітоекстрактором.

Рослини вирощували у поліетиленових судинах, об'ємом 5 л, що містили 4,5 кг повітряно-сухого ґрунту. При фітостабілізації ґрунту по закінченню сходів залишали по 14 рослин люцерни на кожну вегетаційну судину. У вегетаційному досліді з фітоекстракції на початку кушення в судині залишали по 100 рослин райграсу пасовищного для утворення стійкого рослинного покриву. Для відтворення результатів, вегетаційні досліді проводили в 4-х кратному повторенні.

За контроль був обраний зональний ґрунт Північного Степу України – чорнозем звичайний малогумусний важкосуглинковий, який сформувався на

лесі під різнотравно-типчачово-ковильною рослинною асоціацією в умовах непромивного водного режиму. Агрохімічні показники чорнозему звичайного наступні: вміст гумусу (за І.В. Тюріним) 3,5-4,0 %, загального азоту 0,20-0,23 %, фосфору 0,10-0,12 %, валовий вміст калію 2,0-2,3 %. Кількість легкогідролізованого азоту (за І.В. Тюріним і М.М. Коновою) була на рівні 10,0–11,4 мг на 100 г сухого ґрунту при можливості поповнення його доступних форм за рахунок нітрифікаційної здатності (за Кравковим) – 2,4-2,8 мг на 100 г ґрунту. Вміст рухомих форм фосфору в орному шарі становив 8,8-9,8 мг, калію 14,3-15,4 мг у 100 г ґрунту (метод Ф.В. Чирикова). Валовий вміст металів в незабрудненому ґрунті наступний: Zn – 39,6; Mn – 473,0; Cu – 13,35; Co – 8,0; Fe – 835,0; Pb – 22,4; Cd – 0,39; Ni – 11,5 мг/кг ґрунту і відповідно рухомих форм (витяг ААБ, рН 4,8), що складають невеликий відсоток від валових: рухомого Zn – 1,08; Cu – 0,14; Co – 0,43; Mn – 57,5; Fe – 27,6; Pb – 0,10; Cd – 0,10; Ni – 0,2 мг/кг.

Відбір та підготовку ґрунтових зразків до аналізу проводили згідно ГОСТ 17.4.3.01-83 та ГОСТ 17.4.4.02-84 [8, 9].

Відібрані для аналізу рослинні зразки розмелювали на млинах Laboratory mill 3100 фірми Faling Number АВ. Із усередненої проби відбирався зразок для подальших досліджень методом квартування. Спалювання рослинної маси проводили шляхом мокрого озолення за методом Гінзбург, Щеглової, Вульфїус [12].

Вміст катіонів металу визначали за допомогою атомно-абсорбційних спектрофотометрів ASS-1 і С-115М1 в рослинах після мокрого озолення, в ґрунті після кислотної обробки [13, 30, 45].

Ефективність запропонованих заходів щодо екстракції або, навпаки, блокування катіонів екологічно небезпечних металів в ґрунті, що відбивалась через фітореMediaційний потенціал досліджуваних рослин, визначали за коефіцієнтом біологічного поглинання (КБП) та тканинним коефіцієнтом (ТК):

$$\text{КБП} = \frac{C_{p_i}}{C_{г_i}} \quad (2.11.1)$$

$$\text{ТК} = \frac{\text{Снадзем. част.}_i}{\text{Спідзем. част.}_i} \quad (2.11.2)$$

де  $C_{p_i}$  – вміст катіонів металу в рослині або її частині, мг/кг;

$C_{г_i}$  – вміст катіонів металу в ґрунті після кислотної обробки, мг/кг;

Снадзем. част.<sub>i</sub> – вміст катіонів металу в надземній частині, мг/кг;

Спідзем. част.<sub>i</sub> – вміст катіонів металу в підземній частині, мг/кг.

Заходи з фітоекстракції катіонів металів з ґрунту вважали успішними при перевищенні значень ТК та КБП одиницю згідно з методикою W.J. Fitz (2002) [63], навпаки ефективне поєднання хімічної детоксикації й фітостабілізації відбивалось через помірну – 0,04-0,25 та інтенсивну деконцентрацію – 0,0025-0,04 рослиною в конкретних умовах за А.Л. Ковалевським (1991).

## 2.12 Математичне оброблення одержаних результатів

Статистично-математичний аналіз результатів одержаних аналітичних досліджень здійснювали за допомогою пакету програм Microsoft Excel 2010.

Для всебічної характеристики виборки вмісту катіонів металів в ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро, що належали до сполук з різною міграційною здатністю, та показників розрахованих на їх основі, визначали: мінімальне, максимальне та середнє значення, медіану, коефіцієнт ексцесу та асиметрії, дисперсію, стандартне відхилення, розмах та коваріацію.

Достовірність результатів проведених досліджень підтверджували дисперсійним аналізом, а саме: визначали найменшу суттєву різницю ( $НСР_{0,95}$ ), помилку досліду (Р) в % [26] та критерій Фішера ( $F_{0,05}$ ) [41] за стандартними методиками.

За допомогою кореляційного аналізу [22, 23] встановлювали зв'язки між концентрацією катіонів металів, визначених після кислотної обробки

грунту та у різних витягах; фітотоксичністю та показниками, що характеризують сумісний вплив металів ( $Z_c$ , ІЗГ та  $C_d$ ); спорідненості показників інтегральної оцінки поліелементного забруднення; здоров'ям населення та показникам системи моніторингу, котрі впливають на її ефективність; тощо.

Регресійний аналіз використовували для одержання рівнянь регресії між вмістом катіонів металів в ґрунтах, вилучених за допомогою різних витягів, токсичності ґрунту залежно від вмісту катіонів металів, ефективності застосування в системі моніторингу показників поліелементного забруднення та екологічного ризику відносно рівня здоров'я населення для обґрунтування екологічної безпеки.

### 2.13 Висновки по розділу

1. Проаналізовано природно-антропогенні умови урбоєкосистеми м. Дніпро, встановлено основні джерела забруднення міських ґрунтів небезпечними сполуками металів (Cu, Pb, Zn, Cd і Ni).

2. Обґрунтовано методологію проведення досліджень, яка передбачала, як теоретичні, так і експериментальні дослідження, зокрема, застосування методів фізико-хімічного аналізу (атомно-абсорбційний, спектрофотометричний, пікнометричний, гравіметричний та потенціометричний); загально відомі метод біотестування з використанням у якості тест-культури вівса посівного (*Avena sativa* L.) та вегетаційні дослід з використанням рослин – деконцентратора (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), гіперакумулятора (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)); геохімічне картографування забруднених територій урбоєкосистеми на прикладі м. Дніпро.

3. Представлений у розділі матеріал використано при виконанні досліджень, результати яких наведено у наступних розділах. Він є методологічним базисом усіх наукових публікацій автора, які стосуються дисертаційної роботи.

4. Основні результати даного розділу опубліковано в працях [48-60].

## Список використаних джерел по розділу 2

1. Агрохимические методы исследования почв / под ред. А.В. Соколова. Москва : Наука, 1975. 656 с.
2. Алымов В. Т., Тарасова Н. П. Техногенный риск: анализ и оценка. Москва : ИКЦ “Академкнига”, 2006. 118 с.
3. Балюк С. А., Фатеев А. І., Мірошніченко М. М. Грунтово-геохімічне обстеження урбанізованих територій. Харків : ННЦ “ІА ім. О. Н. Соколовського” УААН, 2004. 54 с.
4. Бельгард А. Л. Степное лесоведение. Москва : Лесная промышленность, 1971. 336 с.
5. Богданов Н. А., Чуйков Ю. С., Рыбкин В. С. Метод оценки состояния земель по индексу загрязнения почв. *Астраханский вестник экологического образования*. 2013. № 1 (23). С. 102-112.
6. Вадюнина А. Ф., Корчагина З. А. Методы исследования физических свойств почв и грунтов : Учеб. пособие для студ. вузов (спец. Агрохимия и почвоведение). Москва : Высшая школа, 1973. 399 с.
7. Верхошенцева Ю. П., Галактионова Л. В. Фитотоксичность почв парков города Оренбурга. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2014. № 6. С. 195-198.
8. ГОСТ 17.4.3.01-83 Охрана природы. Почва. Общие требования к отбору проб. Введ. 01.07.84. Москва : Изд-во стандартов, 1984. 4 с.
9. ГОСТ 17.4.4.02-84 Охрана природы. Почва. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. Введ. 01.01.86. Москва : Изд-во стандартов, 1994. 8 с.
10. ГОСТ 24933.2-81. Семена цветочных культур. Методы определения всхожести и энергии прорастания. Введ. 01.07.82. Москва : Изд-во стандартов, 1981. 5 с.
11. ГОСТ 26213–91. Почвы. Методы определения органического вещества. Введ. 28.12.91. Москва : Изд-во стандартов, 1992. 8 с.

- 12.ГОСТ 26929–94. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация проб для определения токсичных элементов. Введ. 01.01.94. Москва : Изд-во стандартов, 1994. 9 с.
- 13.ГОСТ 30178–96. Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсических элементов. Введ. 01.07.96. Москва : Изд-во стандартов, 1996. 9 с.
- 14.Гутаревич Ю. Ф., Зеркалов Д. В. Екологія та автомобільний транспорт : Навчальний посібник. Київ: Арістей, 2008. 296 с.
- 15.Двинских С. А., Зуева Т. В., Зеленина Е. С. Социально-экологическое районирование, как метод оценки острых экологических проблем территории. *Ползуновский вестник*. 2011. № 4-2. С. 15-19.
- 16.Добровольский В. В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1999. № 5. С. 639-645.
- 17.ДСТУ ISO 11269-1: 2004 Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1. Метод визначання інгібіторної дії на ріст коренів [Чинний від 2004-04-30]. Київ. Держстандарт України. 2005. 23 с.
- 18.Звягинцева А. В., Аверин Г. В. Количественная оценка рисков в экологической безопасности. *Вісник Донецького національного університету. Сер. Природничі науки*. 2006. № 2. С. 296-304.
- 19.Зырин Н. Г., Садовникова Л. К. Химия тяжелых металлов, As и Mo в почвах. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1985. 208 с.
- 20.Ильин В. Б. Система показателей для оценки загрязненности почв тяжелыми металлами. *Агрoхимия*. 1995. № 1. С. 94-99.
- 21.Кабиров Р. Р., Сагитова А. Г., Суханов Н. В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории. *Экология*. 1997. № 6. С. 408-411.

22. Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений. Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1991. 294 с.
23. Коровина Е. В., Сатаров Г. А. Вклад автотранспорта в трансформацию почвенного покрова придорожных зон. *Современные наукоемкие технологии*. 2009. № 3. С. 63-64.
24. Лавренко Е. М. Степи Европейской степной области, их география, динамика и история. *Вопросы ботаники*. Москва – Ленинград : АН СССР, 1954. С.157–173.
25. Ладонин Д. В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения. *Почвоведение*. 2002. № 6. С. 682–692.
26. Лакин Г. Ф. Биометрия : Учебн. пособие для биол. спец. вузов. Москва : Высшая школа, 1990. 352 с.
27. Ложкин В. Н. Загрязнение атмосферы автомобильным транспортом. Санкт-Петербург : НПК “Атмосфера”, 2001. 297 с.
28. Методи аналізів ґрунтів і рослин : методичний посібник / за заг. ред. С. Ю. Булигіна. Харків : Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського, 1999. 157 с.
29. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве / Б. А. Ревич, Ю. Е. Саев, Р. С. Смирнова. Москва : ИМГРЭ, 1990. 15 с.
30. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / под ред. Н. Г. Зырина и С. Г. Макахова. Москва : Гидропромиздат, 1981. 108 с.
31. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. Москва, 1992. 61 с.
32. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации.



- Москва : ГлавАПУ Москомархитектуры АО “Моспроект” НИиПИ экологии города, 2010. 22 с.
33. Мотузова Г. В., Безуглова О. С. Экологический мониторинг почв. Москва : Гаудеамус, 2007. 237 с.
34. Павлов В. О., Переметчик М. М., Колотенко В. П., Шевченко Б. Є. Екологічний паспорт міста Дніпропетровська. Дніпропетровськ : УКО ІМА-прес, 2000. 112 с.
35. Парфенова Е. А. Оценка загрязнения почв тяжелыми металлами в результате влияния выбросов автотранспорта. *Известия Пензенского государственного педагогического университета им. В.Г. Белинского. Естественные науки.* 2011. № 25. С. 590-592.
36. Пасечный Г. В., Воробьев А. И. Геоморфологическая карта как важная составляющая системы мониторинга окружающей среды г. Днепропетровска. Днепропетровск : Изд-во ДНУ, 1993. С. 4-5.
37. Петрова Е. Е., Райхерт Е. В. Влияние автотранспорта на накопление цинка и свинца в почвах и их биологическое поглощение пшеницей мягкой (*Triticum aestivum*) в придорожных агроценозах (в условиях Алейского района Алтайского края). *Известия Алтайского государственного университета.* 2013. № 3 (79), Т. 2. С. 42-46.
38. Полетаева Л. М., Сафранов Т. А. Моніторинг навколишнього природного середовища : Навчальний посібник. Київ : КНТ, 2007. 172 с.
39. Пшенин В. Н. Актуальные вопросы оценки загрязнения почвенного покрова вблизи автомагистралей. *Труды Всероссийского научно-практического семинара “Экологизация автомобильного транспорта”*, МАНЭБ. Санкт-Петербург, 2003. С. 83-88. URL: <http://www.ecotrans.spb.ru/stati/pochva.doc>
40. Столяров В. В., Зверкова Е. Е., Фомина А. С., Аникин Ю. М. Оценка надежности нежестких дорожных одежд на основе законов

- распределения общих модулей упругости. *Дороги и мосты*. 2013. Вып. 29. С. 153-174.
41. Тарасова В. В. Екологічна статистика : Підручник. Київ : Центр учбової літератури, 2008. 392 с.
42. Терентьев Г. А., Тюков В. М., Смаль Ф. В. Моторные топлива из альтернативных сырьевых ресурсов. Москва : Химия, 1989. 270 с.
43. Уманец В. Н., Бугаева Г. Г., Когут А. В. Методы оценки экологического риска для управления экологической безопасностью при производстве открытых горных работ. *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2014. № 8. С. 73-81.
44. Федорова А. И., Никольская А. Н. Практикум по экологии и охране окружающей среды. Москва : ВЛАДОС, 2001. 288 с.
45. Физико-химические методы исследования почв / под ред. Н. Г. Зырина и Д. С. Орлова. Москва : Изд-во МГУ, 1980. 382 с.
46. Физическая география Днепропетровской области : учеб. пособие / под ред. Г. В. Пасечного. Днепропетровск : ДГУ, 1988. 76 с.
47. Экологические основы природопользования / Н. П. Грицан, Н. В. Шпак, Г. Г. Шматков, А. Г. Шапарь. Днепропетровск : Институт проблем природопользования и экологии НАН Украины, 1998. 409 с.
48. Яковишина Т., Соболев Т., Тур А. Деструкційна активність важких металів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 19-20 березня 2015 р. Тернопіль, 2015. С. 163-165.
49. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка включення важких металів до продуктів техногенезу. *Вісник Харківського національного автомобільного університету*. 2015. № 70. С. 50-54.
50. Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоєкосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.

51. Яковишина Т. Ф. Застосування методів математичної статистики для характеристики поелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми важкими металами. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2017. №. 3. С. 79-85.
52. Яковишина Т. Ф. Комплексна оцінка поелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоекосистем з урахуванням норм екобезпеки. *East european science journal*. 2017. №. 11 (27). Р. 96-103.
53. Яковишина Т. Ф. Нормування поелементного та поліелементного забруднення за допомогою ГДК. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2016. Вип. 87. С. 152-158.
54. Яковишина Т. Ф., Соболев Т. О., Тур А. І. Оцінка буферності міських ґрунтів щодо забруднення важкими металами в системі екологічного моніторингу. *Актуальні проблеми дослідження довкілля : Збірник наукових праць за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, 20-22 травня 2015 р. Суми, 2015. Т. 2. С. 104-107.*
55. Яковишина Т. Ф. Порівняльний аналіз підходів до визначення екологічного ризику забруднення ґрунтів кадмієм. *Наукові праці. Техногенна безпека. Радіобіологія*. 2016. Вип. 268, Т. 280. С. 19-24.
56. Яковишина Т. Ф. Роль міських ґрунтів, як депо накопичення важких металів. *Науково-технічне та організаційно-екологічне сприяння реформам у будівництві і житлово-комунальному господарстві : Збірник тез доповідей III Міжнародної конференції, 12-13 квітня 2012 р. Макіївка, 2012. Ч. 1. С. 219-222.*
57. Яковишина Т. Ф. Система біотестування токсичності ґрунту, забрудненого важкими металами. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2014. Вип. 3(27). С. 70-73.
58. Яковишина Т. Ф., Малий А. Э. Технофильность тяжелых металлов. *Technical progress of mankind in the content of continuous extension of the society's material needs : Peer-reviewed materials digest (collective monograph) published following the results of the СІІ International*

- Research and Practice Conference and I stage of the Championship in Technical Sciences, Architecture and Construction, 18-24 June 2015 yr. London (UK), 2015. P. 34-36.
- 59.Яковишина Т. Ф. Удосконалення технології фітоекстракції важких металів з ґрунту. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2013. Вип. 3(25). С. 72-76.
- 60.Яковишина Т. Ф. Форми важких металів в ґрунтах – проблема вибору при проведенні екомоніторингу. *Неделя еколога – 2012* : Тезиси докладов Международного научного симпозиума, 1-5 октября 2012 г. Днепродзержинск, 2012. С. 23-26.
61. Baron S., Carignan J., Ploquin A. Dispersion of heavy metals (metalloids) in soil from 800-years-old pollution (Mont-Lozere, France). *Environmental science and technology*. 2006. V. 40. P. 5319-5326.
62. El-Bady M. Road dust pollution by heavy metals along the sides of expressway between Benha and Cairo, southern of Nile Delta, Egypt. *Geochemistry journal*. 2014. Vol. 1, Issue 2. P. 10-23.
63. Fitz W. J., Wenzel W. W. Arsenic transformation in the soil – rhizosphere – plant system, fundamentals and potential application of phytoremediation. *Journal of Biotechnology*. 2002. V. 99. P. 259-278.
64. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water resource*. 1980. Vol. 14. P. 975-1001.

## **РОЗДІЛ 3**

### **ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ ВПЛИВУ УРБООКОСИСТЕМИ НА ҐРУНТИ НА ПРИКЛАДІ м. ДНІПРО**

Створені внаслідок будівельної діяльності урбоекосистеми забезпечують вимоги людини в комфортному житті, проте ініціюють цілу низку екологічних проблем пов'язаних з погіршенням якості компонентів навколишнього середовища, насамперед, ґрунту – як ланки, що завдяки своїм протекторним функціям забезпечує депонування різноманітних ксенобіотиків, в тому числі і небезпечних сполук металів, та є середовищем існування живих організмів. Функціонування міста, як штучно створеної, в результаті антропогенної діяльності, системи, сприяє деградації та, іноді навіть, знищенню навколишнього природного середовища з подальшою заміною його на техногенне [4, 5, 12]. У першу чергу потерпає ґрунт, як базова складова будь-якої екосистеми, в котрій замикаються колообіги речовин, адже він завдяки своїм протекторним функціям виступає потужним біогеохімічним бар'єром на шляху мігрування небезпечних сполук металів, здатним їх депонувати на тривалий час. Проте міські ґрунти не завжди підпадають під класичне визначення ґрунту, хоча вони й живуть і розвиваються під впливом таких самих факторів ґрунтоутворення (клімат, рельєф, материнська порода, рослинний і тваринний світ, час), як і природні. Однак у процесі ґрунтоутворення міських ґрунтів провідну роль відіграє антропогенний фактор, котрий здатний впливати, як прямо – руйнування ґрунтового профілю внаслідок будівельної діяльності, так і опосередковано – при аерогенному або гідрогенному забрудненні ксенобіотиками, що містяться у викидах та скидах промислових підприємств; і визначається типом господарського використання та історією розвитку території.

#### **3.1 Напрямки впливу урбоекосистеми на ґрунт**

В сучасних урбоекосистемах педогенез визначається не скільки природними факторами ґрунтоутворення, скільки зазнає значного втручання

антропогенної діяльності, котра спрямована на створення комфортних умов життєдіяльності людини, що, в свою чергу, відбивається через ряд суттєвих відмінностей від зональних ґрунтів, головними серед яких є:

- формування на насипних, намивних або перемішаних породах;
- наявність включень будівельного і побутового сміття в верхніх горизонтах;
- зміна кислотно-лужного балансу;
- високий рівень забруднення;
- зміна фізико-механічних властивостей (низька вологоємкість, переущільненість, каменястість, тощо);
- зростання ґрунтового профілю за рахунок інтенсивного аерогенного надходження пилу.

Урбанізовані території, як унікальний тип природно-технічних геосистем, концентрують максимальну різноманітність видів впливу діяльності людини на ґрунт, починаючи з відчуження земель, механічного порушення ґрунтового профілю і до інгредієнтного забруднення [17]. Проте, в процесі створення і функціонування будь-якої урбоєкосистеми, антропогенний вплив щодо техногенного навантаження на ґрунт внаслідок забруднення небезпечними сполуками металів проявляється у двох напрямках, спочатку, при розбудові – через часткове, а в деяких випадках і повне руйнування ґрунтового покриву та втрату буферних властивостей; а потім внаслідок роботи техногенної складової – промисловості та транспорту через додаткове надходження з викидами. Серед екологічних функцій ґрунту в межах урбоєкосистеми найбільш важливими на думку Г.В. Мотузової та О.С. Безуглової (2007) є медико-екологічна, котра повинна забезпечити підтримку безпечних умов життєдіяльності для всіх організмів і, насамперед, людини; та протекторна екологічна функція, що базується на буферних властивостях і полягає в здатності поглинати і депонувати забруднюючі речовини, тим самим захищаючи від них повітря, воду та рослини [19]. Проте зазначені впливи людської діяльності призводять до деградації ґрунту, а отже

його нездатності виконувати свої функції в повному обсязі, що позначається через втрату стану гомеостазу урбоекосистем, порушення процесів самовідновлювання, збільшення техногенної складової, підвищення ступеня екологічного ризику для населення. Слід відзначити, що існуючі нині в Україні, в системі моніторингу, технології, запропоновані О.Є. Гаврюшовою (2013) з поліпшення якості міських ґрунтів стосуються більше адміністративних та архітектурно-планувальних заходів, ніж екологічних, а саме: використання наявного потенціалу уже задіяної землі, щоб зупинити збільшення площ землекористування для нових поселень особливо на околицях міст; використання моделі “компактного міста” з метою збільшення щільності міського населення в містах; підвищення змішаного використання землі, збільшення “зеленого” планування у містах; на урбанізованих територіях, що занепадають (пустирі, покинуті промислові об’єкти, тощо) сприяти процесу “відкриття” територій [4]. Однак, при науково обґрунтованому підборі технологій з відновлення забруднених ґрунтів урбоекосистеми внаслідок мігрування небезпечних сполук металів слід звертати увагу, перш за все, на ступень їх буферної здатності, котра може бути практично повністю втраченою внаслідок впливу будівельної діяльності. Визначення буферних властивостей в системі моніторингу мігрування сполук металів в ґрунті, з метою виділення чинників, що підвищують їх міграційну здатність з урахуванням особливостей функціональних зон міста, передбачає встановлення напрямків негативних впливів.

В межах урбоекосистеми будівельний вплив на ґрунтовий покрив супроводжується зрізанням позитивних і засипанням негативних форм рельєфу, намівом ґрунтів, іноді його повною руйнацією на майданчиках, підрізкою схилів, що активізує ерозійні і зсувні процеси, тощо. Серед джерел прямого та опосередкованого впливів на екосистеми при будівництві слід виділити: нові матеріальні об’єкти, що розміщуються на будівельному майданчику; елементи основної і допоміжної технологій, функціонування

яких є причиною знищення фітоценозів, деградації ґрунтів, зміни ландшафтів і забруднення навколишнього середовища; об'єкти, життєвий цикл яких пов'язаний з будівництвом або експлуатацією в майбутньому.

При розбудові в урбоєкосистемі вплив будівельної діяльності на ґрунти визначається безпосередньо проведенням загально-будівельних робіт, серед яких найбільшу руйнівну дію завдають земляні роботи та нульовий цикл, приміром, риття котловану призводить до порушення послідовності генетичних горизонтів ґрунтового профілю, облаштування палійних фундаментів сприяє переуцільненню ґрунту та підняттю рівня ґрунтових вод, а також допоміжною діяльністю автотранспорту, що полягає в диспергації колоїдних часток і, як наслідок, в розповсюдженні вітрової ерозії та втраті родючого шару ґрунту. Проведення земляних робіт, згідно існуючих в Україні нормативних документів СНиП 3.02.01-87 “Земляные сооружения, основания и фундаменты” та міжнародних систем – американської LEED (з англ. Керівництво в енергетичному та екологічному проектуванні – Leadership in Energy and Environmental Design – LEED, 1998), спрямованої на енергоефективність, інновації при проектуванні та експлуатації, соціальні аспекти [22] та британської BREEAM (з англ. метод екологічної експертизи – BRE Environmental Assessment Method – BREEAM, 1990), котра оцінює якість будівництва та його вплив на компоненти навколишнього природного середовища, будівельні матеріали та інфраструктуру [23], передбачає зняття верхнього родючого шару ґрунту, у випадку з чорноземами звичайними на глибину гумусованого профілю 40-100 см [16], зберігання його в буртах протягом всього процесу будівництва, а по його завершенню – нанесення на незапечатані асфальтово-дорожнім покриттям поверхні з подальшим створенням стійких фітоценозів, при чому перевагу слід надавати місцевим видам. Проте тривале збереження ґрунту в буртах, а термін будівництва може становити декілька років, сприяє втраті його екологічних властивостей через порушення водного, теплового та повітряного режимів, що, в свою чергу, негативно позначається на діяльності



грунтових мікроорганізмів щодо деструкції органічної речовини та трансформації сполук поживних елементів, отже призводить до деградації. Крім того ґрунти, котрі зазнали порушення структури при знятті і складуванні знаходяться під впливом вітрової дефляції та розмивання атмосферними опадами, а це призводить до втрати цінних фракцій для рослин.

Створені будівлі і споруди, як частка урбоекосистеми, протягом всього свого життєвого циклу спричиняють додаткове навантаження на ґрунт, підвищуючи його засміченість і каменястість, що при втраті його екологічних властивостей в процесі будівництва призводить до деградації екосистем, збіднення видового різноманіття фітоценозів, розвитку рудеральної рослинності. При введенні об'єктів будівництва в експлуатацію та в процесі подальшого функціонування урбоекосистем напрями антропогенного впливу на ґрунт дещо змінюються, стають ширшими, за рахунок додаткового техногенного навантаження в результаті стаціонарно-деструктивного порушення ландшафту та інгредієнтного забруднення токсичними речовинами внаслідок осадження викидів промислових підприємств та автотранспорту, серед яких радіонукліди, нафтопродукти та сполуки металів, отже продукують небезпеку вторинного забруднення навколишнього середовища шляхом вилуговування ксенобіотиків у ґрунтові води або запилення приземного шару атмосферного повітря [26]. Крім того катіони металів можуть виноситися із ґрунту кореневою системою рослин і потім включатися в трофічні ланцюги, що спричиняє додаткову екологічну небезпеку.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що проведення всебічної екологічної оцінки мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах зі встановленням ступеня небезпеки щодо можливого забруднення в межах урбоекосистеми потребує визначення їх буферних можливостей депонування даних токсикантів, на які, в свою чергу здійснює вплив

будівельна діяльність, отже виникає потреба включення додаткових досліджень до програми моніторингу.

### **3.2 Трансформація ґрунтового профілю**

В системі моніторингу морфологічні властивості ґрунтів набувають інформативної значущості, оскільки є сукупністю ознак, котрі інтегрально відображають їх генетичні особливості, склад та властивості, а це, в свою чергу відбивається на чинниках, котрі визначають здатність небезпечних металів до мігрування, що є актуальним для антропогенно перетворених ґрунтів урбоєкосистем. Генетичний метод ґрунтознавства В.В. Докучаєва дозволяє розкрити історію розвитку і прогнозувати шляхи подальшої еволюції ґрунтів, саме тому морфологія ґрунтів відіграє особливу роль в екологічних дослідженнях, адже вона спрямована на вивчення консервативних ґрунтових ознак, які повільно формуються, проте так само і повільно втрачаються [29]. Для повноти висвітлення негативних наслідків урбопедогенезу серед міських ґрунтів були обрані антропогенно-перетворенні, котрі мали створений в результаті людської діяльності поверхневий шар, внаслідок перемішування, насипання, захоронення та забруднення будівельним сміттям, отже зазнали порушення ґрунтового профілю [1, 31]. При наданні морфологічної характеристики ґрунтових профілів урбаноземів м. Дніпро використовували національну класифікацію ґрунтів [21], адже заміна її на більш узагальнені схеми міжнародних класифікацій призведе до втрати інформативності щодо регіональних відмінностей побудови та структури досліджуваних ґрунтів [10].

Строкатість використання міського ґрунту відбивається через порушення його ґрунтового профілю, чому, здебільшого, сприяє створення на його поверхні органо-мінерального шару шляхом перемішування, насипу, захоронення та (або) забруднення речовинами різного походження, в тому числі і сполуками металів [3, 4].

Територіально м. Дніпро знаходиться в зоні Північного Степу України, отже його ґрунтовий покрив, переважно, представлений чорноземом звичайним малогумусним важкосуглинковим з типовою будовою ґрунтового профілю: Н + Нрк + Рhk + Рк. Морфологічна характеристика ґрунтових горизонтів наведена в табл. 3.2.1 Зазначений тип ґрунту сформувався в умовах непромитого водного режиму під різнотравно-типчакowo-ковильною рослинною асоціацією. Досліджуваний чорнозем звичайний за типом належить до гумусових, кальцієвих, монтморилонітових ґрунтів складної і тривалої історії процесу ґрунтоутворення – від ранніх гідроморфних до сучасних автоморфних стадій розвитку водно-акумулятивних рівнин. Провідним в історії формування чорноземів був позитивний баланс біогенних речовин і космічної енергії, у результаті чого в профілі утворилася система ґрунтових горизонтів, збагачених гумусом, зі значними запасами азоту, фосфору, калію та мікроелементів, що зумовлює оптимальний водно-повітряний режим, активні внутрішньо ґрунтові біологічні та біохімічні процеси. Величезні запаси потенційно активної хімічної енергії в гумусі є основою високої біологічної продуктивності чорноземів, їх здатності протистояти різним змінам екологічної ситуації і забезпечувати високу продуктивність фотосинтезу рослин.

Таблиця 3.2.1

Морфологічна характеристика ґрунтового профілю  
чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового

Генетичний горизонт	Характеристика
Н	38-46 см – гумусовий, темно-сірий, грудкувато-пилувато-глибистий, пухкий, слабо ущільнений важкий суглинок, перехід поступовий.
Нрк	від 38-46 см до 57-68 см – верхній перехідний гумусовий карбонатний, темно-сірий з бурим відтінком, зернувато-

Генетичний горизонт	Характеристика
	горіхуватий, більш щільний, перехід поступовий.
Phk	від 57-68 до 71-86 см – нижній перехідний, буро-сірий, нерівномірного забарвлення, від горіхувато-грудкуватої до призмовидно-горіхуватої структури, щільний, виділення карбонатів у вигляді псевдоміцелію.
Pk	86-200 см – лес пальовий, важкосуглинковий, щільний, тонкопористий, наявність карбонатів у вигляді білозірки та псевдоміцелію, магранцева пунктуація, кротовини, заповнені гумусовим матеріалом.

Структура ґрунтового покриву урбоєкосистеми на відміну від природного має переривчастий і дещо фрагментарний характер, так його строкатість пояснюється по-перше, порушенням ґрунтового профілю внаслідок будівництва при облаштуванні фундаментів будинків, прокладанні комунікацій, запечатанням під асфальто-дорожнім покриттям; а, по-друге, зміною фізико-хімічних властивостей через інгредієнтне забруднення різноманітними ксенобіотиками, що є включеннями антропогенного та техногенного характеру, як то промислові відходи різних класів токсичності, будівельне і побутове сміття; або потрапляють на поверхню аерогенним шляхом з викидами промислових підприємств та автотранспорту.

Площа відкритих незапечатаних ділянок ґрунту у м. Дніпро зумовлюється ступенем урбанізації і варіює в широких межах, а саме: від 5-12 % у центрі, до 70-85 % – присадибні ділянки приватного сектору Лівобережжя, Сухачовки, Дійовки 1 і 2 на правобережній частині міста. Природний непорушений ґрунт зберігся в Ленінському лісництві та частково в заплавах і нижніх терасах р. Дніпро.

Серед основних рис за якими ґрунти м. Дніпро відрізняються від зонального чорнозему звичайного слід відзначити:

- формування ґрунтів шляхом насипання, намивання або перемішування;
- наявність у верхньому шарі ґрунту включень будівельного та побутового сміття;
- високий ступінь токсичності внаслідок забруднення небезпечними сполуками металів, нафтопродуктами та радіоактивними речовинами;
- порушення кислотно-лужного балансу та окислювально-відновлювального потенціалу;
- зміна фізико-механічних властивостей ґрунтів, як то підвищена щільність, знижена вологемність, погана аерація, тощо.

Типовим для м. Дніпро є антропогенно глибоко перетворені ґрунти, що утворюють групу урбаноземів з горизонтом “urbic” потужністю більш ніж 50 см, які сформувались на культурному шарі, насипних, намивних та перемішаних ґрунтах. Досліджувані урбаноземи згідно існуючих класифікацій мають природне походження за А.Л. Калабековим (2003) [14], відносяться до природно-антропогенних поверхнево-перетворених (природно порушених) за М.Н. Строгановою (1998) [30], споріднюють генетичний горизонт “урбік” з перехідним горизонтом та материнською породою чорнозему звичайного – лесом [47]. Ґрунтовий покрив міста формувався протягом тривалого часу, тому різні типи урбаноземів на тлі характеристик зональних природних ґрунтів всебічно відображають тривалість і напрямки характеру розвитку міста [15, 25, 47].

Дослідження морфологічних ознак ґрунтового профілю проводили на прикладі ґрунтів м. Дніпро з різним функціональним використанням. Ділянки відбирали таким чином, щоб втручання людської діяльності стосувалось тільки зонального ґрунту – чорнозему звичайного, тобто уникали балок та ярів, надзаплавних терас р. Дніпро, штучно створених лісних масивів, тощо. Так розрізи були закладені на території приватного сектору – селище Шевченко житловий масив Північний (Самарський район), висотної

забудови – житловий масив Тополя-3 (Шевченківський район) та санітарно-захисної зони південно-західної групи заводів (Новокодацький район).

Перемішаний тип ґрунтового профілю ( $Hqk(u) + Hrk(u) + Phk(u) + Pk$ ) в санітарно-захисній зоні південно-західної групи заводів виник через зняття, переміщення і складування, в результаті будівництва, значних масивів ґрунту на прилеглих територіях паралельно з розбавленням його будівельним сміттям та промисловими відходами в умовах постійного аерогенного забруднення. Завдяки нечітко вираженим генетичним горизонтам і значної кількості включень антропогенного та техногенного характеру він практично не зберіг морфологічні властивості зонального чорнозему звичайного і більше підпадав під визначення техногенних поверхневих утворень, а саме – органолітостратів з групи натурфабрикатів згідно систематики, запропонованої Ґрунтовим інститутом ім. В.В. Докучаєва РАСГН. Морфологічна характеристика урбанозему з перемішаним типом ґрунтового профілю представлена в табл. 3.2.2.

Таблиця 3.2.2

Морфологічна характеристика урбанозему з перемішаним типом ґрунтового профілю (розріз закладено в санітарно-захисній зоні південно-західної групи заводів, Новокодацький район, м. Дніпро)

Генетичний горизонт	Характеристика
$Hqk(u)$	18-31 см – гумусовий, сірий, пилувато-глибистий, ущільнений важкий суглинок, наявність уламків твердих карбонатних включень антропогенного походження, перехід поступовий.
$Hrk(u)$	від 18-31 см до 52-61 см – верхній перехідний гумусовий карбонатний, сірий з бурим відтінком, зернувато-горіхуватий, більш щільний, наявність уламків твердих карбонатних включень антропогенного походження, перехід поступовий.

Генетичний горизонт	Характеристика
Phk(u)	від 52-61 до 114-128 см – нижній перехідний, буро-сірий, нерівномірного забарвлення, призмовидно-горіхуватої структури, щільний, природні карбонати у вигляді білозірки, наявність уламків твердих карбонатних включень антропогенного походження, перехід поступовий.
Pk	128-200 см – лес пальовий, важкосуглинковий, щільний, тонкопористий, наявність карбонатів у вигляді білозірки та псевдоміцелію, марганцева пунктуція.

Урбанозем з насипним типом ґрунтового профілю (Hdk + UHk + Hrk + Phk + Pk) (табл. 3.2.3) був притаманний невеличким зеленим зонам внутрішньо дворових територій висотної забудови спальних районів міста, де втручання людської діяльності було, переважно, одноразовим і, здебільшого, зводилось до проведення земляних робіт та прокладання комунікацій при будівництві високоповерхівок. Після закінчення процесу будівництва на поверхні зонального ґрунту формується шар різної потужності, що

Таблиця 3.2.3

#### Морфологічна характеристика урбанозему

з насипним типом ґрунтового профілю (розріз закладено в придворовій території висотної забудови, вул. Запорізьке шосе 80, житловий масив Тополя-3, Шевченківський район, м. Дніпро)

Генетичний горизонт	Характеристика
Hdk	16-22 см – гумусовий зі слабо розвинутою дерниною, темно-сірий, грудкувато-пилувато-глибистий, ущільнений, перехід поступовий.

Генетичний горизонт	Характеристика
Hdk	16-22 см – гумусовий зі слабо розвинутою дерниною, темно-сірий, грудкувато-пилувато-глибистий, ущільнений, перехід поступовий.
УНк	від 16-22 до 76-85 см – гумусовий, карбонатний, сірий з бурим відтінком, пилувато-глибистий, наявність уламків твердих карбонатних включень антропогенного походження, перехід помітний.
Нрк	від 76-85 см до 93-98 см – верхній перехідний гумусовий карбонатний, сірий з бурим відтінком, зернувато-горіхуватий, більш щільний, перехід поступовий.
Phk	від 93-98 до 126-138 см – нижній перехідний, бурий з сірим вкрапленням, нерівномірного забарвлення, призмовидно-горіхуватої структури, щільний, природні карбонати у вигляді псевдоміцелію та частково білозірки, перехід поступовий.
Рк	138-200 см – лес пальовий, важкосуглинковий, щільний, тонкопористий, наявність карбонатів у вигляді білозірки та псевдоміцелію, марганцева пунктуація.

зумовлюється складністю рельєфу, часом освоєння та ступенем втручання людини, який в нашому випадку (розріз закладений на житловому масиві Тополя-3) характеризувався наявністю значної кількості включень будівельного та побутового сміття. За ознаками техногенних поверхневих утворень цей тип ґрунту відноситься до урбіквазиземів згідно систематики Ґрунтового інституту ім. В.В. Докучаєва РАСГН.

Відрізняючою рисою агрогенного типу урбанозему з ґрунтовим профілем На + Нк + Нрк + Phk + Рк (приватна забудова на житловому масиві Ігрень) є наявність досить потужного, збагаченого гумусом шару, який за



умов тривалого використання під город (понад 50 років) перевищував глибину орного горизонту в 1,6 рази, що зумовлювалось щорічним внесенням органічних (гній, пташиний послід) та мінеральних добрив (табл. 3.2.4). Цей тип ґрунтів формується на присадибних ділянках та дачах, отже зустрічається тільки на периферії міста. Відсутність включень неприродного характеру не дає змогу розглядати його як техногенні поверхневі утворення.

Таблиця 3.2.4

Морфологічна характеристика урбанозему з агрогенним типом ґрунтового профілю (розріз закладено на території присадибної ділянки, вул. Аграрна 33, сел. Шевченко, житловий масив Північний, Самарський район, м. Дніпро)

Генетичний горизонт	Характеристика
На	23-30 см – гумусовий, орний, темно-сірий, грудкувато-пилувато-глибистий, слабо ущільнений, пухкий, наявність ходів червів, перехід поступовий.
Нк	від 23-30 см до 63-74 см – гумусовий, карбонатний, темно-сірий з бурим відтінком, зернувато-горіхуватий, більш щільний, ходи червів, кротовини, перехід поступовий.
Нрк	від 63-74 см до 90-98 см – верхній перехідний, гумусовий, карбонатний, сірий з бурим відтінком, зернувато-горіхуватий, більш щільний, наявність псевдоміцелію, кротовини, перехід поступовий.
Phk	від 90-98 до 117-123 см – нижній перехідний, буро-сірий, нерівномірного забарвлення, призмовидно-горіхуватої структури, щільний, природні карбонати у вигляді псевдоміцелію та білозірки, перехід поступовий.
Рк	123-200 см – лес пальовий, важкосуглинковий, щільний, тонкопористий, наявність карбонатів у вигляді білозірки та псевдоміцелію, магранцева пунктуація.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що, по-перше, вплив будівельної діяльності в межах урбоєкосистеми м. Дніпро позначався через формування більш розтягнутих ґрунтових профілів, а, по-друге, антропогенно трансформовані урбаноземи м. Дніпро з перемішаним та насипним типами ґрунтового профілю характеризувались меншою потужністю гумусових горизонтів, слабо вираженим переходом між горизонтами та більшою глибиною залягання природних карбонатів внаслідок забруднення будівельним сміттям, за виключенням агрогенного типу, де щорічне систематичне внесення органічних та мінеральних добрив призвело до формування додаткового гумусового орного горизонту антропогенного походження, що, в свою чергу, відбивалось через втрату екологічних функцій ґрунтів та позначалось на показниках, котрі впливають на міграційну здатність катіонів екологічно небезпечних металів.

### **3.3 Показники, що визначають порушення ґрунту урбоєкосистем та впливають на мігрування небезпечних сполук металів**

Урбаноземи з різними типами ґрунтового профілю, які були сформовані у процесі розбудови і функціонування урбоєкосистеми, не тільки значно відрізняються від зональних ґрунтів – чорноземів звичайних малогумусних важкосуглинкових за морфологічною будовою, як було зазначено у підрозділі 3.2, вплив будівельної діяльності також позначається на їх властивостях, що зумовлюють здатність небезпечних сполук металів до мігрування.

При проведенні моніторингу міських ґрунтів слід залучати показники, що по-перше, торкаються екологічних функцій урбаноземів, адже вони забезпечують в значній мірі гомеостаз урбоєкосистеми; по-друге, є визначальними для міграційної здатності сполук металів [44], які швидко та інформативно свідчать про наявність екологічної небезпеки.

Зазвичай при визначенні екологічних функцій ґрунту пріоритет надають тільки агрохімічним властивостям, в той час як водно-фізичним

приділяють досить мало уваги і зовсім не торкаються його буферної здатності, що зовсім не виправдано для умов урбоєкосистем, адже, по-перше, потрапляння мілко дисперсних часток природного (зруйновані ґрунтові колоїди) та антропогенного походження, приміром цементного пилу, до пор ґрунту, за свідченням О.Г. Ізюмової (2013) спричиняє зміни показників його фізичної будови, таких як гранулометричний склад, щільність складення, загальна пористість, співвідношення капілярної пористості до некапілярної, що, в свою чергу, може змінити параметри водно-фізичних констант, які є визначальними у формуванні водно-повітряного режиму ґрунту [11], а, по-друге, буферні властивості призводять до зменшення токсичності забрудненого небезпечними сполуками металів ґрунту для мікробіоти та рослинності, отже сприяють підтримці стану гомеостазу в порушеній екосистемі.

Слід зазначити, що природа буферної здатності досить складна, хоча з практичної точки зору дотримання норм екобезпеки на техногенно навантажених територіях набуває важливості інформація щодо кількості катіонів металу, які здатні утримувати антропогено порушений ґрунт, котрий зазнав аерогенного забруднення. Потрапляючи у ґрунт, сполуки металів постійно мігрують, переходячи у ту чи іншу форму (рухому, потенційно-рухому, тощо). Частина їх піддається гідролізу, може утворювати важкорозчинні сполуки та закріплюватись у ґрунтовому середовищі. Більшість сполук металів акумулюється у підстилці та гумусовому горизонті. Їх розподіл по поверхні залежить від характеру та особливостей джерела забруднення, метеорологічних умов регіону, геохімічних факторів і ландшафту. Буферна здатність ґрунту щодо зниження токсичності внаслідок надлишкового вмісту металів відбувається за рахунок закріплення педогенними фосфатами, карбонатами та утворення органічних комплексів. Отримані сполуки не будуть джерелом екологічного ризику для рослин, тому що їх коренева система не здатна поглинати важкорозчинні сполуки. Розподіл катіонів металів між рідкою і твердою фазами ґрунту здійснюється

за рахунок адсорбції – кінетичної реакції поглинання іонів твердофазними поверхнями, яка задовільно описується рівнянням Фрейдліха і Ленгмюра. Адсорбцію поділяють на неспецифічну, яка не залежить від індивідуальних особливостей катіона, за винятком його заряду; і специфічну – яка визначається індивідуальними особливостями катіона, а саме: іонним (гідратованим) радіусом, поляризуемістю, потенціалом іонізації, спорідненістю до електрона, ентальпією і ентропією гідратації, здатністю до гідролізу і утворенням координаційних зв'язків. Основними агентами адсорбції катіонів металів є оксиди та гідроксиди заліза і мангану (полуторні оксиди); глинисті мінерали; органічна речовина.

Ґрунт виступає гетерогенною системою, яка постійно знаходиться в стані гомеостазу завдяки своїй буферній здатності, а це на думку Г.В. Мотузової (1994), відбивається шляхом збереження власної організації, тобто послідовності, рівнів та співвідношень ґрунтових компонентів за рахунок постійної підтримки процесів, зумовлюючих взаємозв'язок між цими компонентами [20]. Р.С. Трускавецький (2003) пропонує визначати буферну ємність площею, що утворюється між кривими зміни концентрацій катіонів металів під впливом поступово зростаючих навантажень у чистого безбар'єрного піщаного субстрату та досліджуваного ґрунту [32]. Схема дії механізму буферної здатності по відношенню до металів доводить, що надлишкове надходження їх сполук у ґрунт не призводить до підвищення концентрації в ґрунтовому розчині, якщо вони не поглинаються ґрунтом, а, навпаки, виносяться водним потоком, або, в іншому випадку, закріплюються твердими фазами шляхом утворення осадів, хемосорбції та включення до ґрунтово-вбирного комплексу (ГВК) [20]. В.Б. Ільїним (1995) встановлено, що в інактивації надлишкових кількостей небезпечних сполук металів здебільшого приймають участь гумус, фізична глина, полуторні оксиди, карбонати та реакція ґрунтового середовища, на основі чого розроблена бальна шкала оцінки буферності, де 1 балу відповідає закріплення металу 1 % гумусу, а стосовно решти показників введено поправочні коефіцієнти [8].

Однак постає правомірне питання, що на практиці надає кількість одержаних балів встановленої буферної здатності – тільки можливість порівнювати різні типи ґрунтів між собою, на рівні урбоекосистеми – часткове врахування порушень, котрі зафіксують значення обраних показників відносно зональних ґрунтів. Кінцевим етапом моніторингу має бути розробка і своєчасне впровадження технологій із відновлення забруднених ґрунтів для забезпечення екологічної безпеки урбоекосистем, в аспекті розробки яких велике значення набуває кількість закріплених та здатних до мігрування сполук металів, а отже й буферна здатність ґрунту.

Для екологічної оцінки стану порушення ґрунтів в результаті будівельної діяльності і їх буферної здатності стосовно усунення токсичності, котру спричиняють небезпечні сполуки металів антропогенного походження, спираючись на світовий досвід [8, 18, 20, 25, 45, 46] та власний науковий доробок [34, 42] були обрані показники, які враховують всі зазначені вище процеси.

З урахуванням особливостей урбоекосистеми було виділено дві групи показників: 1) ті що відбивали тільки ступень порушення ґрунту (глибина гумусованого профілю, каменястість в шарі 0,5 м, засміченість, щільність складення) [18] та 2) ті що також впливали на мігрування сполук металів (вміст гумусу, фізичної глини, карбонатів,  $R_2O_5$ , рН) [8]. Згідно останніх була розрахована буферна здатність в балах за В.Б. Ільїним (1995) для урбаноземів з різними типами ґрунтових профілей (перемішаний, насипний, агрогенний) для м. Дніпро, а також здійснена прив'язка до рівня забруднення за  $Pb^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$  та  $Cu^{2+}$ .

Серед показників першої групи, котрі характеризують екологічний стан ґрунту, як непорушеного, так і того, котрий зазнав антропогенного втручання, одне з провідних місць займає глибина гумусованого профілю, адже: гумус є джерелом енергії, яку використовують в процесі своєї життєдіяльності мікроорганізми, рослини та безхребетні тварини, що сприяє

підтриманню гомеостазу будь-якої екосистеми; а глибина гумусованого профілю обумовлює повноту забезпечення ним кореневої системи рослин.

Глибина гумусованого профілю у чорноземі звичайного становить 52-56 см. В порушеного урбаноземі він був нечітко вираженим – перемішаний тип, похованим і подовженим – насипний та агрогенний типи (табл. 3.3.1). Виникали труднощі при здійсненні сумісної екологічної оцінки стосовно вмісту гумусу і глибини гумусованого профілю згідно методики, адже вони в антропогенно трансформованих ґрунтах зменшувались не синхронно, тобто вміст органічної речовини зменшувався більш ніж вдвічі, в той час як глибина гумусованого профілю зменшувалась тільки в перемішаного ґрунтового профілю, а в двох інших випадках – подовжувалась за рахунок привнесення включень антропогенного походження, крім того чітко її встановити було досить проблематично на відміну від чорноземі звичайного малогумусного важкосуглинкового (табл. 3.3.1). Тому в системі моніторингу порушених та техногенно навантажених ґрунтів урбоекосистем, для одержання повноти інформації щодо ступеня трансформації урбаноземів,

Таблиця 3.3.1

Глибина гумусованого профілю ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро, см

Ґрунт	Повторення			Середнє
	I	II	III	
Чорнозем звичайний	62,1	62,4	63,0	62,5
Урбанозем перемішаного типу	56,0	56,7	56,9	56,5
Урбанозем насипного типу	95,1	95,7	95,6	95,5
Урбанозем агрогенного типу	94,5	93,8	93,7	94,0
Fфакт				8,85
F <sub>0,05</sub>				7461,33
НСР <sub>0,95</sub>				0,8
P, %				0,33

замість окремо взятого гумусового горизонту, потрібно враховувати будову всього ґрунтового профілю.

Окремо слід виділити каменястість – явище незадовільне, оскільки наявність в ґрунті значної кількості включень, в нашому випадку залишків будівельного сміття, призводить до збільшення енергетичних витрат ґрунтової біоти на їх огинання при рості чи русі, а також до ускладнення посадки рослин (табл. 3.3.2). Наявність каменів підвищує фільтраційні властивості води, що супроводжується зниженням сорбційних захисних буферних властивостей, отже, по-перше, здатне призвести до активного мігрування сполук металів у суміжні середовища (в поверхневій і ґрунтовій воді); по-друге, швидкому висушуванню поверхневого кореневмісного шару ґрунту, що буде відбиватися на пригніченні рослинності, втретє, до розвитку ерозійних процесів [7]. В складі каменястої фракції зустрічались уламки щебеню, цеглин, вапняних матеріалів, тощо. Урбанозем характеризувався слабкою каменястістю до 20 % – перемішаний та насипний тип, в той час як в агрогенного типу вона була на рівні зонального ґрунту.

Таблиця 3.3.2

Каменястість ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро, % (шар 0-50 см)

Ґрунт	Повторення			Середнє
	I	II	III	
Чорнозем звичайний	2,2	2,4	2,2	2,3
Урбанозем перемішаного типу	12,6	12,9	12,5	12,7
Урбанозем насипного типу	10,1	10,2	10,5	10,3
Урбанозем агрогенного типу	2,3	2,4	2,4	2,4
Ффакт				8,85
$F_{0,05}$				3299,05
$НСР_{0,95}$ , %				0,3
$P$ , %				1,30

В урбанізованих умовах продуктивна поверхня ґрунту перекривалась сміттям до 18,3 % від облікової площі, що негативно відбивалось на його екологічних функціях відносно створення стійкого фітоценозу. У варіанті з урбаноземом перемішаного типу, наявність поліелементного забруднення сполуками металів значно знижувала категорію засміченості до сильно засміченого ґрунту (табл. 3.3.3). Урбанозем агрогенного типу майже не містив сміття на поверхні ґрунту.

Таблиця 3.3.3

## Засміченість ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро, %

Ґрунт	Повторення			Середнє
	I	II	III	
Чорнозем звичайний	0,4	0,3	0,4	0,4
Урбанозем перемішаного типу	18,1	18,2	18,6	18,3
Урбанозем насипного типу	7,8	7,6	7,5	7,6
Урбанозем агрогенного типу	0,3	0,3	0,2	0,3
Ғфакт				8,85
$F_{0,05}$				8676,00
$НСР_{0,95}$ , %				0,3
$P$ , %				1,54

Щільність складення характеризує здатність ґрунту накопичувати запаси доступної вологи для рослин при достатній кількості повітря. На думку І.Б. Рувута (1971) та Г.І. Казакова (2008) щільність є первинний, основний критерій оцінки її агрофізичних властивостей [13, 28]. А.І. Пупонін (1984) і Л.В. Ільїна (1988) вважають щільність важливим діагностичним показником екологічних функцій ґрунту [9, 27]. Ґрунти добре структуровані, достатньо пухкі мають значну пористість та низьку величину щільності складення. Висока щільність ґрунту призведе до пригнічення і в деяких випадках до загибелі рослин навіть при достатньому вмісті поживних



речовин і води. Ущільнення верхнього шару ґрунту призведе до підсилення поверхневого стоку у весняний період, що активізує процеси площинної і струміневої ерозії [7]. Щільність складення ґрунту залежить від механічного складу, структурності й наявності в ній органічної речовини та, в свою чергу, сильно впливає на поглинання вологи, знижує газообмін в ґрунті за рахунок ізоляції повітряних бульбашок водою, котра швидко заповнює ґрунтові пори, пригнічує розвиток корневих систем рослин, інтенсивність мікробіологічних процесів, тощо. Нормальний газообмін між атмосферним і ґрунтовим повітрям відбувається за умов вмісту останнього в ґрунті не менше ніж 15 % від об'єму. Оптимальною щільністю вважається 1,20-1,30 г/см<sup>3</sup> [2]. Ущільнення урбанозему становило від 1,38 до 1,53 г/см<sup>3</sup> у насипного та перемішаного типів, що відповідало слабо ущільненому ґрунту, в той час як в агрогенного типу був на рівні чорнозему звичайного (1,18 г/см<sup>3</sup>) (табл. 3.3.4), що пояснюється створенням на поверхні ґрунту гумусового горизонту штучного походження. Переущільнення слід враховувати при виборі фіторемедіантів для стабілізації мігрування

Таблиця 3.3.4

Щільність складення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро (шар 0-10 см)

Ґрунт	Повторення			Середнє
	I	II	III	
Чорнозем звичайний	1,14	1,20	1,21	1,18
Урбанозем перемішаного типу	1,52	1,52	1,54	1,53
Урбанозем насипного типу	1,36	1,39	1,40	1,38
Урбанозем агрогенного типу	1,19	1,20	1,22	1,20
Fфакт				8,85
F <sub>0,05</sub>				140,92
НСР <sub>0,95</sub> , %				0,03
P, %				0,62

небезпечних сполук металів, адже не кожна рослина здатна рости на ущільнених ґрунтах, перевагу слід надавати бобовим травам [2], доречно також буде їх поєднувати з внесенням органіки для поліпшення структури ґрунту.

Показники другої групи є більш перспективними для використання в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем для забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій, адже визначають не тільки ступень порушення ґрунту внаслідок будівельної діяльності, але й впливають на міграційну здатність сполук металів.

Гранулометричний склад впливає на швидкість просихання ґрунту, визначає опір ґрунтів до переущільнення в результаті дії автотранспорту та забивання паль. Знання гранулометричного складу ґрунту дозволяє визначити основні його властивості, правильно підібрати рослини для відтворення фітоценозу урбоекосистеми, встановити оптимальні строки посадки. Різні рослини, відповідно до своїх біологічних особливостей, потребують різних умов зволоження, щільності ґрунту, його аерованості, тобто тих факторів, що значною мірою визначаються гранулометричним складом ґрунту.

Гранулометричний склад урбанозему наслідував ознаки зонального ґрунту Північного Степу України чорнозему звичайного, антропогенний вплив позначався через збільшення включень будівельного сміття та пилюватих часток розміром менш за 0,01 мм, за виключенням агрогенного типу де протягом більш ніж півстоліття створювався штучний гумусовий горизонт, складений агрономічно цінними ґрунтовими агрегатами при зменшенні вмісту включень (табл. 3.3.5). Слід зазначити, що з точки зору фітореMediaції ґрунтів, забруднених небезпечними сполуками металів, підібрати рослини для створення стійких фітоценозів буде досить складно, адже, в урбаноземах перемішаного та насипного типах, порушених внаслідок будівельної діяльності, вміст агрономічно цінних фракцій суттєво знизився,

що буде позначатися через нездатність втримувати вологу, швидко просихати, тощо. В нативних умовах чорнозем звичайний відносився до важкосуглинкових ґрунтів, в той час як втручання людської діяльності при розбудові урбоекосистеми суттєво збільшувало фракцію 0,01-0,001 мм і за вмістом фізичної глини їх можна було віднести до легкоглинистих ґрунтів. Слід також зазначити, що вміст фізичної глини впливає на закріплення катіонів металів та запобігає можливості утворення сполук здатних до мігрування.

Таблиця 3.3.5

Гранулометричний склад ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро, % (шар 0-10 см)

Ґрунт	Фракції, мм		
	0,05-1,00	0,01-0,05	0,01-0,001
Чорнозем звичайний	0,8	35,0	49,7
Урбанозем перемішаного типу	11,3	24,8	59,1
Урбанозем насипного типу	8,9	26,2	60,3
Урбанозем агрогенного типу	0,7	35,7	58,8
Fфакт	8,85	8,85	8,85
F <sub>0,05</sub>	1852,51	146,62	212,30
НСР <sub>0,95</sub>	0,3	1,1	1,1
P, %	1,75	1,10	0,59

Механізм протекторних властивостей гумусу у буферній здатності полягає у взаємодії катіонів металів з органічною речовиною ґрунту, яка відбувається за рахунок іонообмінних процесів, адсорбції на поверхні, хелатуванні, реакцій коагуляції та пептизації. Основними продуктами взаємодії виступають гумати, фульвати та хелатні сполуки. Утворенню хелатних комплексів сприяє наявність в структурі полімерних ланцюгів гумусових речовин функціональних груп, які беруть участь в координації металів. Взаємодія катіонів металів з гумусовими речовинами може

супроводжуватись появою, як водорозчинних так і, навпаки, слабо розчинних у воді сполук. Адсорбовані на поверхні ґрунтових колоїдів, катіони екологічно небезпечних металів здатні утворювати комплексні сполуки з фульвокислотами і в цій формі переходити в ґрунтовий розчин. Водонерозчинні гумінові кислоти ще активніше взаємодіють з катіонами металів та виводять їх з розчину в тверду фазу ґрунту. Згодом гумінові кислоти сорбуються високодисперсними мінеральними часточками і, як наслідок, токсиканти закріплюються в їх плівках, що призведе до утворення мікроагрегатів. Модель зв'язку молекули гумінової кислоти з дисперсним мінералом кристалічної структури за N. Senesi (1992) представлена на рис. 3.3.1.

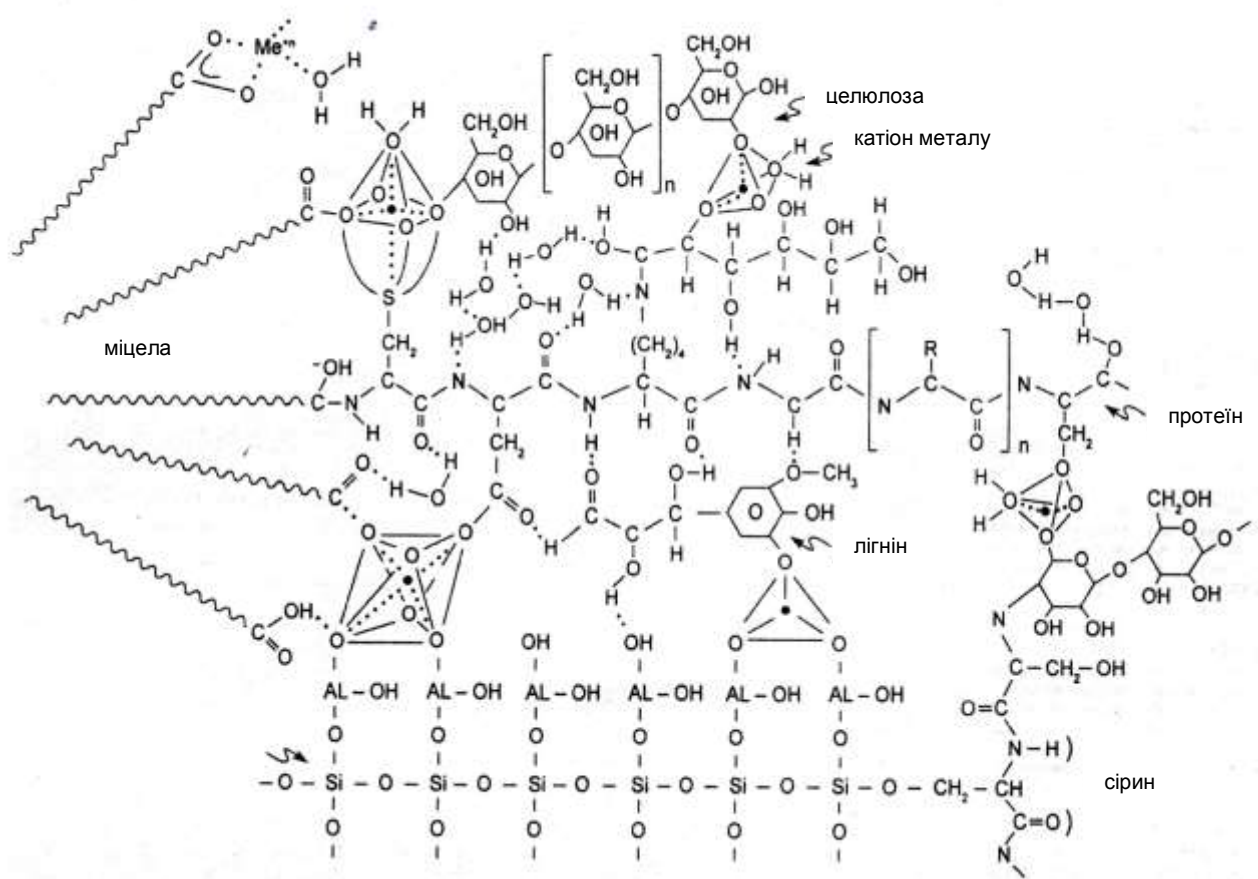
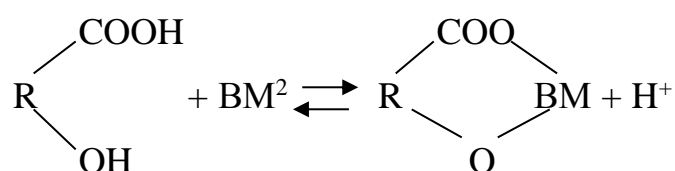


Рис. 3.3.1. Знаходження катіонів екологічно небезпечних металів в комплексі гумінової кислоти з високодисперсним глинистим мінералом

Примітка: • катіон екологічно небезпечного металу

Розчинність органомінеральних компонентів залежить від їх хімічної природи та співвідношення і визначається реакцією ґрунтового середовища. Гумінові кислоти в більшій мірі сприяють утворенню нерозчинних у воді сполук з катіонами металів в порівнянні до фульвокислот, тому ґрунти з гуматним типом гумусу до яких відноситься чорнозем звичайний і утворені на його основі урбаноземи з різними типами ґрунтових профілів мають досить високу буферну здатність до усунення фітотоксичності металів. Комплексоутворення екологічно небезпечних металів з гумусовими кислотами відбувається за рахунок специфічної адсорбції, а саме, взаємодії катіону металу з донорами електронів молекули гумусової кислоти. Найбільш вірогідні донори атоми O, N та донорні групи OH є складовою таких функціональних груп гумінових кислот, як карбоксильна, фенольна і можливо кетонна та амінна.

Реакції гумусових кислот з катіонами металів практично завжди супроводжуються появою в розчині протонів:



Швидкість взаємодії катіонів металів з гумусовими кислотами визначається окислювально-відновлювальним потенціалом і стійкістю комплексів, які утворилися. Стійкість сполук екологічно небезпечних металів підвищується з лужністю ґрунтового середовища, проте інтервали значень ( $lg$ ) за Д.С. Орловим (1990) змінюються в широких межах.

Як показали проведені дослідження тип гумусу трансформованого ґрунту, як і чорнозему звичайного, гуматний, тобто у його складі переважають гумінові кислоти над фульвокислотами. Співвідношення  $C_{гк} : C_{фк}$  знаходився у межах 2,2-2,3. Вміст гумусу становив в урбаноземах від 1,47 % – у перемішаного типу до 2,96 % – у агрогенного типу, а в чорноземі

звичайному – 4,03 % за І.В. Тюриним. За ступенем забезпеченості гумусом урбанозем відносився до слабо забезпеченого ґрунту (табл. 3.3.6). На ділянках з перемішаним (санітарно-захисна зона) та насипним (висотна забудова) типами ґрунтового профілю антропогенна діяльність носила тільки негативний характер, а саме призводила до втрат гумусу до 63,5 та 53,3 % відповідно, що, в свою чергу свідчило про дуже слабку та слабку забезпеченість органічними речовинами. На присадибній ділянці приватного сектору втручання людської діяльності носило амфіструктивний характер, а саме з одного боку порушення ґрунтового профілю внаслідок будівництва, а з іншого – за рахунок щорічного внесення органіки з органічними та мінеральними добривами призводило до формування орного гумусового горизонту На (23-30 см) антропогенного походження (підрозділ 3.2).

Таблиця 3.3.6

Вміст гумусу в ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро (шар 0-10 см), %

Ґрунт	Повторення			Середнє
	I	II	III	
Чорнозем звичайний	4,08	3,95	4,07	4,03
Урбанозем перемішаного типу	1,41	1,45	1,54	1,47
Урбанозем насипного типу	1,82	1,90	1,93	1,88
Урбанозем агрогенного типу	2,94	2,95	3,00	2,96
Fфакт				8,85
F <sub>0,05</sub>				394,97
НСР <sub>0,95</sub> , %				0,09
P, %				1,07

Універсальним показником оцінки якості порушеного та забрудненого ґрунту є також реакція ґрунтового середовища, яка впливає на мікробіологічні процеси, розвиток рослин і напрямок ґрунтоутворення. Більшість рослин потребує для свого розвитку нейтральної або слабо

лужної реакції, тому визначення рН середовища, джерела її утворення є основою для відтворення екологічних функцій ґрунту та фітореMediaції.

Токсичність металів зворотно пропорційна значенню рН ґрунтових розчинів. У разі збільшення кислотності ґрунту вони із нерозчинних солей переходять в іонну форму і стають доступними для поглинання їх рослинами [6, 44]. Тому важливим показником забруднення ґрунтів є їх кислотність. Чорнозем звичайний малогумусний важкосуглинковий характеризується нейтральною реакцією ґрунтового середовища. Крім того, підвищення лужності урбаноземів зумовлюється впливом диспергованих будівельних решток, котрі представлені сполуками карбонатів. Карбонати сильно знижують здатність до мігрування сполук металів у ґрунті, механізм їх хімічної детоксикації базується, по-перше, на сорбуючих властивостях високодисперсних фракцій карбонатів, по-друге, залежить від опосередкованого впливу через регуляцію реакції ґрунтового середовища.

Реакція ґрунтового середовища взаємопов'язана з окислювально-відновлювальним потенціалом, їх сукупність визначає міграційну здатність сполук практично всіх металів. Високі значення окислювально-відновлювального потенціалу сприяють зниженню активності електронів в ґрунті, щільності електронної хмари і заряду ацидоїдів. Збільшення окислювально-відновлювального потенціалу позначається на селективному поглинанні ґрунтом катіонів з меншою щільністю заряду. Високі значення окислювально-відновлювального потенціалу та лужна реакція ґрунтового середовища ініціює осадження катіонів металів у вигляді слабо розчинних у воді оксидів та гідроксидів.

Реакція ґрунтового середовища урбаноземі визначалась напрямками господарської діяльності людини, а саме тенденція до підкислення була притаманна перемішаним ґрунтам із санітарно-захисної зони південно-західної групи заводів внаслідок переваження процесів осадження на його поверхню фізіологічно кислих викидів промислових підприємств, навпаки, ґрунти, з домінуючим впливом будівельної діяльності, характеризувались

збільшенням лужності через включення карбонатів антропогенного походження. Однак слід зазначити, що коливання рН в усіх досліджуваних типах урбаноземів порівняно до значення зонального чорнозему звичайного були досить невеликі (табл. 3.3.7), а це свідчить про здатність порушених ґрунтів ще підтримувати свої агрохімічні властивості. Значення рН чорнозему звичайного – 6,75 відповідало родючому ґрунту, в той час як в урбаноземів з насипним та агрогенним типами ґрунтового профілю відносились вже до потенційно родючих ґрунтів. На ділянці з урбаноземом перемішаного типу за рахунок своєї різнонаправленої дії антропогенний вплив майже нівелювався.

Таблиця 3.3.7

Значення рН ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро (шар 0-10 см)

Ґрунт	Повторення			Середнє
	I	II	III	
Чорнозем звичайний	6,80	6,75	6,70	6,75
Урбанозем перемішаного типу	6,65	6,71	6,74	6,70
Урбанозем насипного типу	7,10	7,15	7,18	7,14
Урбанозем агрогенного типу	7,00	7,00	7,05	7,02
Fфакт				8,85
F <sub>0,05</sub>				76,77
НСР <sub>0,95</sub>				0,09
P, %				0,38

Згідно, визначених за методикою В.Б.Ільїна (1995), балів буферна здатність урбаноземів з різними типами порушень ґрунтових профілей м. Дніпро була підвищеною, що зумовлювалось наявністю ознак зонального ґрунту – чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового на тлі якого сформувались міські ґрунти. В свою чергу буферність чорнозема звичайного є високою, отже вплив антропогенної діяльності в межах міста



все ж таки призводив до її зниження (табл. 3.3.8). Значення балів буферної здатності були практично на одному рівні для промислової та висотної забудови, виключення становив ґрунт з приватного сектору, що пояснюється його окультуреністю та спробами власників підтримувати екологічні функції шляхом використання органічних та мінеральних добрив.

Таблиця 3.3.8

Показники, що впливають на мігрування небезпечних сполук металів у ґрунті

Показники	Зони міста		
	промислова	висотна забудова	приватний сектор
Гумус, %	1,47	1,88	2,96
Глинисті частки (0,01-0,001 мм), %	59,1	60,3	58,8
Карбонати, %	0,36	0,47	0,41
R <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %	3,6	3,0	3,7
pH	6,70	7,14	7,02
Буферна здатність, бали	34 підвищена	35 підвищена	38 підвищена

На підставі результатів досліджень показників буферної здатності ґрунтів з різних зон міста та аналізу наслідків впливу на них урбоекосистеми м. Дніпро були виділені чинники (дисбаланс сполук мінеральної частини, зменшення вмісту поживних речовин, зміна реакції ґрунтового середовища, безструктурність), що впливають на буферність міських ґрунтів (рис. 3.3.2).

З метою виявлення впливу буферної здатності ґрунту на мігрування в ньому небезпечних сполук металів було здійснено аналіз вмісту Pb, Cu та Zn після кислотної обробки та у витягах 1 Н НСl і ААБ з рН 4,8 відповідно валовий вміст, потенційно-рухомі та рухомі форми (рис. 3.3.3). Валовий вміст металів залежав від двох прямо протилежних процесів: деконцентрації – внаслідок порушення ґрунту при будівництві та забруднення, яке спричи-

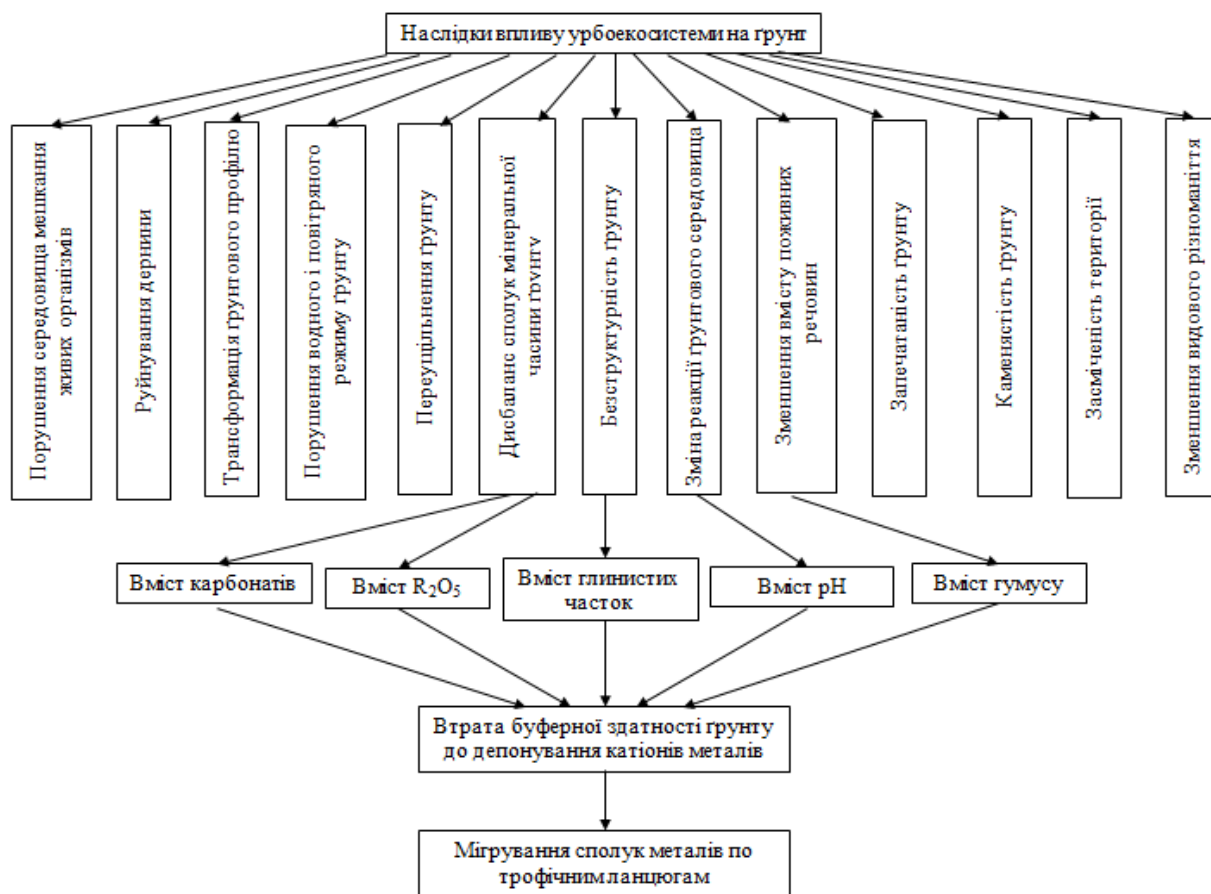


Рис. 3.3.2. Чинники впливу урбоєкосистеми на буферну здатність ґрунту

няється при функціонуванні урбоєкосистем. В результаті проведених досліджень було виявлено обмеження вмісту катіонів, які відносяться до сполук металів, здатних до мігрування в ґрунті внаслідок сумісної дії показників буферності (витяг ААБ, рН 4,8) (рис. 3.3.3). Проте встановлено, що вміст катіонів, які відносяться до потенційно-рухомих форм був досить високим і становив потенційну загрозу підвищення екологічної небезпеки у разі зміни ґрунтових умов внаслідок впливу урбоєкосистеми на ґрунт. Зафіксована досить велика різниця між вмістом катіонів, що відносяться до потенційно-рухомих та їх вмістом у рухомих формах свідчить про утримання нейтральної реакції ґрунтового середовища, не дивлячись на осадження на поверхню ґрунту фізіологічно кислих сполук, які містяться у викидах промислових підприємств. Виявлене обмеження вмісту сполук металів, здатних до мігрування в ґрунті, яке визначалось сумісною дією показників

буферності, що, в свою чергу, залежала від напрямку та інтенсивності антропогенної діяльності (рис. 3.3.3), зумовлювало їх урахування при здійсненні моніторингу для більш чіткого встановлення ступеня екобезпеки внаслідок забруднення.

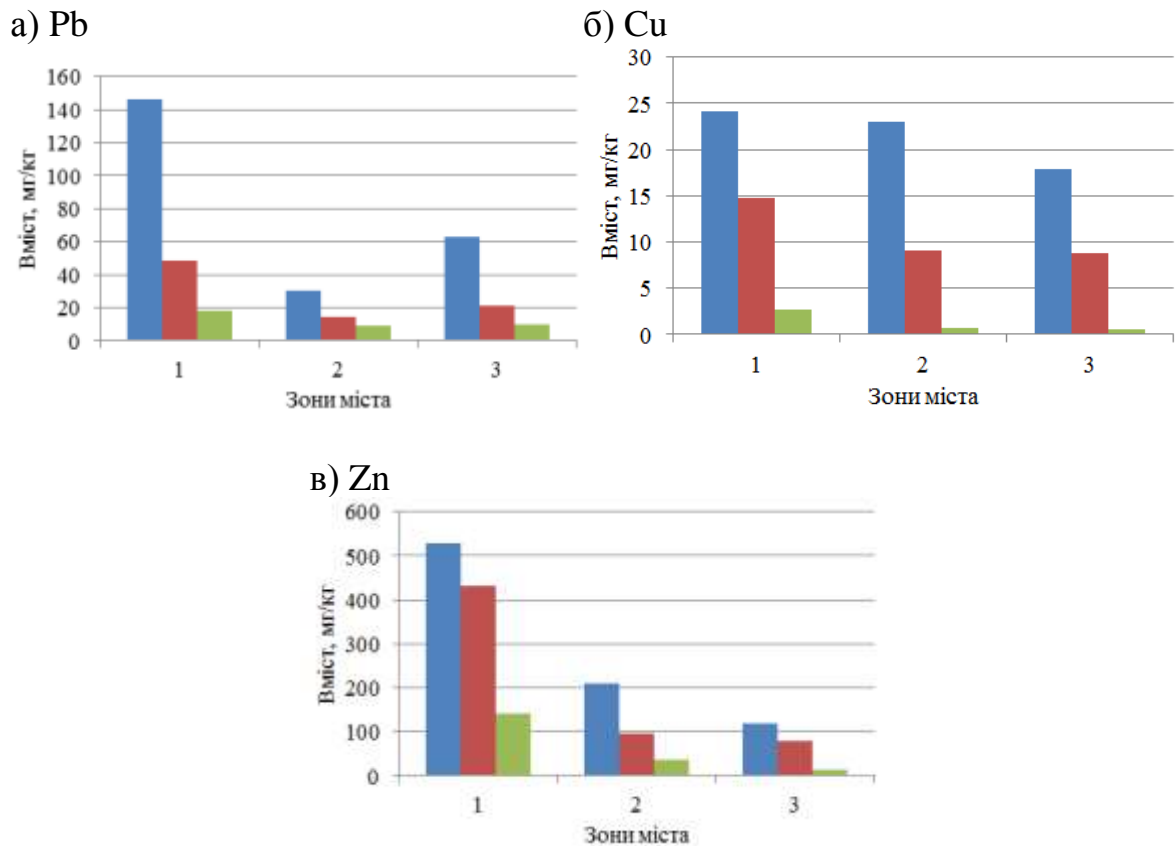


Рис. 3.3.3. Вміст катіонів металів, що відносяться до сполук з різною здатністю до мігрування при підвищеному рівні буферності ґрунту

Примітка: ряд ■ – вміст катіонів металу, вилучених із сполук після кислотної обробки ґрунту (валовий вміст); ряд ■ – вміст катіонів металу, вилучених за допомогою витягу 1Н HCl (сполуки, що відносяться до потенційно-рухомих форм); ряд ■ – вміст катіонів металу, вилучених за допомогою витягу ААБ з рН 4,8 (сполуки, що відносяться до рухомих форм); 1 – промислова зона, 2 – висотна забудова; 3 – приватний сектор

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що агрохімічні й водно-фізичні показники урбаноземів перемішаного, насипного і агрогенного типів ґрунтового профілю були значно нижчі за аналогічні в чорнозему звичайного, а це, в свою чергу, свідчить про значну втрату екологічних функцій. Серед проаналізованих показників слід виділити вміст гумусу,

глинистих часток, карбонатів, полуторних оксидів та рН, як такі що визначають буферну здатність ґрунту, встановлено їх погіршення за умов впливу антропогенної діяльності при розбудові урбоекосистеми м. Дніпро.

### **3.4 Висновки по розділу**

1. Визначено вплив будівельної діяльності на морфологічну будову, агрофізичні та агрохімічні показники ґрунту при будівництві та функціонуванні урбоекосистем, надана його характеристика та розкрита сутність негативних наслідків щодо порушення показників, котрі забезпечують буферні властивості ґрунту та визначають здатність сполук металів до мігрування.

2. Встановлено на прикладі урбоекосистеми м. Дніпро, що порушення зональних ґрунтів в процесі будівництва призводило до утворення урбаноземів перемішаного, насипного та агрогенного типів, які визначались більш розтягнутими ґрунтовими профілями, меншою потужністю гумусових горизонтів, слабо вираженим переходом між горизонтами та більшою глибиною залягання карбонатів внаслідок забруднення будівельним сміттям, за виключенням агрогенного типу з додатковим гумусовим орним горизонтом антропогенного походження за рахунок щорічного тривалого внесення органічних та мінеральних добрив.

3. Виявлено напрямки деградації міських ґрунтів, що позначались через розтягнутість гумусованого профілю за умов зменшення в ньому вмісту гумусу вдвічі порівняно до чорнозему звичайного, підвищення лужності реакції ґрунтового розчину на ділянках щойно порушених будівельною діяльністю, котра згодом нівелювалась осадженням фізіологічно кислих викидів промислових підприємств, диспергацію ґрунтових колоїдів, переуцільнення, засміченість і каменястість.

4. Встановлено, що будівельна діяльність в урбоекосистемах обумовлює дисбаланс сполук мінеральної частини, зменшення вмісту гумусу, та змінення рН ґрунту, порушує структуру, зменшує здатність ґрунтів

зв'язувати катіони небезпечних металів з утворенням нерозчинних сполук, що призводить до підвищення екологічної небезпечності внаслідок їх мігрування в трофічних ланцюгах такої системи.

5. Обґрунтовано необхідність включення до програми моніторингу показників буферних властивостей міських ґрунтів, порушених внаслідок будівельної діяльності, як таких що впливають на здатність небезпечних сполук металів до мігрування.

6. За результатами оцінки показників, що характеризують порушення ґрунту урбоекосистем стан досліджуваних урбаноземів м. Дніпро з різними типами трансформації ґрунтових профілів було визначено, як незадовільний, а відносно показників, які впливають на мігрування небезпечних сполук металів, буферну здатність слід визнати підвищеною порівняно із високою у зонального ґрунту – чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового.

7. Основні результати даного розділу опубліковано в працях [33-43, 48].

### **Список використаних джерел по розділу 3**

1. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Учеб. пособие / Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т.В. Смоленск : Ойкумена, 2003. 268 с.
2. Борисова Е. Е. Влияние предшественников яровой пшеницы на биологическую активность и плотность сложения светло серых лесных почв. *Вестник Нижегородского государственного инженерно-экономического университета*. 2013. № 12 (31). С. 3-13.
3. Вовк О. Б. Особливості ґрунтового моніторингу в умовах міста (на прикладі м. Львова). *Екологія та ноосферологія*. 2007. Т. 18, № 1-2. С. 57-63.

4. Гаврюшина О. Є. Екологічні аспекти трансформації міських ґрунтів під штучними покриттями. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2013. № 3-4. С. 164-167.
5. Ёркина Н. В. Почвы как репрезентативный компонент экологического мониторинга урбоэкосистемы. *Біологічний вісник Мелітопольського державного педагогічного університету*. 2011. № 3. С. 6-12.
6. Етеревская Л. В. Почвообразование и рекультивация земель в техногенных ландшафтах Украины : автореф. дис. на соиск. ученой степени доктора с.-х. наук : спец. 06.01.03 / ПА ім. О. Н. Соколовського. Харьков, 1989. 42 с.
7. Жарикова Е. А. Почвы Владивостока: основные характеристики и свойства. *Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук*. 2012. № 3. С. 67-73.
8. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам. *Агрoхимия*. 1995. № 10. С. 109-113.
9. Ильина Л. В. Комплексное окультуривание серых лесных почв Южной части Нечерноземной зоны РСФСР : автореф. дис. на соискание ученой степени докт. с.-х. наук : спец. 06.01.01 общее земледелие / КСХИ. Кишинев, 1988. – 49 с.
10. Іванюк Г. Кореляція номенклатури ґрунтів Львівської області та WRB. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2013. Вип. 41. С. 153-160.
11. Ізюмова О. Г. Водно-фізичні властивості ґрунту в умовах техногенезу. *Агроекологічний журнал*. 2013. № 3. С. 29-35.
12. Кабиров Р. Р., Сагитова А. Р., Суханова Н. В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории. *Экология*. 1997. № 6. С. 408-411.
13. Казаков Г. И. Обработка почвы в Среднем Поволжье. Самара : Изд-во “Самарская ГСХА”, 2008. 251 с.

14. Калабеков А. Л. Проблемы экологии: экологический мониторинг в оценке загрязнения городской среды. Москва : ИМ-Информ, 2003. 216 с.
15. Классификация почв России / под ред. Л. Л. Шишова, В. Д. Тонконогова, И. И. Лебедева. Москва : Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева, 2000. 235 с.
16. Кокодеева Н. Е. О толщине снятия плодородного слоя почвы при проведении подготовительных работ по строительству автомобильной дороги. *Дороги и мосты*. 2010. № 24 (2). С. 248-265.
17. Криштоп С. А., Волощенко В. В. Міські ґрунти як невід’ємний елемент урбанізованих і техногенно забруднених територій. *Вісник Харківського національного аграрного університету*. 2013. № 2. С. 200-206.
18. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации. Москва : ГлавАПУ Москомархитектуры АО “Моспроект” НИиПИ экологии города, 2010. 22 с.
19. Мотузова Г. В., Безуглова О. С. Экологический мониторинг почв. Москва : Академический проект Гаудеамус, 2007. 237 с.
20. Мотузова Г. В. Природа буферности почв к внешним химическим воздействиям. *Почвоведение*. 1994. № 4. С. 46-52.
21. Назаренко І. І., Польчина С. М., Нікорич В. А. Ґрунтознавство : підручник. Чернівці : Книги – XXI, 2004. 400 с.
22. Офіційний сайт організації LEAD [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.lead.org>.
23. Офіційний сайт системи BREEAM [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.breeam.org>.
24. Пампура Т. В., Пинский Д. Л., Остроумова В. Г., Гершевич В. Д., Башкин В. Н. Экспериментальное изучение буферности чернозема при загрязнении медью и цинком. *Почвоведение*. 1993. № 2. С. 104-110.

- 25.Польчина С. М. Регуляторна функція лісопаркових насаджень в урбоантропогенезі. *Екологія та ноосферологія*. 2006. Т. 17, № 1-2. С. 122-128.
- 26.Попова Л. Ф., Наквасина Е. Н. Экологическое нормирование качества почв Архангельской промышленной агломерации. *Arctic Environmental Research*. 2012. № 3. С. 35-41.
- 27.Пупонин А. И. Обработка почвы в интенсивном земледелии Нечерноземной зоны. Москва : Колос, 1984. 184 с.
- 28.Ревут И. Б., Соколовская Н. А., Васильев А. М. Структура и плотность почвы – основные параметры, кондиционирующие почвенные условия жизни растений. *Пути регулирования почвенных условий жизни растений*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1971. Ч. 2. С. 51-125.
- 29.Розанов Б. Г. Морфология почв. Москва : Академический проект, 2004. 432 с.
- 30.Строганова М. Н. Городские почвы: генезис, классификация, экологическое значение (на примере г. Москвы) : автореф. дис. ... доктора биол. наук : 03.00.16 / МГУ. М., 1998. 71 с.
- 31.Строганова М. Н., Мягкова А. Д., Прокофьева Т. В. Роль почв в городских экосистемах. *Почвоведение*. 1997. № 1. С. 96-101.
- 32.Трускавецкий Р. С. Буферна здатність ґрунтів та їх основні функції. Харків : Нове слово, 2003. 225 с.
- 33.Яковишина Т., Соболев Т., Тур А. Деструкційна активність важких металів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 19-20 березня 2015 р. Тернопіль, 2015. С. 163-165.
- 34.Яковишина Т. Ф. Антропогенне перетворення ґрунтів урбоекосистем. *Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів* : Збірник матеріалів X Міжнародної науково-практичної конференції, 20-21 жовтня 2015 р. Харків, 2015. С. 64-66.



- 35.Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка включення важких металів до продуктів техногенезу. *Вісник Харківського національного автодорожнього університету*. 2015. № 70. С. 50-54.
- 36.Яковишина Т. Ф., Спільник Н. В. Екологічна оцінка впливу відвалу шлаку силікомарганцю на розподіл важких металів в ґрунтовому профілі. *Екологія і природокористування*. 2013. Вип. 17. С. 201-206.
- 37.Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка порушення ґрунту внаслідок будівельної діяльності. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2015. Вип. 81. С. 268-272.
- 38.Яковишина Т. Ф., Спільник Н. В. Екологічне обґрунтування використання шлаку, як техногенної сировини для виготовлення будівельних матеріалів. *Містобудування, територіальне і стратегічне планування: організаційно-екологічні, правові, суспільні та еколого-технологічні аспекти* : колективна монографія. Донецьк: Ноулідж, 2014. С. 457-467.
- 39.Яковишина Т. Ф. Екологічне оцінювання техногенезу важких металів. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. №. 3. С. 28-35.
- 40.Яковишина Т. Ф. Екологічні наслідки трансформації ґрунту в результаті нанесення на його поверхню шлаку. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2013. Вип. 71, Т. 1. С. 266-269.
- 41.Яковишина Т. Ф. Класифікація антропогенно перетворених ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпропетровська. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. №. 12. С. 65-70.
- 42.Яковишина Т. Ф. Соболев Т. О., Тур А. І. Оцінка буферності міських ґрунтів щодо забруднення важкими металами в системі екологічного моніторингу. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Збірник наукових праць за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, 20-22 травня 2015 р. Суми, 2015. Т. 2. С. 104-107.

43. Яковишина Т. Ф. Роль міських ґрунтів, як депо накопичення важких металів. *Науково-технічне та організаційно-екологічне сприяння реформам у будівництві і житлово-комунальному господарстві* : Збірник тез доповідей III Міжнародної конференції, 12-13 квітня 2012 р. Макіївка, 2012. Ч. 1. С. 219-222.
44. Яковишина Т. Ф. Форми важких металів в ґрунтах – проблема вибору при проведенні екомоніторингу. *Неделя еколога – 2012* : Тезиси докладов Международного научного симпозиума, 1-5 октября 2012 г. Днепродзержинск, 2012. С. 23-26.
45. Catlett K. M., Heil D. M., Lindsay W. L., Ebinger M. H. Soil chemical properties controlling  $Zn^{2+}$  activity in 18 Colorado soils. *Soil science society of America journal*. 2002. V. 66, № 4. P. 1182-1189.
46. Schuman L. M. The effect of soil properties on Zn adsorption by soil. *Soil science society of America journal*. 1975. V. 39, № 4. P. 113-124.
47. Soil Taxonomy. Soil Conserv. Ser. USDA. Agriculture Handbook, 1987. 516 p.
48. Shmatkov G., Yakovyshyna T., Franz G. Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation : European project within TEMPUS program “Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction (multidisciplinary training course for MSc, PhD and LLL student in engineering)”. Dnipro : SP Blyzniuk, 2016. 2016 p

## РОЗДІЛ 4

### ОЦІНЮВАННЯ ПОЕЛЕМЕНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ м. ДНІПРО ВНАСЛІДОК МІГРУВАННЯ СПОЛУК МЕТАЛІВ

При проведенні моніторингу мігрування небезпечних сполук металів в міських ґрунтах постає проблема одержання всебічної оцінки рівня екологічної безпеки внаслідок забруднення.

Визначною ознакою металів від інших техногенних забруднювачів педосфери є їх здатність не підлягати фізико-хімічній та біологічній деградації, накопичуватись в поверхневому кореневмісному шарі ґрунтів, порушувати екологічні функції останніх та протягом тривалого часу залишатись доступними для кореневого поглинання рослинами, отже активно включатись у процеси мігрування по трофічним ланцюгам.

Здатність до мігрування металів залежить, по-перше, від хімічної природи безпосередньо самого металу, яку оцінюють за допомогою показника Картленджа, як відношення заряду іону до його радіусу, по-друге, від сполуки в якій він знаходиться та, втретє, від фізико-хімічних характеристик ґрунту, що зумовлюють його буферну здатність. Показник Картленджа, котрий визначає потенційну рухомість важких металів в природних екосистемах, змінюється в ряді:  $Pb^{2+}$  (1,52) <  $Cd^{2+}$  (1,94) <  $Zn^{2+}$  (2,47) <  $Cu^{2+}$  (2,50) <  $Ni^{2+}$  (2,70). Згідно групування за картлями значення показників у всіх досліджуваних елементів < 3, тобто катіони зазначених металів легко переходять у розчин, комплексні іони майже не утворюються, отже дальність мігрування зростає прямо пропорційно заряду іона, та зворотно пропорційно – показнику Картленджа. Слід зазначити, що форма існування і трансформація сполук металів, що потрапили в ґрунт зумовлюється його властивостями. У природному середовищі мігрування небезпечних сполук металів корегують якісні особливості конкретного ґрунту, як то наявність органічних та неорганічних лігандів, ґрунтових колоїдів, значення рН, що, в свою чергу, за Н.А. Макаренко (2002)

обумовлює їх здатність до комплексоутворення, сорбції, утворення слабо розчинних сполук – сульфідів, карбонатів та фосфатів [19].

Як багатофазова складна система з широким діапазоном генетичних властивостей, ґрунт являє собою ідеальне реакційне середовище для різних хімічних і фізико-хімічних процесів перетворення сполук металів (Додаток Г., рис. 4.1). Біота, вода, повітря відіграють значну роль у формуванні екологічних властивостей ґрунтів і беруть активну участь у взаємодії ґрунтових колоїдів з катіонами металів.

Процес трансформації сполук металів, що надійшли у ґрунти урбоєкосистеми проходить за наступними стадіями: по-перше, оксиди металів перетворюються на гідрооксиди; по-друге, відбувається розчинення останніх з наступною адсорбцією відповідних катіонів металів твердою фазою ґрунту; а, втретє, утворюються важкорозчинні сполуки металів, як то, фосфати, сульфіді, карбонати, а також їх комплекси з органічною речовиною. На вміст тої чи іншої групи сполук металів, співвідношення між різними їх формами впливають як умови ґрунтового середовища, так і властивості самого металу [30]. Трансформація сполук металів в ґрунті відбивається на перерозподілі їх форм, саме тому екологічне оцінювання, як підсистема моніторингу, повинно зумовлювати контроль не тільки за вмістом, котрий визначають після кислотної обробки ґрунту, що здебільшого і відбувається, а також враховувати кількість катіонів металів у різних витягах (1 Н СІ та ААБ з рН 4,8), які відбивають їх можливість до мігрування трофічними ланцюгами та здатність включатися до біотичної складової урбоєкосистем. Запропонований методологічний підхід щодо екологічного оцінювання забруднення ґрунтів внаслідок мігрування сполук металів, що враховує зазначені особливості поведінки забруднювачів та існуючі принципи нормування, прийняті в Україні і за кордоном разом із доробком автора, одержав перевірку на прикладі забруднених ґрунтів сполуками металів в умовах техногенно навантаженої урбоєкосистеми м. Дніпро. Зважаючи на складність процесів трансформації сполук металів, у ґрунтах міста визначався вміст їх катіонів

після кислотної обробки ґрунту (валовий вміст), у витягах 1 Н НСІ (потенційно-рухомі форми) та ААБ з рН 4,8 (рухомі форми) згідно обґрунтування наведеного в пункті 2.4, що є важливим для забезпечення екологічної оцінки стану поелементного забруднення за методикою наведеною в пункті 2.6 другого розділу.

#### **4.1 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками міді**

Cu – біологічно незамінний мікроелемент вкрай необхідний для нормальної життєдіяльності рослин, тварин і людини, так її вміст в живій речовині становить  $2 \cdot 10^{-2}$  %. Вона здійснює позитивний вплив на розвиток рослинних організмів, а саме: сприяє підвищенню інтенсивності фотосинтезу, дихання, перерозподіленню вуглеводнів, відновленню і фіксації азоту, проникності судин ксилеми для молекул води. Cu контролює утворення РНК і ДНК, підвищує опір організму до захворювань. Проте надлишок цього елемента у тварин викликає затримку росту, ураження печінки і розвиток жовтухи, у людини гострий панкреатит, виразку, бронхіальну астму [11], може призвести до гіпертонічної кризи [28].

Середній вміст Cu в літосфері за О.П. Виноградовим (1957) становить  $4,7 \cdot 10^{-3}$  % [6] при коливаннях  $4,0 \cdot 10^{-3}$ - $1,0 \cdot 10^{-2}$  % за Ю.Н. Водяницьким (2009), при чому верхня межа притаманна основним виверженим породам, менш багатші на мідь будуть кислі масивно кристалічні породи, дуже мало її у вапняках, доломітах, валунних суглинках та пісках [8]. У важкосуглинковому лесі, котрий є материнською породою для чорноземних ґрунтів Степу України її концентрація становить 11,5 мг/кг, втім як у сформованому на ній чорноземі звичайному малогумусному важкосуглинковому коливається в межах 15-44 мг/кг, що відповідає 0,15-0,44 ГДК, при середньому значенні 22 мг/кг та коефіцієнті варіації 37,60 в межах природно-кліматичної зони [27]. В межах Дніпропетровської області в еталонному зразку, відібраному на Ерастівській дослідній станції Інституту сільського господарства степової зони України Національної академії аграрних наук України, валовий вміст

катоінів Cu становив 13,35 мг/кг, потенційно-рухомих форм – 5,60, рухомих форм – 0,14 мг/кг, що складає 41,95 та 1,05 % від валу відповідно.

Накопичення Cu ґрунтом визначається наступними процесами: адсорбцією; оклюзією та співосадженням; утворенням органічних хелатів і комплексоутворенням; мікробіологічною фіксацією. За умов високого вмісту мінеральної частини визначальне значення має сорбція міді на поверхні ґрунтових мінералів, адже їх здатність адсорбувати  $\text{Cu}^{2+}$  із ґрунтового розчину зумовлюється величиною поверхневого заряду адсорбенту, котру, в свою чергу, контролює кислотність, отже адсорбція іонних форм Cu є функцією рухомості [29]. В найбільшій мірі адсорбована мідь пов'язана з оксидами Fe та Mn (гематитом, гетитом, тощо), аморфними гідроксидами Fe і Al, а також глинистими мінералами (приміром монтморилонітом, вермикулітом). Неспецифічна адсорбція ґрунтується на процесах оклюзії, співосадження та заміщення в кристалічній решітці. Ґрунтові мінерали, як то гідроксиди Fe і Al, карбонати, фосфати та деякі силікати здатні зв'язувати катіони  $\text{Cu}^{2+}$  в недоступні для кореневої системи рослин сполуки (хемосорбція), котрі є найбільш стійкою формою цього елемента у ґрунті. Двохвалентній міді притаманна висока міграційна здатність у кислому середовищі, однак при дуже високому рівні кислотності вона закріплюється органічною речовиною ґрунту. У нейтрально-лужному середовищі важкорозчинні форми Cu представлені комплексними органо-мінеральними сполуками [27]. Вміст катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ , здатних до мігрування, у ґрунті визначають також процеси хелато- та комплексоутворення, а саме органічні сполуки утворюють різні за ступенем розчинності комплекси із  $\text{Cu}^{2+}$ , що залежить від характеру й кількості органічної речовини. Мікробіологічна фіксація, яка відбувається за рахунок зв'язування міді біомасою мікроорганізмів, може варіювати в досить широких межах залежно від типу ґрунту, умов за яких він сформувався, протягом року, і визначається такими факторами як концентрація катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ , властивості ґрунту, кліматичні характеристики регіону.

Серед джерел надходження сполук Cu в навколишнє середовище м. Дніпро з подальшим депонуванням в ґрунті слід особливо відзначити підприємства кольорової металургії, транспорт, зварювання, гальванізацію, спалювання палива, у кількості 13 об'єктів із загальним викидом 2,061 т, що становить на 1 км<sup>2</sup> близько 0,0015 т за даними Головного управління статистики в Дніпропетровській області.

Таблиця 4.1.1

Характеристика вмісту катіонів Cu<sup>2+</sup> у ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро

Показник	Вміст катіонів металу, що вилучаються із сполук		
	шляхом кислотної обробки, мг/кг	за допомогою витягу 1 Н НСІ, мг/кг	за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, мг/кг
Мінімум	3,16	2,19	0,03
Максимум	363,51	103,56	28,25
Середнє	29,06	13,81	1,86
Медіана	20,98	8,89	0,76
Ексцес	45,31	16,69	24,44
Асиметрія	6,28	3,77	4,92
Дисперсія	2075,35	269,06	23,64
Стандартне відхилення	45,91	16,53	4,90
Розмах	360,35	101,37	28,22

Урбанізований фон за середнім значенням по виборці концентрацій Cu<sup>2+</sup> з ділянок моніторингу по м. Дніпро був вище природного в зональному ґрунті, а саме, після кислотної обробки – в 2,18 рази, у витягу 1Н НСІ – в 2,47 та у витягу ААБ з рН 4,8 – в 13,29 рази відповідно (Додаток Б., табл. 4.1.1). Просліджувався кореляційний зв'язок між збільшенням вмісту катіонів міді, одержаних після кислотної обробки, у міських ґрунтах із підвищенням їх

кількості у сполуках, здатних до мігрування, при чому з вмістом, вилученим за допомогою 1 Н НСІ – потенційно-рухомі форми (0,854) більш тісніше чим з витягом ААБ з рН 4,8 – рухомі форми (0,809) (Додаток Б.), що свідчило про техногенний характер забруднення, котрий супроводжувався підкисленням в hot spots в різній ступені на фоні втрати буферної властивості досліджуваних ґрунтів. Він був підтверджений рівняннями регресії:

$$\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Cu}} = -0,0007\text{Св.}_{\text{Cu}}^2 + 0,5608\text{Св.}_{\text{Cu}} - 0,2958, R^2=0,786 \quad (4.1.1)$$

$$\text{Ср.ф.}_{\text{Cu}} = -0,0001\text{Св.}_{\text{Cu}}^2 + 0,1255\text{Св.}_{\text{Cu}} - 1,4534, R^2=0,670 \quad (4.1.2)$$

$$\text{Ср.ф.}_{\text{Cu}} = 0,0026\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Cu}}^2 + 0,0417\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Cu}} + 0,1047, R^2=0,884 \quad (4.1.3)$$

де Св – вміст катіонів металу після кислотної обробки (валовий вміст);

Сп.-р.ф. – вміст катіонів металу у витязі 1Н НСІ (потенційно-рухомі форми);

Ср.ф – вміст катіонів металу у витязі ААБ з рН 4,8 (рухомі форми).

Перевищення середнього значення медіани відбивало тенденцію до збільшення катіонів міді, вилучених за допомогою різних витягів із сполук з різною здатністю до мігрування, хоча і в межах відповідних значень ГДК, проте вище за регіональний фон. Згідно коефіцієнту ексцесу, гостровершинне розподілення за трьома виборками ілюструє поступове підвищення вмісту  $\text{Cu}^{2+}$  в ґрунті, що просліджується як за вмістом після кислотної обробки – від природної флуктуації або безпечного рівня до слабого забруднення або толерантного рівня залежно від нормування за фоновою концентрацією чи ГДК, так і у витягах 1Н НСІ та ААБ з рН 4,8 – з більшою розбіжністю до сильного забруднення та небезпечного рівня відповідно (табл. 4.1.2-5). Крива розподілу катіонів  $\text{Cu}^{2+}$  після кислотної обробки мала значне правостороннє зміщення, коефіцієнт асиметрії  $> 5,5$  за В.В. Тарасовою (2008), на відміну від їх вмісту у витягах 1 Н НСІ та ААБ з рН 4,8, де зміщення було менш виражене [25].



Вміст катіонів міді, вилучених після кислотної обробки, в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро згідно  $K_c$  відносно природного геохімічного фону відповідав природній флуктуації з середнім перевищенням по районах до 2,7 разів (Чечелівський, Центральний), що зумовлювалось наявністю промислових зон (табл. 4.1.2). Нормування вмісту катіонів  $Cu^{2+}$  в міських ґрунтах відносно природного геохімічного фону, за розрахунком коефіцієнту концентрації, надало можливість встановити категорію забруднення як слабку, частково помірну, в той час як на більшості території спостерігалась природна флуктуація з окремими hot spots в промислових зонах. Поодинокі hot spots, які відповідали слабкій та помірній категоріям забруднення ґрунту, були зафіксовані на наступних ділянках:

- Г 7, на перехресті вул. Пожежної та вул. Халтуріна, Амур-Нижньодніпровський район, зона впливу річковий порт Амур-Гавань та Дніпропетровський металургійний завод ім. Комінтерну;
- Д 6, в промисловій зоні між вул. Академіка Белелюбського, 36 і вул. Івана Езау 5А, зона впливу підприємства вздовж вул. Набережної Заводської (ПАТ “Євраз ДМЗ”, Дніпровська залізнична станція);
- І 4, через дорогу від вул. Глибока, 15, зона впливу гаражі (кооператив “Міжколгоспбуд”) та авторемонтні майстерні по вул. Живописна балка, вул. Новошкільна.

На периферії міста були виявлені процеси деконцентрації міді в ґрунті на 14 ділянках території лівого берегу (Амур Нижньодніпровський – 8, Індустріальний – 2, Самарський район – 4) та 8 – правого берегу (Новокодацький – 4, Соборний і Шевченківський райони по 2) (табл. 4.1.2), що пояснюється порушенням ґрунтового профілю внаслідок будівництва, як приватного житла, так і високоповерхівок, а саме, недотриманням вимог охорони навколишнього природного середовища при проведенні земляних робіт, які окрім облаштування фундаментів також включають зняття родючого шару ґрунтового покриву, складування його в бурти під час

Оцінка поелементного забруднення Cu ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район	<u>1,03 (0,40-1,99)</u> 12	<u>7,17</u> 1		
Індустріальний район	<u>1,43 (0,50-3,27)</u> 5			
Новокодацький район	<u>1,91 (0,52-4,66)</u> 12			
Самарський район	<u>1,22 (0,24-2,78)</u> 8			
Соборний район	<u>1,27 (0,29-2,15)</u> 8			
Центральний район	<u>2,25 (1,17-2,90)</u> 3			
Чечелівський район	<u>2,69 (1,13-4,71)</u> 7	<u>5,55</u> 1	<u>27,23</u> 1	
Шевченківський район	<u>1,94 (0,78-4,76)</u> 7			
Лівобережжя	<u>1,17 (0,24-3,27)</u> 25	<u>7,17</u> 1		
Правобережжя	<u>1,95 (0,29-4,76)</u> 37	<u>5,55</u> 1	<u>27,23</u> 1	
м. Дніпро	<u>1,64 (0,24-4,76)</u> 62	<u>6,36 (5,55-7,17)</u> 2	<u>27,23</u> 1	

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

процесу будівництва, а по закінченні розповсюдження по забудованій території з обов'язковим озелененням. Зменшення валової міди, як мікроелементу та металу “життя” вкрай необхідного всім живим організмам [14] від 2 до 4 разів порівняно з фоновою концентрацією на фоні погіршення водно-фізичних та агрохімічних властивостей негативно відбивається на головній екологічній функції міських ґрунтів – забезпеченні елементами мінерального живлення рослин, що, в свою чергу, призводить до збіднення фітоценозів, а в деяких випадках майже їх повної відсутності, отже

зменшення продукування кисню в межах урбоекосистеми і, тим самим, створює екологічну небезпеку для мешканців міста.

Вміст катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ , вилучених після кислотної обробки, сягав від 3,16 до 363,51 мг/кг, проте значення урбанізованого геохімічного фону – 29,06 мг/кг не перевищувало ГДК, отже деградації ґрунту внаслідок забруднення цим елементом майже не було. Тільки на 6 ділянках відбору проб спостерігалось незначне перевищення норм ГДК – до 1,75 разів за виключенням ділянки, яка розташована в Краснопіллі – в 6,6 рази (табл. 4.1.3). В більшій мірі підвищення валової міді спостерігалось на

Таблиця 4.1.3

Оцінка поелементного забруднення  $\text{Cu}$  ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньодніпровський район	<u>0,25 (0,10-0,48)</u> 12	<u>1,74</u> 1		
Індустріальний район	<u>0,34 (0,12-0,79)</u> 5			
Новокодацький район	<u>0,40 (0,13-0,75)</u> 11	<u>1,13</u> 1		
Самарський район	<u>0,30 (0,06-0,68)</u> 8			
Соборний район	<u>0,31 (0,07-0,50)</u> 8			
Центральний район	<u>0,54 (0,28-0,70)</u> 3			
Чечелівський район	<u>0,57 (0,28-0,96)</u> 6	<u>1,25 (1,14-1,35)</u> 2		<u>6,61</u> 1
Шевченківський район	<u>0,36 (0,19-0,58)</u> 6	<u>1,16</u> 1		
Лівобережжя	<u>0,28 (0,06-0,79)</u> 25	<u>1,74</u> 1		
Правобережжя	<u>0,41 (0,07-0,96)</u> 34	<u>1,20 (1,13-1,35)</u> 4		<u>6,61</u> 1
м. Дніпро	<u>0,36 (0,06-0,96)</u> 59	<u>1,30 (1,13-1,74)</u> 5		<u>6,61</u> 1

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

правобережній частині міста порівняно до лівобережжя, яке, по-перше, забудовувалось дещо пізніше, по-друге, на його території переважає приватний сектор, а, в-третьє, містить меншу кількість промислових підприємств-забруднювачів відповідного профілю.

Оцінювання забруднення ґрунту урбоекосистеми м. Дніпро згідно катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ , що припадають на сполуки здатні до мігрування (витяг ААБ з рН 4,8), за природним геохімічним фоном відносно зонального для Північного Степу України – чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового надало зовсім інші результати (табл. 4.1.4), так переважаючою категорією забруднення була помірна – 27 ділянок та сильна – 26 ділянок відбору проб, що зумовлювалось окрім надходження міді у вигляді легкорозчинних сполук, також порушенням буферної властивості безпосередньо самого міського ґрунту, що полягала у закріпленні катіонів  $\text{Cu}^{2+}$  ГВК, органічною речовиною, тощо. Висока буферна здатність чорнозему звичайного відбивається на вмісті катіонів  $\text{Cu}^{2+}$  здатних до мігрування, котрий в нативних умовах становить 0,14 мг/кг, що складає 0,01 % від валу, втім як в умовах забруднення він сягав до 29 % при перевищенні природного геохімічного фону за вмістом після кислотної обробки більш ніж в 7 разів (ділянка Г 7). Природний ґрунт в районі Амур Гавань майже не зберігся, за ґрунтовим профілем він представлений урбаноземом насипного типу, досить сильно розбавленого піщаними фракціями і включеннями природного та антропогенного походження, з накладанням викидів Дніпропетровського металургійного заводу ім. Комінтерну за свою більш ніж столітню історію існування. Процеси деконцентрації катіонів міді, вилучених ААБ з рН 4,8, були слабко виражені – 2 ділянки на лівобережжі та 1 на правобережжі м. Дніпро. Вважається, що реальний рівень забруднення слід встановлювати за вмістом катіонів металу саме в цьому витягу, адже саме вони здатні до мігрування в біоценозі [8], тому дана ситуація являє значну екологічну небезпеку для функціонування урбоекосистеми м. Дніпро і потребує за умов незначного перевищення природної флуктуації до слабого та помірного

рівня забруднення за вмістом після кислотної обробки, впровадження технологій по фітостабілізації катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ , здатних до мігрування, за рахунок вирощування толерантних до забруднення рослин в поєднанні із заходами по хімічній детоксикації забруднювача.

Таблиця 4.1.4

Оцінка поелементного забруднення  $\text{Cu}$  ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район		<u>1,50 (1,43-1,57)</u> 4	<u>3,36 (2,86-4,07)</u> 4	<u>45,58 (6,14-196,71)</u> 5
Індустріальний район	<u>0,79</u> 1		<u>2,83 (2,21-3,14)</u> 3	<u>9,00</u> 1
Новокодацький район			<u>4,65 (2,64-5,86)</u> 7	<u>23,87 (6,79-76,64)</u> 5
Самарський район	<u>0,21</u> 1	<u>1,54 (1,21-1,86)</u> 2	<u>4,50 (3,00-6,00)</u> 2	<u>6,98 (6,36-7,71)</u> 3
Соборний район	<u>0,79</u> 1	<u>1,21</u> 1	<u>3,93 (2,79-5,07)</u> 5	<u>8,64</u> 1
Центральний район			<u>2,29</u> 1	<u>10,86 (9,29-12,43)</u> 2
Чечелівський район			<u>5,00 (4,36-5,57)</u> 4	<u>58,93(13,36-21,79)</u> 5
Шевченківський район		<u>1,86 (1,71-2,00)</u> 2	<u>5,00</u> 1	<u>8,40 (6,29-11,57)</u> 4
Лівобережжя	<u>0,50 (0,21-0,79)</u> 2	<u>1,51 (1,21-1,86)</u> 6	<u>3,44 (2,21-6,00)</u> 9	<u>28,65 (6,14-196,71)</u> 9
Правобережжя	<u>0,79</u> 1	<u>1,64 (1,21-2,00)</u> 3	<u>4,42 (2,29-5,86)</u> 18	<u>28,09 (6,29-76,64)</u> 17
м. Дніпро	<u>0,60 (0,21-0,79)</u> 3	<u>1,55 (1,21-2,00)</u> 9	<u>4,09 (2,21-6,00)</u> 27	<u>28,28 (6,14-196,71)</u> 26

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

ГДК для вмісту катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ , вилучених за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, становить 3 мг/кг, що вище за природний геохімічний фон в 21,42 рази завдяки низькій доступності міді, притаманній зональним чорноземам

звичайним, та урбанізований по м. Дніпро – в 1,61 рази відповідно. Оцінювання рівня забруднення ґрунту м. Дніпро сполуками Cu виявило його невідповідність стосовно різних витягів як за фоновією концентрацією, так і за ГДК (табл. 4.1.5). Визначення тільки вмісту після кислотної обробки не надає реальної картини спричиненої небезпеки для урбоекосистеми, що було встановлено на прикладі м. Дніпро, адже не враховується міграційна здатність та потенційна доступність катіонів  $Cu^{2+}$  для кореневої системи рослин, отже можливість включення їх в трофічні ланцюги, крім того це в значній мірі утруднює вибір та подальшу ефективність технологій з детоксикації забруднених ґрунтів.

Таблиця 4.1.5

Оцінка поелементного забруднення Cu ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньодніпровський район		<u>0,20 (0,07-0,45)</u> 12		<u>9,18</u> 1
Індустріальний район	<u>0,04</u> 1	<u>0,21 (0,10-0,42)</u> 4		
Новокодацький район		<u>0,32 (0,12-0,78)</u> 11		<u>3,58</u> 1
Самарський район	<u>0,01</u> 1	<u>0,22 (0,06-0,36)</u> 7		
Соборний район	<u>0,04</u> 1	<u>0,20 (0,06-0,40)</u> 7		
Центральний район		<u>0,37 (0,11-0,58)</u> 3		
Чечелівський район		<u>0,40 (0,20-0,85)</u> 6	<u>0,42 (1,17-1,66)</u> 2	<u>9,42</u> 1
Шевченківський район		<u>0,28 (0,08-0,54)</u> 7		
Лівобережжя	<u>0,03 (0,01-0,04)</u> 2	<u>0,21 (0,06-0,78)</u> 23		<u>9,18</u> 1
Правобережжя	<u>0,04</u> 1	<u>0,31 (0,06-0,85)</u> 34	<u>0,42 (1,17-1,66)</u> 2	<u>6,50 (3,58-9,42)</u> 2
м. Дніпро	<u>0,03 (0,01-0,04)</u> 3	<u>0,27 (0,06-0,85)</u> 57	<u>0,42 (1,17-1,66)</u> 2	<u>7,39 (3,58-9,42)</u> 3

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Рис. 4.1.1. Інтенсивність розповсюдження забруднення сполуками Си ґрунтів м. Дніпро згідно коефіцієнту концентрації ( $K_c$ )

Картографування за коефіцієнтом концентрації надало змогу встановити інтенсивність розповсюдження забруднення за вмістом катіонів  $\text{Cu}^{2+}$ , вилучений після кислотної обробки, по території м. Дніпро (рис. 4.1.1). Згідно значень  $K_c$  та відсотку розповсюдження забруднення – 18 % від загальної площі міста, його можна класифікувати як помірне з ареалами в промислових зонах вздовж р. Дніпро та в Краснопіллі.

Критерієм якісної екологічної оцінки захисних властивостей ґрунту виступають його буферні властивості, які за рахунок обмеження здатності сполук забруднювачів до мігрування зумовлюють зниження рівня токсичності металу для біоти. Природа буферної здатності досить складна [20, 26], якісна її характеристика зводиться здебільшого до бальної оцінки [15], однак з практичної точки зору виникає потреба її кількісної характеристики щодо потенційної можливості накопичення катіонів металів за умов дотримання норм екобезпеки для функціонуючої урбоєкосистеми. За норматив, який обмежує надлишкове накопичення катіонів токсиканту в ґрунті, було обрано ГДК за вмістом після кислотної обробки. Кількісне визначення буферної здатності ґрунтів відносно катіонів металів було встановлено за різницею між значенням ГДК та реальним вмістом на кожній ділянці відбору проб. Відносно  $\text{Cu}$  ґрунти м. Дніпро володіють значним запасом буферної здатності, котра була визначена для 59 ділянок відбору проб (табл. 4.1.6), адже процес забруднення відбувається досить повільно, у викидах промислових підприємств сполуки міді присутні в незначних кіль-

Таблиця 4.1.6

Усереднення розрахунків значення буферної здатності ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро щодо забруднення сполуками  $\text{Cu}$ , мг/кг

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Буферна здатність		
	Кількість ділянок з буферною здатністю	Середнє значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
Амур-Нижньодніпровський район	$\frac{13}{12}$	41,18	28,41	49,66



Продовження табл. 4.1.6

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Буферна здатність		
	Кількість ділянок з буферною здатністю	Середнє значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
Індустріальний район	$\frac{5}{5}$	35,91	11,36	48,38
Новокодацький район	$\frac{12}{11}$	32,89	13,78	48,03
Самарський район	$\frac{8}{8}$	38,71	17,87	51,84
Соборний район	$\frac{8}{8}$	38,04	26,33	51,14
Центральний район	$\frac{3}{3}$	24,95	16,33	39,44
Чечелівський район	$\frac{9}{6}$	23,55	2,46	39,86
Шевченківський район	$\frac{7}{6}$	35,42	22,93	44,60
Лівобережжя	$\frac{26}{25}$	39,33	11,36	51,84
Правобережжя	$\frac{39}{34}$	32,20	2,46	51,14
м. Дніпро	$\frac{65}{59}$	35,22	2,46	51,84

костях порівняно з іншими досліджуваними металами, в урбопедогенезі переважають процеси деконцентрації.

Техногенність металу визначає його частку привнесу внаслідок господарської діяльності людини у ґрунт у відсотках від вмісту після кислотної обробки з урахуванням особливостей ґрунтоутворної породи [43]. Інколи визначення техногенності металу ототожнюють з розрахунком його коефіцієнту концентрації відносно природного геохімічного фону, що не коректно, або з коефіцієнтом збагачення відносно підстилаючої породи [21], однак у такому випадку досить важко відрізнити техногенно створену аномалію від природної [8]. Визначена техногенність за умов аерогенного надходження полютантів може бути достовірною тільки при наявності непорушеного ґрунтового профілю, але створення та функціонування урбоєкосистем передбачає його трансформацію, що відбивається через варіювання гранулометричного складу, концентрації або деконцентрації

поживних елементів та металів, тощо [7]. Більш доречнішим буде використання профільного підходу, в якому, по-перше, вміст катіонів екологічно небезпечних металів нормується на вміст Al, як консервативного елементу, що знаходиться здебільшого у складі алюмосилікатів [43], а, по-друге, враховується роль ґрунтоутворної породи, котра в нативних умовах зумовлює їх вміст в ґрунті, тобто чітко відбиває техногенний внесок.

Техногенність у досліджуваних ґрунтах визначали за умов відсутності процесів деконцентрації катіонів міді внаслідок руйнівного впливу будівельної діяльності. Домінування техногенних процесів над природними було зафіксовано на 38 ділянках відбору проб, при чому їх внесок в накопичення катіонів міді в поверхневому шарі (0-10 см) ґрунту тільки на 7 ділянках переважав 70 % (Амур-Нижньодніпровський, Новокодацький, Чечелівський та Шевченківський райони), що відповідало високому рівню техногенності (табл. 4.1.7). На більшій частині території м. Дніпро техногенність Cu низька, а в деяких випадках навіть відсутня – 27 ділянок відбору проб, котрі переважно сконцентровані на периферії лівобережжя (Амур-Нижньодніпровський і Самарський, райони) де спостерігається розбавлення верхнього шару ґрунту будівельним сміттям за відсутністю інтенсивних джерел антропогенного впливу.

Таблиця 4.1.7

Усереднення розрахунків значення техногенності Cu в ґрунтах  
урбоєкосистеми м. Дніпро, %

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Техногенність, %		
		низька	середня	висока
Амур-Нижньодніпровський район	13	<u>34,34 (25,90-41,50)</u> 12		<u>83,75</u> 1
Індустріальний район	5	<u>14,91 (2,17-27,65)</u> 2	<u>64,36</u> 1	
Новокодацький район	12	<u>41,26 (31,30-48,56)</u> 3	<u>55,51 (52,10-62,26)</u> 3	<u>74,98</u> 1
Самарський район	8	<u>37,18 (6,92-45,75)</u> 2	<u>58,11</u> 1	

Продовження табл. 4.1.7

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Техногенність, %		
		низька	середня	висока
Соборний район	8	<u>26,75 (28,41-45,75)</u> 5		
Центральний район	3	<u>0,04</u> 1	<u>58,24 (56,70-59,78)</u> 2	
Чечелівський район	9	<u>43,48</u> 1	<u>58,74 (55,53-63,94)</u> 2	<u>80,10 (70,40-95,72)</u> 4
Шевченківський район	7	<u>24,50 (13,06-34,29)</u> 3	<u>51,50</u> 1	<u>75,56</u> 1
Лівобережжя	26	<u>30,19 (2,17-45,75)</u> 8	<u>61,24 (58,11-64,36)</u> 2	<u>83,75</u> 1
Правобережжя	39	<u>28,81 (0,04-48,56)</u> 13	<u>56,75 (51,50-63,94)</u> 8	<u>78,49 (70,40-95,73)</u> 6
м. Дніпро	65	<u>29,34 (0,04-48,56)</u> 21	<u>57,65 (51,50-64,36)</u> 10	<u>79,24 (70,40-95,73)</u> 7

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Проведене екологічне оцінювання надає змогу охарактеризувати умови поелементного забруднення сполуками Cu ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро, за умов незначного техногенного внеску внаслідок забруднення, відносно вмісту її катіонів після кислотної обробки на рівні природного геохімічного фону за фоновою концентрацією та безпечного рівня за ГДК з поодинокими hot spots; у витягу ААБ з рН 4,8 – помірного і сильного забруднення відносно фону та толерантного рівня – ГДК відповідно, при підвищеній здатності до мігрування та достатньому кількісному запасі буферних властивостей ґрунту.

#### 4.2 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками цинку

Цинк відзначається високою технофільністю та біофільністю, отже має широкий діапазон впливу на живі організми. Як мікроелемент, Zn життєво необхідний для всіх живих організмів, адже він відіграє важливу роль у біосинтезі нуклеїнових кислот, РНК- та ДНК-полімерази, відповідає за гормональний метаболізм, імунну реакцію, стабілізацію рибосом і клітинних

мембран, крім того у рослин підвищує інтенсивність фотосинтезу [8]. Дефіцит Zn згідно Ф.Т. Бингам (1993) відбивається через захворювання шкіри, відставання у рості, порушення полового розвитку [5]. Так його надлишок в організмі людини призводить до шлунково-кишкових розладів, гіпохромної анемії, карієсу зубів, ішемічної хвороби [11].

Значення кларку у літосфері для Zn становить  $8,3 \cdot 10^{-3} \%$  [6], а в ґрунті –  $5,0 \cdot 10^{-3} \%$  [8], за умов фонові концентрації в чорноземах звичайних малогумусних важкосуглинкових 34-100 мг/кг, при середньому значенні 63 мг/кг та коефіцієнті варіації 28,8 [27], тобто верхнє значення межує з ГДК.

Розповсюдження катіонів  $Zn^{2+}$  вздовж ґрунтового профілю зазвичай рівномірне, невеликі коливання можуть бути пов'язані з вмістом органічної речовини, глинистої фракції та карбонатів. На здатність сполук Zn до мігрування впливають ті ж самі фактори, що обмежують міграційну здатність у Cu (підпункт 4.1), проте для Zn все ж характерна більш висока концентрація катіонів, що відносяться до сполук здатних до мігрування (витяг ААБ з рН 4,8) – 2,73 % від валу проти 1,05 % – у міді. Переважним чином в ґрунтах Zn асоціюється з гідроксидами Fe, Al та глинистими мінералами. В межах урбоєкосистеми, за умов зміни рівня рН ґрунтового середовища в той чи інший бік, слід зважати на два механізми адсорбції  $Zn^{2+}$ , при підкисленні через осадження фізіологічно кислих сполук викидів промислових підприємств – він буде пов'язаний з катіонним обміном та, навпаки, при збільшенні лужності через включення решток будівельного сміття розглядається як хемосорбція, котра в значній мірі залежить від кількості органічних лігандів. Найбільшою селективністю адсорбції  $Zn^{2+}$  характеризуються оксиди Fe, галуазит, алофап та імоголит, а найменшою – монтморилоніт [8]. Також катіони  $Zn^{2+}$  можуть входити в кристалічну решітку деяких мінералів, приміром, того ж монтморилоніту. Серед факторів, що контролюють розчинність, а отже і трансформацію сполук Zn у ґрунтах, в загальному механізмі буферної здатності перевагу мають вміст глинистих мінералів, гідроксидів Fe і Al, величина рН, над утворенням

органічних комплексів і осадженням у вигляді фосфатів, карбонатів та сульфідів [2].

Рівень концентрації катіонів  $Zn^{2+}$  в зональних ґрунтах степової зони України – чорноземах звичайних пов'язаний з його високим вмістом у лесах, а відхилення від загального фону – і з впливом ґрунтоутворних порід, так у лесі важкосуглинковому вміст  $Zn$  вищий (63 мг/кг), чим у глинистому (54 мг/кг) [27].

Підвищення вмісту катіонів цинку в ґрунтах урбоєкосистеми зумовлюється наявністю промислових підприємств з виробництва кольорових металів, чавуна і сталі, скла і цементу, а також роботи ТЕС і автотранспорту, в останньому випадку, це пов'язано із стиранням деталей, ерозією оцинкованих поверхонь, зносом шин, використанням в маслах присадок, котрі містять у своєму складі сполуки  $Zn$ . Загальний викид цинку в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у загальній кількості від 13 промислових підприємств дорівнює 4,404 т, що в перерахунку на 1 км<sup>2</sup> площі міста становить близько 0,011 т або 0,0044 кг на душу населення (дані Головного управління статистики в Дніпропетровській області).

Природний геохімічний фон катіонів  $Zn^{2+}$  в зональному ґрунті – чорноземі звичайному становить після кислотної обробки – 39,60 мг/кг, у витягах, що відбивали їх кількість здатну до мігрування – 1Н НСІ – 21,70 та ААБ з рН 4,8 – 1,08 мг/кг відповідно (Ерастівська дослідна станція Інституту сільського господарства степової зони Національної академії аграрних наук України). Вміст катіонів  $Zn^{2+}$  після кислотної обробки в ґрунтах м. Дніпро становив від 15,27 до 959,11 мг/кг при урбанізованому геохімічному фоні на рівні 290,99 мг/кг або 2,9 ГДК (Додаток В., табл. 4.2.1), що, за умов першого ступеня токсичності [10], відповідало другому ступеню деградації за В.В. Снакіним (1992) [23]. Забруднення сполуками  $Zn$  ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро характеризувалось їх підвищеною міграційною здатністю, а саме, вміст катіонів  $Zn^{2+}$  у витягу 1Н НСІ сягав 99 % та у ААБ з рН 4,8 – 87 % від валу відповідно. Вміст катіонів  $Zn^{2+}$ , вилучених за

допомогою 1Н НСІ, варіював в досить широких межах, так максимальна концентрація була у 307 разів вище за мінімальну, в той час як значення урбанізованого фону перевищувало природний на один порядок. Урбанізований геохімічний фон катіонів  $Zn^{2+}$ , вилучених у витягу ААБ з рН 4,8 перевищував природний до 60 разів та ГДК у 2,8 рази. Між вмістом катіонів  $Zn^{2+}$  після кислотної обробки та вилучених у витягу 1Н НСІ встановлено тісний кореляційний зв'язок (0,945), в той час як по відношенню до вмісту у витягу ААБ з рН 4,8 він не простежувався, що свідчить про вибіркове, за окремими ділянками відбору проб, спрацювання механізмів буферної здатності по відношенню до  $Zn^{2+}$ .

Таблиця 4.2.1

Характеристика вмісту катіонів  $Zn^{2+}$  у ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро

Показник	Вміст катіонів металу, що вилучаються із сполук		
	шляхом кислотної обробки, мг/кг	за допомогою витягу 1 Н НСІ, мг/кг	за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, мг/кг
Мінімум	15,27	3,09	2,16
Максимум	959,11	921,14	836,16
Середнє	290,99	217,96	64,49
Медіана	215,71	139,09	28,24
Ексцес	0,1092	1,51	30,60
Асиметрія	0,9949	1,32	5,05
Дисперсія	55909,24	39357,86	13491,90
Стандартне відхилення	238,29	199,93	117,06
Розмах	943,84	918,05	834,00

Згідно високої достовірності апроксимації рівнянь регресії між вмістом катіонів металів в ґрунтах, одержаних за допомогою витягів із сполук з різною міграційною здатністю, встановлено, що процес забруднення позначався на підвищенні їх кількості здатної до мігрування (формули 4.2.1-4.2.3), що в більшій мірі стосувалось катіонів вилучених 1Н НСІ.

$$\begin{aligned} \text{Сп.-р.ф.}_{\text{Zn}} &= 0,0000009\text{Св.}_{\text{Zn}}^3 - 0,0011\text{Св.}_{\text{Zn}}^2 + 1,0695\text{Св.}_{\text{Zn}} - 25,399, \\ R^2 &= 0,900 \end{aligned} \quad (4.2.1)$$

$$\begin{aligned} \text{Ср.ф.}_{\text{Zn}} &= 0,000003\text{Св.}_{\text{Zn}}^3 - 0,0033\text{Св.}_{\text{Zn}}^2 + 1,1824\text{Св.}_{\text{Zn}} - 66,259, \\ R^2 &= 0,602 \end{aligned} \quad (4.2.2)$$

$$\begin{aligned} \text{Ср.ф.}_{\text{Zn}} &= 0,000003\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Zn}}^3 - 0,0025\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Zn}}^2 + 0,8515\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Zn}} - 66,259, \\ R^2 &= 0,801 \end{aligned} \quad (4.2.3)$$

де Св – вміст катіонів металу після кислотної обробки (валовий вміст);

Сп.-р.ф. – вміст катіонів металу у витязі 1Н НСІ (потенційно-рухомі форми);

Ср.ф – вміст катіонів металу у витязі ААБ з рН 4,8 (рухомі форми).

У досліджуваних катіонів  $\text{Zn}^{2+}$ , вилучених за допомогою різних витягів, середнє значення було більше за медіану від 1,35 до 2,28 разів, що свідчило про наявність масштабного прогресуючого забруднення сполуками цього елемента території м. Дніпро. Таке значне перевищення середнього значення медіани  $\text{Zn}^{2+}$  звітувало про підвищення здатності до мігрування (витязи 1Н НСІ та ААБ з рН 4,8), що в більшості випадків було вище природного геохімічного фону та значень ГДК (табл. 4.2.1). Згідно коефіцієнту ексцесу, спостерігалось гостро вершинне розподілення щодо  $\text{Zn}^{2+}$ , вилучених за допомогою 1Н НСІ та ААБ з рН 4,8, у випадку із вмістом його катіонів після кислотної обробки крива характеризувалась слабкою ексцесивністю, так згідно В.В. Тарасової (2008) коефіцієнт ексцесу  $< 0,4$  [20]. Коефіцієнт асиметрії, що відбиває ступінь відхилення розподілення від симетричного був вище за 0, що свідчило про його правосторонній характер, однак

значного зміщення не зафіксовано, навпаки за вмістом  $Zn^{2+}$  після кислотої обробки асиметрія незначна. Детальний аналіз статистичних характеристик свідчить про інтенсивне техногенне забруднення сполуками цинку ґрунтів всієї території м. Дніпро за вмістом його катіонів одержаних після кислотної обробки та збільшення строкатості забруднення за вмістом катіонів, вилучених 1Н НСІ та ААБ з рН 4,8, внаслідок часткового порушення буферних властивостей в процесі створення та функціонування урбоекосистеми.

Нормування за коефіцієнтом концентрації відносно вмісту катіонів після кислотної обробки показало широкий спектр забруднення ґрунтів  $Zn^{2+}$  від природної флуктуації до помірного ступеня, як по лівобережній, так і по правобережній частинам м. Дніпро (табл. 4.2.2). Процеси деконцентрації були зафіксовані тільки на двох ділянках відбору проб в ґрунтах прибережної частини вздовж р. Дніпро на периферії Амур-Нижньодніпровського району (лівобережжя) та рекреаційній зоні житлового району “Перемога-1” Соборного району (правобережжя). Решта ж території зазнала значного антропогенного впливу внаслідок аерогенного забруднення ґрунтів сполуками Zn, в середньому вміст його катіонів після кислотної обробки по місту переважав природний геохімічний фон у 7,35 рази. Домінування помірного забруднення над слабким свідчило про чітко виражену строкатість, тобто наявність поряд з екологічно безпечними ділянками окремих hot spots здебільшого в зонах техногенного впливу наступних промислових підприємств – ПАТ “Дніпропетровський металургійний завод” ім. Комінтерну, ВАТ “Дніпрококс”, ВАТ “Дніпропрес”, ООВ “Полімермаш”, ЗАТ “Дніпропетровський ремонтний завод”, ВАТ “Дніпропетровський агрегатний завод”, в яких вміст катіонів  $Zn^{2+}$  після кислотної обробки досить високий, що позначається на перевищенні фонової концентрації більш ніж в 10 разів.



Таблиця 4.2.2

Оцінка поелементного забруднення Zn ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район	<u>1,59 (0,39-2,76)</u> 6	<u>7,04 (5,45-9,97)</u> 4	<u>17,41(11,37-20,98)</u> 3	
Індустріальний район	<u>2,50 (1,91-3,09)</u> 2	<u>7,55</u> 1	<u>16,65 (13,41-19,88)</u> 2	
Новокодацький район	<u>2,68 (1,41-4,14)</u> 6	<u>7,12 (5,60-8,64)</u> 2	<u>16,23 (12,44-24,22)</u> 4	
Самарський район	<u>2,48 (1,72-3,92)</u> 6	<u>7,37</u> 1	<u>11,08</u> 1	
Соборний район	<u>1,90 (0,49-2,65)</u> 4	<u>8,37 (7,36-9,38)</u> 2	<u>11,13 (11,05-11,21)</u> 2	
Центральний район	<u>3,97</u> 1	<u>9,84</u> 1	<u>13,39</u> 1	
Чечелівський район	<u>3,50 (2,52-4,57)</u> 4	<u>6,47 (5,48-7,46)</u> 2	<u>16,28 (13,28-19,28)</u> 3	
Шевченківський район	<u>3, 25 (1,82-4,75)</u> 3	<u>9,54</u> 1	<u>14,82 (10,78-19,51)</u> 3	
Лівобережжя	<u>2,10 (0,39-4,14)</u> 14	<u>7,18 (5,45-9,97)</u> 6	<u>16,10 (11,08-20,98)</u> 6	
Правобережжя	<u>2,85 (0,49-4,75)</u> 18	<u>7,91 (5,48-9,54)</u> 8	<u>14,91 (10,78-24,22)</u> 13	
м. Дніпро	<u>2,52 (0,39-4,75)</u> 32	<u>7,74 (5,45-9,97)</u> 14	<u>15,29 (10,78-24,22)</u> 19	

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

На 48 ділянках відбору проб по території міста спостерігалось перевищення рівня ГДК щодо вмісту катіонів цього хімічного елемента після кислотної обробки з таким розподіленням відносно рівня забруднення: толерантний – 15, помірно небезпечний – 20 та небезпечний – 13 (табл. 4.2.3). Найбільше потерпала правобережна частина міста, площа забруднення якої перевищувала аналогічну на лівобережжі майже вдвічі за умов наявності максимальної зафіксованої концентрації.

Таблиця 4.2.3

Оцінка поелементного забруднення Zn ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньодніпровський район	<u>0,42 (0,15-0,63)</u> 4	<u>1,06 (1,03-1,09)</u> 2	<u>3,13 (2,16-4,50)</u> 5	<u>8,10 (7,88-8,31)</u> 2
Індустріальний район	<u>0,76</u> 1	<u>1,22</u> 1	<u>2,99</u> 1	<u>6,58 (5,31-7,84)</u> 2
Новокодацький район	<u>0,78 (0,56-0,98)</u> 3	<u>1,34 (1,12-1,64)</u> 3	<u>3,52 (2,22-4,93)</u> 3	<u>6,92 (5,22-9,59)</u> 3
Самарський район	<u>0,87 (0,68-0,98)</u> 5	<u>1,55</u> 1	<u>3,66 (2,92-4,39)</u> 2	
Соборний район	<u>0,65 (0,20-0,88)</u> 3	<u>1,05</u> 1	<u>3,86 (2,92-4,44)</u> 4	
Центральний район		<u>1,57</u> 1	<u>3,90</u> 1	<u>5,30</u> 1
Чечелівський район		<u>1,39 (1,00-1,81)</u> 4	<u>2,57 (2,17-2,96)</u> 2	<u>6,45 (5,26-7,64)</u> 3
Шевченківський район	<u>0,72</u> 1	<u>1,57 (1,26-1,88)</u> 2	<u>4,01 (3,78-4,24)</u> 2	<u>6,69 (5,64-7,73)</u> 2
Лівобережжя	<u>0,68 (0,15-0,98)</u> 10	<u>1,22 (1,03-1,55)</u> 4	<u>3,24 (2,16-4,50)</u> 8	<u>7,34 (5,31-8,31)</u> 4
Правобережжя	<u>0,72 (0,20-0,98)</u> 7	<u>1,39 (1,00-1,88)</u> 11	<u>3,59(2,17-4,93)</u> 12	<u>6,53 (5,22-9,59)</u> 9
м. Дніпро	<u>0,69 (0,15-0,98)</u> 17	<u>1,35(1,00-1,88)</u> 15	<u>3,45 (2,16-4,93)</u> 20	<u>6,78 (5,22-9,59)</u> 13

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Як правило при наявності такого високого рівня забруднення сполуками Zn за вмістом його катіонів, вилучених після кислотної обробки, в умовах деградації, котру зазнав антропогенно перетворений ґрунт урбоекосистеми, внаслідок будівництва, прокладання комунікацій, що призвело до втрати його буферних властивостей – з одного боку, та додаткового інтенсивного аерогенного надходження токсикантів з викидами промислових підприємств – з іншого боку, відбувається підвищення їх здатності до мігрування, отже окрім пилення і потрапляння токсикантів до організму людини в процесі дихання, виникає небезпека включення катіонів

металу до трофічних ланцюгів, що становить екологічну небезпеку для всіх живих організмів порушеної екосистеми. Так вміст катіонів металу, вилучених за допомогою витягу ААБ, рН 4,8, збільшувався на три порядки порівняно до природного геохімічного фону, притаманного високобуферному зональному ґрунту – чорнозему звичайному в нативних умовах, який зазвичай досить невисокий (табл. 4.2.4). Згідно нормуванню забруднення ґрунту катіонами Zn, що припадають на сполуки здатні до

Таблиця 4.2.4

Оцінка поелементного забруднення Zn ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район			<u>5,68 (5,37-5,98)</u> 2	<u>34,06 (8,65-95,50)</u> 11
Індустріальний район			<u>3,57</u> 1	<u>55,00 (17,09-80,47)</u> 12
Новокодацький район				<u>104,44 (13,63-774,22)</u> 12
Самарський район			<u>5,86</u> 1	<u>32,77 (9,06-132,91)</u> 7
Соборний район			<u>2,00</u> 1	<u>40,26 (12,61-125,69)</u> 7
Центральний район				<u>73,24 (25,89-153,40)</u> 3
Чечелівський район				<u>103,40 (21,13-930,63)</u> 9
Шевченківський район			<u>5,76</u> 1	<u>73,15 (7,17-147,71)</u> 6
Лівобережжя			<u>5,20 (3,57-5,98)</u> 4	<u>37,45 (8,65-132,91)</u> 22
Правобережжя			<u>3,88 (2,00-5,76)</u> 2	<u>84,44 (7,17-930,63)</u> 37
м. Дніпро			<u>4,76 (2,00-5,98)</u> 6	<u>66,92 (7,17-930,63)</u> 59

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

мігрування (витяг ААБ, рН 4,8), можна ідентифікувати як сильне і тільки на 6 ділянках відбору проб – як помірне. Збільшення вмісту катіонів  $Zn^{2+}$  після кислотної обробки зумовлювало підвищення його катіонів здатних до мігрування, одержаних у витягу ААБ з рН 4,8, проте при нормуванні було встановлено значну невідповідність при визначенні категорій забруднення ґрунту, слід зазначити, що реальну небезпеку становлять саме вміст останніх, тому при визначенні рівня забруднення їх обов'язково належить брати до уваги.

Значення ГДК для катіонів  $Zn^{2+}$ , визначених у витягу ААБ з рН 4,8, втім як і для його катіонів після кислотної обробки, досить високе і становить 23 мг/кг ґрунту, порівняно до 1,08 – фон. Згідно проведеного оцінювання відносно ГДК за  $Zn^{2+}$  у витягу ААБ з рН 4,8 незабруднених ділянок на території м. Дніпро не виявлено, стосовно рівня забруднення вони розподілились майже рівномірно від толерантного до небезпечного (табл. 4.2.5). Як і при нормуванні за фоновою концентрацією, так і при використанні в якості нормативу – ГДК, характеристика забрудненню надана більше як небезпечна порівняно до вмісту  $Zn^{2+}$  після кислотної обробки, хоча і в меншій мірі.

Таблиця 4.2.5

Оцінка поелементного забруднення Zn ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньод- ніпровський район		<u>0,43 (0,25-0,70)</u> 5	<u>1,37 (1,07-1,62)</u> 5	<u>3,04(2,14-4,48)</u> 3
Індустріальний район		<u>0,49 (0,17-0,80)</u> 2		<u>3,18 (2,12-3,78)</u> 3
Новокодацький район		<u>0,75 (0,64-0,91)</u> 3	<u>1,30 (1,03-1,93)</u> 5	<u>12,53 (2,34-36,35)</u> 4
Самарський район		<u>0,51 (0,28-0,84)</u> 5	<u>1,14 (1,06-1,22)</u> 2	<u>6,24</u> 1

## Продовження табл. 4.2.5

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Соборний район		<u>0,49 (0,09-0,63)</u> 4	<u>1,62 (1,30-1,94)</u> 2	<u>4,07 (2,27-5,87)</u> 2
Центральний район			<u>1,56 (1,22-1,90)</u> 2	<u>7,20</u> 1
Чечелівський район		<u>0,96 (0,92-0,99)</u> 2	<u>1,20 (1,16-1,23)</u> 2	<u>7,88 (2,48-17,61)</u> 5
Шевченківський район		<u>0,31 (0,27-0,34)</u> 2	<u>1,63 (1,30-1,95)</u> 2	<u>5,67 (3,62-6,94)</u> 3
Лівобережжя		<u>0,47 (0,17-0,84)</u> 12	<u>1,31 (1,06-1,62)</u> 14	<u>3,56 (2,12-6,24)</u> 7
Правобережжя		<u>0,61 (0,09-0,99)</u> 11	<u>1,60 (1,03-1,95)</u> 13	<u>8,12 (2,27-36,35)</u> 15
м. Дніпро		<u>0,54 (0,09-0,99)</u> 23	<u>1,50 (1,03-1,95)</u> 20	<u>6,67 (2,12-36,36)</u> 22

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Представлення коефіцієнту концентрації катіонів  $Zn^{2+}$  після кислотної обробки у картографічному вигляді наглядно показало строкатість і нерівномірність розповсюдження забруднення по території м. Дніпро (рис. 4.2.1). Інтенсивність забруднення  $Zn$  згідно В.В. Добровольського (1999) [12] слід визнати як дуже сильну, чому в більшій мірі сприяло підвищення вмісту його катіонів, вилучених у витягу ААБ з рН 4,8 – до 87 % та широта розповсюдження – 71 % від загальної території міста, чим накопичення  $Zn^{2+}$  після кислотної обробки.

Буферні можливості щодо забруднення сполуками  $Zn$  ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за територіальною ознакою носять фрагментарний характер, а саме, їх вміст після кислотної обробки ще не досяг значень ГДК всього на 18 ділянках відбору проб, котрі розподілились між лівою та правою частинами міста майже рівномірно, 10 і 8 відповідно (табл. 4.2.6). В середньому розрахована буферна здатність по місту для катіонів  $Zn^{2+}$  становила до 30 мг/кг, традиційно вища на лівобережжі, котре зазнало інтенсивного промислового розвитку дещо пізніше. Значні запаси буферної

Рис. 4.2.1. Інтенсивність розповсюдження забруднення сполуками Zn ґрунтів м. Дніпро згідно коефіцієнту концентрації ( $K_c$ )

здатності на окремих ділянках визначались не стільки процесом деконцентрації, котрий майже не відчувався загалом по території міста, скільки достатньою межею ГДК – 100 мг/кг, яка перевищувала природний геохімічний фон більш ніж в 2,5 рази, тому не дивно що зазначені запаси були притаманні зеленим зонам вздовж р. Дніпро на периферії лівого берегу та в техногенно ненавантаженому Соборному районі.

Таблиця 4.2.6

Усереднення розрахунків значення буферної здатності ґрунтів  
урбоекосистеми м. Дніпро щодо забруднення сполуками Zn, мг/кг

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Буферна здатність		
	Кількість ділянок з буферною здатністю	Середнє значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
Амур-Нижньодніпровський район	$\frac{13}{14}$	58,71	37,45	84,73
Індустріальний район	$\frac{5}{1}$	24,25		
Новокодацький район	$\frac{12}{3}$	22,25	1,80	44,31
Самарський район	$\frac{8}{5}$	13,18	1,89	31,99
Соборний район	$\frac{8}{3}$	34,79	11,95	80,41
Центральний район	$\frac{3}{0}$			
Чечелівський район	$\frac{9}{1}$	0,20		
Шевченківський район	$\frac{7}{1}$	28,05		
Лівобережжя	$\frac{26}{10}$	32,50	1,89	84,73
Правобережжя	$\frac{39}{8}$	24,92	0,20	80,41
м. Дніпро	$\frac{65}{18}$	29,13	0,20	84,73

Антропогенне забруднення ґрунту сполуками Zn підтверджували високі значення техногенності на 55 ділянках відбору проб (табл. 4.2.7) в деяких випадках навіть вище 90 %, як приміром в зоні впливу південно-західної групи заводів. Традиційно вона мала ширші ареали розповсюдження

і була вищою на правобережжі, чим на лівобережній частині міста. Процеси деконцентрації відносно цього хімічного елементу майже не притаманні ґрунтам урбоекосистеми м. Дніпро, тільки частково вони зафіксовані на території Амур-Нижньодніпровського району. На решті території згідно профільного підходу при нормуванні на вміст Al чітко просліджувався техногенний характер впливу відносно накопичення Zn в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро.

Таблиця 4.2.7

Усереднення розрахунків значення техногенності Zn в ґрунтах  
урбоекосистеми м. Дніпро, %

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Техногенність, %		
		низька	середня	висока
Амур-Нижньодніпровський район	13	<u>19,81 (17,59-22,02)</u> 2	<u>64,28 (60,50-67,37)</u> 3	<u>84,61 (78,41-89,75)</u> 4
Індустріальний район	5	<u>30,41</u> 1		<u>81,55 (71,51-89,18)</u> 3
Новокодацький район	12	<u>29,49 (13,23-48,08)</u> 4	<u>61,55</u> 1	<u>83,66 (75,09-91,12)</u> 5
Самарський район	8	<u>14,33 (0,93-45,07)</u> 5		<u>75,95 (70,81-80,58)</u> 2
Соборний район	8	<u>8,37 (3,15-18,74)</u> 3		<u>77,29 (70,78-80,80)</u> 4
Центральний район	3	<u>45,78</u> 1		<u>81,05 (78,14-83,93)</u> 2
Чечелівський район	9	<u>29,70 (14,62-41,96)</u> 3	<u>56,81 (52,89-60,73)</u> 2	<u>82,65 (71,17-88,84)</u> 4
Шевченківський район	7	<u>32,48</u> 1	<u>54,67</u> 1	<u>82,80 (77,44-88,97)</u> 4
Лівобережжя	26	<u>17,71 (0,93-45,97)</u> 8	<u>64,28 (60,50-67,37)</u> 3	<u>81,61 (70,81-89,75)</u> 9
Правобережжя	39	<u>25,87 (3,15-48,08)</u> 12	<u>57,46 (52,89-61,55)</u> 4	<u>81,65 (70,78-91,12)</u> 19
м. Дніпро	65	<u>22,60 (0,93-48,08)</u> 20	<u>60,38 (52,89-67,37)</u> 7	<u>81,64 (70,78-91,12)</u> 28

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.



Проведена всебічна екологічна оцінка вмісту катіонів  $Zn^{2+}$  в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро свідчить про високий рівень забруднення його сполуками, в більшій мірі, це стосується катіонів вилучених за допомогою витягу ААБ з рН 4,8 – сильна категорія за фоновою концентрацією та небезпечний рівень за ГДК, чим після кислотної обробки – помірна категорія та небезпечний рівень відповідно, що зумовлюється практично повною втратою міським ґрунтом своїх буферних властивостей щодо депонування катіонів  $Zn^{2+}$  на окремих ділянках.

#### **4.3 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками свинцю**

Необхідність оцінки вмісту Рв в ґрунтах урбоекосистем пов'язана не тільки з екологічною ситуацією, що ускладнюється внаслідок збільшення техногенних навантажень на складові навколишнього природного середовища, а й з усвідомленням ступеня небезпеки, котрий спричиняє цей хімічний елемент, адже за даними ВООЗ стан здоров'я людини на 60 % визначається якістю довкілля. Небезпека забруднення Рв зумовлюється надто високою токсичністю даного металу для біоти, і, в першу чергу, для людини, за умов тривалої відсутності вираженої симптоматики інтоксикації свинцем при наявності функціональних та органічних ушкоджень в органах та їх системах, багато з яких можуть бути незворотними. Навіть в незначних концентраціях Рв спричиняє токсичний, мутагенний та канцерогенний ефекти, має здатність до біоаккумуляції й досить погано видаляється з екосистем. Рв – елемент першого класу токсичності, що призводить до порушень у нервовій системі, крові та судинах, знижує резистентність імунного статусу, а також активно впливає на синтез білку, енергетичний баланс клітини та її генетичний апарат [28]. Прояви хронічного отруєння Рв досить різноманітні за клінічними проявами, так вражає центральну й периферичну нервову систему, кістковий мозок, кров, нирки, судини, генетичний апарат клітини, здійснює ембріотоксичну дію, викликає сатурнізм [11, 22].

Кларк Рb в літосфері перевищує аналогічний показник в ґрунті в 1,6 рази, а саме  $1,6 \cdot 10^{-3} \%$  і  $1,0 \cdot 10^{-3} \%$  відповідно. Значення природного геохімічного фону для Рb в чорноземах звичайних малогумусних важкосуглинкових знаходяться в межах 16,0-22,0 мг/кг, що становить 0,53-0,73 ГДК при середньому вмісті – 18 та коефіцієнті варіації – 28,0 [27]. Недостатнє зволоження та наявність геохімічних бар'єрів за умов високої буферної здатності чорноземів звичайних сприяє розвитку акумулятивних процесів, що відбивається через низький рівень катіонів свинцю, здатних до мігрування – 0,1 мг/кг в нативних умовах.

Катіони  $Pb^{2+}$  досить добре сорбуються ГВК й із зусиллям витісняються іншими хімічними елементами, адже його активність ( $\varphi^0 = -0,126$  В) згідно ряду стандартних електродних потенціалів значно нижча чим, приміром, у інших досліджуваних металів:  $Zn^{2+} = -0,763$  В;  $Cd^{2+} = -0,404$  В;  $Ni^{2+} = -0,234$  В. Сорбційні процеси утримання  $Pb^{2+}$  в ґрунтах в недоступних для рослин сполуках зумовлюються реакцією ґрунтового середовища, вмістом глинистих мінералів та органічної речовини, проте провідну роль все ж таки займає остання. Гумусові речовини фіксують  $Pb^{2+}$  шляхом специфічної та неспецифічної адсорбції, яка здійснюється при переході металу в розчин за механізмом іонного обміну, адже в її основі лежать сили електростатичної взаємодії. Сорбції сприяє від'ємний заряд ґрунтових колоїдних часток та присутність у ґрунтовому розчині металу у вигляді двохвалентних катіонів, або, що є для них більш характерним у вигляді аквакомплексів [9]. В інтервалах 4-8 рН типових для ґрунтоутворення більш активними будуть функціональні групи зі слабкою реакцією  $COOH$ ,  $C_6H_5OH$  [1]. Зазвичай гумінові кислоти фіксують катіони металів сильніше за фульвокислоти, при чому міцність зв'язку залежить безпосередньо від самого металу, так  $Cu^{2+}$  зв'язується сильніше за  $Zn^{2+}$  і  $Cd^{2+}$ , але менш надійно чим  $Pb^{2+}$ . Крім того  $Pb^{2+}$  і  $Cu^{2+}$  здебільшого реагують з високомолекулярними гуміновими кислотами, а  $Zn^{2+}$  та  $Cd^{2+}$  – з низькомолекулярними фульвокислотами, що відбивається через їх здатність до мігрування, а саме, низьку у перших і

більш високу у других. В чорноземних ґрунтах, за умов степового педогенезу, з високою насиченістю ГВК основами процеси адсорбції відбуваються більш інтенсивно. Характер розподілення  $Pb^{2+}$  по ґрунтовому профілю корегує з вмістом органічної речовини, так найбільша його кількість притаманна верхнім, збагаченим гумусом горизонтам [9]. При взаємодії  $Pb^{2+}$  з глинистими мінералами здатні утворюватись, як обмінні, так і необмінні форми. В нижніх ґрунтових горизонтах відбувається адсорбція з оксидами та гідроксидами Fe, Mn і Al, адже вони володіють високою спорідненістю з іонами металів, приміром як  $MnO_2$  з  $Pb^{2+}$ . Підкислення реакції ґрунтового середовища може сприяти збільшенню в ґрунті катіонів  $Pb^{2+}$ , здатних до мігрування.

Сполуки Pb потрапляють до ґрунту з викидами металургійних, металооброблювальних, машинобудівних та хімічних підприємств [4, 8] в загальній кількості 12 стосовно м. Дніпро. Щорічно від стаціонарних джерел в атмосферне повітря надходить близько 1,972 т сполук Pb, що відповідає техногенному навантаженню: 0,005 т на 1 км<sup>2</sup> площі урбоєкосистеми та 0,002 кг – на душу населення відповідно (дані Головного управління статистики в Дніпропетровській області).

На території міста урбанізований фон складає для вмісту катіонів  $Pb^{2+}$  після кислотної обробки – 65,86 мг/кг, що більше за природній в 2,94 рази, а за ГДК – в 2,20 рази, а для вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 – 18,11 мг/кг, відповідно 9,06 та 181,11 рази (Додаток Г., табл. 4.3.1). Вміст катіонів  $Pb^{2+}$  (витяг 1Н НСІ) становить до 0,99 % від їх кількості після кислотної обробки, що свідчить про втрату буферних властивостей антропогенно трансформованим ґрунтом внаслідок зменшення вмісту органічної речовини та  $R_2O_5$ , підкислення, диспергації ґрунтових колоїдів, каменястості, тощо. Концентрація катіонів свинцю вилучених ААБ з рН 4,8 також є досить високою – до 63 % від вмісту після кислотної обробки ґрунту, отже спричиняє токсичність для рослин та позначається на збідненості фітоценозів. На території міста існують ділянки де майже повністю відсутній

рослинний покрив. Більш тісний кореляційний зв'язок та достовірність апроксимації рівнянь регресії були зафіксовані між вмістом катіонів Pb<sup>2+</sup> після кислотної обробки і вилучених за допомогою витягу 1Н НСІ (0,962), порівняно з вмістом одержаним з використанням ААБ з рН 4,8 (0,902), що ще раз підтверджує їх доцільність при визначенні здатності до мігрування для характеристики антропогенного забруднення ґрунтів урбоекосистем сполуками екологічно небезпечних металів в умовах інтенсивного техногенного навантаження (формули 4.3.1-4.3.3).

$$\begin{aligned} \text{Сп.-р.ф.}_{\text{Pb}} &= -0,0000006\text{Св.}_{\text{Pb}}^3 + 0,0009\text{Св.}_{\text{Pb}}^2 + 0,5663\text{Св.}_{\text{Pb}} + 4,9997, \\ R^2 &= 0,930 \end{aligned} \quad (4.3.1)$$

$$\begin{aligned} \text{Ср.ф.}_{\text{Pb}} &= -0,0000003\text{Св.}_{\text{Pb}}^3 + 0,00005\text{Св.}_{\text{Pb}}^2 + 0,2506\text{Св.}_{\text{Pb}} + 2,0928, \\ R^2 &= 0,815 \end{aligned} \quad (4.3.2)$$

$$\begin{aligned} \text{Ср.ф.}_{\text{Pb}} &= 0,000002\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Pb}}^3 - 0,0019\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Pb}}^2 + 0,6575\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Pb}} - 4,3449, \\ R^2 &= 0,721 \end{aligned} \quad (4.3.3)$$

де Св – вміст катіонів металу після кислотної обробки (валовий вміст);

Сп.-р.ф. – вміст катіонів металу у витязі 1Н НСІ (потенційно-рухомі форми);

Ср.ф – вміст катіонів металу у витязі ААБ з рН 4,8 (рухомі форми).

Як показали результати аналізу проведеного методами математичної статистики, перевищення медіани середнім значенням відбиває тенденцію до збільшення площі ареалів техногенного навантаження на міський ґрунт через забруднення сполуками Рb (табл. 4.3.1). Значний розмах між максимальним і мінімальним значенням зумовлений строкатістю, котра спричинена процесами деконцентрації при розбудові урбоекосистеми та тривалого забруднення в промислових зонах. Позитивні значення коефіцієнту ексцесу концентрацій катіонів свинцю, одержаних у різних витягах обумовлювали наявність гостровершинного розподілення кожної із виборок, що за умов

незначної правосторонньої асиметрії ( $< 5,5$ ) за В.В. Тарасовою (2008) [25] свідчило про інтенсивне антропогенне забруднення ґрунтів свинцем на всій території м. Дніпро з окремими hot spots.

Таблиця 4.3.1

Характеристика вмісту катіонів  $Pb^{2+}$  у ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро

Показник	Вміст катіонів металу, що вилучаються із сполук		
	шляхом кислотної обробки, мг/кг	за допомогою витягу 1 Н НСІ, мг/кг	за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, мг/кг
Мінімум	6,74	3,67	1,69
Максимум	429,67	360,64	126,00
Середнє	65,86	51,17	18,11
Медіана	37,00	26,18	11,20
Ексцес	7,70	9,96	10,49
Асиметрія	2,90	3,25	3,17
Дисперсія	8100,11	6009,87	524,15
Стандартне відхилення	90,70	78,13	23,07
Розмах	422,93	356,97	124,31

Оцінювання за коефіцієнтом концентрації відносно вмісту після кислотної обробки не дало змогу в повній мірі виявити рівень екологічної небезпеки через забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками свинцю внаслідок досить високого значення природного геохімічного фону (22,4 мг/кг). Так на 58 ділянках відбору проб вміст  $Pb^{2+}$  після кислотної обробки відповідав природній флуктуації, тобто неперевищував фонову концентрацію більш ніж у 5 разів (табл. 4.3.2). Забруднення визначалось окремими hot spot від слабкого – Самарський та Чечелівський райони, до помірного рівня – Амур-Нижньодніпровський (зона впливу річковий порт

Амур-Гавань та Дніпропетровський металургійний завод ім. Комінтерну), Новокодацький (південно-західна група заводів), Центральний (ВАТ Дніпропетровський завод Продмаш) та Шевченківський (автотранспортні підприємства) райони. Процеси деконцентрації, що відбивались через низький вміст  $Pb^{2+}$  зафіксовано в периферійних районах міста здебільшого на території приватного сектору Амур-Нижньодніпровського району, частково

Таблиця 4.3.2

Оцінка поелементного забруднення  $Pb$  ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район	<u>1,66 (0,30-3,21)</u> 12		<u>17,70</u> 1	
Індустріальний район	<u>1,54 (0,50-3,58)</u> 5			
Новокодацький район	<u>1,91 (0,82-3,41)</u> 10		<u>13,79 (13,65-13,92)</u> 2	
Самарський район	<u>1,42 (0,44-2,22)</u> 7	<u>7,13</u> 1		
Соборний район	<u>1,33 (0,36-2,11)</u> 8			
Центральний район	<u>1,77 (1,43-2,11)</u> 2		<u>16,24</u> 1	
Чечелівський район	<u>2,15 (1,13-4,13)</u> 8	<u>7,26</u> 1		
Шевченківський район	<u>1,49 (0,81-2,15)</u> 6		<u>19,18</u> 1	
Лівобережжя	<u>1,56 (0,30-3,58)</u> 24	<u>7,13</u> 1	<u>17,70</u> 1	
Правобережжя	<u>1,75 (0,36-4,13)</u> 34	<u>7,26</u> 1	<u>15,75 (13,65-19,18)</u> 4	
м. Дніпро	<u>1,67 (0,30-4,13)</u> 58	<u>7,20 (7,13-7,26)</u> 2	<u>16,14 (13,65-19,18)</u> 5	

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

на житловому масиві “Ігрень” (Самарський район) – лівий берег, та на житловому масиві “Перемога” (Соборний район) – правобережжя.

На території міста вміст катіонів  $Pb^{2+}$  після кислотної обробки знаходився в межах 6,74-429,67 мг/кг, а урбанізований геохімічний фон становив 65,86 мг/кг або 2,2 ГДК (третій ступень деградації). Майже на 2/3 території міста було визначено забруднення цим елементом (табл. 4.3.3). Взагалі територія, що знаходиться на лівому березі ріки, характеризується більшою строкатістю забруднення і наявністю локальних ареалів з перевищенням ГДК більш ніж у 10 разів, в той час як на правобережній частині міста урбанізований геохімічний фон досить рівномірний. Таке розподілення забруднення ґрунтів сполуками  $Pb$  по місту може визначатись різницею промислового освоєння території в часі, впливом автотранспорту через осадження викидів тетраетилсвинцю, більш розгалуженою системою автодоріг на правобережжі та переважанню приватного сектору на лівому березі. Процеси деконцентрації носили фрагментарний характер і стосувались тільки вмісту після кислотної обробки, загалом ділянки нестачі  $Pb^{2+}$  в ґрунті знаходились на території периферійних районів приватного сектору та новозабудов, де не так давно відбулася трансформація ґрунтового профілю та забруднення ґрунту будівельним сміттям.

Таблиця 4.3.3

Оцінка поелементного забруднення  $Pb$  ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньод- ніпровський район	<u>0,58 (0,22-0,92)</u> 6	<u>1,48 (1,23-1,92)</u> 3	<u>2,23 (2,00-2,52)</u> 3	<u>12,77</u> 1
Індустріальний район	<u>0,77 (0,37-0,94)</u> 4		<u>2,67</u> 1	
Новокодацький район	<u>0,78 (0,61-0,90)</u> 3	<u>1,21 (1,02-1,44)</u> 4	<u>2,29 (2,11-2,54)</u> 3	<u>10,30 (10,19-10,40)</u> 2
Самарський район	<u>0,34 (0,33-0,35)</u> 2	<u>1,35 (1,03-1,66)</u> 5		<u>5,32</u> 1

Продовження табл. 4.3.3

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Соборний район	<u>0,65 (0,27-0,95)</u> 4	<u>1,33 (1,19-1,58)</u> 4		
Центральний район		<u>1,32 (1,06-1,58)</u> 2		<u>12,13</u> 1
Чечелівський район	<u>0,84</u> 1	<u>1,48 (1,07-1,90)</u> 6	<u>3,09</u> 1	<u>5,42</u> 1
Шевченківський район	<u>0,76 (0,60-0,89)</u> 3	<u>1,46 (1,37-1,61)</u> 3		<u>14,32</u> 1
Лівобережжя	<u>0,61 (0,22-0,94)</u> 12	<u>1,40 (1,03-1,92)</u> 8	<u>2,40 (2,00-2,67)</u> 4	<u>9,05 (5,32-12,77)</u> 2
Правобережжя	<u>0,73 (0,27-0,95)</u> 11	<u>1,37 (1,02-1,90)</u> 19	<u>2,49 (2,11-3,09)</u> 4	<u>10,49 (5,42-14,32)</u> 5
м. Дніпро	<u>0,68 (0,22-0,95)</u> 23	<u>1,38 (1,02-1,92)</u> 27	<u>2,44 (2,00-3,09)</u> 8	<u>10,08 (5,32-14,32)</u> 7

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Невідповідність рівня забруднення сполуками Pb, встановленого за вмістом його катіонів, котрі визначені після кислотної обробки ґрунту, при оцінюванні за фонову концентрацією та ГДК пояснюється високим природним вмістом цього елемента в зональному ґрунті – чорноземі звичайному в нативних умовах, а саме 22,4 проти 30,0 мг/кг, тобто природний геохімічний фон становить 74,7 % від ГДК.

На відміну від вмісту катіонів Pb<sup>2+</sup> після кислотної обробки їх концентрація одержана за допомогою ААБ з рН 4,8 в зональному чорноземі звичайному досить невисока і становить всього 0,1 мг/кг, що відповідає 0,45 % від валу, в той час за умов інтенсивного аерогенного забруднення доходить до 63 % при мінімальному значенні – 11 %. Наявність вмісту катіонів Pb<sup>2+</sup>, що припадають на сполуки здатні до мігрування, в таких кількостях відповідає сильному забрудненню по всій території урбоєкосистеми м. Дніпро з перевищенням природного геохімічного фону більш ніж на три порядки (табл. 4.3.4), що свідчить про часткову втрату



буферних властивостей і нездатність деградованого міського ґрунту депонувати катіони токсиканту у таких кількостях.

Таблиця 4.3.4

Оцінка поелементного забруднення Рb ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район				<u>165,72 (16,90-1002,90)</u> 13
Індустріальний район				<u>88,60 (34,90-144,40)</u> 5
Новокодацький район				<u>274,26 (49,40-1260,00)</u> 12
Самарський район				<u>139,99 (32,20-270,20)</u> 8
Соборний район				<u>90,98 (31,30-147,00)</u> 8
Центральний район				<u>328,80 (81,20-765,20)</u> 3
Чечелівський район				<u>162,17 (61,70-369,10)</u> 9
Шевченківський район				<u>227,18 (40,40-924,50)</u> 7
Лівобережжя				<u>142,97 (16,90-1002,90)</u> 26
Правобережжя				<u>206,54 (31,30-1260,00)</u> 39
м. Дніпро				<u>181,11 (16,90-1260,00)</u> 65

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Розподілення забруднення ґрунту за вмістом катіонів Рb<sup>2+</sup>, вилучених за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, відносно значень ГДК частково зміщувало рівень забруднення до толерантного – 1 та помірного – 5 ділянок відбору проб відповідно, який переважав на лівобережжі, проте загалом картини не змінювало (табл. 4.3.5). Слід зазначити, що екологічно безпечним

рівнем відповідно нормування за ГДК вважається 2,0 мг/кг, що перевищує природний геохімічний фон цього металу в 20 разів, але навіть такий запас не позначається на встановленому рівні забруднення.

Таблиця 4.3.5

Оцінка поелементного забруднення Рb ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньодніпровський район		<u>0,85</u> 1	<u>1,65</u> 1	<u>9,57 (2,09-50,15)</u> 11
Індустріальний район			<u>1,75</u> 1	<u>5,10 (2,77-7,22)</u> 4
Новокодацький район				<u>13,72 (2,72-63,00)</u> 12
Самарський район			<u>1,70 (1,61-1,79)</u> 2	<u>8,77 (5,45-13,51)</u> 6
Соборний район			<u>1,57</u> 1	<u>4,98 (3,60-7,35)</u> 7
Центральний район				<u>16,44 (4,06-38,26)</u> 3
Чечелівський район				<u>8,11 (3,09-18,46)</u> 9
Шевченківський район				<u>11,36 (2,02-46,23)</u> 7
Лівобережжя		<u>0,85</u> 1	<u>1,70 (1,61-1,79)</u> 4	<u>8,49 (2,09-50,15)</u> 21
Правобережжя			<u>1,57</u> 1	<u>10,56 (2,72-63,00)</u> 38
м. Дніпро		<u>0,85</u> 1	<u>1,67 (1,57-1,79)</u> 5	<u>9,82 (2,09-63,00)</u> 59

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Побудова карти забруднення Рb, за вмістом його катіонів, визначеними після кислотної обробки, згідно значень коефіцієнту концентрації, тобто відносно природного геохімічного фону надала змогу встановити його інтенсивність розповсюдження по території урбоєкосистеми м. Дніпро (рис. 4.3.1). Так, за значеннями  $K_c$  та відсотком забрудненої території – 12 % від

Рис. 4.3.1. Інтенсивність розповсюдження забруднення сполуками Рb ґрунтів м. Дніпро згідно коефіцієнту концентрації ( $K_c$ )

загальної площі міста, його можна класифікувати як помірне, досить рівномірно розповсюджене, з ареалами в промислових зонах південно-західної групи заводів та вздовж р. Дніпро по лівому березі.

Таблиця 4.3.6

Усереднення розрахунків значення буферної здатності ґрунтів  
урбоекосистеми м. Дніпро щодо забруднення сполуками Рb, мг/кг

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Буферна здатність		
	Кількість ділянок з буферною здатністю	Середнє значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
Амур-Нижньо- дніпровський район	13 6	12,44	2,43	23,26
Індустріальний район	5 4	6,86	1,94	18,80
Новокодацький район	12 3	6,50	3,04	11,73
Самарський район	8 2	19,86	19,63	20,08
Соборний район	8 4	10,47	1,48	22,04
Центральний район	3			
Чечелівський район	9 1	4,80		
Шевченківський район	7 3	7,20	3,40	11,91
Лівобережжя	26 12	11,82	1,94	23,26
Правобережжя	39 11	7,98	1,48	22,04
м. Дніпро	65 23	9,98	1,48	23,26

Більш ніж на третині досліджуваної території ґрунти мають запас буферної здатності відносно техногенного навантаження внаслідок забруднення сполуками Рb з майже рівномірним розподілом між ліво- та правобережжям (табл. 4.3.6). Особливе місце займає Центральний район, де надто щільна мережа автодоріг з накладанням аерогенного забруднення на всіх ділянках відбору проб зумовлювала вміст катіонів свинцю в міських ґрунтах вище за рівень ГДК, отже запасів буферної здатності вони не мали.

Найбільші запаси буферної здатності по відношення до подальшого забруднення Рb, як за її величинами, так і за площею розповсюдження відносно кількості ділянок проб були притаманні приватному сектору Лівобережжя – Амур-Нижньодніпровський та Самарський райони, де вона доходила до 0,5 ГДК. Ґрунти правобережної частини урбоєкосистеми м. Дніпро, особливо Чечелівський, Новокодацький, та Шевченківський райони, як найбільш техногенно навантажені, майже вичерпали свої буферні можливості.

Таблиця 4.3.7

Усереднення розрахунків значення техногенності Рb в ґрунтах  
урбоєкосистеми м. Дніпро, %

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Техногенність, %		
		низька	середня	висока
Амур-Нижньодніпровський район	13	<u>28,33 (13,16-41,13)</u> 3	<u>56,93 (56,13-57,72)</u> 2	<u>79,30 (71,87-95,76)</u> 2
Індустріальний район	5	<u>40,09 (37,02-42,16)</u> 3		<u>79,76</u> 1
Новокодацький район	12	<u>33,46 (11,16-47,08)</u> 4	<u>57,13 (52,82-62,32)</u> 3	<u>83,62 (74,38-94,80)</u> 5
Самарський район	8	<u>39,93 (36,77-43,09)</u> 2	<u>61,24 (52,11-67,41)</u> 4	
Соборний район	8	<u>39,93 (36,77-43,09)</u> 2	<u>58,87 (54,68-65,71)</u> 4	
Центральний район	3	<u>49,18</u> 1	<u>65,74</u> 1	<u>95,54</u> 1
Чечелівський район	9	<u>44,79 (35,59-49,56)</u> 3	<u>63,65 (58,94-68,35)</u> 2	<u>78,61 (70,48-90,02)</u> 4
Шевченківський район	7	<u>23,93 (10,28-38,98)</u> 3	<u>62,87 (60,53-66,38)</u> 3	<u>96,22</u> 1
Лівобережжя	26	<u>36,10 (13,16-43,09)</u> 7	<u>64,28 (54,68-67,41)</u> 6	<u>80,87 (71,87-95,76)</u> 7
Правобережжя	39	<u>36,77 (10,28-49,56)</u> 13	<u>57,46 (52,82-68,35)</u> 13	<u>77,02 (70,48-96,22)</u> 12
м. Дніпро	65	<u>36,35 (10,28-49,56)</u> 20	<u>60,38 (52,89-68,35)</u> 19	<u>78,44 (70,78-96,22)</u> 19

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Техногенність сполук Рb в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро коливалась від низької до високої та мала тенденцію до зростання (табл. 4.3.7) – 38 ділянок відбору проб. В hot spots промислових зон міста, як на лівому, так і на правому березі, вона перевищувала 90 %, що свідчило про досить високий рівень забруднення, яке має техногенний характер, адже за профільним підходом по відношенню до вмісту стабільного елементу – Al чітко було видно накопичення цього токсиканту порівняно до вмісту його катіонів після кислотної обробки в материнській породі.

Підсумовуючи вище викладене, слід зазначити, що забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро сполуками Рb згідно вмісту їх катіонів після кислотної обробки при оцінюванні за природним геохімічним фоном – відповідає природній флуктуації та за ГДК – здебільшого толерантний, проте за концентрацією катіонів одержаною за допомогою витягу ААБ з рН 4,8 – сильний та небезпечний відповідно, що, в свою чергу, пояснюється підвищенням останніх до 66 % від валового вмісту через нестачу запасів буферних властивостей внаслідок руйнівного впливу будівельної діяльності щодо механізмів закріплення катіонів  $Pb^{2+}$  в недоступні для рослин сполуки і усунення токсичності для біоти.

#### **4.4 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками кадмію**

Cd може спричиняти ембіотропну, мутагенну та канцерогенну дії, призводить до ураження центральної нервової системи, серця, нирок, печінки, хребтової мускулатури, кліткової тканини, руйнує еритроцити [11]. Значення кларків в літосфері та ґрунті були найнижчі серед досліджуваних елементів  $1,3 \cdot 10^{-6} \%$  і  $5,0 \cdot 10^{-5} \%$  відповідно, а вміст у чорноземі звичайному – 0,39 мг/кг, що на порядок нижче за ГДК.

Визначальним фактором, що зумовлює вміст катіонів  $Cd^{2+}$  у ґрунтах, є хімічний склад материнської породи, на якій вони утворилися. В нативних умовах чорнозем звичайний містить близько 0,39-0,40 мг/кг Cd [17], що мало відрізняється від його вмісту в літосфері  $n \cdot 10^{-5} \%$  [29]. Отже наявність

збагачення верхнього шару ґрунту цим елементом свідчить про забруднення внаслідок антропогенного втручання. Провідним процесом у зв'язуванні катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  є не осадження, а конкуруюча адсорбція на глинистих частках, за умов поки не буде перевищене деяке граничне значення рН. При  $\text{pH} > 7,5$   $\text{Cd}^{2+}$  перестає бути легко рухомих, переходить в  $\text{CdCO}_3$  з добутком розчинності  $2,8 \cdot 10^{-6}$  та, можливо, в нерозчинний  $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$  [24]. Проте на здатність до мігрування катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  впливає не тільки рівень рН в ґрунті, а й природа сорбційних поверхонь та органічних лігандів, а саме: з одного боку енергія зв'язку при адсорбції Cd більше в органічній речовині, чим у глинистих мінералів, з іншого – встановлено, що оксидам Fe, алофану та імоголиту притаманна найбільша здатність до селективної сорбції Cd. При підкисленні реакції ґрунтового середовища органічна речовина і полуторні оксиди здатні в значній мірі контролювати розчинність сполук Cd, навпаки, в лужних умовах при встановленні рівноваги з участю цього елемента слід враховувати осадження Cd [13, 29]. Встановлено, що в ґрунтових умовах при рівні рН 4,5-5,5 Cd проявляє максимальну міграційну здатність, в той час як у лужному середовищі вона мінімальна, отже при осадженні кислих викидів промислових підприємств в зонах інтенсивного забруднення буде спостерігатися підвищення вмісту його катіонів здатних до мігрування, а привнесення будівельного сміття, що містить лужні елементи, сприятиме зменшенню, як вмісту катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  після кислотної обробки ґрунту, так і у витягах 1Н HCl та ААБ з рН 4,8.

Надлишкові кількості катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  в міських ґрунтах продуцують викиди підприємств чорної та кольорової металургії, а також робота комунального господарства по переробці й утилізації ТПВ [4, 11]. Щорічно в атмосферне повітря від 3 підприємств-забруднювачів здійснюються викиди сполук кадмію у кількості 0,508 т, тобто на 1 км<sup>2</sup> площі міста приходиться близько 0,001 т або 0,0005 кг на душу населення (дані Головного управління статистики в Дніпропетровській області).

Концентрація катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  після кислотної обробки в ґрунтах м. Дніпро знаходилась в межах ГДК (деградація відсутня) проте вище за природний геохімічний фон, так значення урбанізованого фону було на рівні 0,59 при розмаху мінімуму та максимуму – 0,133 та 1,647 мг/кг відповідно (Додаток Д., табл. 4.4.1). В більшій мірі спостерігалось підвищення вмісту  $\text{Cd}^{2+}$ , вилучених 1 Н НСІ, чим за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, що становило більш ніж в 2,5 рази порівняно до нативних умов. Між вмістом катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  та концентраціями одержаними при застосуванні витягів 1 Н НСІ та ААБ з рН 4,8 зафіксовано кореляційний зв'язок практично на одному рівні, а саме, 0,910 та 0,884 відповідно.

Таблиця 4.4.1

Характеристика вмісту катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  у ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро

Показник	Вміст катіонів металу, що вилучаються із сполук		
	шляхом кислотної обробки, мг/кг	за допомогою витягу 1 Н НСІ, мг/кг	за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, мг/кг
Мінімум	0,133	0,08	0,02
Максимум	1,647	1,18	0,54
Середнє	0,59	0,46	0,21
Медіана	0,59	0,46	0,20
Ексцес	2,1991	0,47	0,85
Асиметрія	1,0387	0,78	0,88
Дисперсія	0,08	0,06	0,01
Стандартне відхилення	0,28	0,25	0,11
Розмах	1,514	1,11	0,52

Висока достовірність апроксимації рівнянь регресії між вмістом катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  в ґрунтах після кислотної обробки та одержаних за допомогою



витягів 1 Н НСІ та ААБ з рН 4,8 показала, що процес забруднення позначався на підвищенні їх кількості здатної до мігрування (формули 4.4.1-4.4.3).

$$\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Cd}} = -0,3845\text{Св.}_{\text{Cd}}^3 + 0,8125\text{Св.}_{\text{Cd}}^2 + 0,3493\text{Св.}_{\text{Cd}} + 0,0522, \\ R^2=0,841 \quad (4.4.1)$$

$$\text{Ср.ф.}_{\text{Cd}} = -0,1426\text{Св.}_{\text{Cd}}^3 + 0,331\text{Св.}_{\text{Cd}}^2 + 0,139\text{Св.}_{\text{Cd}} + 0,0388, R^2=0,787 \quad (4.4.2)$$

$$\text{Ср.ф.}_{\text{Cd}} = 0,0303\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Cd}}^3 + 0,0268\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Cd}}^2 + 0,3523\text{Сп.-р.ф.}_{\text{Pb}} + 0,0333, \\ R^2=0,853 \quad (4.4.3)$$

де Св – вміст катіонів металу після кислотної обробки (валовий вміст);

Сп.-р.ф. – вміст катіонів металу у витязі 1Н НСІ (потенційно-рухомі форми);

Ср.ф – вміст катіонів металу у витязі ААБ з рН 4,8 (рухомі форми).

Середнє значення по виборці концентрації катіонів  $\text{Cd}^{2+}$ , визначених після кислотної обробки та у витязу 1 Н НСІ, відповідало медіані (табл. 4.4.1). Кривим вмісту  $\text{Cd}^{2+}$  в ґрунті було притаманне гостровершинне розподілення, проте ексцесивність значно знижувалась у виборках при застосуванні ААБ з рН 4,8 і особливо 1 Н НСІ, що, свідчило про незначне забруднення сполуками Сd відносно його вмісту одержаного після кислотної обробки за рахунок спрацювання захисних механізмів буферної здатності. Так, в умовах антропогенного навантаження на ґрунт урбоєкосистеми м. Дніпро, вміст катіонів, встановлений у витязу ААБ з рН 4,8 не перевищував 63 % від вмісту після кислотної обробки. Низький рівень забруднення  $\text{Cd}^{2+}$  при застосуванні різних витягів підтверджувався незначним коефіцієнтом асиметрії ( $As < 5,5$ ) за В.В. Тарасовою (2008) [20], що мала правосторонній характер.

За коефіцієнтом концентрації вміст  $\text{Cd}^{2+}$  після кислотної обробки в ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро відповідав природній флуктуації, тобто не перевищував свій природний геохімічний фон більше ніж у 5 разів (табл. 4.4.2). Значення  $K_c$  менші за одиницю, навпаки, свідчили про деконцентрацію

цього хімічного елементу в міських ґрунтах особливо в Амур-Нижньодніпровському, Індустріальному, Самарському, Соборному та фрагментарно в Новокодацькому районах, що було встановлено на 16 ділянках відбору проб. Найнижче значення коефіцієнту концентрації  $Cd^{2+}$  було зафіксоване в Соборному районі на житловому районі “Перемога”, що був створений в 70-80 рр. ХХ-го століття частково на намивній території, яка межує з р. Дніпро. Незначне підвищення вмісту  $Cd^{2+}$  до 3-4  $K_c$  мало

Таблиця 4.4.2

Оцінка поелементного забруднення Cd ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район	<u>1,14 (0,48-2,12)</u> 13			
Індустріальний район	<u>1,19 (0,45-2,31)</u> 5			
Новокодацький район	<u>1,77 (0,76-3,31)</u> 12			
Самарський район	<u>1,04 (0,53-1,70)</u> 8			
Соборний район	<u>1,19 (0,25-1,95)</u> 8			
Центральний район	<u>1,57 (1,24-1,73)</u> 3			
Чечелівський район	<u>2,27 (1,51-4,22)</u> 9			
Шевченківський район	<u>1,70 (1,18-2,06)</u> 7			
Лівобережжя	<u>1,12 (0,45-2,31)</u> 26			
Правобережжя	<u>1,74 (0,25-4,22)</u> 39			
м. Дніпро	<u>1,49 (0,25-4,22)</u> 65			

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

прив'язку до південно-західної групи заводів – перевищення природного геохімічного фону в 4,2 рази, промислових підприємств вздовж лівого берегу р. Дніпро, при чому пляма змішалась до вагоноремонтних майстерень станції Нижньодніпровськ вузол.

Оцінювання за значенням ГДК показало повну відсутність забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками Cd відносно вмісту його катіонів після кислотної обробки (табл. 4.4.3), максимальне значення  $K_{нб}$  точково сягало тільки 0,4-0,5 в долях ГДК на території Новокодацького та

Таблиця 4.4.3

Оцінка поелементного забруднення Cd ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньод- ніпровський район	<u>0,15 (0,06-0,28)</u> 13			
Індустріальний район	<u>0,15 (0,06-0,30)</u> 5			
Новокодацький район	<u>0,23 (0,10-0,43)</u> 12			
Самарський район	<u>0,14 (0,07-0,22)</u> 8			
Соборний район	<u>0,17 (0,04-0,25)</u> 8			
Центральний район	<u>0,20 (0,16-0,23)</u> 3			
Чечелівський район	<u>0,30 (0,20-0,55)</u> 9			
Шевченківський район	<u>0,22 (0,15-0,26)</u> 7			
Лівобережжя	<u>0,14 (0,06-0,30)</u> 26			
Правобережжя	<u>0,23 (0,04-0,55)</u> 39			
м. Дніпро	<u>0,20 (0,04-0,55)</u> 65			

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Чечелівського районів, що, в свою чергу, екологічної небезпеки для мешканців міста не становить.

На відміну від вмісту після кислотної обробки, оцінювання вмісту катіонів  $Cd^{2+}$  в ґрунті, що припадають на сполуки здатні до мігрування і вилучаються за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, надавало дещо іншу картину стосовно ступеня екологічної небезпеки, а саме, на більшій половині території міста спостерігалось перевищення значення природного геохімічного фону від 2 до 6 разів, що відповідало помірному забрудненню (табл. 4.4.4). Хоча також слід відмітити, що на 8 ділянках відбору проб відбувались процеси деконцентрації і за вмістом катіонів  $Cd^{2+}$ , здатних до мігрування, в більшій мірі на лівобережжі – Амур-Нижньодніпровський та Самарський райони (територія переважно приватного сектору) та вибірково на правобережній частині в Соборному районі, а це свідчить про, по-перше, спочатку розбавлення ґрунту шляхом його перемішування із нижніми підстилаючими породами та будівельним сміттям, а, по-друге, потім при подальшому інтенсивному агровикористанні, за рахунок внесення різноманітних органічних добрив, про утворення складних органо-мінеральних комплексів з катіонами  $Cd^{2+}$ .

Таблиця 4.4.4

Оцінка поелементного забруднення Cd ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район	<u>0,70 (0,43-0,86)</u> 4	<u>1,15 (1,03-1,24)</u> 4	<u>2,91 (2,07-4,07)</u> 5	
Індустріальний район		<u>1,27 (1,10-1,60)</u> 3	<u>2,55 (2,10-3,00)</u> 2	
Новокодацький район		<u>1,63 (1,26-1,89)</u> 5	<u>3,13 (2,26-5,26)</u> 7	
Самарський район	<u>0,50 (0,16-0,67)</u> 3	<u>1,21 (1,12-1,34)</u> 4	<u>2,12</u> 1	

## Продовження табл. 4.4.4

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Соборний район	<u>0,46</u> 1	<u>1,57 (1,29-1,91)</u> 3	<u>1,34 (2,05-2,74)</u> 4	
Центральний район			<u>2,39 (2,03-2,92)</u> 3	
Чечелівський район			<u>3,30 (2,03-5,36)</u> 9	
Шевченківський район		<u>1,51 (1,10-1,81)</u> 3	<u>2,64 (2,17-3,58)</u> 4	
Лівобережжя	<u>0,67 (0,16-0,86)</u> 7	<u>1,20 (1,03-1,60)</u> 11	<u>2,72 (2,07-4,07)</u> 8	
Правобережжя	<u>0,46</u> 1	<u>1,58 (1,10-1,91)</u> 11	<u>2,91 (2,03-5,36)</u> 27	
м. Дніпро	<u>0,59 (0,16-0,86)</u> 8	<u>1,39 (1,03-1,91)</u> 22	<u>2,87 (2,03-5,36)</u> 35	

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Допустимий вміст катіонів  $Cd^{2+}$  в ґрунті, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 становить 0,7 мг/кг, що в 7 разів перевищує природний геохімічний фон, притаманний для зонального ґрунту – чорнозему звичайного. Саме тому рівень забруднення при нормуванні за ГДК досить сильно зміщується в бік толерантного, а в деяких випадках навіть безпечного, як то на 4 ділянках відбору проб в Амур-Нижньодніпровському, 3 – Самарському та 1 – Соборному районах (табл. 4.4.5). Також, слід зазначити, що перевищення ГДК за вмістом, одержаним при використанні ААБ з рН 4,8, втім як і після кислотної обробки, по  $Cd^{2+}$  на території урбоєкосистеми м. Дніпро не зафіксовано, а це, в свою чергу, пояснюється хоча і тривалим, проте досить незначним техногенним навантаженням локального характеру внаслідок аерогенного забруднення викидами промислових підприємств, котрі осаджуються на поверхню досліджуваних ґрунтів.

Оцінка поелементного забруднення Cd ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньодніпровський район	<u>0,10 (0,06-0,12)</u> 4	<u>0,30 (0,15-0,58)</u> 9		
Індустріальний район		<u>0,26 (0,16-0,43)</u> 5		
Новокодацький район		<u>0,36 (0,18-0,75)</u> 12		
Самарський район	<u>0,07 (0,02-0,10)</u> 3	<u>0,20 (0,16-0,30)</u> 5		
Соборний район	<u>0,07</u> 1	<u>0,29 (0,18-0,39)</u> 7		
Центральний район		<u>0,34 (0,29-0,42)</u> 3		
Чечелівський район		<u>0,47 (0,29-0,77)</u> 9		
Шевченківський район		<u>0,31 (0,16-0,51)</u> 7		
Лівобережжя	<u>0,09 (0,02-0,12)</u> 7	<u>0,26 (0,15-0,58)</u> 19		
Правобережжя	<u>0,07</u> 1	<u>0,36 (0,16-0,77)</u> 38		
м. Дніпро	<u>0,09 (0,02-0,12)</u> 8	<u>0,33 (0,15-0,77)</u> 56		

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Картографування за коефіцієнтом концентрації вмісту катіонів  $Cd^{2+}$  після кислотної обробки в ґрунті на відміну від попередніх проаналізованих елементів Zn, Pb, Cu виявило не ареали забруднення, а, навпаки, ділянки деконцентрації внаслідок розбавлення верхнього шару підстилаючими породами та будівельним сміттям, що також є небажаним явищем для міських ґрунтів, яке позначається на втраті його екологічних властивостей (рис. 4.4.1).

Рис. 4.4.1. Інтенсивність розповсюдження забруднення сполуками Cd ґрунтів м. Дніпро згідно коефіцієнту концентрації ( $K_c$ )

Неперевищення вмістом  $\text{Cd}^{2+}$  після кислотної обробки свого ГДК (3,0 мг/кг) в ґрунті по всій території м. Дніпро, свідчить, що згідно запасів буферної здатності вони можуть сприймати додаткове техногенне навантаження внаслідок подальшого забруднення сполуками цього елемента (табл. 4.4.6). За умов здійснення постійного контролю в межах програми моніторингу та своєчасного проведення за необхідності заходів зі зменшення вмісту катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  в ґрунті, одержаного за допомогою ААБ з рН 4,8, до меж ГДК в умовах прогресуючого техногенного пресінту, приміром методами хімічної детоксикації, можливо досить швидко відновити їх екологічні функції в урбоєкосистемі м. Дніпро.

Таблиця 4.4.6

Усереднення розрахунків значення буферної здатності ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро щодо забруднення сполуками Cd, мг/кг

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Буферна здатність		
	Кількість ділянок з буферною здатністю	Середнє значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
Амур-Нижньодніпровський район	$\frac{13}{13}$	2,56	2,17	2,81
Індустріальний район	$\frac{5}{5}$	2,54	2,10	2,83
Новокодацький район	$\frac{12}{12}$	2,31	1,71	2,70
Самарський район	$\frac{8}{8}$	2,60	2,34	2,79
Соборний район	$\frac{8}{8}$	2,49	2,24	2,87
Центральний район	$\frac{3}{3}$	2,49	2,32	2,52
Чечелівський район	$\frac{9}{9}$	2,12	1,35	2,41
Шевченківський район	$\frac{7}{7}$	1,94	2,21	2,54
Лівобережжя	$\frac{26}{26}$	2,56	2,10	2,83
Правобережжя	$\frac{39}{39}$	2,32	1,35	2,87
м. Дніпро	$\frac{65}{65}$	2,42	0,24	2,87



Не дивлячись на відповідність вмісту катіонів  $Cd^{2+}$ , вилучених за допомогою різних витягів, нормам ГДК і навіть зафіксованим в деяких випадках процесам деконцентрації, на їх розповсюдженні в ґрунтах по території урбоекосистеми м. Дніпро позначався вплив господарської діяльності людини, що відбивалось через розраховану техногенність, яка була зафіксована на 48 ділянках відбору проб і коливалась від низької до середньої (табл. 4.4.7). Нормування  $Cd^{2+}$  на вміст Al, як досить консервативного елементу, у забрудненому поверхневому шарі та у мате-

Таблиця 4.4.7

Усереднення розрахунків значення техногенності Cd в ґрунтах  
урбоекосистеми м. Дніпро, %

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Техногенність, %		
		низька	середня	висока
Амур-Нижньодніпровський район	13	<u>23,16 (0,19-48,66)</u> 6	<u>52,51</u> 1	
Індустріальний район	5	<u>22,81 (6,61-39,00)</u> 2	<u>56,47</u> 1	
Новокодацький район	12	<u>30,27 (10,65-43,15)</u> 7	<u>67,16 (64,54-69,62)</u> 3	
Самарський район	8	<u>26,27 (14,73-40,75)</u> 4		
Соборний район	8	<u>36,83 (20,44-48,52)</u> 5		
Центральний район	3	<u>33,30 (19,13-41,98)</u> 3		
Чечелівський район	9	<u>35,07 (33,52-36,63)</u> 3	<u>59,48 (52,46-60,02)</u> 6	
Шевченківський район	7	<u>34,64 (14,91-45,82)</u> 7	<u>50,60</u> 1	
Лівобережжя	26	<u>(0,19-48,66)</u> 12	<u>(52,51-56,47)</u> 2	
Правобережжя	39	<u>(10,65-48,52)</u> 24	<u>(50,60-69,62)</u> 10	
м. Дніпро	65	<u>(0,19-48,52)</u> 36	<u>(50,60-69,62)</u> 12	

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

ринській породі надало змогу встановити тенденцію до збільшення техногенності. Традиційно на правобережжі вона була вище за значеннями і мала більш ширший ареал розповсюдження, чим на лівобережній частині міста.

Всебічна екологічна оцінка вмісту катіонів елементу першого класу токсичності – Cd, котрі припадають на сполуки з різною здатністю до мігрування, у ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро свідчить про невідповідність результатів оцінювання, за різними витягами, хоча і менш виражену чим у попередніх елементів, так після кислотної обробки – це природна флуктуація за фоном та безпечний рівень за ГДК, а при використанні ААБ з рН 4,8 – слабка і помірна категорія за фоном та переважно толерантний рівень за ГДК. Встановлено, що не дивлячись на значні запаси буферної здатності, на міських ґрунтах все ж таки позначився слід втручання людської діяльності щодо підвищення вмісту катіонів  $Cd^{2+}$ , яке відбивалось через збільшення його техногенності.

#### **4.5 Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів сполуками нікелю**

Нікель сприяє формуванню спіральної структури нуклеїнових кислот, активує аргіназу, трипсин, і ряд пептидаз, що здійснюють вплив на азотмістячі групування, виступає каталізатором окислення лецитину та лінолевої кислоти [31]. Інтоксикація Ni організму людини відбивається через прояви мутагенної, канцерогенної та кардіотоксичної дії, ураження нирок та серцево-судинної системи [3, 44], негативного впливу на функцію зору [38]. На думку Н.А. Черных, М.М. Овчаренко (2002) токсичність цього елементу пов'язана з блокуванням ферментів та взаємодією з нуклеїновими кислотами [29].

В земній корі Ni міститься  $5,8 \cdot 10^{-3} \%$ , що відбивається на кларці цього елементу в ґрунті  $4,0 \cdot 10^{-3} \%$ . В чорноземах звичайних малогумусних важкосуглинкових фонові концентрація вмісту його катіонів після кислотної обробки може сягати 25 мг/кг або 0,3 ГДК, при коефіцієнті варіації 14,8 [7].

Найбільший вміст Ni притаманний для ґрунтів, що утворилися на ультралужних материнських породах. Просліджується тенденція зменшення вмісту Ni, як в самих породах, так і в ґрунтах з підвищенням кислотності [29]. Для осадових порід встановлена наступна закономірність відносно вмісту катіонів  $Ni^{2+}$ , а саме: найбільші його кількості містяться у глинистих відкладах, а найменші – у піщаниках. Головними факторами, котрі впливають на розподілення  $Ni^{2+}$  по ґрунтовому профілю є вміст органічної речовини, глинистих мінералів, оксидів заліза і марганцю, і, звісно ж, кислотність. В нативних умовах у високобуферних ґрунтах  $Ni^{2+}$  відзначається слабкою здатністю до мігрування [18]. Здебільшого він концентрується у мулистій фракції, що збагачена мінералами типу монтморилоніту [21]. З органічною речовиною катіони нікелю здатні утворювати розчинні хелатні сполуки. Вздовж ґрунтового профілю нікель здебільшого мігрує у катіонній формі у вигляді істинних розчинів, хоча також можливе мігрування в колоїдному стані і у вигляді механічних зв'язів.

Збільшення катіонів  $Ni^{2+}$  в ґрунтах пов'язано з викидами сполук цього елемента ТЕС при спалюванні кам'яного вугілля [8]. Річний викид сполук Ni в атмосферне повітря від 11 стаціонарних джерел забруднення довкілля становить 1,521 т, в середньому 0,138 на одне підприємство. На 1 км<sup>2</sup> площі урбоєкосистеми м. Дніпро приходиться 0,004 т цього забруднювача, а на душу населення – 0,0015 кг відповідно (дані Головного управління статистики в Дніпропетровській області).

В ґрунтах м. Дніпро вміст катіонів  $Ni^{2+}$  після кислотної обробки досить низький – 3,2-26,78 мг/кг (Додаток Е., табл. 4.5.1) при урбанізованому фоні 10,93 мг/кг, що знаходиться в межах ГДК, а це свідчить про відсутність деградації і корегує з природним геохімічним фоном зональних ґрунтів – чорноземів звичайних. Нижня межа вмісту катіонів  $Ni^{2+}$  пояснюється процесами деконцентрації при порушенні ґрунту внаслідок будівництва (облаштування фундаментів, прокладання комунікацій, тощо) за рахунок розбавлення його будівельним сміттям та підстилаючими породами за

відсутністю аерогенного надходження з викидами промислових підприємств. Відсутність тісних кореляційних зв'язків між концентраціями  $Ni^{2+}$ , одержаними за допомогою різних витягів, зумовлювалась окрім вище означених процесів, також частковим спрацюванням на окремих ділянках відбору проб механізмів буферності, направлених на депонування його катіонів в слабо розчинні сполуки. Асиметрія мала правосторонній характер, проте відносно вмісту, вилученого за допомогою 1Н НСІ та ААБ з рН 4,8, була незначною (табл. 4.5.1). Гостровершинний характер розподілення був притаманний тільки вмісту після кислотної обробки, в той час як виборки концентрацій катіонів, що припадають на сполуки здатні до мігрування, характеризувались пласковершинним розподіленням з низькою ексцесивністю [25]. Згідно визначених статистичних характеристик, слід заз-

Таблиця 4.5.1

Характеристика вмісту катіонів  $Ni^{2+}$  у ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро

Показник	Вміст катіонів металу, що вилучаються із сполук		
	шляхом кислотної обробки, мг/кг	за допомогою витягу 1 Н НСІ, мг/кг	за допомогою витягу ААБ з рН 4,8, мг/кг
Мінімум	3,20	0,72	0,20
Максимум	26,78	11,05	2,47
Середнє	10,93	5,14	1,08
Медіана	11,19	5,25	1,07
Ексцес	2,0468	-0,34	-0,27
Асиметрія	0,8662	0,23	0,26
Дисперсія	18,64	5,52	0,24
Стандартне відхилення	4,35	2,37	0,49
Розмах	23,58	10,33	2,27

начити, що процеси деконцентрації практично повністю нівелюють забруднення сполуками Ni ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом його катіонів після кислотної обробки.

Одержані рівняння регресії між вмістом катіонів Ni<sup>2+</sup> вилучених з ґрунту за допомогою різних витягів, визначались невисокою достовірністю апроксимації, особливо між концентраціями, визначеними після кислотної обробки та у витягу ААБ з рН 4,8 (формули 4.5.1-4.5.3).

$$C_{п.-р.ф.Ni} = 0,3632C_{в.Ni}^{1,0889}, R^2 = 0,637 \quad (4.5.1)$$

$$C_{р.ф.Ni} = 0,1334C_{в.Ni}^{0,8495}, R^2 = 0,406 \quad (4.5.2)$$

$$C_{р.ф.Ni} = 0,2857C_{п.-р.ф.Ni}^{0,7993}, R^2 = 0,668 \quad (4.5.3)$$

де  $C_{в}$  – вміст катіонів металу після кислотної обробки (валовий вміст);

$C_{п.-р.ф.}$  – вміст катіонів металу у витязі 1Н НСІ (потенційно-рухомі форми);

$C_{р.ф.}$  – вміст катіонів металу витязі ААБ з рН 4,8 (рухомі форми).

Вміст катіонів Ni<sup>2+</sup> після кислотної обробки відповідав природній флуктуації, перевищення природного геохімічного фону було незначним (табл. 4.5.2), максимальне значення в 2,33 рази зафіксовано в Чечелівському районі міста, в зоні впливу південно-західної групи заводів. На відміну від інших досліджуваних металів, відносно Ni, на 35 ділянках відбору проб зафіксовані процеси деконцентрації за цим елементом внаслідок руйнування ґрунтового профілю й розбавлення його родючого шару антропогенними включеннями різного походження. Переважання на більшості території деконцентрації із зменшенням вмісту Ni<sup>2+</sup> до 4 разів порівняно з фоновою концентрацією, котра притаманна зональному ґрунту – чорнозему звичайному в нативних умовах, також як і забруднення є небажаним явищем, адже недостатній рівень мінерального живлення буде позначатися на збідненості рослинності урбоєкосистеми. Процеси деконцентрації були зафіксовані у всіх районах міста, проте в більшій мірі на лівобережжі, чим на

правобережній частині, де ареали збільшення вмісту катіонів  $Ni^{2+}$  після кислотної обробки мали прив'язку до промислових зон (Чечелівський та Шевченківський райони).

Таблиця 4.5.2

Оцінка поелементного забруднення  $Ni$  ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район	<u>0,76 (0,32-1,32)</u> 13			
Індустріальний район	<u>0,81 (0,47-1,20)</u> 5			
Новокодацький район	<u>0,97 (0,43-1,43)</u> 12			
Самарський район	<u>0,76 (0,28-1,18)</u> 8			
Соборний район	<u>1,00 (0,42-1,44)</u> 8			
Центральний район	<u>1,09 (0,98-1,24)</u> 3			
Чечелівський район	<u>1,24 (0,61-2,33)</u> 9			
Шевченківський район	<u>1,11 (0,56-2,00)</u> 7			
Лівобережжя	<u>0,77 (0,28-1,32)</u> 26			
Правобережжя	<u>1,07 (0,42-2,33)</u> 39			
м. Дніпро	<u>0,95 (0,28-2,33)</u> 65			

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Значення ГДК для вмісту  $Ni^{2+}$  в ґрунті після кислотної обробки сягає 85 мг/кг, що при вмісті в досліджуваних ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро в межах 3,20-26,78 при середньому значенні – 10,93 мг/кг свідчить про

безпечну екологічну ситуацію (табл. 4.5.3). Фактів забруднення при оцінюванні вмісту катіонів  $\text{Ni}^{2+}$  в ґрунтах м. Дніпро за цим досліджуваним витягом, як відносно значень природного геохімічного фону, так і відносно ГДК не встановлено.

Таблиця 4.5.3

Оцінка поелементного забруднення  $\text{Ni}$  ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених після кислотної обробки ґрунту відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньод- ніпровський район	<u>0,10 (0,07-0,18)</u> 13			
Індустріальний район	<u>0,11 (0,06-0,16)</u> 5			
Новокодацький район	<u>0,13 (0,06-0,19)</u> 12			
Самарський район	<u>0,10 (0,04-0,16)</u> 8			
Соборний район	<u>0,14 (0,06-0,19)</u> 8			
Центральний район	<u>0,15 (0,13-0,17)</u> 3			
Чечелівський район	<u>0,17 (0,08-0,32)</u> 9			
Шевченківський район	<u>0,15 (0,08-0,27)</u> 7			
Лівобережжя	<u>0,10 (0,04-0,18)</u> 26			
Правобережжя	<u>0,15 (0,06-0,32)</u> 39			
м. Дніпро	<u>0,13 (0,04-0,32)</u> 65			

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

На відміну від вмісту після кислотної обробки, вміст  $\text{Ni}^{2+}$ , вилучений за допомогою ААБ з рН 4,8, в міських ґрунтах досить високий. Фонова концентрація в зональному ґрунті – чорноземі звичайному становить 0,20

мг/кг. Оцінювання за вмістом катіонів, що відносяться до сполук з високою міграційною здатністю, надає зовсім іншу характеристику забруднення  $Ni^{2+}$ , а саме, спостерігається переважання помірному – 32 та сильного забруднення – 28 ділянок відбору проб відповідно над слабким за умов повної відсутності наявності природної флуктуації на території міста (табл. 4.5.4). Деградація антропогенно перетворених ґрунтів відбивається через порушення співвідношення між валовим вмістом катіонів нікелю, одержаним за допомогою різних витягів, що позначається через значне підвищення їх міграційної здатності внаслідок втрати буферних властивостей, яке є особливо показовим на території Амур-Нижньодніпровського району, переважна частина котрого представлена приватним сектором, віддаленим від зон впливу промислових підприємств міста. В умовах функціонування урбоєкосистеми при нормуванні вмісту катіонів  $Ni^{2+}$  в ґрунтах спостерігається неоднозначна ситуація, як то відсутність забруднення і навіть процесів деконцентрації за вмістом після кислотної обробки, і, навпаки, помірному і сильного забруднення за вмістом, вилученим ААБ з рН 4,8 відносно природного геохімічного фону.

Таблиця 4.5.4

Оцінка поелементного забруднення Ni ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно природного геохімічного фону

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район			<u>3,58 (2,30-5,20)</u> 9	<u>8,08 (6,25-10,05)</u> 4
Індустріальний район			<u>3,59 (2,55-4,65)</u> 4	<u>8,75</u> 1
Новокодацький район		<u>1,90</u> 1	<u>4,75 (4,15-5,60)</u> 3	<u>8,42 (6,55-12,35)</u> 8
Самарський район		<u>1,05 (1,00-1,10)</u> 3	<u>3,47 (2,25-4,30)</u> 5	
Соборний район		<u>1,25</u> 1	<u>4,50 (2,60-5,80)</u> 5	<u>6,18 (6,10-6,25)</u> 2



Продовження табл. 4.5.4

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту			
	природна флуктуація	слабка	помірна	сильна
Центральний район			<u>4,80 (4,25-5,36)</u> 3	
Чечелівський район				<u>7,41 (6,45-9,35)</u> 9
Шевченківський район			<u>4,52 (3,90-5,40)</u> 3	<u>7,23 (6,30-8,20)</u> 4
Лівобережжя		<u>1,05 (1,00-1,10)</u> 3	<u>3,55 (2,25-5,20)</u> 18	<u>8,21 (6,25-8,75)</u> 5
Правобережжя		<u>1,58 (1,25-1,90)</u> 2	<u>4,62 (2,60-5,80)</u> 14	<u>7,62 (6,10-9,35)</u> 23
м. Дніпро		<u>1,26 (1,00-1,90)</u> 5	<u>4,02 (-)</u> 32	<u>7,73 (6,10-9,35)</u> 28

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Високє значення ГДК для катіонів  $Ni^{2+}$ , що вилучають у витягу ААБ з рН 4,8 – 4,0 мг/кг відносно природного геохімічного фону надало можливість класифікувати рівень забруднення як толерантний за В.Б. Ільїним (1995) [16], адже ні на одній ділянці не було зафіксовано перевищення ГДК відносно їх вмісту (табл. 4.5.5). Слід зазначити, що значення ГДК для катіонів  $Ni^{2+}$  (витяг ААБ, рН 4,8) у 20 разів більше за його фонову концентрацію у зональному ґрунті – чорноземі звичайному, що знаходиться у нативних умовах. Визначення рівня забруднення тільки за вмістом після кислотної обробки, як відносно фоновї концентрації, так і відносно ГДК не надає змогу здійснити всебічну екологічну оцінку ситуації, яка склалася в порушених ґрунтах урбоекосистем, що особливо показовим є на прикладі Ni – елементу низького рівня забезпечення ґрунту, тільки додаткове залучення до системи оцінювання вмісту катіонів нікелю у витягу ААБ з рН 4,8 (вміст, що припадає на небезпечні сполуки з високою міграційною здатністю) свідчить про реальну небезпеку забруднення внаслідок здатності їх до міграції в урбоекосистемі.

Оцінка поелементного забруднення Ni ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за вмістом катіонів, вилучених за допомогою ААБ з рН 4,8 відносно ГДК

Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту			
	безпечний	толерантний	помірно небезпечний	небезпечний
Амур-Нижньодніпровський район		<u>0,25 (0,12-0,50)</u> 13		
Індустріальний район		<u>0,23 (0,13-0,44)</u> 5		
Новокодацький район		<u>0,35 (0,10-0,62)</u> 12		
Самарський район		<u>0,13 (0,05-0,22)</u> 8		
Соборний район		<u>0,23 (0,06-0,31)</u> 8		
Центральний район		<u>0,24 (0,21-0,27)</u> 3		
Чечелівський район		<u>0,37 (0,32-0,47)</u> 9		
Шевченківський район		<u>0,30 (0,20-0,41)</u> 7		
Лівобережжя		<u>0,21 (0,05-0,50)</u> 26		
Правобережжя		<u>0,31 (0,06-0,62)</u> 39		
м. Дніпро		<u>0,27 (0,05-0,62)</u> 65		

Примітка: чисельник – середнє значення та в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Представлення коефіцієнту концентрації Ni у картографічному вигляді надало змогу виявити ділянки деконцентрації, які переважно були зосереджені на периферії лівого берегу, частково у спальних районах висотної забудови та приватного сектору правобережжя (рис. 4.5.1).

Вміст катіонів Ni<sup>2+</sup> в ґрунтах досліджуваної території, значно менший за значення ГДК, свідчить про домінування процесів деконцентрації над забрудненням цим металом, отже можливість сприймати додаткове техногенне навантаження внаслідок аерогенного забруднення (табл. 4.5.6), проте при визначенні конкретних значень слід зважати на наявність захисних

Рис. 4.5.1. Інтенсивність розповсюдження забруднення сполуками Ni ґрунтів м. Дніпро згідно коефіцієнту концентрації ( $K_c$ )

механізмів, як то вміст гумусу, карбонатів, фосфатів, рівень рН, тощо. Відсутність захисних механізмів в антропогенно перетворених ґрунтах, навіть при невеликому навантаженні, може спровокувати підвищення їх міграційної здатності, отже інтенсивне включення катіонів  $Ni^{2+}$  до трофічних ланцюгів урбоєкосистеми. Тому при визначенні запасів буферності, як різницю між ГДК і реальною концентрацією вмісту металу після кислотної обробки, слід зважати на наявність захисних механізмів в ґрунті конкретної досліджуваної ділянки.

Таблиця 4.5.6

Усереднення розрахунків значення буферної здатності ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро щодо забруднення сполуками Ni, мг/кг

Адміністративна одиниця	Загальна кількість ділянок	Буферна здатність		
	Кількість ділянок з буферною здатністю	Середнє значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
Амур-Нижньодніпровський район	$\frac{13}{13}$	76,30	69,78	81,32
Індустріальний район	$\frac{5}{5}$	75,71	71,24	79,63
Новокодацький район	$\frac{12}{12}$	73,89	68,57	80,07
Самарський район	$\frac{8}{8}$	76,30	74,44	81,80
Соборний район	$\frac{8}{8}$	73,46	68,43	80,12
Центральний район	$\frac{3}{3}$	73,47	70,69	73,77
Чечелівський район	$\frac{9}{9}$	70,74	58,22	78,95
Шевченківський район	$\frac{7}{7}$	72,21	61,99	78,59
Лівобережжя	$\frac{26}{26}$	76,19	69,78	81,80
Правобережжя	$\frac{39}{39}$	72,67	58,22	80,12
м. Дніпро	$\frac{65}{65}$	74,07	58,22	81,80

За умов вмісту  $\text{Ni}^{2+}$  після кислотної обробки в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро на рівні природної флуктуації зонального ґрунту – чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового техногенність була відсутня.

Проведена всебічна екологічна оцінка вмісту катіонів  $\text{Ni}^{2+}$  в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро свідчить про значне підвищення їх кількості, яка припадає на сполуки здатні до мігрування, на фоні деконцентрації за вмістом після кислотної обробки, що відбивається при оцінюванні у витягу ААБ з рН 4,9 через помірну і сильну категорію забруднення відносно природного геохімічного фону та толерантний рівень – порівняно до ГДК, після кислотної обробки на рівні природної флуктуації. Встановлено, що навіть за умов деконцентрації  $\text{Ni}^{2+}$ , антропогенно трансформовані міські ґрунти не здатні депонувати катіони цього металу-забруднювача внаслідок часткової втрати захисних механізмів буферної здатності.

#### **4.6 Висновки по розділу**

1. Виявлено, що на вміст та поведінку небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро впливають два прямо протилежні процеси, по-перше, накопичення внаслідок аерогенного забруднення викидами промислових підприємств та, по-друге, деконцентрація через порушення ґрунтового профілю, а саме, розбавлення його верхнього родючого шару будівельним сміттям та підстилаючими породами при проведенні будівельних робіт.

2. Встановлено, що для ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро згідно досліджуваних металів за Cu, Zn, Pb простежувалися процеси забруднення, а на вмісті Cd і Ni позначались процеси деконцентрації.

3. Методами математичної статистики встановлено тісний кореляційний зв'язок між підвищенням вмісту катіонів металів одержаних за допомогою витягів 1Н HCl та ААБ з рН 4,8 зі збільшенням їх вмісту після кислотної обробки в ґрунті через руйнування захисних буферних механізмів.

4. Встановлено, що коефіцієнти концентрації та безпеки, визначені за валовим вмістом катіонів металів (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) у ґрунті, на відміну від визначених за вмістом здатних до мігрування їх сполук, мають значення на 2 порядки нижче, що запропоновано враховувати в системі моніторингу ґрунтів урбоекосистем для запобігання помилкових управлінських рішень у природно-охоронній діяльності техногенно навантажених територій.

5. Доведено антропогенний характер накопичення  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  та  $\text{Pb}^{2+}$  в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро шляхом визначення їх техногенності, як наявного вмісту по відношенню до вмісту в материнській породі порівняно до стабільного хімічного елементу Al, здебільшого середньої та високої за цими елементами по всій території міста.

6. Розкрито взаємозв'язок між кількісним значенням буферної здатності ґрунту до забруднення небезпечними сполуками металів (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) та їх валовим вмістом. Запропоновано відповідну формулу для кількісного визначення буферної здатності ґрунту до забруднення небезпечними сполуками металів з урахуванням їх міграційної здатності, як різницю між ГДК та валовим вмістом катіонів металу, на відміну від бальної оцінки, запропонованої В.Б.Ільїним.

7. Основні результати даного розділу опубліковано в працях [32-42].

#### Список використаних джерел по розділу 4

1. Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов / Можайский Ю. А., Тобратов С. А., Дубенок Н. Н., Погожин Ю. П. Смоленск : Маджента, 2003. 384 с.
2. Алексеенко В. А. Экологическая геохимия. Москва : Логос, 2000. 627 с.
3. Антошина Л. И., Павловская Н. А., Устюшина Б. В., Крючкова Е. Н. Изменения биохимических, цитохимических, иммуно-логических показателей при действии низких уровней никеля на организм человека. *Медицина труда и промышленная экология*. 2001. № 4. С. 36-38.

4. Балюк С. А., Фатеев А. И., Мірошніченко М. М. Грунтово-геохімічне обстеження урбанізованих територій. Харків : ННЦ “ІА ім. О.Н. Соколовського” УААН, 2004. 54 с.
5. Бингам Ф. Т., Коста М., Эйхенбергер Э. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов. Москва : Мир, 1993. 368 с.
6. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов. Москва : Изд-во АН СССР. 1957. 276 с.
7. Водяницкий Ю. Н., Савичев А. Т., Рогова О. Б. Содержание сверхтяжелых металлов (Ва, La, Се) в почвах Череповецкой техногеохимической аномалии. *Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева*. 2010. № 65. С. 58-63.
8. Водяницкий Ю. Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. Москва : ГНУ Почвенный институт им. В. В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. 96 с.
9. Глебова И. В., Стифеев А. И. Основные сорбционные параметры распределения ионов свинца в почвах Курской области. *Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии*. 2012. №. 4 С. 34-37.
10. ГОСТ 17.4.3.01-83 Охрана природы. Почва. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. Введ. 01.01.85. Москва : Изд-во стандартов, 1984. 4 с.
11. Грушко Я. М. Вредные неорганические соединения в промышленных выбросах в атмосферу. Ленинград : Химия, 1987. 160 с.
12. Добровольский В. В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1999. № 5. С. 639-645.
13. Зырин Н. Г., Садовникова Л. К. Химия тяжелых металлов в почвах. Москва : Издательство Московского университета, 1985. 208 с.
14. Ивлев А. М. Биогеохимия. Москва: Высшая школа, 1986. 125 с.

15. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам. *Агрoхимия*. 1995. № 10. С. 109-113.
16. Ильин В. Б. Система показателей для оценки загрязненности почв тяжелыми металлами. *Агрoхимия*. 1995. № 1. С. 94-99.
17. Крамарьов С. М., Деркачов Е. А., Шевченко О. А., Колодочка О. М., Крамарьова Ю. С., Яковишина Т. Ф. Екологічні та гігієнічні проблеми забруднення рухомими формами важких металів ґрунту промислових агломерацій Придніпров'я. *Довкілля і здоров'я*. № 4. 2004. С. 24–27.
18. Лукин С. В. Мониторинг содержания никеля в почвах. *Достижения науки и техники АПК*. 2011. № 3. С. 14-16.
19. Макаренко Н. А., Паращенко І. В. Рухомість свинцю у різних типах ґрунтів України під впливом природних та антропогенних чинників. *Агроєкологічний журнал*. 2007. № 3. С. 34 - 39.
20. Мотузова Г. В. Природа буферности почв к внешним химическим воздействиям. *Почвоведение*. 1994. № 4. С. 46-52.
21. Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. Москва : Астрей-2000, 1999. 768 с.
22. Роцин А. В. Проблема металлов в гигиене труда. *Гигиена труда и профессиональные заболевания*. 1977. № 11. С. 28-35.
23. Снакин В. В. Химическое загрязнение почв и возможность его нормирования. *Теоретические основы охраны почв*. Москва : Институт охраны природы, 1992. С. 17-21.
24. Справочник химика / под ред. Б.П. Никольского. Москва : Химия, 1968. Т. 2. 1168 с.
25. Тарасова В. В. Екологічна статистика : підручник. Київ : Центр учбової літератури, 2008. 392 с.
26. Трускавецький Р. С. Буферна здатність ґрунтів та їх основні функції. Харків : Нове слово, 2003. 225 с.
27. Фатєєв А. І., Пащенко Я. В. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах. Харків : КП "Друкарня № 13", 2003. 117 с.



- 28.Черкасова О. А., Иванова В. С. Промышленные предприятия областного города как источник загрязнения почв тяжелыми металлами. *Вестник Витебского государственного медицинского университета*. 2011. №. 1, Том. 10. С. 122-131.
- 29.Черных Н. А., Овчаренко М. М. Тяжелые металлы и радионуклиды в биогеоценозах. Москва : Агроконсалт, 2002. 200 с.
- 30.Черных Н. А., Прасанна Д. Формы и трансформация соединений свинца и кадмия в разных типах почв. *Вестник Российского университета дружбы народов*. 2000. № 4. С. 82-88.
- 31.Школьник М. Я. Микроэлементы в жизни растений. Ленинград : Наука, 1974. 324 с.
- 32.Яковишина Т., Дрогальцева Л. Екологічна оцінка накопичення Си в ґрунтах урбоекосистем м. Дніпро. *Аграрна освіта та наука Поділля : Збірник наукових праць Міжнародної науково-практичної конференції, 14-16 березня 2017 р. – Кам'янець-Подільський, 2017. – Ч. 1. – С. 212-214.*
- 33.Яковишина Т., Матягіна О. Забруднення Рb ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро. *Національне виробництво й економіка в умовах реформування: стан і перспективи інноваційного розвитку та міжрегіональної інтеграції : Збірник наукових праць II Міжнародної науково-практичної конференції, 28 жовтня 2016 р. Кам'янець-Подільський, 2016. С. 113-114.*
- 34.Яковишина Т., Абдуліна Л., Богрєєва А. Техногенність Си в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства : Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, 27-28 квітня 2017 р. Тернопіль, 2017. С. 138-140.*
- 35.Яковишина Т. Ф. Вміст Ni в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро. *VI-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю : Збірник наукових праць, 20-22 вересня 2017 р. Вінниця, 2017. С. 223.*

- 36.Яковишина Т. Ф. Екологічне нормування поелементного забруднення ґрунту урбоекосистеми важкими металами за фоновою концентрацією. *Вісник Криворізького національного університету*. 2017. Вип. 44. С. 19-24.
- 37.Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.
- 38.Яковишина Т. Ф. Застосування методів математичної статистики для характеристики поелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми важкими металами. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2017. №. 3. С. 79-85.
- 39.Яковишина Т. Ф. Комплексна оцінка поелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоекосистем з урахуванням норм екобезпеки. *East european science journal*. 2017. №. 11 (27). Р. 96-103.
- 40.Яковишина Т. Ф. Нормування поелементного та поліелементного забруднення за допомогою ГДК. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2016. Вип. 87. С. 152-158.
- 41.Яковишина Т. Ф. Характеристика ступеня екологічної небезпеки забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро свинцем. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Матеріали VII Міжнародної наукової конференції, 12-14 жовтня 2017 р. Суми, 2017. С. 241-245.
- 42.Яковишина Т. Ф. Бородин Е. Г. Эколого-биологическая оценка техногенной миграции свинца. *Найновите постижения на европейката наука – 2014* : Матеріали за X Международна научна практична конференция, 17-25 юни 2014 г. София (България), 2014. Т. 18. Биология. Екология. Здание и архитектура. С. 66-68.
43. Baron S., Carignan J., Ploquin A. Dispersion of heavy metals (metalloids) in soils from 800-year-old pollution (Mont-Lozere, France). *Environmental science and technology*. 2006. V. 40. P. 5319-5326.

44. Denkhaus E., Salnikow K. Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical reviews in oncology and hematology*. 2002. Vol.42 (1). P. 5-56.

## **РОЗДІЛ 5**

### **ОЦІНЮВАННЯ ПОЛІЕЛЕМЕНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБОЕКОСИСТЕМИ м. ДНІПРО ВНАСЛІДОК МІГРУВАННЯ СПОЛУК МЕТАЛІВ**

Умови функціонування урбоєкосистем передбачають формування техногенних аномалій поліелементного характеру, а це, в свою чергу, потребує розробки методології об'єктивної оцінки їх накопичення та контролю за мігруванням з метою встановлення рівня екологічної небезпеки та розробки і своєчасного впровадження технологій з відновлення забруднених ґрунтів, що є пріоритетним завданням моніторингу. Визначення антропогенного пресингу на міські ґрунти здійснюється шляхом оцінювання поліелементного забруднення спричиненого внаслідок мігрування сполук металів, що надає можливість констатувати не тільки сам факт забруднення, але й межі можливого навантаження, з урахуванням регіонального фону або санітарно-гігієнічного нормативу – ГДК. Наслідки втручання будівельної діяльності відбиваються через коефіцієнт дисбалансу, що на відміну від інших показників, враховує також порушення, які відбуваються при нестачі хімічних елементів. Слід зазначити, що проведення оцінювання поліелементного забруднення сполуками металів деградованих міських ґрунтів досить складна задача внаслідок відсутності єдиної методології нормування, що позначається на труднощах надання об'єктивної інформації щодо екологічної безпеки стану урбоєкосистем, і перш за все її базової складової – ґрунту. Крім того для розробки технологій щодо відновлення екологічних функцій ґрунтів виникає необхідність встановлення фітотоксичності, спричиненої внаслідок мігрування сполук металів.

#### **5.1 Сумарний показник забруднення ґрунту сполуками металів**

На думку А.А. Околелової та Т.М. Мінкіної об'єктивність оцінки екологічної небезпеки техногенного навантаження сполук металів на ґрунт забезпечується шляхом врахування їх накопичення відносно даного типу

непорушених ґрунтів, котрі не зазнали деградації в наслідок урботехногенезу [20, 21]. Ступень поліелементного забруднення ґрунту металами надає інформацію щодо сумарного перевищення геохімічного фону – вмісту досліджуваних елементів, що наслідуює їх концентрацію у материнській породі, в нашому випадку – в лесі, і зумовлюється природними процесами ґрунтоутворення, отже є точкою відліку реального техногенного навантаження в результаті розбудови і функціонування урбоєкосистем. Відомо, що в нативних умовах на концентрацію хімічних елементів в ґрунті впливають геохімічні особливості покривних відкладень, різноманіття корінних порід, вміст органічної речовини, рН ґрунтового середовища, гідрологічний режим та ступень промочування ґрунтового профілю, наявність високодисперсних мінералів [8, 29].

В теперішній час, на жаль, не існує, по-перше, єдиного підходу щодо тотожності понять природний геохімічний фон і фонова концентрація та, по-друге, чіткого визначення останньої. Згідно загальноприйнятого визначення [27] під фоновим вмістом хімічного елементу розуміють такий вміст, порівняння з яким дозволяє встановити його збільшення в початково аналогічних ґрунтах в результаті впливу антропогенної діяльності. Природний геохімічний фон металів визначають за середньою концентрацією їх катіонів в зональних ґрунтах, котрі знаходяться в нативних умовах на територіях, що не зазнали антропогенного навантаження. Отже виникають питання відносно впливу фактору часу, а також прийнятого рівня деталізації класифікації ґрунтів (тип, підтип, рід, вид, різновидність, розряд) та ступеня усереднення одержаних або існуючих даних. За даними Г.В. Мотузової та О.С. Безуглової (2007) [19] фоновий вміст (фонову концентрацію) характеризують багатьма способами, а саме:

- як вміст хімічних елементів у датованих захоронених ґрунтах, проаналізований в теперішній час, що є трохи не коректно, адже важко врахувати зміну умов, котрі відбулися за встановлений період;

- як вміст хімічних елементів у музейних ґрунтових зразках з відомими датами їх відбору і аналізу, однак зразу ж постає питання відповідності різних методів визначення катіонів металів в ґрунті в минулому та в теперішній час;
- на основі узагальнених літературних даних з урахуванням методів аналізу;
- за складом глибоких ґрунтових горизонтів, котрий враховує вірогідність біогенного і техногенного накопичення, проте добре відомо, що, зазвичай, вміст катіонів металів зменшується по глибині ґрунтового профілю;
- найбільш доцільним буде за фонове значення обирати вміст катіонів металів в зональному ґрунті, який є об'єктом фонового моніторингу і знаходиться поза зоною інтенсивного антропогенного впливу.

Регіонально-фоновий вміст визначали в геохімічних ландшафтах – аналогічних досліджуваним, котрі не зазнали втручання господарської діяльності людини, отже вплив техногенезу було повністю виключено. У чорноземі звичайному малогумусному важкосуглинковому на лесі, природний геохімічний фон становить для Zn – 39,60, Pb – 22,40, Cu – 13,35, Ni – 11,5, Cd – 0,39 мг/кг, еталон з Єрастівської дослідної станції Інституту сільського господарства степової зони Національної академії аграрних наук України.

Ступень поліелементного забруднення у вигляді представленому Ю.В. Састом (1990) не враховує умови, в яких знаходиться досліджуваний ґрунт, що, в свою чергу, впливають на мігрування сполук металів та його буферну здатність [17]. Слід зазначити, що розбудова і функціонування урбоєкосистеми здійснює руйнівний вплив на ґрунт (Розділ 3), особливо на його буферні властивості щодо зовнішніх захисних механізмів, спрямованих на усунення токсичності металів для міської рослинності шляхом їх переведення в недоступні для кореневої системи сполуки. Тому визначені значення  $Z_c$  були уточнені за рекомендаціями А.В. Мороза (2001), а саме:

було враховано функціональне призначення ( $B_{ан}$ ) – землі промисловості, транспорту, міст – 1,5, а також експертний критерій, що дорівнював одиниці (еталонний), зі знаком “+” за умов поширення забруднення на досліджувану ділянку, отже кожне значення  $Z_c$  в умовах порушення гомеостазу урбоекосистеми збільшувалось на 2,5 умовні одиниці [18].

Ще одним недоліком використання  $Z_c$  є те, що він не враховує ступень токсичності кожного металу, який входить до геохімічної аномалії техногенного характеру [16], так приміром в нашому випадку забруднення Cd – елементом першого класу небезпеки призводить до незворотніх змін в будь-якій екосистемі, в той час як відносно Pb – вважається, що екосистема здатна відновитися самостійно через 30 років, а вже по відношенню до Cu і Zn цей термін скорочено у три рази [23]. Рядом авторів [26] був запропонований покращений показник екологічного стану земель для інтегральної оцінки поліелементного забруднення ґрунтів з урахуванням перевищення значень фонових концентрацій металів, а також їх токсичності, основою якого слугувала шкала бонітету, проте відразу виникає правомірне питання нормування даного показника, доцільність застосування старої шкали ступеня забруднення ґрунту Ю.В. Саєта (1998) і прив’язка його до рівня здоров’я населення, як це існує у  $Z_c$ . Тому в процесі проведення екологічної оцінки забруднення міського ґрунту комплексом сполук металів відносно їх природно геохімічного фону було прийнято рішення зосередити увагу виключно на самому ґрунті без урахування можливого сумісного токсичного впливу забруднювачів на останню ланку трофічного ланцюга екосистеми – людину, адже трофічні ланцюги урбоекосистеми та агроценозу дещо відрізняються.

Просторове розподілення сумарного показника забруднення ґрунту дозволило виділити так звані hot spots по території міста (рис. 5.1.1). Поліелементне забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро мало дещо строкатий характер і коливалось в досить широких межах від дуже слабкого до сильного за  $Z_c$ . Дуже слабкий та слабкий рівень забруднення були прита-

Рис. 5.1.1. Інтенсивність поліелементного забруднення ґрунтів м. Дніпро  
сполуками металів згідно  $Z_c$



манні переважно рекреаційним зонам та приватному сектору периферійних районів міста, таких як Дійовка 1 і Дійовка 2, Ігринь та деяким ділянкам Амур-Нижньодніпровському району (Додаток Ж.). Стосовно висотної забудови спостерігалась наступна тенденція, а саме, з віддаленням її від промислових зон та автомагістралей з інтенсивним рухом сумарний показник забруднення знижувався від помірного до слабкого. Найвищий рівень поліелементного забруднення мав локальний характер, так його ареали було зафіксовано в зонах впливу південно-західної групи заводів; ПАО “Дніпропетровський металургійний завод ім. Комінтерна” та ПАО “Дніпропетровський завод прокатних валків” вздовж лівого берега р. Дніпро; ООО “Дніпропетровський завод Продмаш”, що підсилювалося дією автотранспорту по пр. Олександра Поля. Лівобережжя м. Дніпро в меншій мірі було забруднено, ніж правобережжя. Розрахунок поліелементного забруднення ґрунту за інтегральним показником  $Z_c$  по Cu, Zn, Pb, Cd та Ni надав можливість порівняти вміст їх катіонів після кислотної обробки відносно природного геохімічного фону та встановити ступень небезпеки, адже нормування значень даного показника варіює в досить широких межах. За розподіленням  $Z_c$  відносно категорій градації Ю.В. Саєта (1998) ступень забруднення можна класифікувати від дуже слабкого – 27, слабкого – 17, помірного – 17, до сильного – 4 ділянки відбору проб відповідно в цілому по місту (табл. 5.1.1). Зони hot spots зафіксовано в Амур-Нижньодніпровському на перехресті вул. Пожежної та вул. Халтуріна,

Таблиця 5.1.1

Поліелементне забруднення ґрунтів  
урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів за  $Z_c$

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту за $Z_c$			
	дуже слабка	слабка	помірна	сильна
Амур-Нижньодніпровський район	<u>3,84 (1,69-7,28)</u> 7	<u>11,30 (8,96-13,13)</u> 3	<u>22,44 (17,75-27,13)</u> 2	<u>45,99</u> 1

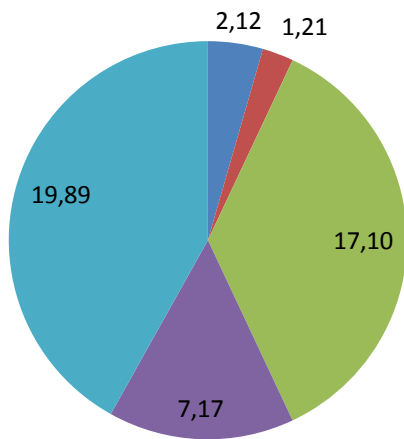
Продовження табл. 5.1.1

Адміністративна одиниця	Категорія забруднення ґрунту за $Z_c$			
	дуже слабка	слабка	помірна	сильна
Індустріальний район	<u>3,51 (2,77-4,25)</u> 2	<u>10,46</u> 1	<u>22,86 (19,94-25,77)</u> 2	
Новокодацький район	<u>6,56 (5,64-7,91)</u> 6	<u>8,88</u> 1	<u>21,86 (18,03-30,82)</u> 4	<u>43,54</u> 1
Самарський район	<u>4,11 (2,22-5,74)</u> 5	<u>10,21 (9,34-11,07)</u> 2	<u>21,55</u> 1	
Соборний район	<u>4,08 (0,56-6,42)</u> 4	<u>13,68 (13,02-14,76)</u> 3	<u>16,60</u> 1	
Центральний район		<u>11,85 (8,04-15,65)</u> 2		<u>33,53</u> 1
Чечелівський район	<u>6,44</u> 1	<u>11,69 (8,66-14,39)</u> 4	<u>26,93 (23,31-31,15)</u> 3	<u>35,91</u> 1
Шевченківсь- кий район	<u>6,02 (4,64-7,40)</u> 2	<u>12,39</u> 1	<u>22,54 (18,92-27,09)</u> 4	
Лівобережжя	<u>3,89 (1,69-7,28)</u> 14	<u>10,80 (8,96-13,13)</u> 6	<u>22,43 (17,75-27,13)</u> 5	<u>45,99</u> 1
Правобережжя	<u>5,71 (0,56-7,91)</u> 13	<u>12,07 (8,04-15,65)</u> 11	<u>22,92 (16,60-31,15)</u> 12	<u>37,66 (33,53-43,54)</u> 3
м. Дніпро	<u>4,76 (0,56-9,91)</u> 27	<u>11,62 (8,04-15,65)</u> 17	<u>22,77 (16,60-31,15)</u> 17	<u>39,74 (33,53-45,99)</u> 4

Примітка: чисельник – середнє значення  $Z_c$  та в дужках межі його коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

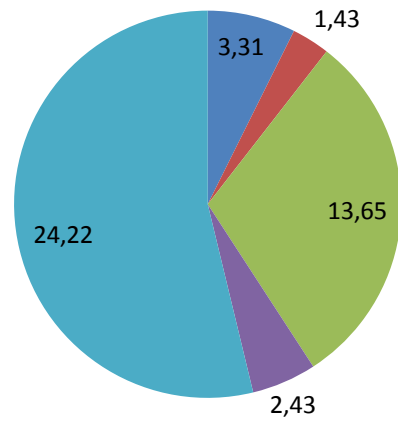
Новокодацькому – тупик пер. Педюменський, 18 і 10/1, Центральному – на перехресті вул. Юрія Савченка і вул. Ульянова та Чечелівському районах – на перехресті вул. Августовська і вул. Новікова-Прибоє.

Аналіз внеску кожного досліджуваного металу на ділянках з сильним ступенем забруднення представлено на рис. 5.1.2. Найбільший внесок в поліелементне забруднення ґрунтів зон hot spots по місту Дніпро здійснювали Zn, Pb та Cu, значне варіювання коефіцієнтів концентрації їх катіонів після кислотної обробки ґрунту, на основі яких розраховується  $Z_c$  свідчило про направленість діяльності промислових підприємств-забруднювачів навколо яких утворилися зазначені ареали, за виключенням, якоюсь мірою, Pb, на підвищення вмісту катіонів якого в ґрунті здійснювали вплив викиди тетраетилсвинцю від автотранспорту, внаслідок розгалуженої системи автошляхів в центральній частині міста. В Україні ще й досі не



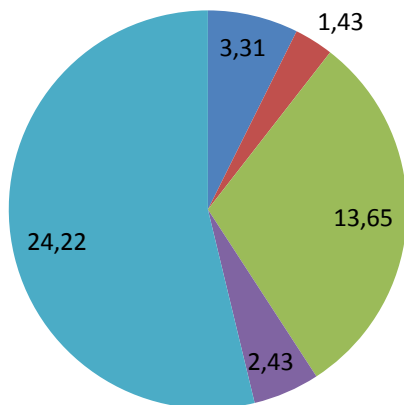
а) точка відбору проб Г 7

■ Cd  
 ■ Ni  
 ■ Pb  
 ■ Cu  
 ■ Zn



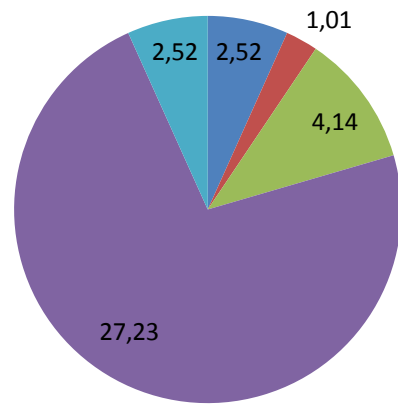
б) точка відбору проб Д 5

■ Cd  
 ■ Ni  
 ■ Pb  
 ■ Cu  
 ■ Zn



в) точка відбору проб Е 7

■ Cd  
 ■ Ni  
 ■ Pb  
 ■ Cu  
 ■ Zn



г) точка відбору проб І 4

■ Cd  
 ■ Ni  
 ■ Pb  
 ■ Cu  
 ■ Zn

Рис. 5.1.2. Внесок в  $Z_c$  металів – забруднювачів

вирішена проблема повної заборони використання етильованого бензину, існують тільки часткові обмеження зазвичай не більше 15 % від загального обсягу, котрі щорічно перезатверджуються. Що стосується ареалів забруднення ґрунтів сполуками металів навколо промислових підприємств то їх розміри та конфігурація визначаються висотою джерела та швидкістю викидів, безпосередньо самою масою часточок та середньорічною розою вітрів. Зазвичай діаметр ареалу розповсюдження забруднення ґрунту внаслідок викидів важкого пилу, до якого відносять сполуки металів, не перевищує 5 км. Чітко відслідкувати межі ареалів забруднення сполуками металів з прив'язкою до конкретного промислового підприємства в урбоєкосистемі м. Дніпро неможливо внаслідок створення великих промислових зон, як приміром південно-західна група заводів (ПАТ “Євраз ДМЗ”, ВАТ “Дніпрококс”, ВАТ “Дніпропетровський завод металоконструкцій ім. І.В. Бабушкіна”, ПАТ “Дніпроважмаш”), де ареали забруднення накладаються один на одного і створюють hot spots. Серед джерел аерогенних викидів небезпечних сполук металів особливо відзначаються наступні промислові підприємства м. Дніпро: ПАТ “Євраз Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського”, ПАТ “ІНТЕРПАЙП Нижньодніпровський трубопрокатний завод”, ДТЕК Придніпровська ТЕС, ДП ВО “Південний машинобудівний завод ім. О.М. Макарова”, ПАТ “ІнтерМікро Дельта, Інк Дніпрошина”, ПАТ “Іста-Центр”, ПАТ “Дніпрометиз”.

Як перевагу застосування  $Z_c$  слід виділити його досить широке нормування, тобто можливість визначення степеня забруднення ґрунту від дуже слабкого до надто сильного, що, в свою чергу, за умов використання значень природного геохімічного фону, як відправної точки розрахунку цього показника, надає можливість виявити негаразди в урбоєкосистемі на ранніх стадіях, отже своєчасно запровадити і грамотно підібрати відносно наявного рівня забруднення з урахуванням здатності сполук металів до

мігрування технології з усунення токсичності та відновлення екологічних функцій ґрунту.

Однак аналізуючи доцільність використання показника  $Z_c$  для встановлення екологічної небезпеки забруднення ґрунту сполуками металів, слід зазначити, що його визначення прийнятно тільки для забруднених територій, де по кожному металу суттєво перевищується значення природного геохімічного фону. За умов переважання процесів деконцентрації при створенні урбоєкосистем, котрі також негативно позначаються на ґрунті, застосування  $Z_c$  не має сенсу, адже за одержаними значеннями це може бути від'ємна величина, тому оцінювання за цим показником може бути дещо обмеженим для окремих територій урбоєкосистем, які знаходяться на стадії будівництва, показовим був приватний сектор лівобережжя, проте через 5-10 років вже в процесі функціонування означена проблема знімається через інтенсивне аерогенне осадження на поверхню ґрунту сполук забруднювачів з викидами промислових підприємств.

Ще одною проблемою є застосування даного показника за умов коли скачок забруднення спостерігається тільки за яким-небудь одним металом, а вміст інших знаходиться на рівні природного геохімічного фону, в даній ситуації ступень екологічної безпеки згідно категорії інтенсивності забруднення за значенням  $K_c$  (В.В. Добровольський, 1999) по окремому забруднювачу може визначатись, приміром, як помірна, в той час як при поліелементному забрудненні з урахуванням решти, що знаходиться в межах природної флуктуації, категорія забруднення ґрунту (Ю.В. Саєт, 1998) може бути встановлена як слабка.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що широкі межі коливань між максимальним та мінімальним значенням перевищення геохімічного фону зумовлюються чітко вираженою наявністю таких металів-забруднювачів, як Cu, Zn Pb на фоні деконцентрації за рештою елементів. Показник  $Z_c$  не є універсальним для встановлення екологічної небезпеки

ґрунтів урбоекосистем адже він не враховує процесів деконцентрації сполук металів на стадії будівництва, отже його використання не надає чіткої картини стану міських ґрунтів.

## **5.2 Індекс забруднення ґрунту сполуками металів**

До останнього часу встановлення ступеня небезпеки внаслідок поліелементного забруднення ґрунту сполуками металів в нашій країні тісно пов'язано із нормуванням за допомогою такого санітарно-гігієнічного показника як ГДК. І хоча накопичена значна кількість критичних зауважень стосовно надійності характеристики екоситуації за цим показником, а отже і доцільності його застосування, проте до сих пір Розпорядження Кабінету Міністрів України № 94 від 20.01.2016 щодо визнання актів санітарного законодавства, прийнятих центральними органами виконавчої влади СРСР, котрі втратили силу або не використовуються на території України, не набуло чинності, тому в роботі була також здійснена екологічна оцінка ступеня поліелементного забруднення сполуками металів ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за ІЗГ, як показником, котрий опирається на нормативи ГДК по кожному досліджуваному елементу, а в підрозділі 5.4 надано порівняльний аналіз щодо нормування за існуючими показниками  $Z_c$ , ІЗГ та  $C_d$ .

Серед переваг застосування ГДК для встановлення ступеня забруднення ґрунту конкретним металом слід визнати наступне:

1. Визначення величини нормативу проводять за екстремальних ґрунтово-кліматичних умов, що дає можливість максимально оцінити мігрування металів у контактуючі з ґрунтом середовища. Це реалізується шляхом проведення експерименту на піщаній культурі, яка моделює умови мінімальної буферної здатності, а отже максимальної міграційної здатності сполук металів.

2. Гігієнічні нормативи встановлюються з урахуванням лімітуючих показників шкідливості, а саме: загально санітарного – вплив токсикантів на

процес самоочищення ґрунту і ґрунтовий мікробіоценоз; міграційного водного – концентрація шкідливої речовини в ґрунті, за якої в контактуючій з ґрунтом воді її вміст сягає ГДК; міграційного повітряного – концентрації шкідливої речовини в ґрунті, за якої її вміст в приземному шарі атмосфери сягає ГДК; органолептичного – вплив на зміну смаку, запаху, кольору, фітоаккумуляційного – перехід та накопичення в рослинах; санітарно-токсикологічного – урахування можливості надходження речовин, які містяться в ґрунті і попадають в організм людини одночасно декількома шляхами з пилом, повітрям, водою, продуктами харчування, тощо [44].

3. Визначення нормативу приводиться з урахуванням міграційної здатності сполук металів, отже окремо нормативи встановлюються для валового вмісту (після кислотної обробки) і рухомих форм (витяг ААБ, з рН 4,8).

4. За умов прийнятої норми вмісту у ґрунті, сполуки металів, пересуваючись трофічними ланцюгами, не повинні негативно впливати на здоров'я людини [32].

До теперішнього часу принципи санітарно-гігієнічного нормування забруднення ґрунту сполуками металів спирались на використання однозначних величин – ГДК, котрі були однаковими для всіх природно-кліматичних типів ґрунтів України. Однак чисельними ґрунтово-геохімічними і ландшафтно-геохімічними дослідженнями доведена значна диференціація природно-геохімічного фону, як відносно валового вмісту катіонів металу після кислотної обробки, так і їх катіонів, що відносяться до сполук рухомих та потенційно рухомих форм (витяги 1 Н НСІ та ААБ з рН 4,8) залежно від складу материнської породи та умов ґрунтоутворення. Так ґрунти окремих природних геохімічних ендемій, що наслідують високий вміст катіонів від материнської породи навіть при незначному техногенному навантаженні можуть автоматично перейти у розряд забруднених, а ґрунти із заниженими фоновими концентраціями будуть вважатися формально чистими навіть при перевищенні фону в 3-5 разів [9]. Слід зазначити, що при

розробці ГДК токсичних елементів у ґрунті, перш за все звертали увагу на нормальне функціонування ґрунтової системи, адже за класичним визначенням В.В. Докучаєва “ґрунт – це особливе органо-мінеральне, природно-історичне утворення, що виникло в результаті впливу, по-перше, живих організмів на мінеральний субстрат та розкладу мертвих організмів, по-друге, природних вод і атмосферного повітря на поверхневі горизонти гірничих порід в різних умовах клімату та рельєфу”, саме тому, в аспекті цієї концепції, прагнули зберегти його нативні екологічні властивості, отже оцінювали ґрунтову систему у трьох напрямках відносно збереження мікробіологічної активності, продуктивності рослин та впливу токсикантів [5].

Існує декілька підходів щодо обґрунтування нормативів ГДК для металів. Так В.П. Цемко допускає збільшення вмісту катіонів цих токсикантів до рівня двох кларків, що надасть можливість віднести ґрунт до категорії незабруднених, проте орієнтація на кларк, як на середній вміст катіонів металів в ґрунтах світу не має сенсу адже, втрачаються локальні особливості хімічного складу зональних ґрунтів. В свою чергу ця обставина була врахована Е.П. Маханько (1987), котрий пропонував за ГДК брати подвійне значення місцевого геохімічного фону, але й тут не знімається питання ступеня необхідної деталізації (тип, підтип, рід, вид, підвид, різновидність, розряд, підрозряд), адже в окремих випадках встановлене значення ГДК може знаходитися в межах природної флуктуації валового вмісту, крім того виникає проблема пошуку незабруднених ґрунтів, що досить важко здійснити в межах розряду й підрозряду особливо в техногенно навантажених регіонах. Для кислих ґрунтів залежно від ступеня токсичності А.І. Обухов та Л.Л. Єфремова запропонували встановлювати ГДК металів відносно валового вмісту їх катіонів після кислотної обробки в 3-10 разів вище за фонову концентрацію, котра притаманна незабрудненим ґрунтам. Проте відомо, що за умов нейтральної та слабо лужної реакції ґрунтового середовища міграційна здатність сполук металів значно нижча, отже і



включення їх до трофічних ланцюгів екосистеми проходить менш інтенсивно, тому виникає правомірне питання щодо збільшення означених меж, але дослідження в цьому напрямку відносно даних груп ґрунтів не проводились. Спроба відійти від фіксованих значень ГДК для металів і встановити гнучкі нормативи знайшла відображення в СанПіН 42-128-4433-87, а саме розраховане значення ГДК мало дорівнювати

$$\text{ГДК} = \text{Фон} + \text{ГДД} \quad (5.2.1)$$

де під ГДД розуміли гранично допустиму домішку металу як забруднювача, що характеризувала ступень його небезпеки [28]. Так приміром, згідно означеного документу значення ГДД для As становить 2,0; Рb – 20,0; Со – 35,0; Ni – 45,0 мг/кг [22] і відповідно в такому порядку зменшується їх токсичність для біоти. Як вважає Ю.Н. Водяницький (2011), принцип встановлення ГДК, в якому чітко розрізняються мінливі природної та техногенної долі вмісту катіонів металу, надає змогу чітко визначити локальне значення ГДК й усунути недоліки пов'язані з використанням фіксованих значень [4]. В країнах ЄС також використовують гнучкий підхід щодо нормування забруднення ґрунту сполуками металів, так в Нідерландах значення ГДД обґрунтовані багаточисельними екотоксикологічними дослідженнями відносно ступеня їх небезпеки по відношенню до біоти шляхом аналізу ґрунтових витягів на різні типи організмів (не менш ніж чотирьох з обов'язковим залученням рослин і мікроорганізмів), а не тільки прямий вплив на здоров'я людини при надходженні сполук металів із запиленим повітрям до органів дихання та їх катіонів із вживанням питної води [43]. Позитивним моментом також є те, що в нідерландській концепції значення ГДД надані для “стандартного” ґрунту, в якому фрагментарно означені буферні властивості, а саме: вміст гумусу – 10 %, мулистої фракції – 25 %. Однак механізм буферності дещо складніший, більш повно він був відображений через показники, запропоновані В.Б. Ільїним (1995) (вміст

гумусу, фізичної глини, полуторних оксидів, карбонатів кальцію та значення рН ґрунтового середовища), доробком якого є не тільки встановлені показники, але й ступень закріплення ними катіонів металів у сполуки нездатні до мігрування, що дало змогу розробити систему бальної оцінки буферності для різних типів ґрунтів [11]. На думку Н.А. Черних та В.Ф. Ладоніна (1995) ідеальне значення ГДД повинно відбивати не тільки буферні властивості ґрунту, а й термін забруднення [30], адже з часом небезпечні сполуки металів, здатні до мігрування, можуть закріплюватись, отже не являти собою значної небезпеки для біоти. Запропоновані показники ще не набули достатньої виробничої перевірки, тому в роботі для можливості порівняння одержаних результатів щодо поліелементного забруднення ґрунту сполуками металів з даними Головного картографо-геологічного управління “Укргеологія” за 1988-1990 рр. використовували фіксовані показники [7, 22], що, в свою чергу, в подальшому надало змогу встановити вплив часового фактору.

При нормуванні поліелементного забруднення ґрунту за допомогою ГДК позитивним моментом є можливість гігієнічно-обґрунтованої диференціації території за ступенем небезпеки, проте також виникають деякі питання, а саме: по-перше, щодо обмежень включення токсикантів до розрахункового спектру, адже деякі елементи (токсичні речовини) здійснюють самопригнічуючий вплив, приміром метали та сполуки сульфуру, проте може бути й навпаки – збільшення небезпеки забруднення (Hg та вуглеводні); по-друге, врахування явищ антагонізму та синергізму хімічних елементів при взаємодії зі складовими ґрунту та поглинанні рослинами, що достатньо розкрито в роботі В.В. Степанка [24]; по-третє, строкатості ґрунтового покриву і відповідно властивостей ґрунтів відносно їх буферної здатності до конкретного забруднювача, що в більшій мірі відображає фонова концентрація, чим ГДК.

Поліелементне забруднення ґрунтів згідно ІЗГ досить сильно варіювало по районах м. Дніпро і зумовлювалось розташуванням та зонами впливу

промислових підприємств і крупних автомагістралей, які перетинають територію, з'єднуючи адміністративний центр та промислові зони зі спальними районами та містом-супутником – Новомосковськом (Додаток 3., табл. 5.2.1). Найбільші ареали розповсюдження забруднення притаманні правобережній частині міста, проте окремі hot spots зустрічаються на лівобережжі, так в Амур-Нижньодніпровському районі встановлено найвище значення ІЗГ (рис. 5.2.1). Зменшення категорій нормування до

Таблиця 5.2.1

Поліелементне забруднення ґрунтів  
урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів за ІЗГ

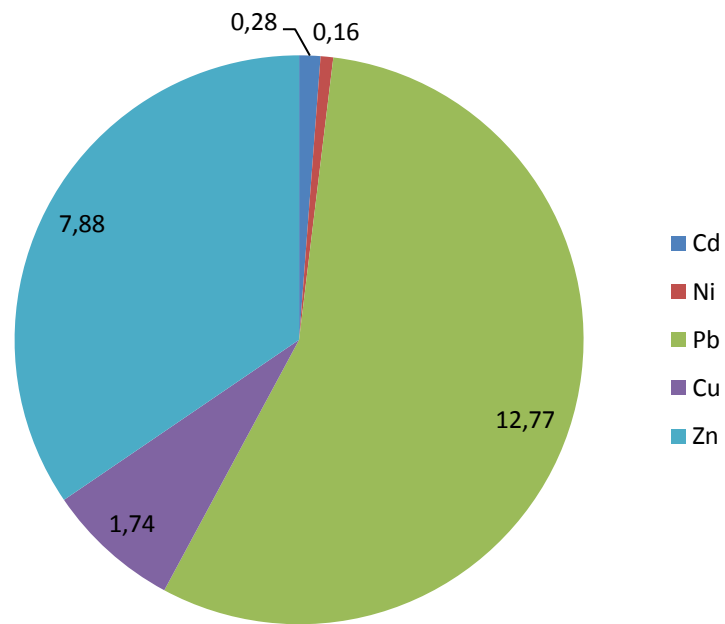
Адміністративна одиниця	Рівень забруднення ґрунту за ІЗГ		
	< 0,75 чистий	0,75-1,00 проблемний	> 1,00 забруднений
Амур-Нижньодні- провський район	<u>0,40 (0,20-0,70)</u> 7	<u>0,93 (0,91-0,95)</u> 2	<u>2,39 (1,15-4,56)</u> 4
Індустріальний район	<u>0,39 (0,29-0,48)</u> 2	<u>0,88</u> 1	<u>1,87 (1,75-1,99)</u> 2
Новокодацький район	<u>0,59 (0,59-0,69)</u> 5	<u>0,79 (0,77-0,80)</u> 2	<u>2,38 (1,40-4,20)</u> 5
Самарський район	<u>0,49 (0,26-0,74)</u> 6		<u>1,57 (1,01-2,12)</u> 2
Соборний район	<u>0,38 (0,13-0,57)</u> 4		<u>1,19 (1,08-1,33)</u> 4
Центральний район	<u>0,66</u> 1		<u>2,50 (1,30-3,69)</u> 2
Чечелівський район	<u>0,66 (0,58-0,73)</u> 3		<u>1,84 (1,09-2,58)</u> 6
Шевченківський район	<u>0,47 (0,41-0,53)</u> 2		<u>1,90 (1,03-3,40)</u> 5
Лівобережжя	<u>0,43</u> 15	<u>0,91</u> 3	<u>2,06</u> 8
Правобережжя	<u>0,54</u> 15	<u>0,79</u> 2	<u>1,91</u> 22
м. Дніпро	<u>0,49</u> 30	<u>0,86</u> 5	<u>1,95</u> 30

Примітка: чисельник – середнє значення ІЗГ в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

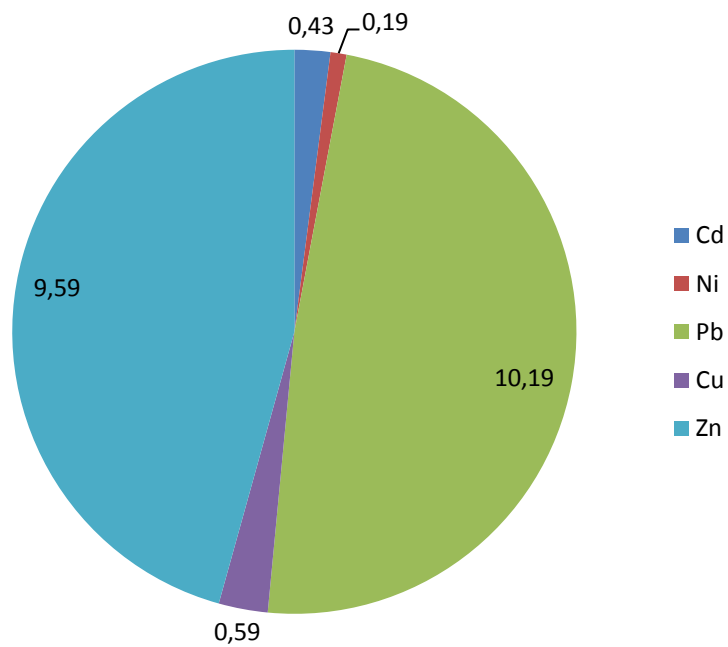
Рис. 5.2.1. Інтенсивність поліелементного забруднення ґрунтів м. Дніпро  
сполуками металів згідно ПЗ

трьох: чистий, проблемний та забруднений ґрунт – надавало дещо спрощену характеристику екологічної ситуації стосовно забруднення сполуками металів ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро чим відносно  $Z_c$ , отже рівень небезпеки неможливо було встановити в повній мірі. Простежувалось чітко розподілення на чистий та забруднений ґрунт за практично повною відсутністю перехідної ланки – проблемний ґрунт. Згідно системі екологічного оцінювання В.В. Степанка [29], за умов, як низького, так і високого рівня забруднення за декількома металами фактично констатується тільки наявність самого факту забруднення ґрунту, нормування в межах категорії “забруднений ґрунт” відсутнє. З практичної точки зору таке нормування недоцільно, адже різний ступень забруднення передбачає різні методи відновлення ґрунту. Саме тому така малоінформативність, яку чітко висвітлює створена за даним показником карта-схема поліелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів (рис. 5.2.1), в значній мірі обмежує використання ІЗГ.

На території кожного із восьми районів міста були встановлені, як забруднені ділянки, так і незабруднені. В порівнянні з даними Головного картографо-геологічного управління “Укргеологія” за 1988-1990 рр. на лівобережній частині міста вздовж р. Дніпро утворився ареал з досить високим рівнем поліелементного забруднення. На правобережній частині міста зона впливу промислових підприємств Шевченківського району поступилася першою позицією, як за рівнем, так і за розповсюдженням ареалу забруднення південно-західній групі заводів Новокодацького району. Майже повна відсутність забруднення сполуками металів була притаманна приватному сектору периферійних районів міста. Проте по всій території м. Дніпро спостерігається стійка тенденція збільшення техногенного навантаження на ґрунт з часом. В зоні впливу промислових підприємств з урахуванням їх санітарно-захисних зон значення ІЗГ завжди перевищувало 1.



а) точка відбору проб Г 7



б) точка відбору проб Д 5

Рис. 5.2.2. Внесок в ІЗГ металів-забруднювачів

Максимальні значення ІЗГ, що перевищували чотири одиниці були зафіксовані в Амур-Нижньодніпровському районі в зоні впливу ПАО “Дніпропетровський металургійний завод ім. Комінтерна” – 4,56 та Новокодацькому районі на території південно-західної групи заводів – 4,20. В обох випадках максимальний внесок у значення ІЗГ надавали Zn та Pb, за практично повною відсутністю впливу з боку Cd і Ni (рис. 5.2.2). Слід звернути увагу на невідповідність нормування поелементного забруднення за ГДК, приміром за В.В. Снакіним (1992) [10], а в поліелементному – з використанням ІЗГ за Н.А. Богдановим (2013) [2], особливо добре це ілюструють ділянки з високим вмістом токсикантів, так в обох випадках вміст катіонів забруднювачів – Pb і Zn після кислотної обробки ґрунту, котрі відносяться до першого класу небезпеки (ГОСТ 17.4.1.0283), перевищували свої значення ГДК від 7,9 до 12,8 разів, а це при нормуванні за окремим досліджуваним елементом свідчить про найвищий ступень деградації ґрунту, в той час як за їх сумісною дією надається тільки констатація факту за категорією “ґрунт – забруднений”, а усереднене перевищення ГДК за групою елементів менше в чотири рази, тобто апріорі не враховується сочетана дія зазначених токсикантів.

Визначення хімічної деградації ґрунту шляхом накладання забруднення за окремими елементами з наданням пріоритету більш токсичному, котрий спричиняє вищий ступень деградації, порівнювали з категоріями ІЗГ. Одержані результати надали змогу встановити, що сумація з подальшим визначенням середнього при розрахунку ІЗГ нівелює кратність за групами токсичності окремих металів, отже запропонований інтегральний сумарний показник не завжди свідчить про порушення санітарно-гігієнічних норм.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що забруднювачами, які здійснювали найбільший внесок в значення ІЗГ слід визнати Zn та Pb, а Cu майже втратила свої позиції; через значне спрощення та відсутність нормування категорії “забруднений ґрунт” показник ІЗГ не надає повноти інформації щодо ступеня екологічної небезпеки забруднення ґрунту

урбоекосистеми м. Дніпро; визначення середнього за сумацією досліджуваних елементів при розрахунку ІЗГ зводило на нівель кратність за групами токсичності окремих металів; з часом рівень забруднення на території міста зріс, як за значенням, так і за розповсюдженням при чому ареали дещо змінили своє розташування, що позначалось роботою промислових підприємств.

### 5.3 Коефіцієнт дисбалансу вмісту сполук металів

В умовах функціонування урбоекосистеми виникає проблема втрати екологічних функцій ґрунту шляхом розбавлення його будівельним сміттям і відповідно зменшення концентрації деяких елементів, як порівняно до значень геохімічного фону, так і до ГДК, що відбивається через майже повну відсутність рослинності, проте не позначається на значеннях  $Z_c$  та ІЗГ. Тому виникає необхідність у пошуку показника, який би був універсальним і характеризував екологічну ситуацію деградації ґрунту та стійкості урбоекосистеми з урахуванням двох протилежних процесів дефіциту та надлишку вмісту хімічних елементів, що може вирішити  $S_d$ . Слід зазначити, що питання стану стійкості ґрунту, як окремої системи досить складне, адже відсутнє навіть єдине загальноновживане визначення цього терміну. Існуючі підходи до поняття стійкості можна умовно розбити на три групи:

- інертність системи – здатність системи зберігати при зовнішньому впливі початковий стан протягом деякого часу;
- пластичність системи – здатність системи переходити з одного стану рівноваги в інше, зберігаючи при цьому внутрішні зв'язки;
- відновлювальність системи – здатність екосистеми повертатися майже до початкового стану після тимчасового зовнішнього впливу.

Якщо перші два поняття трактують як стійкість адаптаційну, то третє відбиває регенераційні властивості системи. Використовувати ці поняття на практиці досить важко, особливо в умовах урбоекосистеми оскільки будь-



який особливо незначний техногенний вплив важко відокремлювати від суцесійного процесу, хоча він й може призводити до негативних змін, проблематично також повернення екосистеми повністю до початкового стану, адже це суперечить процесу еволюції.

Не слід також ототожнювати поняття стійкості ґрунту із поняттям гомеостазу, адже в першому випадку це здатність підтримувати свої властивості, хімічний склад, тощо, а в другому – за рахунок динамічної рівноваги або стійкої нерівноваги здійснювати розвиток по спіралі поступово ускладнюючись.

Позитивним моментом є те, що за умов парної кількості елементів, половина з яких знаходиться в дефіциті, а друга – в надлишку відносно природного геохімічного фону при перевищенні в однакову кількість раз, можна виявити негативні процеси в ґрунті в той час, як показники  $Z_c$  та ІЗГ цього не покажуть .

Відсутність нормування  $C_d$  потребує пошуку його здійснення з метою просторової характеристики ступеня екологічної небезпеки забруднення ґрунту за цим показником. За основу була прийнята методика широко розповсюджена в еколого-картографічних дослідженнях [7], згідно якої прийнято допущення, якщо в існуючих соціально-економічних умовах антропогенні впливи будуть відповідати середнім по місту, то екологічну ситуацію можна охарактеризувати як задовільну. Середня величина антропогенного навантаження була взята за умовну норму. За аналізуєму (оціночну величину) прийнято відношення фактичного значення навантаження в межах досліджуваної території до умовної норми – відносний коефіцієнт  $K_i$ , де  $i$  – вид антропогенного навантаження.  $K_i = 1$  величина досліджуваного виду навантаження дорівнює середній по місту, а екологічна оцінка – “задовільна”. Всі значення менші за одиницю свідчать про сприятливу ситуацію, а вищі за одиницю – несприятливу екологічну ситуацію. Просторова характеристика досліджуваного показника ( $K_i$ ) надається згідно картографічного принципу. Відповідно до правил складання

карт кількість ступенів характеристики, що картується не повинна перевищувати 5-7 ступенів, при оптимальному значенні 5 ступенів. Саме тому С.А. Двинських, Т.В. Зуєвою та О.С. Зеленіною (2011) значення  $K_i$  запропоновано розбивати на 5 ступенів, для характеристики яких використовується умовна нерівномірна шкала. Центральне місце в шкалі посідає інтервал, що відповідає величині  $K_i = 1$  з відхиленням на  $\pm 0,1$  (0,9-1,1), адже еколого-географічний прогноз припускає погрішність  $\pm(10-15)\%$  при використанні карт мілкового та середнього масштабів. Кожній градації присвоюється бал від 1 до 5, де 1 бал – найменше значення, 5 – найбільше, тобто діє принцип від меншого до більшого (табл. 5.3.1)

Таблиця 5.3.1

## Оцінка антропогенних впливів та екологічних ситуацій в балах

Відносний коефіцієнт $K_i$	Бал	Оцінка антропогенного навантаження в балах	Екологічна оцінка
0-0,50	1	1,00-1,50	Сприятлива
0,51-0,90	2	1,51-2,50	Допустима
0,91-1,10	3	2,51-3,50	Задовільна
1,11-2,0	4	3,51-4,50	Напружена
> 2,01	5	> 4,51	Кризова

На основі методики [7] було здійснено нормування дисбалансу валового вмісту катіонів металів, в наслідок руйнівної сили будівельної діяльності та тривалого аерогенного забруднення, котрий виник в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро для оцінки гостроти екологічної ситуації на основі масиву даних  $C_d$  по території міста (Додаток И.).

Коефіцієнт дисбалансу металів у ґрунті споріднювало із показниками  $Z_c$  та  $I_3I$ , по-перше, інтенсивність антропогенного навантаження, що була вищою на правобережжі, ніж на лівобережній частині міста, а, по-друге, майже повна відсутність перехідної ланки між забрудненими та

незабрудненими ділянками, у випадку із  $C_d$  – між напруженою і кризовою екоситуацією та сприятливою і допустимою (табл. 5.3.2). Нестача по всім досліджуваним металам порівняно до їх природного геохімічного фону спостерігалась тільки на двох ділянках відбору проб: в приватному секторі поблизу озеро Московське Амур-Нижньодніпровського району та в прибережній зоні вул. Набережна Перемоги напроти Будинку Природи Соборного району, що пояснюється порушенням ґрунту при будівництві в першому випадку приватних будівель, а в другому – автомагістралі та значним його розбавленням піщаними фракціями внаслідок контакту з водними джерелами. Слід зазначити, що житловий масив Перемога Соборного району, де знаходиться Будинок Природи, був створений шляхом

Таблиця 5.3.2

Оцінка екоситуації внаслідок поліелементного забруднення ґрунтів  
урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів за  $C_d$  згідно методики [7]

Адміністративна одиниця	Кількість ділянок проб, що припадає на відповідну категорію за $C_d$				
	сприятлива	допустима	задовільна	напружена	кризова
Амур- Нижньодні- провський район	6	1		5	1
Індустріальний район	1	2		1	1
Новокодацький район	4	2	1	3	2
Самарський район	4	2	1	1	
Соборний район	3	2	3		
Центральний район	1	1			1
Чечелівський район	3	2		2	2
Шевченківський район	2			4	1
Лівобережжя	11	5	1	7	2
Правобережжя	13	7	4	9	6
м. Дніпро	24	12	5	16	8

вирівнювання берегової лінії та намівання піску з ріки Дніпро з подальшим нанесенням ґрунтового покриву та штучним створенням фітоценозів. Максимальні значення  $C_d$ , котрі відповідали кризовій екологічній ситуації, були встановлені тільки за умов надлишкових кількостей валового вмісту катіонів металів в ґрунті відносно їх природного геохімічного фону.

Проблема широкого застосування  $C_d$  обмежується відсутністю його адекватного нормування, приміром, керуючись вище наведеною методикою [7] за умов різного урбанізованого геохімічного фону можна одержати однакову категоріальну оцінку забруднення ґрунтів різних міст в межах природно-кліматичної зони. Крім того, постають ряд правомірних питань щодо еквівалентності рівня техногенного впливу на ґрунт при нестачі та надлишку токсичних елементів, по-перше, чи буде техногенний вплив вимірний в умовних одиницях спричиняти однаковий ефект приміром на ті ж рослини, як тест-об'єкт, при розбавленні концентрації та забрудненні; по-друге, не враховується токсичність металів, адже елементи, що відносяться до цієї групи, належать до рівних класів небезпеки; втретє, логічно припустити, що саме поняття дисбалансу повинно враховувати явища антагонізму та синергізму при впливі поліелементного забруднення сполуками металів на біотичну складову ґрунту. Адже згідно проведеного аналізу впливу сполучень різних металів В.В. Степанок (2003) виділив три типи взаємодії:

- елементи однієї групи періодичної системи виявляють антагонізм один до одного під час надходження до рослини тим більше, чим далі вони розташовані в межах групи, в нашому випадку між Zn і Cd;
- елементи будь-якої групи спричиняють синергічний вплив на надходження в рослини елементів сусідніх груп – Zn і K, Cd і K, Pb і Al;
- елементи будь-якої групи періодичної системи з незаповненою зовнішньою електронною оболонкою надають синергічний вплив на

надходження в рослинний організм елементів груп, зовнішня оболонка яких добудовує оболонку перших до заповненої [24].

Логічно припустити, що рівень буферності ґрунту, котрий в межах урбоекосистеми здатен сильно варіювати, також буде впливати на прояви токсичності, отже його бажано враховувати при нормуванні. В.Б. Ільїним (1997) запропоновано встановлювати рівень екологічної небезпеки вмісту катіонів металів в ґрунті залежно від буферних властивостей останнього [10]. В нативних умовах взятий за еталон зональний ґрунт – чорнозем звичайний малогумусний важкосуглинковий на лесі володіє високою буферністю до забруднення сполуками металів, проте деградовані міські ґрунти урбоекосистеми м. Дніпро частково втратили свої екологічні функції, тому їх ступень буферності знаходиться в межах підвищеної (пункт 3.3) незалежно від функціонального використання території. В першому випадку, згідно джерелу [10] екологічно небезпечний рівень буде становити до 10 разів перевищення природного геохімічного фону, а в другому від 7 до 10. Проте зважаючи на направленість урбопедогенезу, наявність ознак деградації (пункти 3.2-3.3) та подальшого техногенного навантаження ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро слід встановити екологічно прийнятне критеріальне значення для  $C_d < 7$  за сполуками здатними до мігрування. Нормування за вище зазначеним принципом надало змогу виділити зони екологічної небезпеки за цим показником на території м. Дніпро (табл. 5.3.3).

Таблиця 5.3.3

Поліелементне забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро сполуками металів за  $C_d$  з урахуванням буферних властивостей

Адміністративна одиниця	Рівень екологічної небезпеки забруднення ґрунту за $C_d$			
	за валовим вмістом		за рухомими формами	
	< 7,00 слабкий	> 7,0 надто сильний	< 7,00 слабкий	> 7,0 надто сильний
Амур-Нижньодні- провський район	<u>2,11 (0,34-4,73)</u> 12	<u>8,50</u> 1	<u>5,06 (3,90-6,22)</u> 2	<u>50,78 (7,83-325,39)</u> 12
Індустріальний район	<u>2,83 (1,32-6,09)</u> 5		<u>5,61</u> 1	<u>25,75 (15,93-36,55)</u> 4

Адміністративна одиниця	Рівень екологічної небезпеки забруднення ґрунту за $C_d$			
	за валовим вмістом		за рухомими формами	
	< 7,0 слабкий	> 7,0 надто сильний	< 7,0 слабкий	> 7,0 надто сильний
Новокодацький район	<u>2,13 (0,75-4,23)</u> 10	<u>7,54 (7,07-8,01)</u> 2		<u>62,96 (12,29-296,57)</u> 12
Самарський район	<u>1,82 (0,45-4,66)</u> 8		<u>5,91 (5,86-5,95)</u> 2	<u>35,12 (24,59-62,62)</u> 6
Соборний район	<u>1,67 (0,56-2,85)</u> 8		<u>4,78</u> 1	<u>23,15 (12,86-35,43)</u> 7
Центральний район	<u>1,67 (0,91-2,43)</u> 2	<u>7,54</u> 1		<u>63,02 (14,14-138,89)</u> 3
Чечелівський район	<u>3,14 (1,03-6,48)</u> 9			<u>67,61 (15,94-228,36)</u> 9
Шевченківський район	<u>3,20 (0,38-5,37)</u> 7			<u>46,30 (8,03-141,23)</u> 7
Лівобережжя	<u>1,16 (0,34-6,09)</u> 25	<u>8,50</u> 1	<u>5,51 (3,90-6,22)</u> 5	<u>41,54 (7,83-325,39)</u> 2
Правобережжя	<u>1,29 (0,38-6,48)</u> 36	<u>7,78 (7,07-8,01)</u> 3	<u>4,78</u> 1	<u>53,66 (8,03-296,75)</u> 2
м. Дніпро	<u>1,23 (0,34-2,43)</u> 61	<u>8,02 (7,07-8,50)</u> 4	<u>5,39 (3,90-6,22)</u> 6	<u>49,35 (7,83-325,39)</u> 2

Примітка: чисельник – середнє значення  $C_d$  в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

На відміну від показників  $Z_c$  та ІЗГ значення  $C_d$  на лівобережній частині міста було вищим ніж на правобережжі, особливо показово в межах слабого та середнього рівнів екологічної небезпеки, що зумовлено врахуванням нестачі катіонів досліджуваних металів в ґрунті відносно їх природного геохімічного фону внаслідок порушень, спричинених будівельною діяльністю. Сильний рівень екологічної небезпеки становив невеликі за площею ареали і традиційно відповідав промисловим зонам, так на лівобережжі – ПАО “Дніпропетровський металургійний завод ім. Комінтерну”, на правобережжі – ПАТ Євраз ДМЗ та ТОВ Дніпропетровський завод “Продмаш”.

Підсумовуюче вище викладене, слід зазначити, що ідея врахування ступеня буферних властивостей ґрунту при забрудненні сполуками металів з використанням показника  $C_d$ , який враховує, як надлишок, так і дефіцит хімічних елементів у ґрунті, має сенс в умовах тривалого техногенного

навантаження при функціонуванні урбоєкосистем. Однак його широке застосування обмежується недостатньою виробничою перевіркою нормування відносно ступеня буферних властивостей ґрунту.

#### **5.4 Порівняльний аналіз ефективності застосування коефіцієнту дисбалансу, сумарного показника та індексу забруднення ґрунту для оцінки екологічної небезпеки внаслідок мігрування сполук металів**

Для встановлення ефективності використання чинників  $Z_c$ , ІЗГ та  $C_d$  в підсистемі оцінювання поліелементного забруднення була надана їх порівняльна характеристика (табл. 5.4.1), згідно якої було встановлено, що найбільш ефективним виявився  $C_d$ , адже він є універсальним, як при розбудові, так і при функціонуванні урбоєкосистеми, крім того в більшій мірі відбиває ступень екологічної небезпеки для здоров'я населення.

Таблиця 5.4.1.

Ефективність системи оцінювання поліелементного забруднення ґрунтів сполуками металів

Характеристика	Показники		
	$Z_c$	ІЗГ	$C_d$
Показник нормування	Концентрація природного геохімічного фону	ГДК	Концентрація природного геохімічного фону
Кількість категорій нормування	6	3	Визначається відносно ступеня буферності
Особливості оцінювання	Тільки забруднення	Тільки забруднення	Забруднення і нестача

Характеристика	Показники		
	$Z_c$	ІЗГ	$C_d$
Кореляція із смертністю дорослого населення	0,068	0,130	0,345
Кореляція із смертністю дітей до 1 року	0,436	0,510	0,802
Призначення	Для функціонуючих урбоекосистем, що знаходяться умовах інтенсивного техногенного пресінгу		Для будь-яких урбоекосистем

Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище дає змогу зв'язати поліелементне забруднення ґрунтів внаслідок мігрування сполук металів із змінами показників здоров'я населення конкретної території. Опрацювання отриманих даних та наукових доробок різних авторів [2, 17, 25] щодо градації ґрунтів за ступенем забруднення з наступною оцінкою небезпеки, а також відповідності категорій інтегрованих показників  $Z_c$  та ІЗГ надало можливість сумістити останні та прив'язати їх до показників здоров'я відносно санітарно-гігієнічних нормативів, що й було зроблено на прикладі м. Дніпро (Додаток Д., табл. 5.4.2).

Серед сукупності умов і характеристик, що формують і підтримують рівень здоров'я населення особливої уваги, в техногенно навантажених урбоекосистемах, потребує якість навколишнього середовища, питома вага якої (забруднення атмосферного повітря, природних вод, ґрунтів, продуктів харчування, шкідливі виробничі умови, електромагнітне випромінювання, шум, тощо) за оцінками ВООЗ та різних авторів [3, 13, 15] становить від 17 до 20 % від загального впливу. За найбільш показові характеристики



антропогенного впливу на здоров'я населення А.В. Кісельов (2001) пропонує використовувати смертність немовлят, загальну захворюваність та смертність дорослого населення [14]. Відносно поліелементного забруднення ґрунту сполуками металів існує прив'язка нормування значень  $Z_c$  до здоров'я дитячого та дорослого населення за наступними показниками: рівень захворюваності та частота зустрічаємості функціональних відхилень у дітей; рівень загальної захворюваності та серцево-судинної системи у дорослих; а також репродуктивної функції у жінок (табл. 5.4.2) [23]. При розробці шкали оцінки поліелементного забруднення за допомогою ГДК М.О. Богдановим (2013) була здійснена спроба порівняти її з аналогічною по  $Z_c$ . Здавалося їх накладання має надати більш повнішу інформацію відносно екологічної небезпеки забруднення ґрунтів міста для його мешканців, проте відразу постала ціла низка питань, що відбивається через недоречність вважати незабрудненою територію, за умов збільшення рівня прояву на ній хвороб серед дитячого та дорослого населення. Так, розподілення усереднених проб з ключових ділянок відбору проб по м. Дніпро, за нормуванням відносно значень ІЗГ виявило невідповідність категорій, а саме "чистий" ґрунт не може передбачати наявність забруднення в 1-2 ГДК та підвищення загальної захворюваності дітей. Крім того, ІЗГ дещо спрощує оцінку забруднення ґрунту сполуками металів і зводить її тільки до трьох категорій, в той час як через  $Z_c$  відбиваються навіть незначні зміни проєціювання порушення геохімічного фону на здоров'я в процесі функціонування екосистем, в межах кожної з яких смертність та захворюваність дитячого і дорослого населення досить сильно варіює, що, в свою чергу, надає можливість своєчасно впровадити технології з відновлення забрудненого ґрунту та привести стан цієї складової навколишнього середовища у відповідність до норм екологічної безпеки.

Таблиця 5.4.2

## Екологічна оцінка забруднення сполуками металів ґрунтів м. Дніпро [23]

$Z_c$		ІЗГ		Характеристика забруднення	Зміни показників здоров'я населення в осередках забруднення
Категорія	Кількість усереднених проб	Категорія	Кількість усереднених проб		
< 8 дуже слабкий	27	< 0,75 чистий	30	Перевищення фону	Досить низький рівень захворюваності дітей, мінімальна частота зустрічальності функціональних відхилень
8-16 слабкий	17			Перевищення в 1-2 ГДК	Підвищення захворюваності дітей
16-32 помірний	17	0,75-1,00 проблемний	5	Перевищення в 2-4 ГДК	Підвищення загальної захворюваності
32-64 сильний	4	> 1,00 забруднений	30	Перевищення більш ніж в 4 ГДК	Збільшення загальної захворюваності, числа хворих дітей з хронічними захворюваннями, порушення функціонального стану серцево-судинної системи

Використання  $Z_c$  і ІЗГ доцільно тільки за умов сильного забруднення, але вони не відображають деградацію ґрунту через дефіцит металів, які в

невеликих кількостях потрібні живим організмам, і насамперед рослинам – початковій ланці будь-якого трофічного ланцюга наземного біогеоценозу.

На відміну від проаналізованих показників,  $C_d$  враховує як надлишок, так і нестачу елементу, що досить важливо для територій порушених внаслідок будівельної діяльності за умов аерогенного забруднення викидами промислових підприємств та автотранспорту. Зменшення вмісту таких життєво важливих мікроелементів як Zn, фізіологічна роль якого полягає в утворенні різних ферментів, протеїнів, хлоропластів, нормалізації фосфатного режиму, синтезі триптофану, та Cu, що входить до складу оксидази аскорбінової кислоти та поліфенолоксидази, відбивається через порушення процесу формування репродуктивних органів, деформацію, карликовість, розеточність, появу сірих некротичних плям, отже, в свою чергу, позначається на збідненості фітоценозу. Використання  $C_d$  обмежується відсутністю нормування, крім того буде доцільним прив'язати його до показників токсичності ґрунту, що визначаються методом біотесту, зокрема індексу токсичності фактору Р.Р. Кабірова (1995) [12]. Адже відповідно сутності даного показника, наданого у роботі [6], розподілення значень коефіцієнту дисбалансу має бути зворотно пропорційно кривій виживання живих організмів при зміні умов середовища за екологічними факторами, в нашому випадку – вмісту металів у ґрунті, згідно закону оптимуму Шелфорда.

Як показав статистичний аналіз, перевищення середнім значенням медіани свідчить про несиметричне розподілення по виборці, отже поступове зростання забруднення сполуками металів ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро (табл. 5.4.3). За умов додатного коефіцієнту ексцесу крива розподілу значень  $Z_c$ , ІЗГ та  $C_d$  має вищу та гострішу вершину, ніж крива нормального розподілу. Згідно значень коефіцієнту асиметрії переважна частина виборки більша за математичне сподівання. Дисперсія є мірою варіації забруднення сполуками металів міського ґрунту за умов впливу природних та антропогенних факторів в урбоєкосистемі. Згідно значень стандартного

відхилення більш широко розкидані дані відносно середнього по  $Z_c$  і в меншій мірі по ІЗГ та  $C_d$ .

Таблиця 5.4.3

Статистичний аналіз показників  
забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро

Статистична характеристика	СПЗ	ІЗГ	$C_d$
Мінімум	0,56	0,13	0,34
Максимум	45,99	4,56	8,50
Розмах	45,43	4,43	8,16
Середнє	13,42	1,19	2,68
Медіана	9,53	0,88	2,13
Ексцес	1,06	2,74	0,74
Асиметрія	1,19	1,67	1,14
Дисперсія	107,56	0,94	4,00
Стандартне відхилення	10,45	0,98	2,01

В процесі статистичного аналізу були встановлені такі кореляційні зв'язки між  $Z_c$  і ІЗГ – 0,968;  $Z_c$  і  $C_d$  – 0,934; ІЗГ і  $C_d$  – 0,929, що, в свою чергу, свідчить про їх взаємодоповнення при характеристиці екологічної ситуації стосовно забруднення сполуками металів ґрунтового покриву урбоекосистем.

Тісний кореляційний зв'язок між  $Z_c$  і ІЗГ надає можливість їх використовувати для оцінки екологічного потенціалу ґрунту щодо техногенного навантаження внаслідок поліелементного забруднення сполуками металів, межею якого буде значення  $Z_c$  розраховане за умов наявності вмісту катіонів всіх досліджуваних металів в ґрунті на рівні ГДК  $\leq 1$  в кожному конкретному випадку. Так, при вмісті Zn, Pb, Cu, Cd та Ni в ґрунті 1 ГДК, значення  $Z_c$  буде дорівнювати 21,57, що є нижньою межею помірного забруднення. На 10 ключових ділянках відбору проб у досліджуваного ґрунту, низька концентрація токсикантів свідчила про

наявність екологічного потенціалу щодо сприйняття подальшого техногенного навантаження внаслідок забруднення сполуками металів. Територіальне розподілення показало, що достатнім екологічним потенціалом в межах 0,56-6,42 при середньому значенні 2,58 одиниць  $Z_c$ , що за нормуванням по Ю.В. Саєту (1990) [17] відповідає дуже слабкій категорії інтенсивності забруднення, володіють ґрунти периферійних районів переважно приватної забудови Амур-Нижньодніпровського, Самарського, Соборного та частково Шевченківського районів. Отже, вважається за доцільне визначати екологічний потенціал міських ґрунтів при вмісті токсикантів менше за рівень ГДК по кожному окремо аналізуємому елементу, як різницю між сумарним показником забруднення в 1 ГДК та його фактичним значенням, що є досить важливим в умовах зростаючого техногенного пресингу внаслідок прогресуючого забруднення урбоєкосистем сполуками металів.

### **5.5 Фітотоксичність ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро**

В умовах великої кількості впливів з різною інтенсивністю гомеостаз ґрунтового середовища підтримується завдяки наявності буферної системи, що забезпечує комфортні умови для існування рослин та тварин. Здатність ґрунту депонувати катіони металів протягом тривалого часу дає змогу живим організмам реалізувати адаптивні механізми і вижити в умовах зростаючого техногенного пресингу на навколишнє середовище. Слід зазначити, що значні коливання водно-фізичних та агрохімічних показників зумовлюють різний ступінь буферності, отже визначення наявності та кількості забруднюючих речовин фізико-хімічними методами не забезпечить необхідну повноту інформації щодо токсичності ґрунту, бо не буде врахована його буферна здатність, яка впливає на мігрування токсикантів, тобто на їх доступність для ґрунтової біоти. Відомо, що при однаковому рівні забруднення сполуками металів, їх фітотоксичність на дерново-підзолистому ґрунті буде проявлятися за зовнішніми ознаками рослин сильніше, чим,

приміром, на чорноземі. Тому для комплексної оцінки забруднення з урахуванням буферних властивостей ґрунту слід використовувати біотестування, що дає змогу отримати інтегральну об'єктивну інформацію про його небезпеку для живих організмів при мінімальних матеріальних та фізичних витратах, без використання складних аналітичних методів. Біотестування широко використовується в міжнародному досвіді екологічного моніторингу за якістю ґрунтів в таких розвинених країнах, як США, Франція, Германія, Швеція, Японія. В Україні також було запропоновано стандартизувати та залучити найбільш перспективні методи біотестування до системи моніторингу ґрунтів [14].

Методи біотестування, які ґрунтуються на реакції-відповіді живих організмів на негативний вплив забруднюючих речовин, здатні надати достовірну інформацію щодо безпеки компонентів навколишнього природного середовища, бо мають цілу низку переваг, а саме: швидкість проведення; доступність і простоту постановки експерименту; об'єктивність отриманих даних; відтворюваність та достовірність результатів та, як було вже сказано, економічність, як в матеріальному відношенні, так і щодо працевитрат. За Н.В. Маячкіною та М.В. Чуговою (2009) в основі біотестування лежить такий метод наукового пізнання, як біологічне моделювання [7], де тест-реакції, отримані на дію одного чи декількох екологічних факторів, їх кількість зазвичай обмежена, в лабораторному досліді – спрощена система переноситься на більш складну, багатокomпонентну, високоорганізовану екосистему в реальних умовах де здійснює вплив цілий комплекс факторів. Біотестування ґрунтується на дослідженні ефективності гомеостатичних механізмів живих організмів, котрі здатні вловлювати наявність стрес-впливу раніш ніж традиційними фізико-хімічними методами реєструється забруднення. В межах оптимуму організм реагує на вплив середовища за рахунок складної фізіологічної системи буферних гомеостатичних механізмів. Основний принцип біологічного тестування полягає в оцінці достовірної різниці тест-функцій

(тест-реакцій) живих організмів, що зареєстровані в досліді (компонент навколишнього середовища, який містить токсикант) і контролем – без токсиканту.

Токсичність навколишнього природного середовища визначають за допомогою біологічних об'єктів (тест-організмів) для виявлення сумісної дії забруднюючих речовин, в нашому випадку це дає змогу оцінити перетворені антропогенно забруднені міські ґрунти з урахуванням інгредієнтного забруднення сполуками металів та деградації внаслідок руйнівного впливу будівельної діяльності, адже на рослини урбоекосистеми впливає цілий комплекс антропогенних факторів. Крім того буде доцільним визначити внесок безпосередньо впливу забруднення сполуками металів в прояв фітотоксичного ефекту шляхом дослідження можливих кореляційних зв'язків між ІТФ та фізико-хімічними характеристиками поліелементного забруднення, такими як  $Z_c$ , ІЗГ та  $C_d$ .

При біотестуванні найбільш важливою характеристикою металів з точки зору їх впливу на живий організм є токсичність – здатність спричиняти шкідливий вплив на мікроорганізми, рослини, тварини та людину. Кількість, при якій метали стають дійсно небезпечними, залежить не тільки від ступеня забруднення ними екосистем та їх абіотичних складових, але й від хімічних властивостей безпосередньо самого елемента та особливостей його біогеохімічного циклу. Відображення порядку розташування металів в табл. 5.5.1 свідчить про збільшення його молярної кількості, необхідної для прояву токсичного ефекту, відносно конкретної групи живих організмів.

Вважається, що визначення токсичності за однією тест-реакцією не відображає в повній мірі інформації щодо небезпечності забруднення [8] та впливу його на екологічні функції ґрунту. Тому фітотоксичність ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро була досліджена шляхом біотестування з використанням найбільш чутливого до токсичної дії сполук металів тест-організму – вівса посівного (*Avéna satíva*) за наступними тест-реакціями:

довжина кореню, висота проростку, суха біомаса при порівнянні результатів ІТФ з енергією проростання.

Таблиця 5.5.1

## Молярна токсичність металів

Організми	Ряди токсичності
Водорості	Hg > Cu > Cd > Fe > Cr > Zn > Co > Mn
Гриби	Ag > Hg > Cu > Cd > Cr > Ni > Pb > Co > Zn > Fe
Вищі рослини	Hg > Pb > Cu > Cd > Cr > Ni > Zn
Кільчаті черви	Hg > Cu > Zn > Pb > Cd
Риби	Ag > Hg > Cu > Pb > Cd > Al > Zn > Ni > Cr > Co > Mn > Sr
Ссавці	Ag, Hg, Cd > Cu, Pb, Co, Sn, Be > Mn, Zn, Ni, Fe, Cr > Sr > Cs, Li, Al

Виступаючи в якості тест-функції, яка свідчить про рівень забруднення, коренева система вівса посівного, в першу чергу, відчувала на собі токсичну дію небезпечних сполук металів здатних до мігрування, що проявлялось в зменшенні довжини кореня від 11 до 62 % (Додаток К.) та сприяло виникненню цілого ряду вторинних ефектів, таких як гормональний дисбаланс, порушення фотосинтезу, транспірації, біосинтезу білку, мінерального живлення, пересування фотоасиміляторів, і, як наслідок, призводило до гальмування росту і розвитку рослин. Інгібування росту проростку відбувалось в меншій мірі 7-60 % від контролю, що пояснюється акропетальним розподіленням хімічних елементів у злаків та наявністю захисних механізмів, а саме: компартаментацією в клітинних стінках або вакуолях; реакцією з тіолмісткими білками, пептидами та органічними кислотами; детоксикацією за рахунок меркаптидних комплексів при зв'язуванні металотіонеїнами та фітохелатинами; розвитком альтернативних адаптивних реакцій. Суха біомаса рослин, вирощених на деградованих, внаслідок порушення будівельною діяльністю, та забруднених сполуками



металів ґрунтах урбоекоситеми м. Дніпро знижувалась всього на 1-49 %, що пояснюється накопиченням токсикантів зі значною атомною масою. Проведення статистичного аналізу одержаних даних надало змогу встановити майже симетричне пласковершинне розподілення з низькою ексцесивністю, з досить широким розмахом, адже максимальне значення ІТФ перевищувало мінімальне вдвічі (табл. 5.5.2).

Таблиця 5.5.2

Характеристика тест-реакцій та ІТФ ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро

Показник	ТР <sub>1</sub>	ТР <sub>2</sub>	ТР <sub>3</sub>	ІТФ
Мінімум	0,38	0,40	0,51	0,43
Максимум	0,89	0,93	0,99	0,94
Середнє	0,61	0,67	0,75	0,68
Медіана	0,62	0,67	0,76	0,68
Ексцес	-0,69	-0,77	-0,60	-0,69
Асиметрія	0,04	0,03	0,05	0,04
Дисперсія	0,01	0,01	0,01	0,01
Стандартне відхилення	0,12	0,12	0,11	0,11
Розмах	0,51	0,53	0,48	0,51

Примітка ТР<sub>1</sub> – тест-реакція за довжиною кореня, ТР<sub>2</sub> – тест-реакція за висотою проростку, ТР<sub>3</sub> – тест-реакція за сухою біомасою.

Значення ІТФ, розраховане за вище наведеними тест-реакціями порівняно до зонального ґрунту – чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового варіювало в досить широких межах від високого рівня токсичності до норми, стимуляції встановлено не було. Найбільший рівень токсичності було встановлено на правобережжі в Новокодацькому, Центральному та Чечелівському районах (табл. 5.5.3). Розподілення ділянок відбору проб між низькою та середньою фітотоксичністю було майже

рівномірним – 27 проти 33, з невеликим перевищенням в бік останньої. Звертає на себе увагу наявність ділянок середнього рівня фітотоксичності у досить екологічно безпечних районах м. Дніпро за показниками поліелементного забруднення, як Амур-Нижньодніпровський та Соборний, що пов'язано з процесами розбавлення наявності хімічних елементів в зональному ґрунті, в тому числі й поживних, внаслідок будівельної діяльності, адже відомо, що нестача елементів мінерального живлення рослин негативно відбивається через пригнічення їх росту й розвитку.

Таблиця 5.5.3

Фітотоксичність ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро  
внаслідок мігрування сполук металів за ІТФ

Адміністративна одиниця	Нормування рівня фітотоксичності за ІТФ			
	II	III	IV	V
Амур-Нижньодні- провський район		<u>0,62 (0,56-0,68)</u> 7	<u>0,81 (0,75-0,87)</u> 5	<u>0,94</u> 1
Індустріальний район		<u>0,63 (0,52-0,69)</u> 5	<u>0,75 (0,74-0,75)</u> 2	
Новокодацький район	<u>0,47</u> 1	<u>0,61(0,51-0,70)</u> 6	<u>0,78 (0,73-0,85)</u> 5	
Самарський район		<u>0,59 (0,57-0,61)</u> 2	<u>0,78 (0,73-0,88)</u> 6	
Соборний район		<u>0,65 (0,60-0,64)</u> 4	<u>0,78 (0,72-0,85)</u> 4	
Центральний район	<u>0,50</u> 1	<u>0,55</u> 1	<u>0,81</u> 1	
Чечелівський район		<u>0,59 (0,55-0,68)</u> 7	<u>0,73 (0,71-0,74)</u> 2	
Шевченківський район	<u>0,47 (0,43-0,50)</u> 2	<u>0,60 (0,57-0,66)</u> 3	<u>0,80 (0,76-0,84)</u> 2	
Лівобережжя		<u>0,62 (0,52-0,69)</u> 12	<u>0,79 (0,73-0,87)</u> 13	<u>0,94</u> 1
Правобережжя	<u>0,47 (0,43-0,50)</u> 4	<u>0,61(0,51-0,70)</u> 21	<u>0,78 (0,71-0,85)</u> 14	
Дніпро	<u>0,47 (0,43-0,50)</u> 4	<u>0,61 (0,51-0,70)</u> 33	<u>0,78 (0,71-0,87)</u> 27	<u>0,94</u> 1

Примітка: чисельник – середнє значення ІТФ в ґрунтах відповідної категорії фітотоксичності, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Визначені рівні фітотоксичності відбивали не тільки безпосередньо навантаження внаслідок забруднення небезпечними сполуками металів, а й всі негативні впливи, що здійснювались на ґрунти урбоєкосистеми м. Дніпро, як то втрата екологічних функцій, забруднення нафтопродуктами, радіоактивними речовинами, тощо. Тому встановлення інтенсивності впливу на ґрунт внаслідок забруднення сполуками металів через дослідження можливої кореляції між ІТФ та інтегральними характеристиками поліелементного забруднення –  $Z_c$ , ІЗГ та  $C_d$  підтвердить пріоритетність металів, як найбільш небезпечних забруднювачів цієї абіотичної складової довкілля. Зворотній кореляційний зв'язок, як такий котрий можна вважати за суттєвий, було встановлено тільки між коефіцієнтом дисбалансу ( $C_d$ ) та фітотоксичністю (-0,838) на відміну від нормування відносно природного геохімічного фону ( $Z_c$ ) та санітарно-гігієнічного показника – ПДК (ІЗГ) – -0,765 та -0,763 відповідно, що пояснюється врахуванням в першому випадку як надлишку, так і нестачі елементів, в той час як решта ґрунтується тільки на рівні забруднення. Крім того  $C_d$  враховує не тільки нестачу металів у ґрунті, до речі серед досліджуваних є Zn та Cu, котрі в незначних кількостях, як мікроелементи, потрібні всім живим організмам, отже їх дефіцит також буде пригнічувати ріст і розвиток рослин, а й опосередковано відбиває низький рівень мінерального живлення рослин внаслідок перемішування гумусового шару з підстилаючими породами та розбавленням будівельним сміттям, що притаманно будь-якій урбоєкосистемі.

Результати кореляційного аналізу дублювали одержані рівняння регресії, в яких згідно значень достовірності апроксимації слабкий зв'язок між токсичністю ґрунту і рівнем його поліелементного забруднення за  $Z_c$  та ІЗГ відбивався ще чіткіше (формули 5.5.1-5.5.3, рис. 5.5.1). Можна стверджувати, що в умовах урбоєкосистеми токсичність ґрунту зумовлює не тільки забруднення, але й деконцентрація хімічних елементів.

$$\text{ІТФ} = -0,001\text{ІЗГ}^4 + 0,0042\text{ІЗГ}^3 + 0,0355\text{ІЗГ}^2 + 0,23281\text{ІЗГ} + 0,8675 \quad (5.5.1)$$

$$R^2 = 0,6669$$

$$IT\Phi = -0,0000003Z_c^4 + 0,00003Z_c^3 - 0,0006Z_c^2 - 0,0082Z_c + 0,8202 \quad (5.5.2)$$

$$R^2 = 0,6547$$

$$IT\Phi = 0,0004C_d^4 - 0,0074C_d^3 + 0,0539C_d^2 - 0,2095C_d + 0,939 \quad (5.5.3)$$

$$R^2 = 0,8207$$

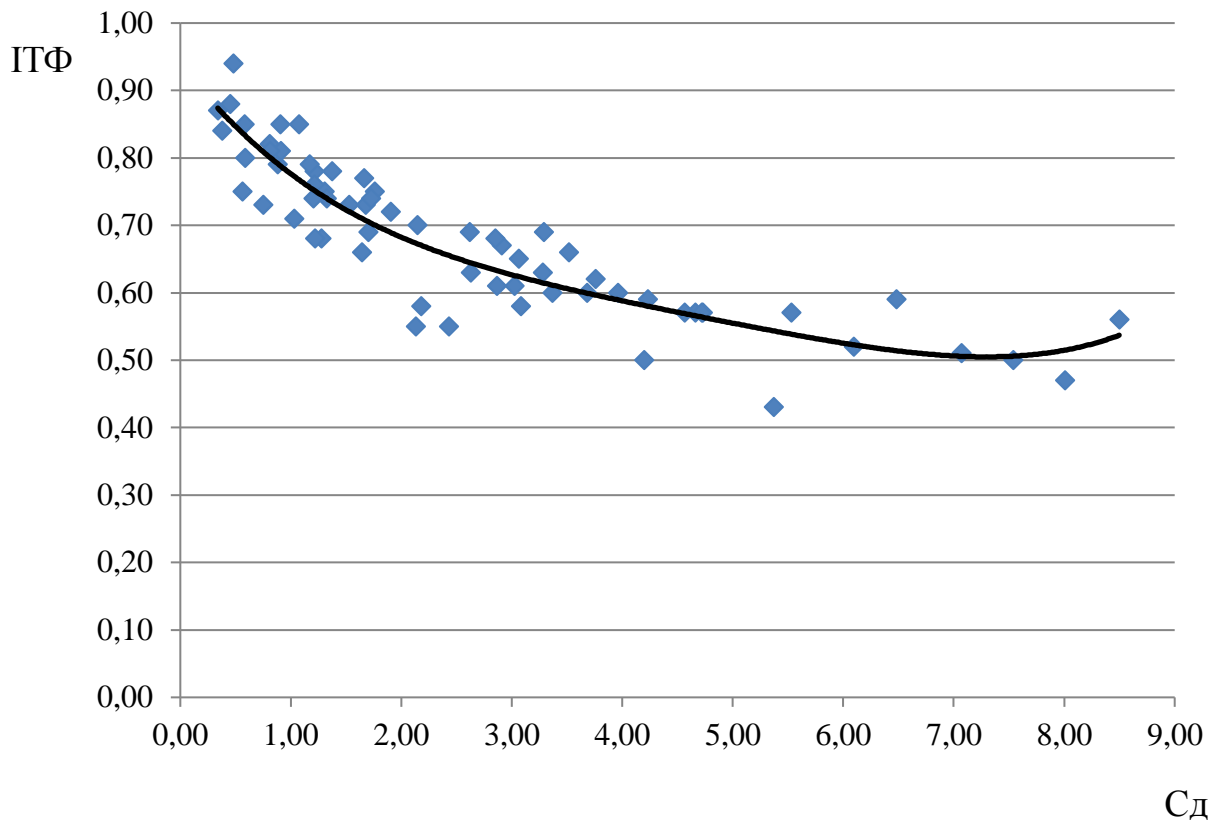


Рис. 5.5.1. Залежність фітотоксичності ґрунту (ITΦ) від дисбалансу валового вмісту катіонів металів (C<sub>д</sub>), вилучених після кислотної обробки ґрунту

Токсичність ґрунтів, встановлена за енергією проростання коливалась в менш широких межах ніж значення ITΦ (Додаток Л.), що пояснюється, по-перше, наявністю поживних речовин в зародку насінин вівса посівного (*Аvéна satíva*), а по-друге, замалим строком контакту корінців, які тільки-но проклюнулися, із забрудненим ґрунтовим середовищем для прояву токсичних ефектів. Перевищення середнього значення медіани свідчило про зростання токсичності ґрунтів на території урбоєкосистеми м. Дніпро (табл.

5.5.4). Вибірка характеризувалась пласковершинним розподіленням з низькою ексцесивністю, асиметрія носила правосторонній характер, проте була відносно незначною. Порівнюючи визначені статистичні характеристики фітотоксичності міських ґрунтів за ІТФ та енергією проростання, слід зазначити, що інформація отримана в останньому випадку була дещо спрощена і не відбивала реальної ситуації щодо рівня небезпеки.

Таблиця 5.5.4

Характеристика токсичності ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за енергією проростання вівса посівного (*Аvéна satíva*)

Показник	Енергія проростання, %
Мінімум	54,00
Максимум	100,00
Середнє	75,80
Медіана	74,80
Ексцес	-0,23
Асиметрія	0,47
Дисперсія	127,45
Стандартне відхилення	11,38
Розмах	46,00

Нормування токсичності відносно ступеня забруднення ґрунтів урбоекосистеми сполуками металів за енергією проростання було дещо некоректно, що пов'язано з нерівномірністю розподілення ділянок оціночної шкали відносно категорій значень даного показника, так категорія “середня токсичність (забруднення)” коливається в межах від 20 до 60 % в той час як на категорію “сильна токсичність (забруднення)” припадає вдвічі менше, тільки 10 % (підрозділ 2.8). Більшість значень відповідала слабкому рівню забруднення – 54 з 65 ділянок відбору проб (табл. 5.5.5). Згідно енергії проростання найбільш низькі значення, котрі відповідали категорії “середня

токсичність (забруднення)” відносились до промислових зон, як лівобережжя, так і правобережжя м. Дніпро.

Таблиця 5.5.5

Фітотоксичність ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро внаслідок мігрування сполук металів за енергією проростання, %

Адміністративна одиниця	Токсичність ґрунтів за енергію проростання, %		
	середня	низька	не має
Амур-Нижньодніпровський район	<u>56,4 (54,0-58,8)</u> 2	<u>75,4 (68,0-85,0)</u> 8	<u>97,3 (91,8-100,0)</u> 3
Індустріальний район		<u>67,1 (60,5-76,8)</u> 5	
Новокодацький район	<u>57,0</u> 1	<u>75,6 (60,3-89,5)</u> 11	
Самарський район		<u>76,0 (69,3-81,8)</u> 7	<u>94,3</u> 1
Соборний район		<u>76,5 (65,3-88,3)</u> 6	<u>98,6 (97,3-99,8)</u> 2
Центральний район		<u>74,4 (57,8-87,0)</u> 3	
Чечелівський район		<u>70,6 (61,5-75,0)</u> 8	<u>95,5</u> 1
Шевченківський район		<u>71,6 (65,3-80,3)</u> 6	<u>99,5</u> 1
Лівобережжя	<u>56,4 (54,0-58,8)</u> 2	<u>73,5 (60,5-85,0)</u> 20	<u>96,5 (91,8-100,0)</u> 4
Правобережжя	<u>57,0</u> 1	<u>73,8 (57,8-89,5)</u> 34	<u>98,0 (95,5-99,8)</u> 4
Дніпро	<u>56,6 (54,0-58,8)</u> 3	<u>73,7 (57,8-89,5)</u> 54	<u>97,3 8 (91,8-100,0)</u> 8

Примітка: чисельник – середнє значення енергії проростання в ґрунтах відповідної категорії фітотоксичності, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Кореляційний аналіз не виявив тісних зв'язків між фітотоксичністю за енергією проростання і чинниками поліелементного забруднення ґрунту, так коефіцієнт кореляції становив відносно  $C_d$  – -0,747,  $Z_c$  – -0,664 та  $IЗГ$  – -0,657, проте тенденція до більшої спорідненості з чинником, що враховує, як надлишок, так і нестачу металів зберігалась. Залежність між фітотоксичністю і дисбалансом валового вмісту катіонів металів в ґрунті була описана

рівнянням регресії з досить низькою достовірністю апроксимації (формули 5.5.4), відносно інтегральних чинників забруднення ( $Z_c$  та ІЗГ) залежностей не встановлено взагалі.

$$E_p = -0,0379C_d^5 + 0,8773C_d^4 - 7,4698C_d^3 + 28,689C_d^2 - 52,121C_d + 112,05 \quad (5.5.4)$$

$$R^2 = 0,654$$

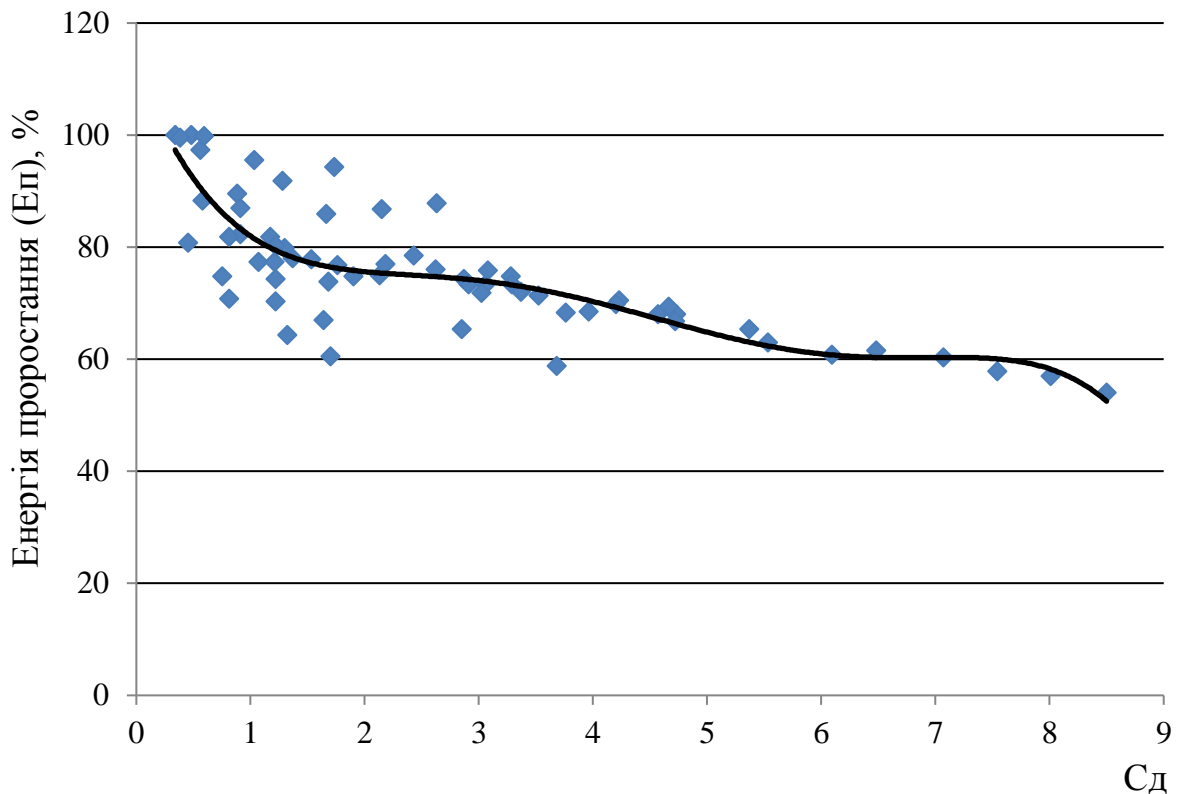


Рис. 5.5.2. Залежність фітотоксичності ґрунту ( $E_p$ ) від дисбалансу валового вмісту катіонів металів ( $C_d$ ), вилучених після кислотної обробки ґрунту

Порівняльна характеристика використання показників біотестування в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем показала переваги ІТФ щодо здійснення оцінювання спричиненої токсичності та встановлення рівня екологічної небезпеки для населення (табл. 5.5.6). Крім того цей показник є більш універсальним відносно врахування стану порушеного ґрунту, надання повноти інформації щодо фітотоксичності.

Ефективність застосування методів біотестування  
в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів  
у ґрунтах урбоекосистем

Характеристика	Показники	
	Енергія проростання	ІТФ
Тест-організм	Овес посівний ( <i>Avena sativa</i> L.)	
Тест-реакції	Енергія проростання	Довжина корінця, висота проростку, суха біомаса
Кількість категорій нормування	4	6
Особливості оцінювання	Пригнічення тест- організму	Пригнічення і стимуляція тест- організму
Кореляція із $Z_c$	-0,664	-0,765
Кореляція із ІЗГ	-0,657	-0,736
Кореляція із $C_d$	-0,745	-0,838
Кореляція із смертністю дорослого населення	0,384	-0,427
Кореляція із смертністю дітей до 1 року	-0,143	-0,662
Призначення	Для функціонуючих урбоекосистем при інтенсивному техноген- ному навантаженні	Для будь-яких урбоекосистем

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що енергія проростання не показувала повноту інформації щодо токсичності деградованого та забрудненого ґрунту через наявність поживних елементів безпосередньо в



самому зародку насінин вівса посівного (*Avena sativa*) та замалий контакт утворених корінців з токсичним середовищем, отже перевагу слід надавати використанню ІТФ. Встановлені рівні фітотоксичності ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро відбивали не тільки ареали hot spots забруднення, а й ступені деградації через вплив будівельної діяльності. Зважаючи на значення одержаних коефіцієнтів кореляції можна свідчити про тісний зв'язок між фітотоксичністю, як відносно інтегрального показника – ІТФ, так і за енергією проростання, з  $C_d$ , котрий відбиває дисбаланс валового вмісту катіонів металів в ґрунті на відміну від тільки одного рівня забруднення –  $Z_c$  та ІЗГ відповідно.

### 5.6 Висновки по розділу

1. Проведено екологічне оцінювання поліелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за СПЗ, ІЗГ та  $C_d$  по п'яти хімічним елементам – Cd, Pb, Zn, Cu і Ni на основі аналізу експериментальних даних щодо вмісту катіонів металів після кислотної обробки ґрунту та за показниками фітотоксичності.

2. При розрахунку СПЗ та ІЗГ встановлено, що найбільший внесок в забруднення міських ґрунтів давали Pb, Zn та Cu, так на окремих ділянках перевищення валового вмісту катіонів зазначених елементів сягали до 191,82; 24,22; 27,23 разів відносно фону та 143,22; 9,59; 6,61 разів відносно ГДК, а це за критеріями оцінки хімічної деградації ґрунтів залежно від груп токсичності забруднювачів В.В. Снакіна (1992) відповідало найвищому ступеню.

3. Доведено на основі картографування та методів математичної статистики, що показники  $Z_c$  та ІЗГ надають практично ідентичну просторову характеристику поліелементного забруднення ґрунту сполуками металів різницею в якій є тільки точка відліку – природний геохімічний фон чи ГДК, проте практичне використання ІЗГ досить сильно обмежується його вузьким нормуванням, а саме встановлюється тільки сам факт поліелементного

забруднення, проте не має характеристики ступеня його екологічної небезпеки, в той час як по відношенню до  $Z_c$  є прив'язка до рівня здоров'я населення урбоекосистем.

4. Науково обґрунтовано необхідність врахування нестачі і надлишку вмісту катіонів металів в ґрунті урбоекосистем при здійсненні оцінювання екологічної небезпечності поліелементного забруднення для довкілля та здоров'я населення міста на підставі встановлених коефіцієнтів кореляції та рівнянь регресії між коефіцієнтом дисбалансу катіонів металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni), фітотоксичністю ґрунтового середовища та показником смертності дітей до 1-го року. Обґрунтовано його екологічне прийнятне критеріальне значення  $< 7$  для урбоекосистеми м. Дніпро.

5. Науково обґрунтовано доцільність застосування методу біотестування в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів, сутністю якого є визначення інтегрального показника (ІТФ) за декількома тест-реакціями рослин.

6. Встановлена фітотоксичність ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро, забруднених небезпечними сполуками металів, за результатами біотестів з тест-культурою – вівсом посівним (*Avena sativa*)) шляхом визначення енергії проростання та з використанням, в якості тест-реакцій, довжини корінця, висоти проростку та сухої біомаси, відповідала низькому та середньому рівню при цьому враховувала, як забруднення, так і процеси деконцентрації внаслідок впливу будівельної діяльності.

7. Основні результати даного розділу опубліковано в працях [31-42].

### Список використаних джерел по розділу 5

1. Балюк С. А., Фатєєв А.І., Мірошніченко М.М. Ґрунтово-геохімічне обстеження урбанізованих територій. Харків : ННЦ "ІА ім. О.Н. Соколовського" УААН, 2004. 54 с.

2. Богданов Н. А., Чуйков Ю. С., Рыбкин В. С. Метод оценки состояния земель по индексу загрязнения почв. *Астраханский вестник экологического образования*. 2013. № 1 (23). С. 102–112.
3. Большаков А. М., Крутько В. Н., Пуцилло Е. В. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. Москва : Эдиториал УРСС, 1999. 256 с.
4. Водяницкий Ю. Н. Концепция гибкого подхода к оценке ориентировочно допустимой концентрации тяжелых металлов и металлоидов в почве. *Боллетень Почвенного института им. В. В. Докучаева*. 2011. Вып. 67. С. 49-66.
5. Горюнова Е. А. Анализ нормирования предельно допустимой концентрации содержания тяжелых металлов на придорожных землях сельскохозяйственного назначения. *Актуальные проблемы лесного комплекса*. 2017. Вып. 47. С. 92-96.
6. Грицан Н. П. Оценка состояния и уровня загрязнения тяжелыми металлами фитоценозов города Днепропетровска. Днепропетровск : Дніпро, 1992. 66 с.
7. Двинских С. А., Зуева Т. В., Зеленина Е. С. Социально-экологическое районирование, как метод оценки острых экологических проблем территории. *Ползуновский вестник*. 2011. № 4-2. С. 15-19.
8. Добровольский В. В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. Москва : Мысль, 1989. 305 с.
9. Дьяченко В. В., Берг Д. Ю., Данилова С.В. Экологический мониторинг и нормирование металлов в почвах. *Вектор науки Тольяттинского государственного университета*. 2011. № 2 (16). С. 41-45.
10. Ильин В. Б. Буферные свойства почвы и допустимый уровень ее загрязнения тяжелыми металлами. *Агрехимия*. 1997. № 11. С. 73-93.
11. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам. *Агрехимия*. 1995. № 1. С. 109-113.

12. Кабиров Р. Р., Сагитова А. Г., Суханов Н. В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории. *Экология*. 1997. № 6. С. 408-411.
13. Касьяненко А. А. Современные методы оценки рисков в экологии : учебное пособие. Москва : Изд-во РУДН, 2008. 271 с.
14. Киселев А. В. Оценка риска здоровью в системе гигиенического мониторинга. Санкт-Петербург : Медицинская академия последиplomного образования, 2001. 36 с.
15. Лисицин Ю. П., Сахно А. В. Здоровье человека – социальная ценность. Москва: Мысль, 1989. 89 с.
16. Мацибора А. В., Лисецкий Ф. Н., Кураева И. В., Войтюк Ю. Ю. Геоинформационное моделирование распределения тяжелых металлов в почвах города Киева. *Научные ведомости Белгородского государственного университета. Сер. Естественные науки*. 2014. № 23 (194), Вып. 29. С. 156-162.
17. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве / под. ред. Б .А. Ревича, Ю. Е. Саета, Р. С. Смирнова. М.: ИМГРЭ, 1990. 15 с.
18. Мороз А. В. Расчет суммарного показателя загрязнения почвы тяжелыми металлами. *Аграрная наука*. 2001. № 1. С. 6-7.
19. Мотузова Г. В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. Москва : Гаудеамус, 2007. 237 с.
20. Околелова А. А., Минкина Т. М., Мерзлякова А. С., Кожевникова В. П. Достоверность оценки загрязнения почв тяжелыми металлами. *Научный журнал Кубанского государственного аграрного университета*. 2014. № 101 (07). С. 134-159. URL: <http://cyberleninka.ru/article/n/dostovernost-otsenki-zagryazneniya-pochv-tyazhelymi-metallami>.

21. Околелова А. А., Кожевникова В. П., Куницына И. А., Тарасов А. П. Оценка полиэлементной токсикации почв. *Фундаментальные исследования*. 2014. № 3. С. 296-300.
22. СанПиН 42-128-4433-87. Санитарные нормы допустимых химических веществ в почве. Москва, 1988. 302 с.
23. СанПиН 4266-87. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. Москва, 1987. 10 с.
24. Степанок В. В. Влияние комплексов техногенных элементов на химический состав сельскохозяйственных культур. *Агрoхимия*. 2003. № 1. С. 50–60.
25. Тилекова Ж. Т., Тонкопий М. С., Тастанова Б. Е. Оценка загрязнения почв Прибалхашья тяжелыми металлами. *Фундаментальные исследования*. 2015. № 2 (17). С. 3723–3726.
26. Титова В. И., Дабахов М. В., Дабахова Е. В. Некоторые подходы к экологической оценке загрязнения земельных угодий. *Почвоведение*. 2004. № 10. С. 1264-1267.
27. Химическое загрязнение почв и их охрана: словарь-справочник / Орлов Д.С. и др. Москва: МГУ, 1991. 303 с.
28. Хомяков Д. М. К вопросу об оценке уровня загрязнения и состояния городских почв. *Современные проблемы загрязнения почв*. Москва : факультет почвоведения МГУ, 2010. С. 53-57.
29. Чернова О. В. Допустимые и фоновые концентрации загрязняющих веществ в экологическом нормировании (тяжелые металлы и другие химические элементы). *Почвоведение*. 2011. № 9. С. 1102-1113.
30. Черных Н. А., Ладонин В. Ф. Нормирование загрязнения почв тяжелыми металлами. *Агрoхимия*. 1995. № 6. С. 71-80.
31. Яковишина Т. Ф. Біотестування токсичності ґрунтів для оцінки ступеня небезпеки забруднення урбоєкосистем. *Scientific heritage*. 2017. №. 17. Р. 66-71.

32. Яковишина Т. Ф. Біотестування фітотоксичності ґрунтів урбоекосистем на прикладі м. Дніпропетровська. *V-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : Збірник наукових праць, 23-26 вересня 2015 р. Вінниця, 2015. С. 205.
33. Яковишина Т. Ф. Вплив забруднення металами ґрунтів на рівень здоров'я населення урбоекосистем. *Znanstvena misel*. 2018. №. 22. Р. 74-78.
34. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка поліелементного забруднення важкими металами ґрунтів м. Дніпропетровська. *Вісник Криворізького національного університету*. 2016. Вип. 41. С. 78-83.
35. Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.
36. Яковишина Т. Ф. Індекс антропогенного навантаження на ґрунт урбоекосистем внаслідок забруднення важкими металами. *Форум гірників – 2016* : Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції, 5-8 жовтня 2016 р. Дніпро, 2016. Т. 2. С. 224-229.
37. Яковишина Т., Толошний Р. Нормування забруднення металами ґрунту за сумарним цинковим еквівалентом токсичності. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 24-25 березня 2016 р. Тернопіль, 2016. С. 221-223.
38. Яковишина Т. Ф. Нормування поелементного та поліелементного забруднення за допомогою ГДК. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2016. Вип. 87. С. 152-158.
39. Яковишина Т. Ф. Оцінка поліелементного заміснення ґрунтів урбоекосистем тяжкими металами. *Scientific resources management of countries and regions* : Materials of International Scientific and Practical Congress, 18 July 2014 yr. Copenhagen (Denmark), 2014. Р. 25-30.

40. Яковишина Т. Ф. Порівняльний аналіз підходів до екологічної оцінки поліелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми важкими металами. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2016. № 6. С. 24-31.
41. Яковишина Т. Ф. Система біотестування токсичності ґрунту, забрудненого важкими металами. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2014. Вип. 3(27). С. 70-73.
42. Шматков Г. Г., Яковишина Т. Ф. Система показників комплексної оцінки поліелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоекосистеми. *Екологічні науки*. – 2018. – Вип. 1(20), Т. 2. – С. 25-29.
43. Crommentuijn T., Polder M. D., Van de Plassche E. J. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. *RIVM Report 601501001*. Netherlands : Bilthoven. 1997. 260 p.
44. Rahman S. H., Khanam D., Adyel T. M., Islam M. S., Ahsan M. A., Akbor M. A. Assessment of heavy metal contamination of agricultural soil around Dhaka Export Processing Zone (DEPZ), Bangladesh: implication of seasonal variation and indices. *Applied sciences*. 2012. № 2. P. 584–601.

## **РОЗДІЛ 6**

### **ПРОГНОЗУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ВНАСЛІДОК МІГРУВАННЯ СПОЛУК МЕТАЛІВ В ҐРУНТАХ УРБООКОСИСТЕМИ м. ДНІПРО**

Концепція аналізу екологічного ризику внаслідок мігрування забруднювачів в абіотичних складових навколишнього середовища отримала досить широке розповсюдження, як в Україні, так і за кордоном через необхідність прийняття рішень відносно управління якістю довкілля з метою мінімізації негативного впливу та дотримання норм екологічної безпеки, що, в свою чергу, забезпечить комфортні умови життєдіяльності населення техногенно навантажених регіонів. Саме тому оцінка екологічного ризику була одним із прикінцевих етапів проведення моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у міських ґрунтах. Адже в умовах всезростаючого техногенного навантаження на навколишнє середовище великого значення набуває екологічний ризик для визначення екологічної безпеки внаслідок розповсюдження сполук металів в межах функціонуючих урбоєкосистем. Екологічний ризик надає змогу спрогнозувати ймовірність виникнення зворотніх або незворотніх змін в біогеохімічних структурах та функціях будь-яких екосистем, в тому числі і урбоєкосистем, у відповідь на антропогенний вплив (В.Н. Башкин, 2007), що набуває важливого значення при прийнятті управлінських рішень відносно поліпшення якості міських ґрунтів.

Нажаль розробки щодо визначення екологічного ризику мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах знаходиться на стадії становлення [5, 16-17], тому в роботі було проаналізовано два підходи, а саме, на підставі токсико-відповіді організму на метал-забруднювач за рівнянням Хакансона [15] та з урахуванням ймовірнісного характеру розповсюдження за законом розподілення Вейбулла [1-3, 8,18].



## **6.1 Екологічний ризик забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро внаслідок мігрування сполук металів з урахуванням їх токсико-відповіді**

Спочатку проблема вивчення екологічного ризику визначалась виключно в аспекті здоров'я населення техногенно навантажених територій та зумовлювалась масштабами небезпеки виникнення будь-яких явищ або процесів для людей [19]. Протягом десятиліть основним критерієм в оцінці ризику людському здоров'ю була смертність [14], тому при визначенні екологічного ризику на підставі токсико-відповіді на метали-забруднювачі одержані результати було порівняно з даними смертності дорослого населення та дітей до 1-го віку м. Дніпро.

Метод визначення екологічного ризику запропонований L. Nakanson (1980) надав можливість встановити його на кожній конкретній ключовій ділянці [15], що дало змогу порівняти рівень забруднення ґрунту внаслідок мігрування сполук металів в різних районах міста та в правобережній і лівобережній його частинах.

Екологічний ризик від забруднення Cd ґрунтів був набагато меншим на лівобережній частині міста, що є досить молодою, її інтенсивна розбудова почалася в 70-80-х роках, а саме, значення E<sub>г</sub> було переважно низьким – на  $\frac{3}{4}$  до помірного – на  $\frac{1}{4}$  території, ніж на правобережжі, де зосереджена більша частина підприємств, що зумовлюється історичним фактором розвитку осередку промислового виробництва, котре зараз припадає на територію південно-західної групи заводів (Додаток М., табл. 6.1.1). Так, в Новокодацькому та Чечелівському районах потенційна небезпека досягала значного рівня за повною відсутністю низького в останньому випадку. Порівнюючи отриманні дані зі значеннями ГДК, концентраціями геохімічного та урбанізованого фону слід звернути увагу на більш чітке відображення небезпеки ситуації, яка склалася на території м. Дніпро, тому що E<sub>г</sub> відбиває не тільки перевищення нормативів, а й враховує його токсичну небезпеку для організму людини [6].

Фактор екологічного ризику (Er) забруднення сполуками Cd  
 ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро

Адміністративна одиниця	Нормування за Er		
	низький	помірний	значний
Амур-Нижньодніпровський район	<u>26,53 (14,31-0,70)</u> 10	<u>60,28 (58,54-63,54)</u> 3	
Індустріальний район	<u>19,79 (13,38-32,31)</u> 3	<u>59,39 (49,46-69,31)</u> 2	
Новокодацький район	<u>29,48 (22,77-38,31)</u> 5	<u>48,14 (40,77-53,08)</u> 5	<u>92,23 (85,08-99,31)</u> 3
Самарський район	<u>25,60 (15,85-37,15)</u> 5	<u>47,27 (43,62-50,92)</u> 2	
Соборний район	<u>27,73 (10,23-37,92)</u> 4	<u>51,44 (46,69-58,62)</u> 4	
Центральний район	<u>37,31</u> 1	<u>51,93 (51,85-52,00)</u> 2	
Чечелівський район		<u>60,60 (45,38-75,46)</u> 8	<u>126,69</u> 1
Шевченківський район	<u>35,46</u> 1	<u>53,42 (49,92-61,08)</u> 6	
Лівобережжя	<u>24,99</u> 18	<u>56,31</u> 7	
Правобережжя	<u>30,10</u> 11	<u>54,22</u> 25	<u>100,85</u> 4
Дніпро	<u>26,93</u> 29	<u>54,68</u> 32	<u>100,85</u> 4

Примітка: чисельник – середнє значення Er в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Однак при аналізі табл. 6.1.1 слід звернути увагу на те що ділянок з перевищенням ГДК на території міста взагалі не встановлено, проте нормування екологічного ризику згідно даного методу сягає категорії “значний”, тому виникає проблема відповідності його санітарно-гігієнічним нормативам. Цю невідповідність чітко ілюструє розрахунок екологічного ризику, як відносної величини, для геохімічного фону та 1 ГДК, що, в свою чергу, становить: в першому випадку 30 – низький, а в другому – 236,8 – високий ризик.

Досить цікаво порівняти екологічний ризик ( $E_r$ ) згідно методики L. Nakanson (1980) від забруднення Cd з елементом по якому також не зафіксовано на території урбоекосистеми м. Дніпро забруднення ґрунтів відносно ГДК та природного геохімічного фону – нікелем. Згідно нормування за фоновою концентрацією валовий вміст катіонів Ni в міських ґрунтах відповідає природній флуктуації, притаманній зональному чорнозему звичайному малогумусному важкосуглинковому, а за ГДК – визначається як безпечний. Токсико-відповідь на забруднення сполуками цього елемента в 10 разів слабша, ніж на кадмій [4, 15]. Відсутність забруднення за умов слабкої токсичності давали низькі значення фактору екологічного ризику (Додаток М., табл. 6.1.2), що по нікелю співпадало з результатами оцінювання забруднення за  $Z_c$  та ІЗГ.

Таблиця 6.1.2

Фактор екологічного ризику ( $E_r$ ) забруднення сполуками Ni ґрунтів урбоекосистемим. Дніпро

Адміністративна одиниця	Нормування за $E_r$		
	низький	помірний	значний
Амур-Нижньо- дніпровський район	<u>2,27 (0,96-3,97)</u> 13		
Індустріальний район	<u>2,42 (1,40-3,59)</u> 5		
Новокодацький район	<u>2,90 (1,29-4,29)</u> 12		
Самарський район	<u>2,27 (0,83-3,54)</u> 8		
Соборний район	<u>3,01 (1,27-4,32)</u> 8		
Центральний район	<u>3,27 (2,93-3,73)</u> 3		
Чечелівський район	<u>3,72 (1,84-6,99)</u> 9		
Шевченківський район	<u>3,33 (1,67-6,00)</u> 7		
Лівобережжя	<u>2,30 (0,83-3,97)</u> 26		
Правобережжя	<u>3,22 (1,27-6,99)</u> 39		

## Продовження табл. 6.1.2

Адміністративна одиниця	Нормування за Ег		
	низький	помірний	значний
Дніпро	<u>2,85 (0,83-6,99)</u> 65		

Примітка: чисельник – середнє значення Ег в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Свинець за валовим вмістом катіонів, визначених після кислотної обробки ґрунту, на більшій половині території м. Дніпро не являв небезпеки, за виключенням окремих ареалів, проте характеризувався підвищеною здатністю сполук до мігрування та носив техногенний характер при частковій втраті буферних властивостей міських ґрунтів. З урахуванням токсико-відповіді та наявного вмісту в ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро фактор екологічного ризику забруднення сполуками Рb на більшій частині території був низьким за виключенням промислових зон Новокодацького та Шевченківського районів на правобережжі та Амур-Нижньодніпровського району на лівобережній частині міста (Додаток М., табл. 6.1.3).

Таблиця 6.1.3

Фактор екологічного ризику (Ег) забруднення сполуками Рb  
ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро

Адміністративна одиниця	Нормування за Ег		
	низький	помірний	значний
Амур-Нижньодніпровський район	<u>8,29 (1,50-16,86)</u> 12		<u>85,49</u> 1
Індустріальний район	<u>7,71 (2,50-17,90)</u> 5		
Новокодацький район	<u>9,41 (4,08-17,04)</u> 10	<u>68,93 (68,34-69,61)</u> 2	
Самарський район	<u>10,65 (2,21-35,65)</u> 8		
Соборний район	<u>6,64 (1,78-10,57)</u> 8		
Центральний район	<u>8,85 (7,13-10,57)</u> 2		<u>81,21</u> 1

Продовження табл. 6.1.3

Адміністративна одиниця	Нормування за Ег		
	низький	помірний	значний
Чечелівський район	<u>13,57 (5,63-36,31)</u> 9		
Шевченківський район	<u>7,45 (4,04-10,77)</u> 6		<u>95,91</u> 1
Лівобережжя	<u>8,93</u> 25		<u>85,49</u> 1
Правобережжя	<u>9,48</u> 35	<u>68,93 (68,34-69,61)</u> 2	<u>88,56</u> 2
Дніпро	<u>9,25</u> 60	<u>68,93 (68,34-69,61)</u> 2	<u>87,54</u> 3

Примітка: чисельник – середнє значення Ег в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Стосовно валового вмісту катіонів  $Pb^{2+}$  фактор екологічного ризику мав більшу спорідненість із нормуванням за концентрацією природного геохімічного фону, ніж за санітарно-гігієнічним показником – ГДК. Спостерігалась чітка невідповідність між нормуванням забруднення відносно сполук свинцю здатними до мігрування, що відносяться до рухомих форм, як відносно природного геохімічного фону, так і відносно ГДК, із значеннями Ег, що свідчить про неврахування впливу буферної здатності ґрунтів на їх міграційну здатність [7].

Забруднення  $Cu$  внаслідок мігрування її сполук в ґрунтах урбоєкосистеми м. Дніпро характеризувалось незначним техногенним внеском, відносно валового вмісту катіонів  $Cu^{2+}$  на рівні природного геохімічного фону за фоноюю концентрацією та безпечного рівня за ГДК, з поодинокими hot spots, при підвищеній потенційній здатності до мігрування, проте достатньому кількісному запасі буферності. Наявність hot spot чітко відбивалась через значення Ег в Чечелівському районі, на решті ж території екологічний ризик можна характеризувати, як низький, що не являє небезпеки для функціонування урбоєкосистеми (Додаток М., табл. 6.1.4).

Фактор екологічного ризику (Er) забруднення сполуками Cu  
 ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро

Адміністративна одиниця	Нормування за Er		
	низький	помірний	значний
Амур-Нижньо- дніпровський район	<u>7,54 (2,00-35,85)</u> 13		
Індустріальний район	<u>7,15 (2,48-16,34)</u> 5		
Новокодацький район	<u>9,53 (15,44-23,28)</u> 12		
Самарський район	<u>6,10 (1,18-13,91)</u> 8		
Соборний район	<u>6,35 (1,45-10,74)</u> 8		
Центральний район	<u>11,25 (5,83-14,48)</u> 3		
Чечелівський район	<u>15,25 (5,67-27,77)</u> 8		<u>136,15</u> 1
Шевченківський район	<u>9,69 (3,90-23,84)</u> 7		
Лівобережжя	<u>7,02 (1,18-35,85)</u> 26		
Правобережжя	<u>10,23 (1,45-27,77)</u> 38		<u>136,15</u> 1
Дніпро	<u>8,93 (1,18-35,85)</u> 64		<u>136,15</u> 1

Примітка: чисельник – середнє значення Er в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

На більшій частині м. Дніпро за валовим вмістом катіонів цинку, що визначали після кислотної обробки, спостерігалось забруднення, котре відповідало помірній категорії за фоновією концентрацією та небезпечному рівню за ГДК, зі значною здатністю сполук до мігрування, а саме, вміст катіонів  $Zn^{2+}$  вилучених 1Н HCl (у сполуках, які відносяться до потенційно-рухомих форм) – 99 % та за допомогою ААБ з рН 4,8 (у сполуках рухомих форм) – 87 % від валу, при відсутності буферної здатності більш ніж на  $\frac{2}{3}$  території та високій техногенності. Проте значення токсико-відповіді біоти на надлишок Zn в навколишньому природному середовищі найменше, що, в

свою чергу, позначалось на значеннях  $E_r$  та нівелювало екологічну небезпеку внаслідок мігрування небезпечних сполук цього елемента (Додаток М., табл. 6.1.5). Так, незважаючи на перевищення санітарно-гігієнічного показника – ГДК за валовим вмістом катіонів до 10 разів і катіонів, що відносяться до сполук рухомих форм більш ніж в 35 разів, екологічний ризик внаслідок забруднення ґрунтів  $Zn$  на всій території урбоекосистеми м. Дніпро визначався як низький.

Таблиця 6.1.5

Фактор екологічного ризику ( $E_r$ ) забруднення сполуками  $Zn$   
ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро

Адміністративна одиниця	Нормування за $E_r$		
	низький	помірний	значний
Амур-Нижньодніпровський район	<u>6,92 (0,39-19,89)</u> 13		
Індустріальний район	<u>9,17 (1,91-19,88)</u> 5		
Новокодацький район	<u>7,93 (1,41-24,22)</u> 12		
Самарський район	<u>4,17 (1,72-11,08)</u> 8		
Соборний район	<u>5,82 (0,49-11,21)</u> 8		
Центральний район	<u>9,07 (3,97-13,39)</u> 3		
Чечелівський район	<u>8,42 (2,52-19,28)</u> 9		
Шевченківський район	<u>9,11 (1,82-19,51)</u> 7		
Лівобережжя	<u>6,50 (0,39-19,89)</u> 26		
Правобережжя	<u>7,91 (0,49-24,22)</u> 39		
Дніпро	<u>7,35 (0,39-24,22)</u> 65		

Примітка: чисельник – середнє значення  $E_r$  в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

В результаті експериментальних досліджень виявлено ряд недоліків

щодо традиційного підходу визначення екологічного ризику за  $E_r$ . Згідно коефіцієнтів кореляції, було встановлено, що  $E_r$  дублює  $K_c$  та  $K_{нб}$ , однак при його застосуванні, на відміну від зазначених показників, виникають проблеми з нормуванням забруднення внаслідок мігрування сполук металів, а саме, по-перше, за умов однакового техногенного навантаження в межах одного класу небезпеки забруднювачів може бути встановлено різні рівні екологічного ризику, а, по-друге, хоча й ґрунтується на ступені небезпеки для організму людини, не відповідає санітарно-гігієнічному нормативу – ГДК. Ця невідповідність була доведена визначенням потенційного екологічного ризику відносно забруднення сполуками кадмію для геохімічного фону та 1 ГДК. Згідно коефіцієнтів кореляції між ЧТМ та  $E_r$  доведено, що останні не відбивають антропогенного характеру забруднення, адже їх значення зменшувались в ряді  $Cd > Zn > Pb > Cu$ . Відсутність кореляційних зв'язків між фактором екологічного ризику та смертністю показало, що забруднення за окремим елементом не може бути лімітуючим фактором стану здоров'я населення, а відносно ЧТМ свідчило про низьку ефективність застосування даного показника щодо визначення екологічної небезпеки внаслідок мігрування сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем (табл. 6.1.6)

Таблиця 6.1.6

Коефіцієнти кореляції між показниками екологічної небезпеки та фактором екологічного ризику ( $E_r$ ) внаслідок забруднення ґрунту урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів

Показники екологічної небезпеки	$E_r$				
	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni
ЧТМ, %	0,597	0,845	0,704	0,911	-
Смертність дорослого населення, випадків на 1 тис. чол.	0,143	-0,239	0,281	0,095	-0,178
Смертність дітей до 1 року, випадків на 1 тис. чол.	0,080	0,494	0,386	0,171	-0,114



Для оцінки поліелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро було визначено потенційний екологічний ризик за методикою [15], як суму індивідуальних  $E_i$  від кожного досліджуваного металу. На більшості території міста ризик спричинений групою металів характеризувався, як низький, і тільки на сімох ділянках відповідав помірному рівню (Додаток М., табл. 6.1.7).

Таблиця 6.1.7

Потенційний екологічний ризик (RI) поліелементного забруднення  
сполуками металів ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро

Адміністративна одиниця	Нормування за RI		
	низький	помірний	значний
Амур-Нижньодніпровський район	<u>53,12 (30,26-98,03)</u> 12	<u>208,39</u> 1	
Індустріальний район	<u>62,09 (23,46-113,42)</u> 5		
Новокодацький район	<u>71,86 (39,45-134,59)</u> 10	<u>197,70 (187,17-208,22)</u> 2	
Самарський район	<u>54,40 (24,01-111,61)</u> 8		
Соборний район	<u>68,41 (15,68-86,22)</u> 8		
Центральний район	<u>74,01 (72,66-75,35)</u> 2	<u>162,83</u> 1	
Чечелівський район	<u>93,16 (64,44-118,96)</u> 7	<u>224,44 (211,04-237,84)</u> 2	
Шевченківський район	<u>80,60 (50,68-108,00)</u> 6	<u>167,91</u> 1	
Лівобережжя	<u>55,32 (23,46-113,42)</u> 25	<u>208,39</u> 1	
Правобережжя	<u>75,57 (15,68-134,59)</u> 33	<u>195,84(162,83-237,84)</u> 6	
Дніпро	<u>66,84 (15,68-134,59)</u> 58	<u>197,63(162,83-237,84)</u> 7	

Примітка: чисельник – середнє значення RI в ґрунтах відповідної категорії забруднення, в дужках межі коливань; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

Регресійний аналіз дав змогу одержати ряд рівнянь, котрі визначали залежність RI від показників екологічної небезпеки (рис. 6.1.1-3). На підставі

одержаних залежностей потенційного екологічного ризику від інтегральних показників поліелементного забруднення, спричиненого групою досліджуваних металів, доведено, що RI в більшій мірі має спорідненість з оцінюванням ступеня небезпеки за природним геохімічним фоном, чим за ГДК згідно коефіцієнту достовірності апроксимації – 0,8555 і 0,7951 відповідно (рис. 6.1.1-2). Встановлено, що RI не відбиває дисбалансу катіонів металів у ґрунті (0,6948) (рис. 6.1.3).

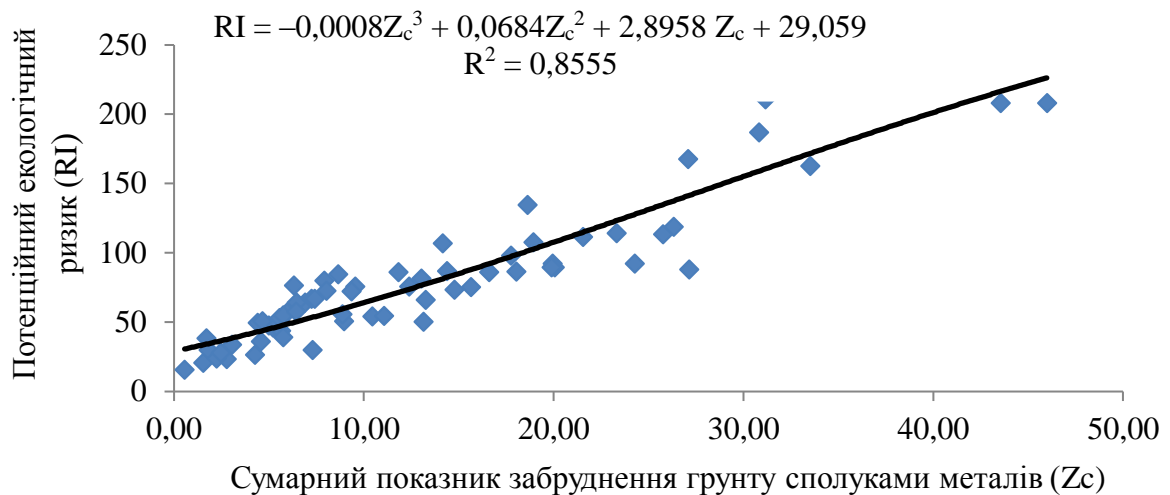


Рис. 6.1.1. Залежність потенційного екологічного ризику від інтегральних показників оцінювання поліелементного забруднення сполуками металів  $Z_c$

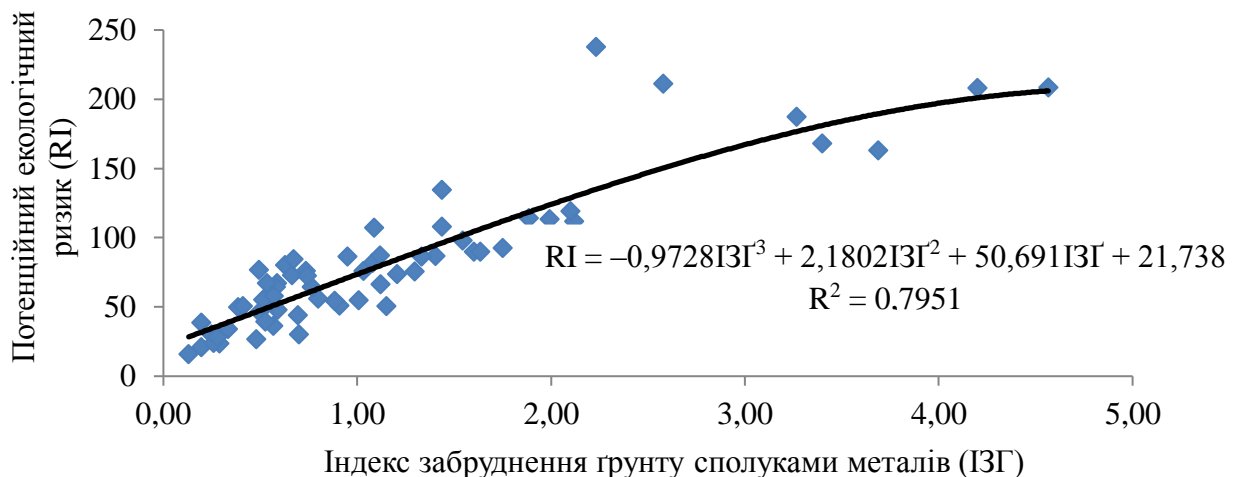


Рис. 6.1.2. Залежність потенційного екологічного ризику від інтегральних показників оцінювання поліелементного забруднення сполуками металів ІЗГ

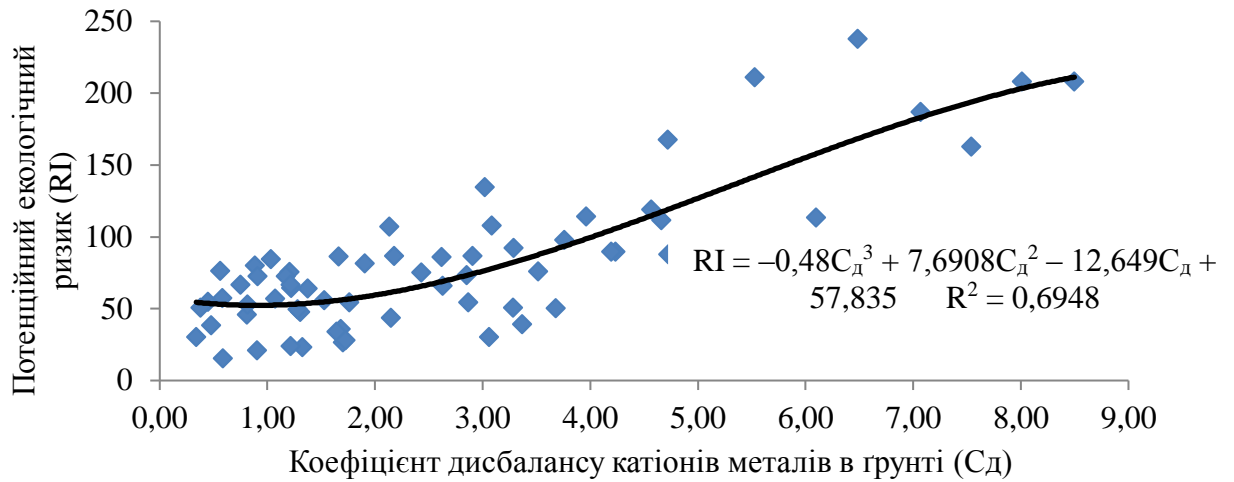


Рис. 6.1.3 Залежність потенційного екологічного ризику від інтегральних показників оцінювання поліелементного забруднення сполуками металів  $C_d$

Для врахування особливостей міських ґрунтів, порушених при розбудові і функціонуванні урбоєкосистеми було перевірено відповідність ступеня екологічної небезпеки за RI рівню фітотоксичності, утвореної внаслідок мігрування сполук металів у ґрунтах урбоєкосистеми (рис. 6.1.4-5).

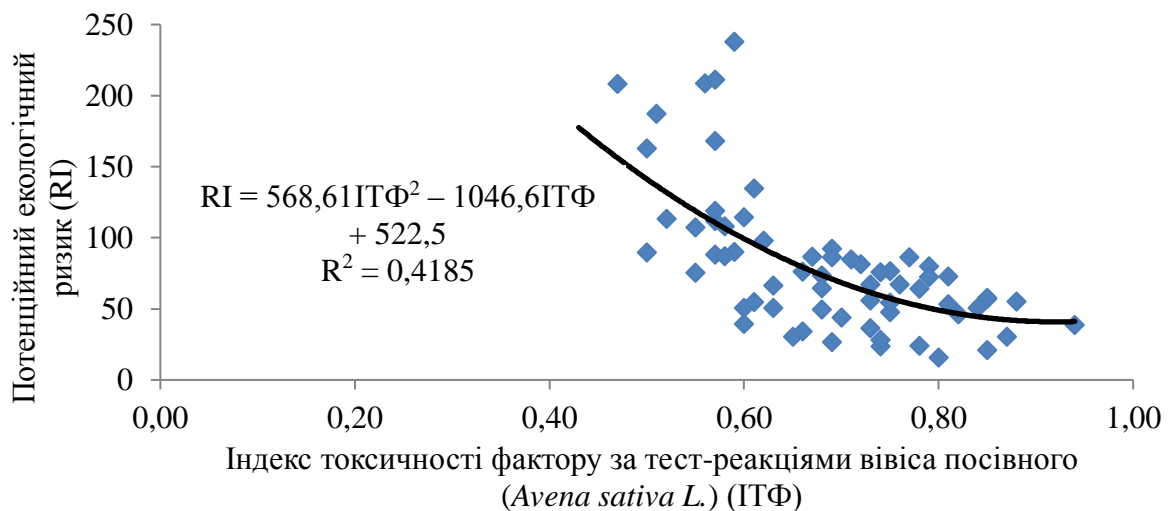


Рис. 6.1.4. Залежність потенційного екологічного ризику від показників оцінювання токсичності ґрунту, спричиненої внаслідок мігрування сполук металів ITФ

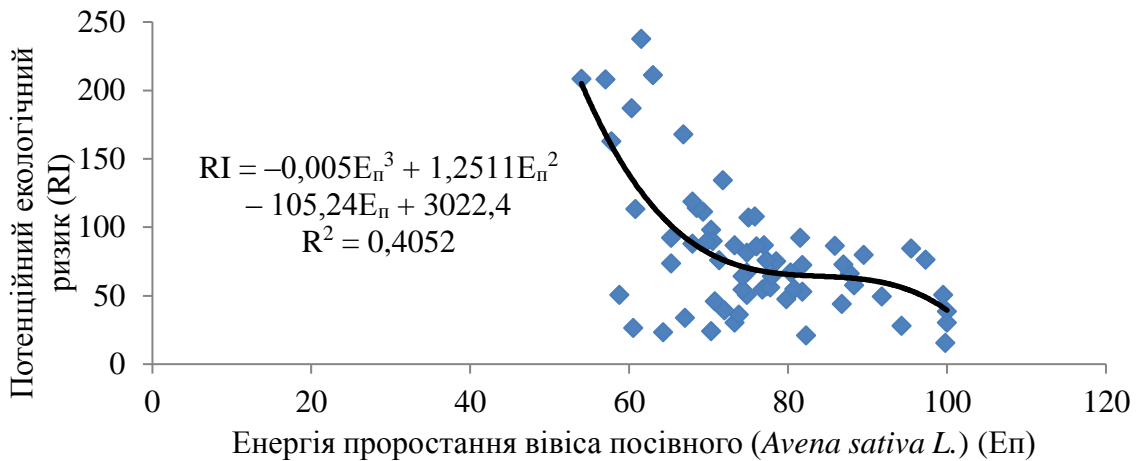


Рис. 6.1.5. Залежність потенційного екологічного ризику від показників оцінювання токсичності ґрунту, спричиненої внаслідок мігрування сполук  $E_{п}$

Проте згідно низької достовірності апроксимації залежностей потенційного екологічного ризику від показників ІТФ та  $E_{п}$ , доведено, що RI не відбиває ступеня фітотоксичності ґрунту (рис. 6.1.4-5), отже ступеня порушення міських ґрунтів цей показник не враховував.

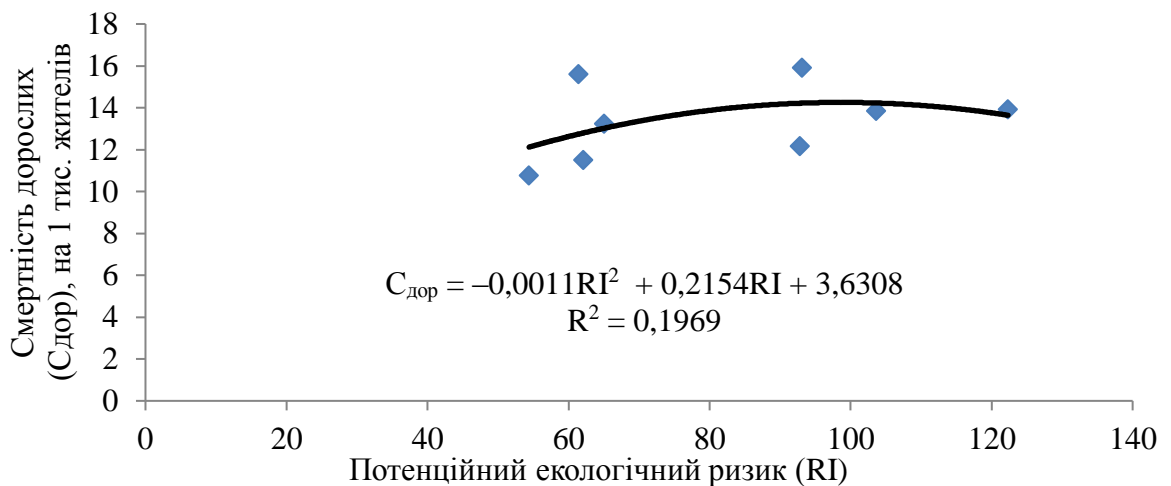


Рис. 6.1.6. Залежність смертності дорослого населення від потенційного екологічного ризику, спричиненого внаслідок мігрування сполук металів

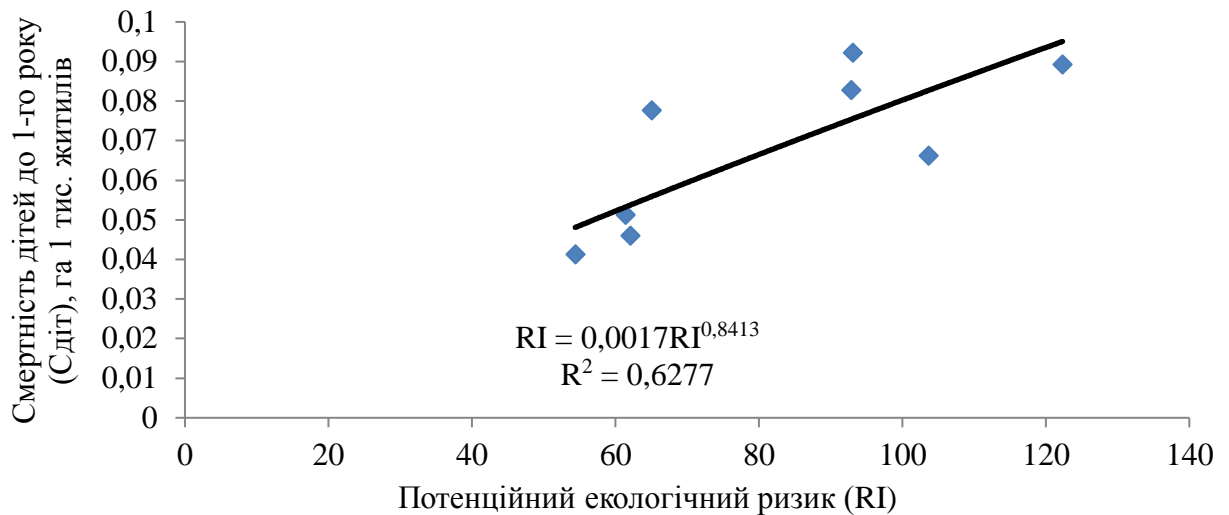


Рис. 6.1.7. Залежність смертності дітей до 1-го року від потенційного екологічного ризику, спричиненого внаслідок мігрування сполук металів.

Зважаючи, що  $RI$  враховує токсико-відповідь організму людини на забруднення сполуками металів була перевірена відповідність визначення екологічного ризику внаслідок їх мігрування у ґрунті відносно рівня здоров'я населення. На підставі рівнянь регресії між потенційним екологічним ризиком та смертністю населення урбоекосистеми м. Дніпро доведено, що  $RI$  не був визначальним чинником стану здоров'я населення урбоекосистеми (рис. 6.1.6-7). Згідно даних достовірності апроксимації встановлено, що потенційний екологічний ризик позначався в більшій мірі на рівні смертності дітей до 1-го року, чим дорослих (рис. 6.1.6-7).

Підсумовуючи вище викладене, слід зазначити, що визначення  $Eg$  та  $RI$  не надавало можливості здійснювати прогнозування екологічної небезпеки внаслідок мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистеми, тому залучення цих показників до системи моніторингу не має сенсу

## 6.2 Прогнозування екологічного ризику забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро внаслідок мігрування сполук металів за розподіленням Вейбулла

Використання розподілення Вейбулла для оцінки екологічного ризику надає змогу на думку Г.Г. Бугайової (2010) охарактеризувати його ймовірність в залежності, по-перше, від інтенсивності різних джерел надходження токсикантів, отже врахувати строкатість їх розповсюдження, а, по-друге, від абсолютної величини показника забруднення будь-якого абіотичного компонента навколишнього середовища [3]. Проте небезпека для здоров'я людини, яку несе поняття екологічного ризику [9-10], в цьому випадку, має дещо розмитий характер, адже чіткого нормування для отриманих розрахункових величин авторами не запропоновано, тому виникає необхідність у визначенні доцільності їх використання в конкретних умовах.

При визначенні екологічного ризику внаслідок розповсюдження поелементного забруднення сполуками металів на конкретній території здійснювати прив'язку до нормування згідно діючих систем оцінювання за ГДК та природним геохімічним фоном. Так відносно формули 2.9.3 коефіцієнт нормування поелементного забруднення ґрунтів за рівнями небезпеки відносно ГДК має становити (для валового вмісту катіонів металів у ґрунті  $k=1$  – толерантний,  $k=2$  – помірно небезпечний та  $k=5$  – небезпечний рівень забруднення; для вмісту катіонів, що відносяться до рухомих форм  $k=1$  – помірно небезпечний та  $k=2$  – небезпечний рівень забруднення).

Для нормування поелементного забруднення за природним геохімічним фоном формула була допрацьована і отримала наступний вигляд

$$R_{n(C\Phi)} = \exp \left[ - \left( \frac{b_j \cdot k \cdot C\Phi_j}{c_j} \right)^{m_j} \right] \quad (6.2.1)$$

де  $C\Phi_j$  – фоновий вміст катіонів металу в зональному ґрунті, мг/кг;

$k$  – коефіцієнт нормування інтенсивності поелементного забруднення відносно природного геохімічного фону для валового вмісту катіонів та катіонів, що відносяться до рухомих форм ( $k=1$  – слабе,  $k=2$  – помірне та  $k=6$  – сильне забруднення).

Метод, який враховує ймовірністний характер, потребував визначення урбанізованого геохімічного фону, як середнього, для кожного району міста. За результатами опробування ґрунтів щодо визначення валового вмісту Cd отримана щільність розподілення концентрацій катіонів цього елемента в ґрунтах, що мала право-асиметричний характер, отже задовільно описувалась функцією розподілення Вейбулла [10]. Розраховані згідно алгоритму В.В. Столярова [8] параметри рівняння Вейбулла наведені в табл. 6.2.1. Коефіцієнт варіації ( $C_V^E$ ) є не тільки відносною характеристикою ступеня розподілення випадкової величини відносно середнього, а й за умов  $C_V^E < 0,33$ , ще раз ґрунтовно доводить доцільність використання розподілення Вейбулла для оцінки екологічного ризику. Його величину визначали згідно наявних рівнів забруднення при нормуванні за ГДК та природним геохімічним фоном.

Таблиця 6.2.1

Статистичні характеристики розподілення вмісту катіонів металів  
в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро

Характеристика	Cd	Ni	Cu	Zn	Pb
Валовий вміст					
Середній вміст, мг/кг	0,59	10,93	29,06	290,99	65,86
Стандартне відхилення	0,28	4,35	45,91	238,29	90,70
Коефіцієнт варіації	0,47	0,40	1,58	0,82	1,38
Параметр форми	2,250	2,700	0,653	1,220	0,738
Параметр масштабу	0,666	12,290	21,379	310,621	54,574

Продовження табл. 6.2.1

Характеристика	Cd	Ni	Cu	Zn	Pb
Рухомі форми					
Середній вміст, мг/кг	0,21	1,08	1,86	64,49	18,11
Стандартне відхилення	0,11	0,49	4,90	117,06	23,07
Коефіцієнт варіації	0,52	0,45	2,63	1,82	1,27
Параметр форми	2,010	2,35	0,442	0,583	0,793
Параметр масштабу	0,237	1,217	0,720	41,24	15,89

На відміну від концентрації Cd в ґрунті (вся в межах ГДК), значення екологічного ризику досить сильно варіювало по території міста (табл. 6.2.2), іноді на декілька порядків, що надавало змогу визначити найбільш проблемні райони: Чечеловський, Новокодацький, Шевченківський та Центральний, які знаходяться на правобережній частині міста, а це, в свою чергу, збігалось з результатами розрахунку  $R_n$  одержаними за методикою L. Nakanson (1980). Зростання рівня ризику викликало, як підвищення значень урбанізованого фону, так і ступінь мінливості концентрації Cd в межах обраної адміністративної одиниці, чим і пояснювались його величини на право- та лівобережжі, а також по місту в цілому. Оцінка  $R_n$  запропонована в роботі [9] шляхом порівняння ділянок з різним рівнем техногенного навантаження або між різними забруднювачами без нормування рівня небезпеки суттєво обмежує його використання. Доречніше застосовувати нормування екологічного ризику, як ймовірнісної величини за В.Т. Алімовим та Н.П. Тарасовою (2006) [1], в такому випадку безумовно прийнятним ( $R_n < 10^{-8}$ ) він буде в Амур-Нижньодніпровському, Індустріальному та Соборному районах; прийнятним ( $R_n 10^{-6}-10^{-8}$ ) – в Самарському, Центральному та Шевченківському районах; неприйнятним ( $R_n > 10^{-6}$ ) – в Новокодацькому та Чечелівському районах. Екологічний ризик, визначений за сполуками здатними до мігрування, був неприйнятним по всій території урбоєкосистеми



м. Дніпро (табл. 6.2.2).

Таблиця 6.2.2

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Cd ґрунтів м.Дніпро за ГДК

Адміністративна одиниця	За валовим вмістом (толерантний рівень)		За рухомими формами (небезпечний рівень)	
	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (ГДК)	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (ГДК)
Амур-Нижньодніпровський район	0,44	$1,34 \cdot 10^{-13}$	0,17	0,39
Індустріальний район	0,46	$2,21 \cdot 10^{-12}$	0,18	0,43
Новокодацький район	0,69	$1,85 \cdot 10^{-5}$	0,25	0,64
Самарський район	0,4	$2,16 \cdot 10^{-6}$	0,11	0,10
Соборний район	0,52	$6,73 \cdot 10^{-10}$	0,18	0,43
Центральний район	0,61	$5,98 \cdot 10^{-7}$	0,29	0,72
Чечелівський район	0,88	$1,87 \cdot 10^{-3}$	0,33	0,78
Шевченківський район	0,66	$5,84 \cdot 10^{-6}$	0,26	0,67
Лівобережжя	0,44	$4,51 \cdot 10^{-14}$	0,15	0,29
Правобережжя	0,69	$1,65 \cdot 10^{-5}$	0,25	0,64
Дніпро	0,59	$1,46 \cdot 10^{-7}$	0,21	0,54

Визначення екологічного ризику за природним геохімічним фоном свідчило про досить широке розповсюдження слабкої та помірної категорії забруднення по території урбоєкосистеми м. Дніпро (табл. 6.2.3), на відміну

від визначення цього показника за ГДК, а це, в свою чергу пояснюється тим, що в зональному ґрунті – чорноземі звичайному, валовий вміст катіонів  $\text{Cd}^{2+}$  природного геохімічного фону майже на порядок менший за ГДК. Екологічний ризик, визначений за рухомими формами Cd бул неприйнятним для всіх категорій забруднення (табл. 6.2.4).

Таблиця 6.2.3

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Cd ґрунтів м. Дніпро, нормування за природним геохімічним фоном відносно валового вмісту

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (Сф)		
		1	2	3
Амур-Нижньодніпровський район	63,75	0,74	0,24	$4,35 \cdot 10^{-8}$
Індустріальний район	34,55	0,76	0,27	$2,18 \cdot 10^{-7}$
Новокодацький район	86,60	0,90	0,59	$1,97 \cdot 10^{-3}$
Самарський район	47,73	0,69	0,18	$1,11 \cdot 10^{-9}$
Соборний район	29,75	0,81	0,36	$5,67 \cdot 10^{-6}$
Центральний район	147,71	0,86	0,50	$2,77 \cdot 10^{-4}$
Чечелівський район	60,82	0,94	0,74	$2,76 \cdot 10^{-2}$
Шевченківський район	89,96	0,89	0,56	$1,02 \cdot 10^{-3}$
Лівобережжя	53,21	0,73	0,23	$2,34 \cdot 10^{-8}$
Правобережжя	74,29	0,90	0,59	$1,85 \cdot 10^{-3}$
Дніпро	65,86	0,85	0,47	$1,23 \cdot 10^{-4}$

Примітка: 1 – для слабкої категорії забруднення; 2 – для помірної категорії забруднення; 3 – для сильної категорії забруднення.

Таблиця 6.2.4

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Cd ґрунтів м. Дніпро, нормування за природним геохімічним фоном відносно рухомих форм

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (Сф)		
		1	2	3
Амур-Нижньодніпровський район	0,17	0,92	0,71	$4,49 \cdot 10^{-2}$
Індустріальний район	0,18	0,93	0,74	$6,29 \cdot 10^{-2}$
Новокодацький район	0,25	0,96	0,85	$2,39 \cdot 10^{-1}$
Самарський район	0,11	0,82	0,44	$5,90 \cdot 10^{-4}$
Соборний район	0,18	0,93	0,74	$6,29 \cdot 10^{-2}$
Центральний район	0,29	0,97	0,89	$3,46 \cdot 10^{-1}$
Чечелівський район	0,33	0,98	0,91	$4,41 \cdot 10^{-1}$
Шевченківський район	0,26	0,96	0,86	$2,67 \cdot 10^{-1}$
Лівобережжя	0,15	0,90	0,64	$1,85 \cdot 10^{-2}$
Правобережжя	0,25	0,96	0,85	$2,39 \cdot 10^{-1}$
Дніпро	0,21	0,95	0,80	$1,31 \cdot 10^{-1}$

Примітка: 1 – для слабкої категорії забруднення; 2 – для помірної категорії забруднення; 3 – для сильної категорії забруднення.

У Рв максимальне перевищення ГДК зафіксоване у ґрунтах м. Дніпро становило 14,32 рази, що зумовлювало розрахунок  $R_n$  для трьох рівнів забруднення. Ймовірність виникнення небажаних наслідків прояву токсичності через забруднення Рв зменшувалась від толерантного до помірно небезпечного та небезпечного рівня (табл. 6.2.5). Особливо небезпечними районами з точки зору виникнення небажаних ситуацій слід визнати на

лівобережжі – Амур-Нижньодніпровський, а на правобережжі – Новокодацький, Центральний та Шевченківський райони де екологічний ризик тяжіє до неприйняттого за умов толерантного та частково помірно небезпечного рівня забруднення. Наявність локальних hot spots в межах 10 ГДК в промислових зонах м. Дніпро не призвела до підвищення екологічного ризику, так по всім районам він був безумовно прийнятним. Згідно шкали Хантера, при аналізі значень  $R_n$  толерантного та небезпечного рівня забруднення по місту в цілому, висока ймовірність розповсюдження прояву ефектів низької токсичності по всій його території, що підтверджують результати біотесту з вівсом посівним (*Avena sativa*) (підрозділ 5.5), навпаки, прояв ефектів, пов'язаних з середньою та високою токсичністю носить локальний характер.

Таблиця 6.2.5

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Pb ґрунтів м. Дніпро, за ГДК відносно валового вмісту

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (ГДК)		
		1	2	3
Амур-Нижньо- дніпровський район	63,75	$1,72 \cdot 10^{-5}$	$1,13 \cdot 10^{-8}$	$2,34 \cdot 10^{-16}$
Індустріальний район	34,55	$3,29 \cdot 10^{-8}$	$3,23 \cdot 10^{-13}$	$2,73 \cdot 10^{-25}$
Новокодацький район	86,60	$1,58 \cdot 10^{-4}$	$4,56 \cdot 10^{-7}$	$3,40 \cdot 10^{-13}$
Самарський район	47,73	$1,26 \cdot 10^{-6}$	$1,44 \cdot 10^{-10}$	$4,44 \cdot 10^{-20}$
Соборний район	29,75	$4,32 \cdot 10^{-9}$	$1,12 \cdot 10^{-14}$	$3,72 \cdot 10^{-28}$
Центральний район	147,71	$2,74 \cdot 10^{-3}$	$5,33 \cdot 10^{-5}$	$3,91 \cdot 10^{-9}$
Чечелівський район	60,82	$1,17 \cdot 10^{-5}$	$5,89 \cdot 10^{-9}$	$6,58 \cdot 10^{-17}$

Продовження табл. 6.2.4

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	R <sub>n</sub>		
		1	2	3
Шевченківський район	89,96	$1,01 \cdot 10^{-4}$	$6,87 \cdot 10^{-7}$	$7,57 \cdot 10^{-13}$
Лівобережжя	53,21	$3,58 \cdot 10^{-6}$	$8,30 \cdot 10^{-10}$	$1,39 \cdot 10^{-18}$
Правобережжя	74,29	$5,55 \cdot 10^{-5}$	$7,93 \cdot 10^{-8}$	$1,10 \cdot 10^{-14}$
Дніпро	65,86	$2,30 \cdot 10^{-5}$	$1,86 \cdot 10^{-8}$	$6,56 \cdot 10^{-16}$

Примітка: 1 – для толерантного рівня забруднення; 2 – для помірно небезпечного рівня забруднення; 3 – для небезпечного рівня забруднення.

Екологічний ризик визначений за вмістом катіонів здатних до мігрування був значно вищим (табл. 6.2.6), у всіх випадках неприйнятним, що пояснюється перевищенням ГДК на окремих ділянках майже в 50 разів.

Таблиця 6.2.6

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Рb ґрунтів м. Дніпро,  
за ГДК відносно рухомих форм

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	R <sub>n</sub> (ГДК)	
		1	2
Амур-Нижньо- дніпровський район	16,57	0,19	$5,48 \cdot 10^{-2}$
Індустріальний район	8,86	0,06	$8,47 \cdot 10^{-3}$
Новокодацький район	27,43	0,33	$1,43 \cdot 10^{-1}$
Самарський район	14,00	0,15	$0,36 \cdot 10^{-2}$

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	R <sub>n</sub>	
		1	2
Соборний район	9,10	0,07	$9,36 \cdot 10^{-3}$
Центральний район	32,88	0,38	$1,85 \cdot 10^{-1}$
Чечелівський район	16,22	0,18	$5,22 \cdot 10^{-2}$
Шевченківський район	22,72	0,27	$1,04 \cdot 10^{-1}$
Лівобережжя	11,20	0,10	$1,90 \cdot 10^{-2}$
Правобережжя	17,40	0,20	$6,12 \cdot 10^{-2}$
Дніпро	14,90	0,16	$4,24 \cdot 10^{-2}$

Примітка: 1 – для помірно небезпечного рівня забруднення; 2 – для небезпечного рівня забруднення.

При визначенні екологічного ризику тенденції щодо розповсюдження забруднення сполуками свинцю по території м. Дніпро зберігались (табл. 6.2.7). Визначений екологічний ризик за різними рівнями відносно ГДК та категоріями забруднення відносно природного геохімічного фону був представлений значеннями майже одного порядку, що пояснюється валовим вмістом катіонів Pb<sup>2+</sup> після кислотної обробки ґрунту, який практично межує із значенням ГДК.

Екологічний ризик внаслідок забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро сполуками свинцю, здатними до мігрування, був неприйнятним (6.2.8). Встановлена невідповідність рівня екологічної безпеки при визначенні екологічного ризику за валовим вмістом катіонів металу та його сполуками, здатними до мігрування. Урахування міграційної здатності сполук відбивалось через більш високі значення екологічного ризику.

Таблиця 6.2.7

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Рв ґрунтів м. Дніпро, нормування за природним геохімічним фоном відносно валового вмісту

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (Сф)		
		1	2	3
Амур-Нижньодніпровський район	63,75	$1,45 \cdot 10^{-4}$	$3,93 \cdot 10^{-7}$	$3,85 \cdot 10^{-15}$
Індустріальний район	34,55	$9,19 \cdot 10^{-7}$	$8,57 \cdot 10^{-11}$	$2,25 \cdot 10^{-23}$
Новокодацький район	86,60	$8,67 \cdot 10^{-4}$	$7,73 \cdot 10^{-6}$	$3,19 \cdot 10^{-12}$
Самарський район	47,73	$1,76 \cdot 10^{-5}$	$1,17 \cdot 10^{-8}$	$1,43 \cdot 10^{-18}$
Соборний район	29,75	$1,82 \cdot 10^{-7}$	$5,70 \cdot 10^{-12}$	$5,09 \cdot 10^{-26}$
Центральний район	147,71	$8,57 \cdot 10^{-3}$	$3,60 \cdot 10^{-4}$	$1,77 \cdot 10^{-8}$
Чечелівський район	60,82	$1,05 \cdot 10^{-4}$	$2,34 \cdot 10^{-7}$	$1,20 \cdot 10^{-15}$
Шевченківський район	89,96	$1,05 \cdot 10^{-3}$	$1,08 \cdot 10^{-5}$	$6,63 \cdot 10^{-12}$
Лівобережжя	53,21	$4,07 \cdot 10^{-5}$	$4,81 \cdot 10^{-8}$	$3,40 \cdot 10^{-17}$
Правобережжя	74,29	$3,71 \cdot 10^{-4}$	$1,89 \cdot 10^{-6}$	$1,34 \cdot 10^{-13}$
Дніпро	65,86	$1,82 \cdot 10^{-4}$	$5,86 \cdot 10^{-7}$	$9,86 \cdot 10^{-15}$

Примітка: 1 – для слабкої категорії забруднення; 2 – для помірної категорії забруднення; 3 – для сильної категорії забруднення.

Таблиця 6.2.8

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Рb ґрунтів м. Дніпро, нормування за природним геохімічним фоном відносно рухомих форм

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	R <sub>n</sub> (Сф)		
		1	2	3
Амур-Нижньодніпровський район	16,57	0,86	0,76	0,52
Індустріальний район	8,86	0,77	0,64	0,35
Новокодацький район	27,43	0,90	0,83	0,65
Самарський район	14,00	0,84	0,73	0,48
Соборний район	9,10	0,78	0,65	0,35
Центральний район	32,88	0,91	0,85	0,69
Чечелівський район	16,22	0,85	0,76	0,52
Шевченківський район	22,72	0,89	0,81	0,61
Лівобережжя	11,20	0,81	0,69	0,41
Правобережжя	17,40	0,86	0,77	0,54
Дніпро	14,90	0,84	0,77	0,50

Примітка: 1 – для слабкої категорії забруднення; 2 – для помірної категорії забруднення; 3 – для сильної категорії забруднення.

Хоча вміст катіонів Cu<sup>2+</sup> після кислотної обробки ґрунту тільки в районі впливу авторемонтних майстерень та гаражного кооперативу “Міжколгоспбуд” (точка відбору проб І 4, вул. Глибока, 15) перевищував ГДК в 6,61 рази для цього металу також було проведено розрахунок небезпечного рівня забруднення. Наявність поодинокі hot spot не призвело до виникнення екологічного ризику небезпечного рівня забруднення Cu



ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро (табл. 6.2.9). На відміну від попереднього елемента за умов толерантного рівня забруднення ймовірність виникнення небажаних ефектів токсичності ґрунту по місту та особливо на правобережжі

Таблиця 6.2.9

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Си ґрунтів м. Дніпро,  
нормування за ГДК

Адміністративна одиниця	За валовим вмістом			За рухомими формами		
	Урбанізова- ний фон за середнім значенням, мг/кг	R <sub>n</sub> (ГДК)		Урбанізова- ний фон за середнім значенням, мг/кг	R <sub>n</sub> (ГДК)	
		1	2		1	2
Амур-Нижньодніпровський район	20,13	$6,54 \cdot 10^{-7}$	$1,89 \cdot 10^{-10}$	2,66	0,25	0,15
Індустріальний район	19,09	$3,97 \cdot 10^{-7}$	$8,57 \cdot 10^{-11}$	0,52	0,06	0,02
Новокодацький район	25,45	$4,93 \cdot 10^{-6}$	$4,51 \cdot 10^{-9}$	1,77	0,19	0,10
Самарський район	16,29	$7,93 \cdot 10^{-8}$	$6,83 \cdot 10^{-12}$	0,59	0,07	0,03
Соборний район	16,96	$1,20 \cdot 10^{-7}$	$1,33 \cdot 10^{-11}$	0,54	0,06	0,68
Центральний район	30,05	$1,74 \cdot 10^{-5}$	$3,26 \cdot 10^{-8}$	1,12	0,13	0,06
Чечелівський район	76,58	$2,61 \cdot 10^{-3}$	$8,61 \cdot 10^{-5}$	4,88	0,35	0,24
Шевченківський район	25,87	$5,62 \cdot 10^{-6}$	$5,55 \cdot 10^{-9}$	0,84	0,10	0,04
Лівобережжя	18,75	$3,31 \cdot 10^{-7}$	$6,48 \cdot 10^{-11}$	1,61	0,18	0,10
Правобережжя	35,94	$5,83 \cdot 10^{-5}$	$2,18 \cdot 10^{-7}$	2,02	0,21	0,12
Дніпро	29,06	$1,37 \cdot 10^{-5}$	$2,23 \cdot 10^{-8}$	1,86	0,20	0,11

Примітка: 1 – для толерантного рівня забруднення; 2 – для помірно небезпечного рівня забруднення.

носила досить строкатий характер, так  $R_n$  коливався від неприйнятного – Центральний, Новокодацький, Чечелівський та Шевченківський райони до безумовно прийнятного – Самарський район. Сумісність одержаних розрахункових значень екологічного ризику відносно Pb та Cu за умов значно нижчого рівня забруднення за останнім елементом, пояснюється ексцесивністю виборки валового вмісту катіонів міді, в котрій коефіцієнт ексцесу становив 45,31 проти 7,70 – у свинцю. Тенденція підвищення рівня екологічного ризику встановленого за сполуками здатними до мігрування зберігалась і відносно міді (2.6.9).

Екологічний ризик розповсюдження забруднення внаслідок мігрування сполук міді визначений за природним геохімічним фоном був неприйнятним щодо слабкої та помірної категорії забруднення (табл. 6.2.10). Екологічний ризик розповсюдження сильної категорії забруднення сполуками міді був мінімальним, особливо для районів лівобережної частини урбоекосистеми м. Дніпро.

Таблиця 6.2.10

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Cu ґрунтів м. Дніпро, нормування за природним геохімічним фоном відносно валового вмісту

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (Сф)		
		1	2	3
Амур-Нижньодніпровський район	63,75	$3,52 \cdot 10^{-3}$	$1,39 \cdot 10^{-4}$	$1,25 \cdot 10^{-8}$
Індустріальний район	34,55	$2,88 \cdot 10^{-3}$	$1,01 \cdot 10^{-4}$	$6,57 \cdot 10^{-9}$
Новокодацький район	86,60	$7,83 \cdot 10^{-3}$	$4,91 \cdot 10^{-4}$	$1,65 \cdot 10^{-7}$
Самарський район	47,73	$1,52 \cdot 10^{-3}$	$3,72 \cdot 10^{-5}$	$8,38 \cdot 10^{-10}$
Соборний район	29,75	$1,80 \cdot 10^{-3}$	$4,82 \cdot 10^{-5}$	$1,44 \cdot 10^{-9}$

Продовження табл. 6.2.10

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (Сф)		
		1	2	3
Центральний район	147,71	$1,29 \cdot 10^{-2}$	$1,07 \cdot 10^{-3}$	$8,23 \cdot 10^{-7}$
Чечелівський район	60,82	$9,44 \cdot 10^{-2}$	$2,45 \cdot 10^{-2}$	$4,95 \cdot 10^{-4}$
Шевченківський район	89,96	$8,23 \cdot 10^{-3}$	$5,31 \cdot 10^{-4}$	$1,95 \cdot 10^{-7}$
Лівобережжя	53,21	$2,69 \cdot 10^{-3}$	$9,05 \cdot 10^{-5}$	$5,22 \cdot 10^{-9}$
Правобережжя	74,29	$2,09 \cdot 10^{-2}$	$2,29 \cdot 10^{-3}$	$3,84 \cdot 10^{-6}$
Дніпро	65,86	$1,17 \cdot 10^{-2}$	$9,21 \cdot 10^{-4}$	$6,04 \cdot 10^{-7}$

Примітка: 1 – для слабкої категорії забруднення; 2 – для помірної категорії забруднення; 3 – для сильної категорії забруднення.

Неприйнятний екологічний ризик, що був визначений за сполуками міді здатними до мігрування, пояснювалля наявністю окремих hot spots в промислових районах урбоєкосистеми м Дніпро (табл. 6.2.11).

Таблиця 6.2.11

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Си ґрунтів м. Дніпро, нормування за природним геохімічним фоном відносно рухомих форм

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (Сф)		
		1	2	3
Амур-Нижньо- дніпровський район	2,66	0,48	0,37	0,20
Індустріальний район	0,52	0,22	0,13	0,03
Новокодацький район	1,77	0,41	0,30	0,14

## Продовження табл. 6.2.11

Екологічний ризик розповсюдження забруднення Cu ґрунтів м. Дніпро, нормування за природним геохімічним фоном відносно валового вмісту

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n$ (Сф)		
		1	2	3
Самарський район	2,66	0,24	0,14	0,04
Соборний район	0,52	0,22	0,13	0,04
Центральний район	1,77	0,34	0,23	0,09
Чечелівський район	0,59	0,57	0,46	0,29
Шевченківський район	0,54	0,29	0,19	0,07
Лівобережжя	1,12	0,40	0,29	0,13
Правобережжя	4,88	0,43	0,32	0,16
Дніпро	0,84	0,42	0,31	0,15

Примітка: 1 – для слабкої категорії забруднення; 2 – для помірної категорії забруднення; 3 – для сильної категорії забруднення.

Відхилення валового вмісту катіонів металу у ґрунті від нормального розподілення зумовлюється наявністю домінуючих факторів, котрі здійснюють переважаючий вплив на утворення несиметричного розподілення, що відбувається у двох прямо протилежних напрямках внаслідок забруднення у Cu і Pb та деконцентрації Cd і особливо Ni. Відносно останнього на більшості ділянок відбору проб валовий вміст катіонів становив значно нижче значень природного геохімічного фону та ГДК, що свідчило про недоцільність визначення екологічного ризику. При побудові розподілення концентрацій елементів в абіотичних складових навколишнього середовища зазвичай одержують несиметричну щільність розподілення, котра описується законом Вейбулла [3, 20]. Серед досліджуваних металів несиметричним розподіленням відзначались Cu, Pb,

Cd і Ni, на відміну від яких коефіцієнти асиметрії та ексцесу розподілення концентрацій валового вмісту  $Zn^{2+}$  (підрозділ 4.2, табл. 4.2.2) тяжіли до закону нормального розподілу, тому за умов обмеження використання формули Вейбулла [2] для валового вмісту катіонів цинку екологічний ризик не розраховували. Розрахунок екологічного ризику для сполук цинку здатних до мігрування не мав сенсу, через неможливість порівняння одержаних результатів.

В результаті розрахунків  $R_n$  за ГДК та природним геохімічним фоном відносно забруднення сполуками Cu, Pb і Cd встановлено, що особливо небезпечними районами з точки зору виникнення небажаних ситуацій слід визнати на лівобережжі – Амур-Нижньодніпровський та Самарський, а на правобережжі – Центральний, Чечелівський, Новокодацький та Шевченківський райони де екологічний ризик тяжіє до неприйняттого за умов толерантного та частково помірно небезпечного рівня забруднення.

Ефективність застосування чинників екологічного ризику при прогнозуванні розповсюдження поелементного забруднення ґрунту сполуками металів наведено в табл. 6.2.12. Для можливості співставити результати кореляційного аналізу між різними забруднювачами було обрано за  $R_n$  (ГДК) – толерантний рівень забруднення, а відносно природного геохімічного фону – слабку категорію забруднення відповідно. Згідно значень одержаних коефіцієнтів кореляції зв'язку між спричиненим, внаслідок мігрування сполук металів, екологічним ризиком, смертністю дорослого населення та дітей до 1-го року не просліджувалось, отже забруднення ґрунту небезпечними сполуками металів не є лімітуючим фактором здоров'я населення в урбоєкосистемі м. Дніпро. Високі значення коефіцієнтів кореляції між чинниками екологічного ризику та показниками оцінювання поелементного забруднення свідчили про перспективність їх сумісного використання в системі моніторингу.

Коефіцієнти кореляції між показниками прогнозування екологічного ризику і показниками смертності населення м. Дніпро

Показники смертності	R <sub>n</sub>			R <sub>n</sub>		
	За валовим вмістом			За рухомими формами		
	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd
з прив'язкою до ГДК за умов k=1						
K <sub>нб</sub>	0,973	0,833	0,787	0,856	0,803	0,769
Смертність дорослого населення, випадків на 1 тис. чол.	0,107	0,134	0,111	0,317	0,454	-0,098
Смертність дітей до 1 року, випадків на 1 тис. чол.	-0,039	0,426	-0,038	-0,322	-0,438	-0,122
з прив'язкою до природного геохімічного фону за умов k=1						
K <sub>c</sub>	0,993	0,859	0,934	0,894	0,812	0,917
Смертність дорослого населення, випадків на 1 тис. чол.	0,128	0,127	-0,033	0,351	0,518	-0,265
Смертність дітей до 1 року, випадків на 1 тис. чол.	0,017	0,422	0,148	-0,352	0,389	0,011

Для визначення екологічного ризику внаслідок поліелементного забруднення через мігрування сполук металів у ґрунті було запропоновано використовувати інтеграл із функції розподілення Вейбулла з урахуванням існуючого нормування за Z<sub>c</sub> і ІЗГ:

$$R_n (IЗГ) = \exp \left[ - \left( \frac{b_j}{IЗГ} \right)^{m_j} \right] \quad (6.2.2)$$

де  $IЗГ$  – середнє значення  $IЗГ$  в ґрунті в межах досліджуваної території.  
 $IЗГ_{ГДК}$  дорівнює одиниці, як було встановлено за результатами виконаних розрахунків для вмісту катіонів металів в 1 ГДК за кожним досліджуваним елементом. Коефіцієнтом  $k$  можна знехтувати, адже згідно існуючого нормування поліелементного забруднення відносно ГДК, для всіх випадків він буде дорівнювати 1.

$$R_n (Zc) = \exp \left[ - \left( \frac{b_j \cdot k \cdot Zc_{\text{пр.ф.}}}{Zc_j} \right)^{m_j} \right] \quad (6.2.3)$$

де  $Zc_{\text{пр.ф.}}$  –  $Zc$ , що відповідає наявності поліелементного забруднення згідно нормування за природним геохімічним фоном, дорівнює 8;

$k$  – коефіцієнт нормування інтенсивності поліелементного забруднення відносно природного геохімічного фону ( $k=1$  – слабе,  $k=2$  – помірне,  $k=4$  – сильне,  $k=6$  – дуже сильне,  $k=12$  – надто сильне забруднення).

Таблиця 6.2.13

Екологічний ризик розповсюдження поліелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів, нормування за  $IЗГ$

Адміністративна одиниця	Середнє значення по районам, мг/кг	$R_n (IЗГ)$
Амур-Нижньодніпровський район	1,10	0,30
Індустріальний район	1,08	0,30
Новокодацький район	1,37	0,40

Продовження табл. 6.2.13

Адміністративна одиниця	Середнє значення по районам, мг/кг	$R_n (I_{3T})$
Самарський район	0,76	0,15
Соборний район	0,78	0,16
Центральний район	1,88	0,54
Чечелівський район	1,44	0,41
Шевченківський район	1,49	0,44
Лівобережжя	0,99	0,26
Правобережжя	1,44	0,42
Дніпро	1,19	0,34

В результаті проведених розрахунків встановлено, що за  $R_n (I_{3T})$  екологічний ризик по всім районам м. Дніпро слід визнати як неприйнятний при констатації самого факту розповсюдження забруднення без врахування рівня техногенного навантаження (табл. 6.2.13), а відносно  $R_n (Z_c)$ , він збільшувався залежно від зменшення інтенсивності поліелементного забруднення (табл. 6.2.14). Доведено переваги використання  $R_n (Z_c)$  внаслідок можливості визначення його для різних рівнів забруднення, адже це надає можливість більш чіткого встановлення рівня екологічної небезпеки забруднення ґрунту урбоєкосистем. Виявлено, що згідно шкали Хантера для

Таблиця 6.2.14

Екологічний ризик розповсюдження поліелементного забруднення ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро сполуками металів, нормування за  $Z_c$

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n (Z_c)$	
		1	2
Амур-Нижньодніпровський район	20,13	$3,91 \cdot 10^{-9}$	$2,76 \cdot 10^{-21}$



Продовження табл. 6.2.14

Адміністративна одиниця	Урбанізований фон за середнім значенням, мг/кг	$R_n (Z_c)$	
		1	2
Індустріальний район	19,09	$2,59 \cdot 10^{-8}$	$2,83 \cdot 10^{-19}$
Новокодацький район	25,45	$7,68 \cdot 10^{-7}$	$1,11 \cdot 10^{-15}$
Самарський район	16,29	$7,68 \cdot 10^{-15}$	$3,04 \cdot 10^{-35}$
Соборний район	16,96	$4,49 \cdot 10^{-12}$	$1,79 \cdot 10^{-28}$
Центральний район	30,05	$3,43 \cdot 10^{-5}$	$1,10 \cdot 10^{-11}$
Чечелівський район	76,58	$2,95 \cdot 10^{-5}$	$8,86 \cdot 10^{-12}$
Шевченківський район	25,87	$3,69 \cdot 10^{-6}$	$5,14 \cdot 10^{-14}$
Лівобережжя	18,75	$3,65 \cdot 10^{-10}$	$8,35 \cdot 10^{-24}$
Правобережжя	35,94	$1,12 \cdot 10^{-6}$	$2,83 \cdot 10^{-15}$
Дніпро	29,06	$9,49 \cdot 10^{-8}$	$6,73 \cdot 10^{-18}$

Примітка: 1 – для слабкої категорії забруднення; 2 – для помірної категорії забруднення.

значень  $R_n$ , поелементного і для поліелементного забруднення ґрунтів м. Дніпро висока ймовірність розповсюдження прояву ефектів низької токсичності по всій його території, що підтверджують результати біотесту з вівсом посівним (*Avena sativa*), навпаки, прояв ефектів, пов'язаних з середньою та високою токсичністю носить локальний характер.

Ефективність використання чинників екологічного ризику в системі моніторингу мігрування сполук металів для прогнозування розповсюдження забруднення представлено в табл. 6.2.15-6.2.16. Чинники, що ґрунтувались на нормуванні за допомогою ГДК характеризувались більш тісним кореляційним зв'язком на відміну від нормування за природним геохімічним фоном. Поліелементне забруднення сполуками ґрунтів урбоєкосистеми

м. Дніпро не виступало лімітуючим фактором, що визначав смертність населення згідно одержаних коефіцієнтів кореляції.

Таблиця 6.2.15

Коефіцієнти кореляції між  $R_n$  (ГДК) і чинниками екологічної небезпеки за умов поліелементного забруднення ґрунту сполуками металів

Чинники екологічної небезпеки	$R_n$ (поліел.з. за ГДК)
ІЗГ	0,992
Смертність дорослого населення, випадків на 1 тис. чол.	0,129
Смертність дітей до 1 року, випадків на 1 тис. чол.	0,537

Таблиця 6.2.16

Коефіцієнти кореляції між  $R_n$  ( $Z_c$ ) і чинниками екологічної небезпеки за умов поліелементного забруднення ґрунту сполуками металів

Чинники екологічної небезпеки	$R_n$ (поліел.з. за ГДК)	
	k=1	k=2
$Z_c$	0,792	0,752
Смертність дорослого населення, випадків на 1 тис. чол.	0,152	0,173
Смертність дітей до 1 року, випадків на 1 тис. чол.	0,289	0,323

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що використання розподілення Вейбулла для оцінки екологічного ризику надавало змогу охарактеризувати його ймовірність в залежності, по-перше, від абсолютної величини показника забруднення ґрунтового середовища, а, по-друге, прив'язати до визначених при нормуванні рівнів поелементного та поліелементного забруднення внаслідок техногенного навантаження. Результатами розрахунків доведено, що для урбоєкосистеми м. Дніпро екологічний ризик внаслідок забруднення ґрунтів небезпечними сполуками металів не є лімітуючим фактором, котрий впливає на здоров'я населення.

### 6.3 Висновки по розділу

1. Науково обґрунтовано та запропоновано удосконалену методологію прогнозування екологічної небезпечності забруднення урбоекосистем сполуками металів шляхом визначення екологічного ризику за допомогою розподілення Вейбулла для різних рівнів поелементного та поліелементного забруднення еквівалентно ГДК та природного геохімічного фону.

2. Встановлено, що рівень екологічного ризику, визначений за сполуками здатними до мігрування, значно перевищує екологічний ризик, розрахований за валовим вмістом металу в ґрунті, а це, в свою чергу, призводить до прийняття помилкових управлінських рішень щодо забезпечення їх екологічної безпеки техногенно навантажених урбоекосистем.

3. Змістовно обґрунтовано межі використання закону Вейбулла для визначення екологічного ризику, як ймовірнісної величини, стосовно забруднення ґрунтів сполуками металів за умов наявності асиметричної виборки, підтверджено його обмеження при тяжінні значень коефіцієнтів ексцесу та асиметрії до закону нормального розподілу.

4. Результатами проведених розрахунків доведена спорідненість між значеннями екологічного ризику, одержаними за методикою L. Hakanson (1980) з урахуванням токсичності та, як ймовірнісної величини, за законом розподілення Вейбулла, а саме найвищі значення були притаманні техногенно навантаженим районам м. Дніпро – Центральному, Новокодацькому, Чечелівському та Шевченківському.

5. Науково обґрунтовано недоцільність визначення екологічного ризику за рівнянням Хакансона на підставі токсико-відповіді організмів, враховуючи невідповідність результатів оцінювання за цим методом реальному рівню екологічної небезпеки, обумовленому забрудненням.

6. Виявлено невідповідність токсичності закладеної в Е<sub>г</sub> нормам ГДК досліджуваних металів, що було показовим для Cd – при валовому вмісті його катіонів менше за 1 ГДК, екологічний ризик було встановлено як

“значний”, проте по Ni, на якому також позначались процеси деконцентрації тільки – “низький”, крім того відносно Cu при перевищенні ГДК до 6,6 раз – екологічний ризик визначався також як “низький”.

7. Основні результати даного розділу опубліковано в працях [11-13].

### Список використаних джерел по розділу 6

1. Алымов В. Т., Тарасова Н. П. Техногенный риск: анализ и оценка. Москва : ИКЦ “Академкнига”, 2006. 118 с. 1
2. Базанов Г. А. Применение функции Вейбулла для оценки распределений вероятностей содержаний в рудных месторождениях. *Труды Иркутского политехнического института*. 1965. Вып. 23, Ч. 2. С. 72-81. 2
3. Бугаева Г. Г. Метод оценки экологического риска загрязнения почв в зоне открытых горных работ. *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2010. № 12, Т. 4. С. 17-25. 3
4. Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург : Наука, 1994. 280 с.
5. Звягинцева А. В., Аверин Г. В. Количественная оценка рисков в экологической безопасности. *Вісник Донецького національного університету. Сер. Природничі науки*. 2006. № 2. С. 296-304.
6. Ильин В. Б. Система показателей для оценки загрязненности почв тяжелыми металлами. *Агрохимия*. 1995. №1. С. 94-99.
7. Снакин В. В. Химическое загрязнение почв и возможность его нормирования. *Теоретические основы охраны почв*. Москва : Институт охраны природы, 1992. С.17-21.
8. Столяров В. В., Зверкова Е. Е., Фомина А. С., Аникин Ю. М. Оценка надежности нежестких дорожных одежд на основе законов распределения общих модулей упругости. *Дороги и мосты*. 2013. Вып. 29. С. 153-174. 4

9. Уманец В. Н., Бугаева Г. Г., Когут А. В. Методы оценки экологического риска для управления экологической безопасностью при производстве открытых горных работ. *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2014. № 8. С. 73-81. 5
10. Шитиков В. К., Терехова В. А., Узбеков Б. А., Кырдалиева К. А., Худайбергенова Б. М. Модели “доза – эффект” для оценки экологического риска при техногенном загрязнении почвы. *Принципы экологии*. 2015. № 3. С. 73-88.
11. Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.
12. Яковишина Т. Ф. Порівняльний аналіз підходів до визначення екологічного ризику забруднення ґрунтів кадмієм. *Наукові праці. Техногенна безпека. Радіобіологія*. 2016. Вип. 268, Т. 280. С. 19-24.
13. Яковишина Т. Ф., Толошний Р.І. Оцінка екологічного ризику забруднення Cd ґрунтів м. Дніпро. *Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення* : Матеріали XII Міжнародної науково-практичної конференції, 9-11 червня 2016 р. Миколаїв – Коблеве, 2016. С. 54-56.
14. Connell D. W. Introduction to Ecotoxicology. – Oxford : Blackwell Science, 2005. 180 p.
15. Nakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water resource*. 1980. Vol. 14. P. 975-1001. 9
16. Jensen J., Pedersen M. B. Ecological risk assessment of contaminated soil. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. New York : Springer, 2006. P. 73-105.
17. Ritz C. Towards a unified approach to dose-response modeling in ecotoxicology. *Environmental toxicology and chemistry*. 2010. V. 29. P. 220–229.

- 18.Sanka M., Strenad M., Vondra J., Paterson E. Sources of soil and plant contamination in an urban environmental and possible assessment methods. *International journal of environmental analytical chemistry*. 1995. № 9. P. 327-343.
- 19.Schlipkater H. W. Experience in the appraisal of health risk owing to soil contamination. *Contaminated soil*. 1988. Vol. 1. P. 403.
- 20.Suter II, G. W. *Ecological risk assessment*. Boca Raton : Taylor and Francis Group, 2007. 680 p.

## **РОЗДІЛ 7**

### **ВІДНОВЛЕННЯ ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМ, ЗАБРУДНЕНИХ ЕКОЛОГІЧНО НЕБЕЗПЕЧНИМИ СПОЛУКАМИ МЕТАЛІВ, ТА УПРАВЛІННЯ ЇХ ЯКІСТЮ**

Кінцевою метою проведення моніторингу мігрування екологічно небезпечних сполук металів у міських ґрунтах є поліпшення його стану та розроблення ефективної системи управління, що створить умови нормального функціонування урбоекосистеми, сприятиме формуванню стійких фітоценозів та забезпечить дотримання норм екологічної безпеки життєдіяльності мешканців міста. Отже, забруднені небезпечними сполуками металів, ґрунти незалежно від їх функціонального призначення в межах урбоекосистеми, як то присадибна ділянка приватної забудови, санітарно-захисна зона промислового підприємства, адміністративний центр або рекреаційна зона, вимагають проведення заходів по відновленню їх екологічних функцій за рахунок сукупності прийомів і методів, спрямованих на створення в забрудненому ґрунті умов, котрі сприяють і призводять до послаблення або повного усунення дії металів, а також забезпечення в ґрунті сприятливих умов для його самоочищення шляхом використання фіторемедіантів. Доцільним є не зупинятись на якомусь одному заході, а розробити комплексну технологію санації системи “ґрунт – рослина”, а саме, суміщати фізичну або хімічну детоксикацію з її біологічним напрямком – фіторемедіацією, що сприятиме відновленню екологічних функцій ґрунту, усуненню токсичності та створенню стійких фітоценозів, отже забезпечить дотримання норм екологічної безпеки в межах урбоекосистеми.

#### **7.1 Обґрунтування вибору технологій відновлення екологічно небезпечних сполук металів в ґрунті**

Проблема вибору технологій відновлення ґрунтів, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів, пов’язана, по-перше, з неоднорідністю ґрунтового покриву, значною варіабельністю агрофізичних,

агрохімічних та еколого-біологічних його властивостей, а, по-друге, з характеристиками, безпосередньо самої урбоекосистеми – рівнем техногенного навантаження, джерелами та інтенсивністю надходження забруднювачів, а також функціональним використанням ґрунту.

Обґрунтовуючи вибір технологій, створених на основі методів з детоксикації сполук металів, необхідно враховувати прив'язку до конкретної території, тому що це в подальшому суттєво впливатиме на майбутню стабілізацію екологічних функцій ґрунту. Слід брати до уваги:

- функціональне призначення території (присадибна ділянка, зона висотної забудови, промислова зона, санітарно-захисна зона, рекреаційна зона, діловий центр, тощо);
- використання території (для вирощування продукції рослинництва, для озеленення міста, для поглинання забруднювачів);
- джерело забруднення ґрунту (викиди промислових підприємств, мінеральні добрива, стічні води), його кількісні та якісні характеристики (інтенсивність, сезонність, наявність супутніх речовин, значення рН, тощо);
- рівень забруднення ґрунту (нормування бажано проводити за В.Б. Ільїним [21] або В.В. Медведєвим [29] з урахуванням супутніх екологічних факторів);
- буферна здатність ґрунту.

При аналізі вище зазначених факторів слід брати до уваги інтенсивність надходження і розповсюдження екологічно небезпечних сполук металів в часі і просторі; можливість усунення, приміром, закриття промислового підприємства, або модернізацію та екологізацію підприємства, як то перехід на більш якісну сировину, впровадження нових безвідходних і маловідходних технологій; наявність супутніх сполук у складі викидів, які можуть призвести до підкислення (сульфати, нітрати), а тим самим до збільшення міграційної здатності небезпечних сполук металів у ґрунті.

Методи детоксикації забруднювачів з розподілом на фізичні, хімічні та



біологічні, залежно від рівня техногенного навантаження на ґрунт, яке показано як перевищення вмісту катіонів металів, визначених після кислотної обробки, в долях ГДК, представлені в табл. 7.1.1.

Таблиця 7.1.1

Методи детоксикації ґрунту залежно від рівня забруднення катіонами екологічно небезпечних металів

Рівень забруднення	Методи
Толерантний 1-2 ГДК	Фізичні: плантажна оранка на глибину 50 см, вимивання сполук металів водою за межі кореневого шару. Біологічні: вирощування фітостабілізаторів (просо, люцерна, козлятник, капуста).
Небезпечний 2-5 ГДК	Хімічні: застосування меліорантів (органічних речовин, хелатів, іонообмінних смол, бурого вугілля, вапна, гіпсу, крейди, цеоліту, вермикуліту, керамзиту, червоного шламу, обпаленого бентоніту, карбонату і сульфіді калію, СОРБЕКСа), мінеральних фосфоровмісних і органічних (сапрпель, торф, гній, курячий послід, біогумус) добрив.
Дуже небезпечний > 5 ГДК	Фізичні: видалення з подальшим захороненням забрудненого шару ґрунту, електрохімічна ремедіація. Біологічні: фітоекстракція рослинами-гіперакумуляторами катіонів металів (бурачок стінний, ( <i>Alyssum murale</i> ), резуха Галлера ( <i>Cardaminopsis halleri</i> ), гірчиця сарептська ( <i>Brassica juncea</i> ), петрушка кучерява ( <i>Petroselinum crispum</i> )) в поєднанні з ефекторами фітоекстракції (ЕДТА, ДДДА, ДТПА) і регуляторами росту рослин. Хімічні: застосування ефекторів фітоекстракції, стимуляторів росту рослин-гіперакумуляторів металів, кислих мінеральних добрив.

Головним недоліком запропонованих методів є розрив зв'язку ґрунт – рослина в урбоекосистемі, фактично фізичні та хімічні методи спрямовані на косну складову ґрунту, а біологічна детоксикація, що здійснюється за рахунок живих організмів (мікроорганізми, рослини, тварини) – на відтворення біоценозу. Проте ґрунт є біокосною системою і відокремити одну його складову від іншої неможливо, тому проблему усунення забруднення і відтворення його екологічних функцій з метою створення стійких фітоценозів потрібно вирішувати комплексно. Також слід відмітити, що використання тільки будь-якого одного методу детоксикації не завжди дає бажаний екологічний ефект усунення токсичності і відновлення екологічних функцій ґрунту, тому доречним є їх поєднання, особливо перспективним є сполучення хімічної детоксикації з фіторемедіацією для техногенно навантажених урбоекосистем в ґрунтово-кліматичних умовах Північного Степу України, куди й відноситься м. Дніпро.

Методи хімічної детоксикації полягають у використанні меліорантів (табл. 7.1.1) для зв'язування катіонів металів в слабко розчинні, недоступні кореневій системі рослин сполуки, що може відбуватися за різними механізмами: сорбція, осадження, комплексоутворення, тощо.

На механізмі толерантності рослин до токсичної дії екологічно небезпечних сполук металів ґрунтується біологічний напрямок детоксикації – фіторемедіація – технологія відновлення забруднених ґрунтів, яка містить дві принципово різні стратегії: 1) при низькому рівні забруднення ґрунту металами 1,0-2,0 ГДК – фітостабілізацію – вирощування толерантних рослин, з метою зменшення здатності сполук металів до мігрування, як наслідок, ризику подальшого забруднення, шляхом вилуговування їх катіонів в ґрунтові води або розповсюдження водною та вітровою ерозією; 2) при високому рівні забруднення ґрунту металами більш ніж 5,0 ГДК – фітоекстракцію – вирощування рослин, здатних поглинати їх з ґрунту, концентрувати в надземній біомасі з подальшою переробкою. Проте ремедіаційний потенціал рослин відносно рівня забруднення екологічно

небезпечними сполуками металів можна значно розширити, застосовуючи додаткові заходи спрямовані на підвищення геохімічного бар'єру на межі ґрунтове середовище – корінь та за рахунок активації внутрішніх захисних механізмів, котрими володіє безпосередньо сама рослина. Тому комплексне використання різноманітних, проте однонаправлених заходів відносно детоксикації екологічно небезпечних сполук металів в ґрунті та зменшення їх токсичного впливу на рослини нівелює зазначені обмеження. З практичної точки зору існуючі фізичні, хімічні та біологічні методи слід розділити на ті що кардинально вирішують проблему забруднення, а саме виносять токсиканти з ґрунту, приміром, як електрохімічна ремедіація [28, 60] або фітоекстракція, та такі, котрі тільки зменшують токсичність шляхом зниження здатності сполук металів до мігрування та обмежують доступність їх для рослин, тобто є тимчасовими з вірогідністю небезпеки зміни ґрунтових умов і поновленням токсичного ефекту. Однак, останні набули широкого розповсюдження в Україні та за кордоном, адже вони є простими у виконанні, економічно маловитратними, як правило, одноразовими, з досить швидким екологічним ефектом на відміну від фітоекстракції, котру потрібно проводити протягом декількох років до повного очищення ґрунту, крім того систематичний моніторинг надає змогу держати ситуацію, щодо забруднення та мігрування екологічно небезпечних сполук металів в ґрунті, під контролем.

Зважаючи на присутність всіх рівнів забруднення ґрунтів території урбоекосистеми м. Дніпро сполуками металів, а саме: низького, середнього та високого, при їх концентраціях, одержаних у витягу ААБ з рН 4,8 іноді до 90 % від валового вмісту, пошуки технологій здійснювались у зазначених двох напрямках. У одному випадку техногенне навантаження на внутрішні захисні механізми рослин-деконцентраторів зменшували за рахунок зниження міграційної здатності при використанні меліорантів і закріпленні катіонів екологічно небезпечних металів в недоступні для рослин сполуки на фоні стимуляції ґрунтового мікробіоценозу – мікробіологічним препаратом,

розвитку кореневої системи рослин – укорінювачем, а в іншому – високий винос катіонів металів з ґрунту рослинами-фітоекстракторами забезпечували шляхом підтримки достатнього їх вмісту у сполуках здатних до мігрування, що визначаються у витягу ААБ з рН 4,8, при застосуванні ефекторів фітоекстракції та формуванням потреби у рослин до інтенсивного поглинання хімічних елементів при внесенні азотних добрив та застосуванні стимуляторів росту.

Таблиця 7.1.2

Вибір технології та її складових для відновлення міських ґрунтів, забруднених сполуками металів

Вміст рухомих форм металів (ААБ рН 4,8)	Технологія	Вимоги до рослини	Наявність ознак деградації ґрунту	Додаткові препарати для розвитку рослин	Додаткові умови підвищення ефективності технології
Низький	Фітостабілізація	КБП < 1 ТК < 1	Мікробіологічний препарат	Укорінювач	Меліорант
Високий	Фітоекстракція	КБП > 1 ТК → 1	Азотне добриво	Стимулятор росту рослин	Ефектор фітоекстракції

Було створено науково-обґрунтований підхід, сутність якого полягає у тому, що головною вимогою при виборі технології є вміст катіонів металів (табл. 7.1.2), відносно якого, вже потім, розраховують дозу меліоранту або ефектору фітоекстракції, що має становити в 1,5 рази більше за еквівалентну кількість необхідну для повного хімічного зв'язування катіонів, за реакцією обміну зважаючи на коефіцієнт адсорбції ГВК. Вибір рослин обґрунтовували

значеннями КБП та ТК, інтенсивність росту яких, підсилювали додатковими препаратами. Розроблені технології враховують особливості міських ґрунтів, як то ступень деградації, що усувається при застосуванні мікробіологічних препаратів та добрив залежно від спрямування процесу відновлення.

Запропоновані технології були перевірені за умов високого рівня забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро, екологічно небезпечними сполуками металів, за для чіткого встановлення очікуваного екологічного ефекту.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що при виборі методів та створенні технологій детоксикації екологічно небезпечних металів у ґрунтах урбоекосистеми слід вважати на рівень техногенного навантаження внаслідок забруднення, їх вміст у витягу ААБ з рН 4,8, ґрунтово-кліматичні умови, функціональне використання території, а вже потім обґрунтовано їх поєднувати, що дасть змогу підібрати найбільш ефективні, котрі призведуть до зменшення токсичності, змусять ґрунт повноцінно виконувати свої функції відносно рослинності в межах урбоекосистеми та забезпечить підвищення рівня екобезпеки.

## **7.2 Фітостабілізація екологічно небезпечних сполук металів в ґрунтах**

Традиційно при низькому рівні забруднення екологічно небезпечними сполуками металів в 1,0-2,0 ГДК по валовому вмісту перевагу віддають фітостабілізації – вирощуванні толерантних до їх дії рослин, проте при сильному рівні забруднення для отримання бажаного ефекту зниження кількості катіонів, що відносяться до сполук здатних до мігрування в ґрунті (витяг ААБ з рН 4,8), отже і їх поглинання рослинами, вона потребує поєднання з хімічною детоксикацією за рахунок внесення меліорантів [25] та препаратами відтворення мікробіоценозу з метою зменшення міграційної здатності токсикантів і, як наслідок, ризику подальшого забруднення, а саме: вилуговування катіонів металів в ґрунтові води або поширення їх сполук водною та вітровою ерозією. Чисельними дослідженнями підтверджена

ефективність фітостабілізації при низькому рівні забруднення, існує навіть цілий ряд сільськогосподарських культур, котрі можна вирощувати на забруднених ґрунтах без ризику для здоров'я людини [10, 37, 49, 52]. Сучасний еколого-економічний стан абіотичних складових навколишнього середовища міст вимагає пошуку заходів, котрі б забезпечували дотримання норм екологічної безпеки, проте швидко б давали максимально можливий екологічний результат стосовно зниження токсичності ґрунту при мінімальних витратах фінансів та трудових ресурсів. Саме тому виникла необхідність перевірки фітостабілізуючої можливості рослин люцерни посівної (*Medicago sativa*) щодо сильно забруднених екологічно небезпечними сполуками металів та антропогенно трансформованих міських ґрунтів при підсиленні ефекту шляхом запуску їх буферного механізму та відновлення екологічних властивостей для чого були використані, як меліорант, карбонат калію, стимулятори зовнішніх та внутрішніх захисних механізмів – укорінювач Стимовіт Ферті та біокомплекс БТУ-р універсальний. Етапи проведення комплексу заходів фітостабілізації в поєднанні з хімічною детоксикацією та застосуванням мікробіологічних препаратів представлені на рис.7.2.1.

Вибір люцерни посівної (*Medicago sativa*) був невипадковим і зумовлювався її здатністю до фіксації молекулярного азоту бульбочковими бактеріями, що дає змогу залучення цього макроелементу до ґрунту, отже і підвищення його екологічних властивостей.

Ще Дж. Б. Буссенго розпочав вивчення фізіології бобових рослин щодо процесів фіксації молекулярного азоту бульбочковими бактеріями. Так, було встановлено, що процеси накопичення азоту в бульбах протікають у такий спосіб: з початку утворення бульбочок на коренях рослини, а це період від моменту появи перших листочків і до повного цвітіння запас азоту в бульбах збільшується, а після цвітіння різко зменшується. Фаза цвітіння бобової рослини є переломним моментом життєдіяльності бульбочкових бактерій. Характер фізіологічних і біохімічних процесів, які протікають в бобовій рос-

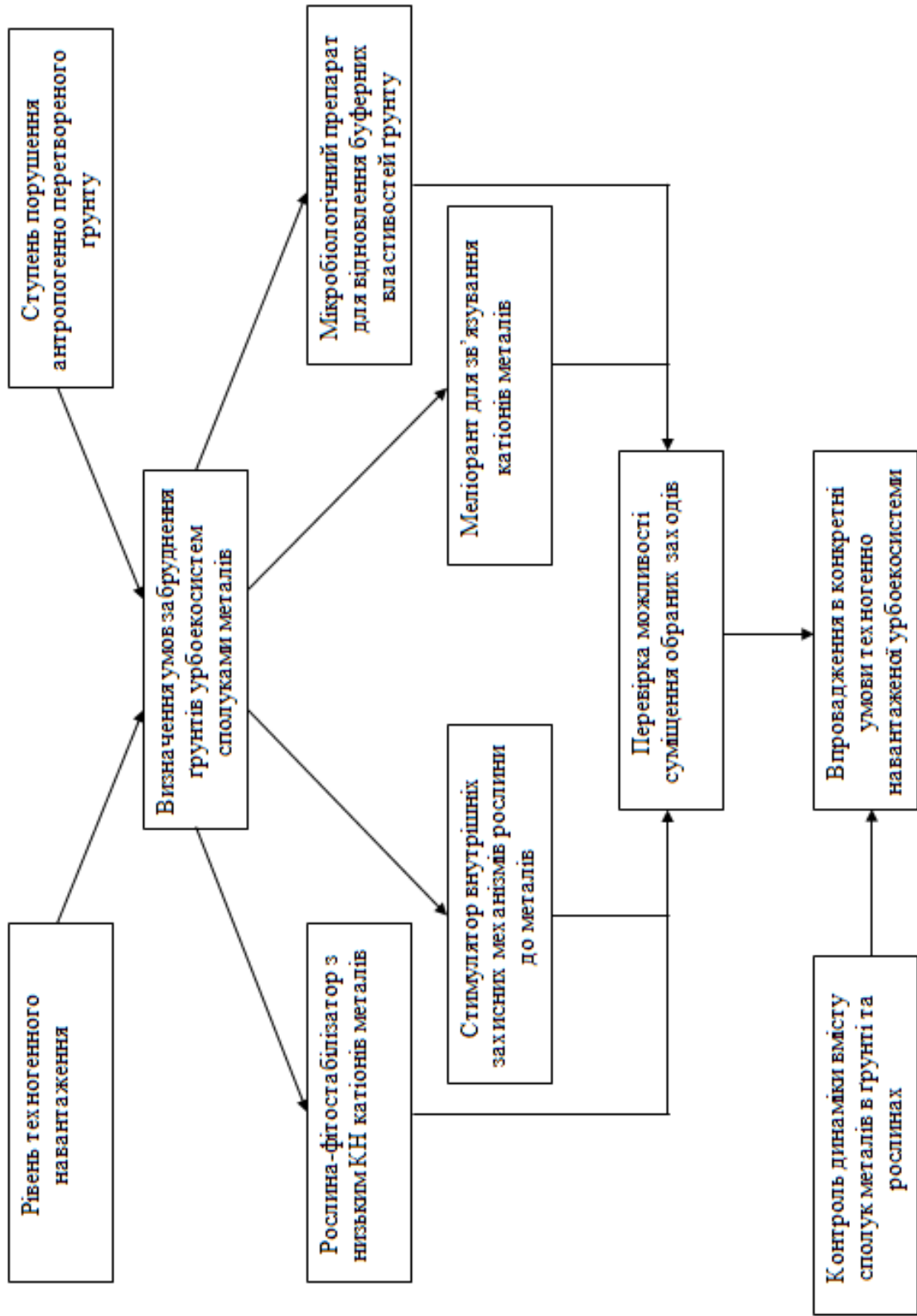


Рис. 7.2.1. Етапи проведення фітостабілізації

лині до цвітіння і після нього, є досить різним, а саме: бактерії, котрі оселились в кореневій паренхімі бобових рослин, фіксують молекулярний азот з повітря і переводять його в білкові речовини, але через деякий період під впливом рослини бактерії переходять в бактероїдну форму, і з цього моменту фіксація азоту різко падає і зовсім припиняється. Отже, активний період життєдіяльності бульбочкових бактерій щодо фіксації ними азоту повітря, обмежується у кормових трав, до яких відноситься і люцерна посівна (*Medicago sativa*) 180-200 днями. Нажаль, фактори, що обумовлюють підвищену фіксацію азоту бульбочковими бактеріями, до сих пір залишаються ще недостатньо вивченими. Невідомі також можливі внутрішні причини, які гальмують життєдіяльність бобової рослини і бульбочкових бактерій, що заселяють її кореневу систему. Однак, за вегетаційний період при звичайних умовах температури і опадів Північного Степу України вони можуть привнести 180-200 кг азоту на площі в 1 га (вміст в кореневій системі і надземній біомасі рослин).

Зменшити винос екологічно небезпечних металів допоможуть сорбент-меліоранти, які будуть надійно зв'язувати їх катіони, здатні до мігрування (витяг ААБ з рН 4,8) у недоступні для кореневої системи рослин сполуки [9]. При виборі меліорантів для зв'язування катіонів металів в ґрунті традиційно пріоритет віддають речовинам природного походження (буре вугілля, гній, сапропель, тощо [6, 7, 24, 55]), які позитивно впливають на елементи ґрунтової родючості та мікробіоценоз, проте зазвичай їх дози науково не обґрунтовані та, як правило, не працюють за умов високого вмісту катіонів, що вилучається з ґрунту ААБ з рН 4,8 та відносяться до сполук здатних до мігрування.

При пошуку меліорантів слід орієнтуватись перш за все на надійність усунення токсичного ефекту екологічно небезпечних сполук металів, а вже потім на відносну дешевизну та доступність сировини.

В теперішній час добре зарекомендували себе такі традиційні меліоранти як СОРБЕКС, крейда, біогумус, а також нові –  $K_2CO_3$  і  $K_2S$ ,



виробничу перевірку яких проводили перш за все для потреб ведення сільського господарства в техногенно навантажених регіонах в агроценозах культур-фітостабілізаторів, до яких відносяться кормові трави, просо і кукурудза [52]. Проте згідно свого фіторемедіаційного потенціалу фітостабілізуючим ефектом також володіють і представники дикоростучої флори, а саме: шавлія кільчаста (*Salvia verticillata*), конюшина повзуча (*Trifolium repens*), шипшина трав'яниста (*Rosa majalis*), тощо [10-11, 45].

Методи хімічної детоксикації спрямовані на зниження вмісту катіонів металів в ґрунті, що вилучаються ААБ з рН 4,8 та відносяться до сполук здатних до мігрування, за рахунок їх зв'язування різноманітними меліорантами природного та штучного походження. І хоча ця група методів кардинально проблеми не вирішує, адже катіони забруднювачів зостаються у ґрунті, проте вони здатні істотно зменшити його токсичність для рослин і за умов жорсткого контролю здатності їх сполук до мігрування по трофічним ланцюгам, що проводиться в системі моніторингу техногенно навантажених урбоекосистем, можуть бути застосовані для забезпечення належного рівня екологічної безпеки. На жаль, поки що не існує єдиної думки, який з процесів: розчинення, осадження, адсорбція, комплексоутворення – в найбільшій мірі визначає вміст катіонів металів, одержаних за допомогою ААБ з рН 4,8, в ґрунтовому розчині, адже природа буферної здатності, як зазначалось в попередніх розділах, досить складна. Спрямованість всіх вище перерахованих процесів залежить від ґрунтових умов, котрі можуть досить сильно змінюватись в антропогенно трансформованих ґрунтах порівняно до зональних і зумовлюється ступенем впливу будівельної діяльності при розбудові урбоекосистем та напрямку використання при її функціонуванні. Крім того деякі меліоранти можуть діяти не тільки за одним механізмом, приміром, вважалось, що вапно змінюючи рН ґрунту в кислих ґрунтах сприяє закріпленню катіонів металів в недоступні для кореневої системи рослин сполуки [26, 49]. Однак внесення вапна в дозах 1,0-1,5 ц/га не дає

очікуваного результату щодо іммобілізації катіонів металів на нейтральних ґрунтах, до яких відноситься і зональний чорнозем звичайний. У той же час відомо, що геохімічним бар'єром на шляху мігрування катіонів металів вздовж ґрунтового профілю виступає  $\text{CaCO}_3$ , який є однією із складових механізму буферної здатності до розповсюдження забруднення екологічно небезпечними сполуками металів в ґрунті за В.Б. Ільїним (1995) [20]. Чорнозем звичайний малогумусний важкосуглинковий в нативних умовах містить до 0,5% карбонатів, які зосереджені здебільшого в кореневмісному шарі. Ґрунтові карбонати присутні у вигляді метастабільних та поліморфних форм. Найбільш розповсюдженою й відносно рухомою формою карбонату кальцію є кальцит. Крім того карбонати сильно знижують у ґрунті вміст катіонів металів, що припадають на сполуки здатні до мігрування, механізм їх хімічної детоксикації базується, по-перше, на сорбуючих властивостях високодисперсних фракцій карбонатів, по-друге, залежить від опосередкованого впливу через регуляцію реакції ґрунтового середовища. Реакція ґрунтового середовища взаємопов'язана з окислювально-відновлювальним потенціалом, їх сукупність визначає міграційну здатність практично всіх катіонів екологічно небезпечних металів. Високі значення окислювально-відновлювального потенціалу сприяють зниженню активності електронів в ґрунті, щільності електронної хмари і заряду ацидоїдів. Збільшення окислювально-відновлювального потенціалу позначається на селективному поглинанні ґрунтом катіонів з меншою щільністю заряду. Високі значення окислювально-відновлювального потенціалу та лужна реакція ґрунтового середовища ініціює осадження катіонів металів у вигляді, слабо розчинних у воді, оксидів та гідроксидів. За умов аерогенного надходження завдяки наявності цієї сполуки у високо буферних ґрунтах не відбувається мігрування металів, отже не має ризику вторинного забруднення ґрунтових вод. Звідси випливає ідея використання карбонатів для детоксикації ґрунтів техногенно навантажених урбоєкосистем, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів, однак доречним

здається заміна катіона  $\text{Ca}^{2+}$  на  $\text{K}^{2+}$  – життєво важливий макроелемент, необхідний рослинам протягом усього вегетаційного періоду [33]. Утворений внаслідок реакції (рис. 7.2.2) карбонат свинцю є слабо розчинною сполукою (добуток розчинності  $1,1 \cdot 10^{-5}$  г на 100 г ґрунтового розчину), втім як і всі інші карбонати металів.

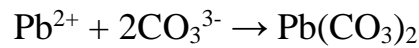


Рис. 7.2.2. Утворення карбонату свинцю

Калій відіграє важливу роль у здатності рослин переносити стрес, котрий може бути викликаний зовнішніми чинниками, такими як посуха, заморозки, великі дози світла й атаки шкідників та хвороб. Цей макроелемент має важливе значення для багатьох функцій рослин, як то активація ферментів, синтез білку, фотосинтез, тощо. І хоча К зустрічається у всіх частинах рослини, найбільша його частка міститься у клітинному соку, де він забезпечує тургор клітин. Зональний ґрунт чорнозем звичайний в нативних умовах містить достатній запас валового калію – 2,0-2,3 %, при вмісті рухомих форм 14,3-15,4 мг в 100 г ґрунту. Утримання цього елемента мінерального живлення рослин залежить від вмісту глини та органічних речовин у ґрунті, слід зазначити, що калій не вимивається з ґрунтів, за виключенням дуже піщаних.

Пам'ятаючи складові, що визначають механізм буферності ґрунту до забруднення екологічно небезпечними сполуками металів, доречно підсилити дію меліоранту органічною речовиною. Укорінювач Стимовіт Ферті, відноситься до високоефективних органічних добрив. виготовляється з біогумусу, збагачений макро- і мікроелементами, а також комплексом біологічно активних речовин природного походження. Високий вміст фосфатів призведе до осадження катіонів металів з ґрунтового розчину, так фосфати металів є нерозчинними та слабо розчинними сполуками, приміром, добуток розчинності для  $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$  становить  $1,4 \cdot 10^{-5}$  г на 100 г

грунтового розчину. Наявність гумусових речовин сприятиме утворенню органо-мінеральних комплексів з катіонами металів. Біологічно активні речовини природного походження, потрапляючи до організму рослини люцерни посівної (*Medicago sativa*), стимулюватимуть їх ріст і розвиток [4], сприятимуть підвищенню імунітету до хвороб [17], підсилюватимуть процеси обміну, направлені на детоксикацію продуктів обміну, індукованих впливом металів, що є вкрай необхідним для ослаблених рослин при дисбалансі елементів мінерального живлення в умовах техногенного навантаження на антропогенно порушених ґрунтах.

Ґрунтові мікроорганізми є невід'ємною ланкою колообігу всіх біогенних елементів, необхідних для повноцінного живлення рослин, крім того вони безпосередньо приймають участь у ґрунтоутворенні, поліпшують екологічні властивості ґрунту [44]. За участю мікроорганізмів і ферментів ґрунту здійснюється синтез і розкладання органічної речовини, трансформація техногенних забруднювачів, тощо. Екологічні наслідки впливу забруднення сполуками металів проявляються у зменшенні загальної чисельності та видового різноманіття мікроорганізмів, збільшенні абсолютного домінування невеликої кількості видів, здебільшого грибів, як правило, не типових для нормальних умов, з фітотоксичними властивостями [41]. Встановлено, що найбільш чутливими до токсичної дії екологічно небезпечних сполук металів є актиноміцети *Streptomyces* [19], епіфітні дріжджі *Rhodotorula rubra* [50], *Azotobacter chroococcum*, водорість *Chlorella vulgaris* [32]. Проте з точки зору відновлення екологічних функцій ґрунту, викликає цікавість їх вплив на групи мікроорганізмів, що відповідають за трансформацію поживних елементів (N, P, K). Встановлено, що при забрудненні сполуками металів ґрунту за умов підвищення їх здатності до мігрування (вміст у витязу ААБ з рН 4,8) для асоціацій фосформобілізуючих, кислотоутворюючих і бактерій, котрі засвоюють мінеральний азот, виявлена загальна закономірність в зменшенні їх чисельності, навпаки, чисельність бактерій, пов'язаних з трансформацією азоту з органічних сполук, а також

мікроскопічних грибів збільшується [52]. Зазначені процеси призводять до дисбалансу мінерального живлення рослин, особливо в антропогенно порушених ґрунтах урбоекосистем. Тому для створення позитивного балансу ґрунтоутворення та прискорення процесів накопичення поживних елементів в умовах техногенного пресингу конче необхідно активізувати життєдіяльність ґрунтових мікроорганізмів.

Біокомплекс БТУ-р універсальний містить поряд з азотфіксуючими, фунгіцидними та каліймобілізуєчими бактеріями, також і фосформобілізуєчі, дія яких спрямована на підтримання належного рівня фосфатів в ґрунті, а це, в свою чергу забезпечить додаткове зв'язування катіонів металів педогенними фосфатами. Отже мікробіологічний препарат буде здійснювати вплив на міські ґрунти у двох напрямках: по-перше, відновлення їх екологічних функцій за рахунок прискорення процесів трансформації сполук, котрі містять поживні елементи, та, по-друге, усунення токсичності шляхом зменшення вмісту катіонів металів, що відносяться до сполук здатних до мігрування.

Екологічну оцінку ефективності запропонованого заходу здійснювали за показниками фіторе mediaційного потенціалу люцерни посівної (*Medicago sativa*) (табл. 7.2.1) на прикладі ґрунту урбоекосистеми м. Дніпро, забрудненого в 14,3 ГДК по Рb. З розширенням комплексу заходів відбувалось блокування надходження катіонів Рb<sup>2+</sup> до рослини. Згідно значень КБП та ТК спрацьовували, як зовнішні захисні механізми, котрі, насамперед, є реакцією ґрунтового середовища, так і внутрішні, притаманні безпосередньо рослині (табл. 7.2.2). Запропонований захід не зводився до чисто хімічного процесу зв'язування катіонів Рb<sup>2+</sup>, а ініціював активацію цілої низки захисних механізмів в системі “ґрунт, як біокосна система – рослина”, що є досить важливим для антропогенно порушених ґрунтів урбоекосистеми, котрі характеризуються низькою біологічною активністю та трансформацією поживних речовин, отже і екологічними властивостями.

Таблиця 7.2.1

Вміст Pb в біомасі люцерни посівної (*Medicago sativa*), мг/кг

Варіант	Корені	Надземна частина
Контроль	2,7	1,8
Забруднений ґрунт 14,3 ГДК по Pb	188,8	167,3
Забруднений ґрунт 14,3 ГДК по Pb + K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	158,7	115,8
Забруднений ґрунт 14,3 ГДК по Pb + K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> + Стимовіт Ферті (укорінювач)	145,9	98,7
Забруднений ґрунт 14,3 ГДК по Pb + K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> + Стимовіт Ферті + біокомплекс БТУ-р універсальний	133,0	81,5
НСР <sub>0,95</sub> , %	0,8	0,7
P, %	0,17	0,20

Так, значення КБП на цьому варіанті було найменшим порівняно до забрудненого і наближувалось до контролю. Чітко визначалось акропетальне розподілення свинцю по органам рослини люцерни посівної (*Medicago sativa*) за ТК. Потрібно відмітити, що комплексне застосування, як меліоранту, K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, укорінювача Стимовіту Ферті та біокомплексу БТУ-р універсального призводило до найбільшого зниження катіонів Pb<sup>2+</sup>, одержаних у витягу ААБ з рН 4,8, що припадають на сполуки здатні до мігрування – до 10,4 % від їх вмісту, після кислотної обробки, в забрудненому ґрунті серед досліджуваних варіантів. За умов найнижчого виносу катіонів Pb<sup>2+</sup> рослинами люцерни посівної (*Medicago sativa*) згідно показників КБП та ТК, це свідчило про надійність їх зв'язування карбонатами та органо-мінеральним комплексом, отже і про перспективність використання запропонованої технології.

Фіторе mediaційний потенціал люцерни посівної (*Medicago sativa*)  
за умов забруднення – 14,3 ГДК по Pb<sup>2+</sup>

Варіант	КБП		ТК
	надземна часина	корені	
Контроль	0,08	0,12	0,67
Рослина-деконцентратор люцерна посівна ( <i>Medicago sativa</i> )	0,39	0,44	0,87
Рослина-деконцентратор люцерна посівна ( <i>Medicago sativa</i> ) + меліорант K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	0,27	0,37	0,73
Рослина-деконцентратор люцерна посівна ( <i>Medicago sativa</i> ) + меліорант K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> + укорінювач Стимовіт Ферті	0,23	0,34	0,68
Рослина-деконцентратор люцерна посівна ( <i>Medicago sativa</i> ) + меліорант K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> + укорінювач Стимовіт Ферті + мікробіологічний препарат біокомплекс БТУ-р універсальний	0,19	0,31	0,62

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що сполучення фітостабілізації техногенно забрудненого ґрунту за рахунок люцерни посівної (*Medicago sativa*) при суміщенні хімічної детоксикації катіонів Pb<sup>2+</sup> карбонатом калію за підтримки внутрішніх захисних механізмів рослини і відновлення екологічних функцій ґрунту укорінювачем Стимовітом Ферті та біокомплексом БТУ-р універсальним надавало найбільший ефект щодо зниження токсичності свинцю згідно показників фіторе mediaційного потенціалу. Проте, впровадження фітостабілізації, навіть при додатковому застосуванні укорінювачів та мікробіологічних препаратів, спрямованих на обмеження міграційної здатності екологічно небезпечних сполук металів

відносно рослин, не вирішує проблему забруднення ґрунтів кардинально, а тільки дозволяє депонувати їх в ґрунті на тривалий час, усуваючи можливість вторинного забруднення приземного шару атмосферного повітря за рахунок пилення та вилуговування у ґрунтові води, отже може бути застосовано в урбоекосистемах за умов проведення постійного моніторингу біодоступності металів.

### **7.3 Фітоекстракція катіонів екологічно небезпечних металів з ґрунтів**

Фітоекстракція полягає в висіванні та вирощуванні на протязі деякого часу на забруднених ділянках спеціально підібраних видів рослин – гіперакумуляторів катіонів металів, здатних поглинати їх у великих кількостях та накопичувати у своїй біомасі [13], що, в свою чергу, сприяє відновленню природного стану (структури та функцій) ґрунтової системи [36, 39-40], впливаючи на весь комплекс біологічних, фізичних та фізико-хімічних властивостей ґрунту та міграційні процеси у системі “ґрунт – рослина” [46]. При цьому коефіцієнт накопичення металів в рослинах збільшують завдяки внесенню в ґрунт ефекторів фітоекстракції та використання регуляторів росту [38]. Дана технологія вважається простою у виконанні, не завдає шкоди ґрунтам та економічно вигідна у порівнянні з фізичною та хімічною детоксикацією. Екологічність зазначених методів не викликає сумнівів, адже вони не потребують привнесення токсичних сполук, не порушують структуру ґрунту та не здійснюють негативного впливу на його екологічні властивості. Проте деякі автори [27] визначають цілу низку недоліків фітоекстракції, а саме:

- глибина очищення забрудненого ґрунту екологічно небезпечними сполуками металів визначається глибиною проникнення в нього кореневої системи рослин;
- ареал використання гіперакумуляторів лімітується їх ґрунтово-кліматичною зоною;



- процеси екстракції та акумуляції катіонів металів рослиною проходять надто повільно, що, в свою чергу, потребує проведення очищення кілька разів підряд;
- зі зменшенням концентрації катіонів металів в ґрунті знижується його накопичення, а отже й винос рослинами;
- у високо буферних ґрунтах метал може міститись у стані обмеженої хімічної доступності, тобто, у сполуках, які не в змозі розчинити кореневі ексудати рослин.

Однак зазначені недоліки можна усунути наступним чином, приміром, підсилити екстракцію катіонів металів з ґрунту за допомогою ефекторів; визначити рослини-гіперакумулятори для кожної природно-кліматичної зони, а щодо глибини очищення, то за рідким винятком, при аерогенному забрудненні, котре притаманно урбоекосистемі, вона становить більше шару 0-10 см за умов невтручання людини або орного шару на присадибних ділянках приватного сектору.

Рослини різного генотипу володіють вибірковою поглинальною здатністю по відношенню до катіонів металів. Механізми поглинання катіонів металів, накопичення, виключення, транслокації, осморегуляції та компартментації [5] змінюються залежно від виду рослини, що й визначає її можливість використання для очистки, забруднених ґрунтів. Для фітоекстракції рекомендують використовувати спеціально підібрані види рослин-гіперакумуляторів, таких як ярутка синьовата (*Thlaspi caerulescens*), бурачок стінний (*Alyssum murale*), резуха Галлера (*Cardaminopsis halleri*), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale*) [8], полин звичайний (*Artemisia vulgaris*), пирій повзучий (*Elytrigia répens*), спориш звичайний (*Polygonum aviculáre*), цикорій звичайний (*Cichórium intybus*) [10], петрушка кучерява (*Petroselinum crispum*) [38], гірчиця біла (*Sinapis alba* L.) [5], гірчиця сарептська (*Brássica júncea*) [27] та ін.

Рослина, яку збираються використовувати, як фітоекстрактор катіонів металів з ґрунту повинна відповідати наступним вимогам:

- витримувати рівень забруднення екологічно небезпечними сполуками металів без явно виражених проявів фітотоксичних ефектів (знебарвлення, пігментація, некрози, затримка росту й розвитку);
- відзначатися високою швидкістю росту, формувати значну надземну біомасу, мати глибоко розрощу кореневу систему, не вимагати особливої агротехніки, бути стійкою до хвороб і шкідників, не привабливою для тварин і людини, для запобігання отруєння [56].

Додатково при виборі рослин-фітоекстракторів звертають увагу на такі властивості, як: здатність корневих ексудатів розчиняти сполуки металів; уміння закріплювати катіони металів в коренях та транспортувати його в надземну біомасу; перешкоджати їх вилугуванню з верхнього шару ґрунту в підземні води [62].

Для проведення фітоекстракції катіонів металів з ґрунтів урбоекосистеми виникає потреба пошуку рослин-гіперакумуляторів в межах міського фітоценозу, адже рослини, котрі мають бути використані до того ж повинні мати декоративні властивості. Традиційно перш за все було проаналізовано фітореMediaційний потенціал сільськогосподарських культур [27, 43, 49, 54], щоб не вирощувати найбільш чутливі на територіях інтенсивного техногенного забруднення, потім було приділено увагу рудеральній рослинності, проте використання її не завжди доречно в умовах міста, так, приміром, амброзія полинолиста (*Ambrosia artemisiifolia* L.) [8] виступає гіперакумулятором  $Pb^{2+}$ , проте цей сильний алерген викликає поліноз, котрий може закінчитися бронхіальною астмою. Отже потрібно відібрати з фітоценотичного ядра природних фітоценозів урбоекосистеми м. Дніпро, рослину, яка б відповідала не тільки вимогам, котрі пред'являють до фітоекстракторів, а також відзначалась декоративністю, мала широкий ареал розповсюдження на території міста. Відомо, що злаки є досить чутливими до токсичної дії екологічно небезпечних сполук металів, тому було запропоновано використовувати їх дикоростучі форми, приміром злакові трави, серед яких був обраний райграс пасовищний (*Lolium perenne*).

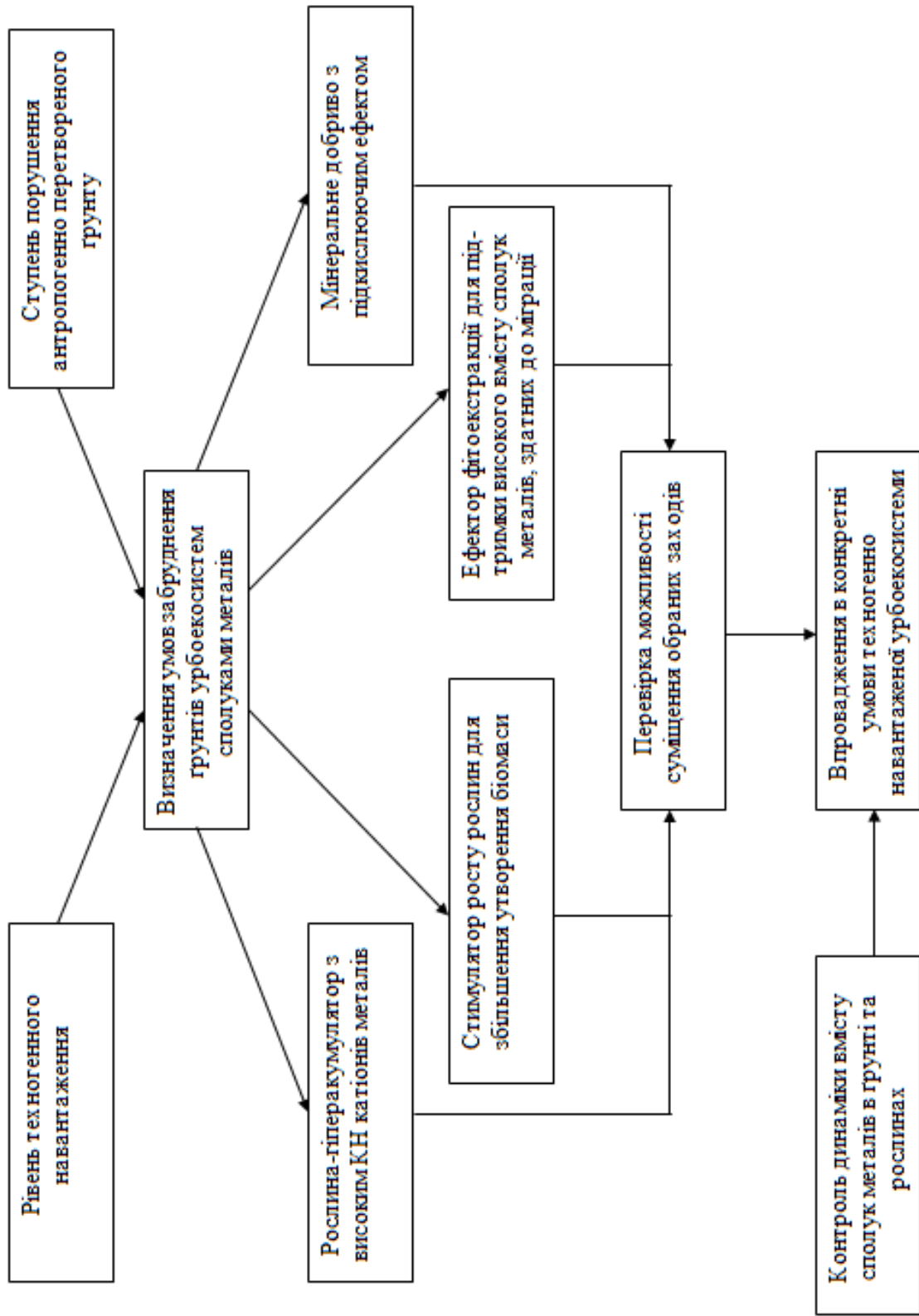


Рис. 7.3.1. Етапи проведення фітоекстракції

Цю рослину традиційно використовують для створення трав'яного покриття газонів, стадіонів, тощо.

Для підвищення накопичення в рослинах вмісту металів рекомендовано використовувати ефектори фітоекстракції в поєднанні з регуляторами росту рослин та азотними добривами (Додаток Є, рис. 7.3.1). Згідно конкретного метала-забруднювача, рівня техногенного навантаження в ГДК, ґрунтових умов, здійснюється підбір ефектору фітоекстракції для підтримки в ґрунті належного рівня вмісту катіонів металу, що відносяться до сполук здатних до мігрування, потім обирають рослину-гіперакумулятор, відповідно потреб якої визначаються із стимулятором росту та азотним добривом. Цей метод є радикальним вирішенням проблеми забруднення ґрунту екологічно небезпечними сполуками металів, екологічно безпечний, не потребує значних капіталовкладень, і навіть дозволяє після термічної обробки рослин вдруге використовувати метал, про що свідчить закордонний досвід.

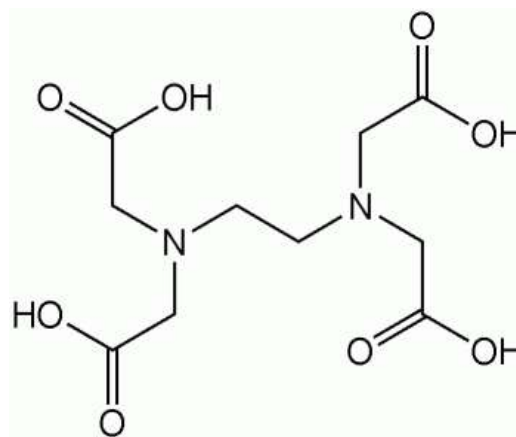


Рис. 7.3.2. ЕДТА

Для підвищення накопичення в рослинах катіонів металів необхідно використовувати ефектори фітоекстракції у вигляді комплексонів з числа поліамінополіоцтових кислот, таких як етилендіамінтетраоцтова (ЕДТА) (рис. 7.3.2), дігідроксіетілетилендіаміндіоцтова (ДДДА), діетілентріамінпентаоцтова (ДТПА), етиленбіс (оксіетилентріамін) тетраоцтова (ЕТТА),

етилендіаміндігідроксіфенілоцтова (ЕДФА), циклогексан – транс – 1,2 – діамінтетраоцтова (ЦДТА) та ін. Ці речовини здатні створювати стійкі водорозчинні внутрікомплексні сполуки (хелати) з багатьма металами, підвищувати розчинність, міграційну здатність металів в ґрунті, і як внаслідок, їх поглинання кореневою системою та накопичення в надземній біомасі. Згідно джерелу [58], за ступенем ефективності хелати розподілено у наступній послідовності: ЕДТА > ДДДА > ДТПА > ЕГТА > ЕДФА.

Майже всі мінеральні солі в розчині, в тому чи іншому ступені, дисоціюють (тобто розпадаються) на іони. Таким чином, в розчині наявні позитивно заряджені частини (катіони) та негативно заряджені частини (аніони). Позитивні частини реагують з негативними та знову розпадаються. Існує багато форм хелаторів. Більшість з них має органічну основу, але є й ряд неорганічних.

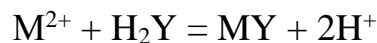


Рис. 3.3.3. Утворення хелату металу:

$M^{2+}$  – катіон металу;  $Y$  – органічна частина молекули ЕДТА

В хелаті метал знаходиться в напіворганічній формі (рис. 7.3.4), для якої характерна висока біологічна активність в тканинах рослинного організму. В природі, знаходячись в ґрунті, рослини використовують природні хелати, такі як гумінові та фульвокислоти. Також хелати утворюються при взаємодії ризосфери з солями ґрунту.

Відомо декілька хелаторів для різних елементів, які часто використовуються для екологічних потреб та в сільському господарстві: для кальцію – ОЕДФ, для заліза – ДТПА, для мікроелементів – ЕДТА.

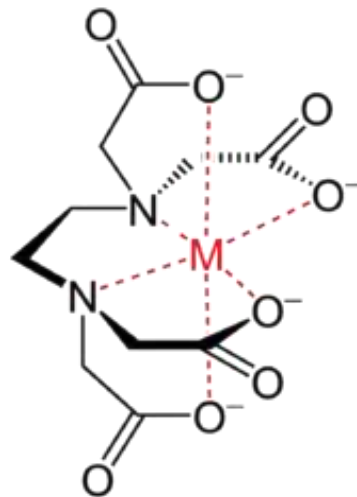


Рис. 7.3.4. Хелат іона металу та ЕДТА

Таблиця 7.3.1

Константи стійкості комплексів ЕДТА з металами

Катіон металу	$K=[ML]/[M][L]$	$K=[HML]/[H][ML]$	$K=[HML]/[M][HL]$
$Be^{2+}$	9,2	-	-
$Mg^{2+}$	8,8	3,85	2,40
$Ca^{2+}$	10,7	3,18	3,6
$Sr^{2+}$	8,7	3,93	2,4
$Ba^{2+}$	7,9	4,57	2,2
$Ra^{2+}$	7,1	-	-

З вище наведених ефекторів фітоекстракції, завдяки своїм властивостям була обрана ЕДТА, як найбільш ефективна, адже доробком інших дослідників доведено, що під її впливом відбувається збільшення біомаси коренів [39] та рослини в цілому [61], підвищення ферментативної активності [12] та доступності інших макро- і мікроелементів, необхідних для росту і розвитку [1]. ЕДТА ( $C_{10}H_{16}N_2O_8$ ) утворює стійкі комплекси в широкому діапазоні рН, навіть у сильнокислому середовищі (табл. 7.3.1). Для кожного елементу існує коридор рН, який забезпечує існування стійкого комплексу. Так, комплекс заліза з ЕДТА ефективний при боротьбі з хлорозом тільки на помірно кислих ґрунтах. В лужному середовищі він нестабільний.

ЕДТА піддається кислотному та ензиматичному гідролізу. Розкладання ЕДТА в природному середовищі призводить до утворення більш токсичних продуктів, ніж вихідна речовина. Нерозчинні комплекси ЕДТА менш стійкі, ніж розчинні. ЕДТА притаманні антивірусні властивості. ЕДТА, як і ДТПА, ДБТА, ЕДДЯ, відноситься до комплексонів, які містять карбоксильні групи. В теперішній час за кордоном перевага віддається виробництву мікродобрив на основі ЕДТА (Голландія, Фінляндія, Ізраїль, Германія). Це пов'язано, перш за все, з її доступністю та відносно низькою ціною. На основі ЕДТА були створені комплексони типу “Трилон Б”. Трилон, в свою чергу, при досліджах, проведених з його використанням, показав не оптимальну ефективність, так як він утримував катіон занадто сильно. Відомо, що для рослин комплексони практично інертні. Головна роль належить катіону металу, а комплексон відіграє роль транспортного засобу, який забезпечує доставку катіона і його стійкість в ґрунті та поживних розчинах. ЕДТА при рН 8 малоефективна, тому підтримка кислого середовища вкрай важлива. В процесі фітоекстракції ЕДТА, як ефектор, відіграє важливу роль, адже вона не дає катіону металу закріплюватись ГВК, що забезпечує підтримку високого рівня міграційної здатності, в той же час утворений з металом хелат здатен поглинатися кореневою системою рослини.

За наявності надлишкових кількостей доступних катіонів металів, що відносяться до сполук здатних до мігрування (витяг ААБ з рН 4,8) в техногенно забрудненому ґрунті, для активного їх поглинання рослинами, у останніх потрібно, по-перше, сформувати розгалужену кореневу систему, а, по-друге, забезпечити інтенсивний приріст біомаси, чому, в свою чергу, сприятимуть стимулятори росту рослин. Коренеутворення значно полегшується застосуванням регуляторів росту рослин групи ауксинів, які забезпечують формування коренів з клітин стебла та посилюють розвиток кореневої системи у вегетативних рослинах. Діюча речовина досліджуваного препарату “Корневін” 4-(індол-3-іл)масляна кислота, в рослинах поступово перетворюється в фітогормони гетероауксин, що забезпечує найкращий

ефект в самих низьких в порівнянні з іншими ауксинами дозах. Крім того, зручна препаративна форма “Корневіна” (пудра) дозволяє за рахунок високої адгезії (прилипання) до поверхні насіння або черешків активізувати проникнення діючої речовини в клітини рослин, що значно підвищує ефективність та спрощує технологію застосування препарату. В результаті застосування препарату масове утворення коренів відбувається на 14-18 днів раніше, коренева система формується більш розгалуженою. Наявність розгалуженої кореневої системи в забрудненому кореневмісному шарі ґрунту надає можливість більш активного контакту корневих волосків рослини із токсичним середовищем, що збільшує та прискорює винос катіонів металів.

Аміачна селітра відзначається високим вмістом мінерального азоту в добриві (34%), оптимальним поєднанням нітратної та аміачної його форм, швидкою дією, зручністю транспортування і внесення, низьким випаровуванням при поверхневому внесенні і недостатній кількості вологи в ґрунті, а відтак – небов’язковістю загортання в ґрунт, фізіологічною кислотністю добрива [48]. Слід зазначити, що на деградованих, збіднених на елементи живлення, міських ґрунтах, вона буде виступати джерелом цього важливого макроелементу для рослин, адже його нестача відбивається через пригнічення росту і розвитку, зменшення вмісту хлорофілу в листі, інтенсивність фотосинтезу, тощо [42]. Встановлено, що застосування аміачної селітри, як добрива, призводить до збільшення біомаси рослин до 30 % [47]. Крім того, слід відмітити, що підкислення реакції ґрунтового середовища забезпечує високу міграційну здатність екологічно небезпечних сполук металів в ґрунті, як прямо, так і опосередковано через підвищення ефективності дії ефектору фітоекстракції – ЕДТА, отже їх доступність для кореневої системи рослин. Формування високого рівня вмісту в ґрунті катіонів металу, що відносяться до сполук здатних до мігрування і визначаються у витягу ААБ з рН 4,8, та їх інтенсивний винос разом з поживними елементами за умов застосування аміачної селітри сприяє значно більшому накопиченню металу біомасою рослин-фітоекстракторів.



Оцінку фітоекстракції катіонів металів із забрудненого ґрунту проводили за умов техногенного навантаження  $\text{Cd}^{2+}$  в дозі 10 ГДК (внесення у вигляді екологічно небезпечної сполуки  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ ) – сильний рівень забруднення, при застосуванні як ефектору фітоекстракції ЕДТА, у поєднанні з стимулятором росту препаратом “Корневін” та мінеральним добривом – аміачною селітрою за фітореMediaційним потенціалом райграсу пасовищного (*Lolium perenne*). Згідно W.J. Fitz та W.W. Wenzel (2002), рослини, в яких ТК та особливо КБП менше за 1,0 не використовують для фітоекстракції [57]. Вміст  $\text{Cd}^{2+}$  в біомасі рослин на всіх варіантах дослідження за виключенням контролю значно перевищував ГДК та МДУ (табл. 7.3.2). Накопичення катіонів кадмію в коренях було вище, ніж в надземній частині, що свідчить, по-перше, про акропетальний тип розподілення по органам рослини, а, по-друге, про спрацювання внутрішніх захисних механізмів за Дж. Антоновичем (1971), проте за наявності високого вмісту катіонів  $\text{Cd}^{2+}$ , що припадають на сполуки здатні до мігрування, ця межа дещо нівелювалася.

Таблиця 7.3.2

Вміст Cd в біомасі райграсу пасовищного (*Lolium perenne*), мг/кг

Варіант	Корені	Надземна частина
Контроль	0,094	0,043
Забруднений ґрунт 10 ГДК по Cd	227,7	205,2
Забруднений ґрунт 10 ГДК по Cd + ЕДТА	239,4	216,9
Забруднений ґрунт 10 ГДК по Cd + ЕДТА + стимулятор росту “Корневін”	243,6	220,8
Забруднений ґрунт 10 ГДК по Cd + ЕДТА + стимулятор росту “Корневін” + аміачна селітра	258,8	245,1
НСР <sub>0,95</sub> , %	1,6	0,3
P, %	0,21	0,05

Підвищення в ґрунті вмісту катіонів  $Cd^{2+}$ , здатних до мігрування, відбивалось через прояви токсичного ефекту на рослини райграсу пасовищного, як то пригнічення морфо-біологічних показників (висота рослини, середня кількість листя на одну рослину, середня довжина листка, висота волоті, тощо), більш бліде забарвлення, наявність крайових некрозів. Створений високий рівень забезпеченості мінеральним азотом на фоні забруднення нітратом кадмію забезпечував не тільки інтенсивний приріст зеленої біомаси, але й призводив до полягання рослин, проте за умов скошування 3-4 рази за вегетаційний період, це не буде впливати на ефективність розроблені технології з фітоекстракції. Ефективність фітоекстракції відбивалась через накопичення  $Cd^{2+}$  по органам та в рослині в

Таблиця 7.3.3

Фіторе mediaційний потенціал райграсу пасовищного (*Lolium perenne*)  
за умов забруднення 10 ГДК по  $Cd^{2+}$

Варіант	КБП		ТК
	надземна часина	корені	
Контроль	0,11	0,24	0,46
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний ( <i>Lolium perenne</i> )	6,84	7,59	0,90
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний ( <i>Lolium perenne</i> ) + ефектор фітоекстракції ЕДТА	7,23	7,98	0,91
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний ( <i>Lolium perenne</i> ) + ефектор фітоекстракції ЕДТА + стимулятор росту “Корневін”	7,36	8,12	0,91
Рослина-фітоекстрактор райграс пасовищний ( <i>Lolium perenne</i> ) + ефектор фітоекстракції ЕДТА + стимулятор росту “Корневін” + мінеральне добриво аміачна селітра	8,17	8,56	0,95

цілому і позначалась через коефіцієнти КБП та ТК (табл. 7.3.3), так якщо їх значення або навіть хоча б одне перевищує одиницю, розроблена технологія вважається доцільною для застосування [10], що в нашому випадку доводить доречність залучення стимулятора росту та мінерального добрива. Запропонована комплексна підтримка наявного високого рівня в ґрунті катіонів  $Cd^{2+}$  здатних до мігрування, при розгалуженій кореневій системі та формуванні потреби в інтенсивному поглинанні елементів із ґрунту у рослини-фітоекстрактору забезпечувала найвищі, більші за одиницю, значення КБП та ТК, що майже становив одиницю, отже і винос їх із ґрунту.

Підсумовуючи вище зазначене слід відмітити, що застосування райграсу пасовищного (*Lolium perenne*) – як рослини-фітоекстрактора, у поєднанні з ефектором фітоекстракції – ЕДТА, стимулятором росту рослин – препаратом “Корневін” та мінеральним добривом – аміачною селітрою забезпечувало найбільший винос катіонів  $Cd^{2+}$  із ґрунту, отже зазначену технологію можна рекомендувати для очищення ґрунтів урбоєкосистем в системі моніторингу, за умов високого рівня техногенного навантаження внаслідок забруднення екологічно небезпечними сполуками металів.

#### **7.4 Економічне обґрунтування заходів з відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів**

Впровадження технологій з фіторе mediaції ґрунтів урбоєкосистем, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів, спричиняє виникнення цілої низки соціальних та економічних ефектів.

Соціальним результатом від впровадження заходів відновлення ґрунту при функціонуванні урбоєкосистеми в умовах значного техногенного навантаження для мешканців міста є забезпечення належного рівня життєдіяльності людини, котрий відповідає нормам екологічної безпеки, що відбивається через поліпшення умов праці та відпочинку населення, зниження захворюваності, продовження тривалості життя, створення

сприятливих умов для розвитку і росту творчого потенціалу кожної особи, тощо. Однак, соціальний результат неможливо виразити у грошовій формі, тому більше уваги було приділено визначенню економічного ефекту від запропонованих технологій.

Економічне обґрунтування технологій з відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених сполуками металів, проводили двома шляхами: зіставленням вартості на їх проведення із штрафними витратами за забруднення та за допомогою порівняння їх еколого-економічної ефективності для чого було визначено розмір шкоди, завданої земельним ресурсам в результаті забруднення урбоекосистеми м. Дніпро на двох ділянках для варіанту із фітостабілізацією – точка 37 мережі моніторингу, перехрестя бульвару Зоряний та вул. Запорізьке шосе, забруднення по  $Pb^{2+}$  в 14,3 ГДК, для фітоекстракції – ґрунт з точки Г11 в зеленій зоні по вул. Курсантській за храмом “Ікони Божої Матері Іверська”, штучно створене навантаження в дозі 10 ГДК по  $Cd^{2+}$ ; вартість базового варіанту створення трав’яного покриття за допомогою універсального рулонного газону; вартість заходу суміщення хімічної детоксикації з фітостабілізацією для першої ділянки та вартість заходів фітоекстракції катіонів металів з ґрунту для другої ділянки.

Розмір відшкодування шкоди  $P_{вв}$  визначається згідно методики [30] за формулою 7.4.1:

$$P_{вв} = A \cdot \Gamma_d \cdot K_z \cdot K_n \cdot Ш_{егз} \quad (7.4.1)$$

де:  $A$  – питомі витрати на ліквідацію наслідків забруднення земельної ділянки, які визначаються як 0,5 Гд;

$\Gamma_d$  – грошова оцінка земельної ділянки до забруднення (засмічення), грн. (формула 7.4.2);

$K_z$  – коефіцієнт, що характеризує вміст забруднюючої речовини в об’ємі забрудненої землі залежно від глибини просочування ( $m^2$ );

$K_p$  – коефіцієнт небезпечності забруднюючої речовини;

$Шегз$  – показник шкали еколого-господарського значення земель.

Грошова оцінка земельної ділянки до забруднення ( $\Gamma_d$ ) визначається за формулою 7.4.2:

$$\Gamma_d = \sum(\Pi_{agr} \cdot \Gamma_{agl}) \quad (7.4.2)$$

де:  $\Pi_{agr}^*$  – площа агровиробничої групи ґрунтів ( $m^2$ ). Матеріали грошової оцінки земель щодо конкретних власників (землекористувачів) за даними земельного кадастру районного відділу земельних ресурсів;

$\Gamma_{agr}$  – грошова оцінка  $1 m^2$  групи ґрунтів (грн./ $m^2$ ), яка визначається за формулою 7.4.3:

$$\Gamma_{agr} = \frac{\Gamma_y \cdot B_{agr}}{B_y} \quad (7.4.3)$$

де:  $\Gamma_y^*$  – грошова оцінка  $1 m^2$  угідь (грн./ $m^2$ );

$B_{agr}^*$  – бал бонітету групи ґрунтів земельної ділянки;

$B_y^*$  – бал бонітету  $1 m^2$  зонального ґрунту, в нашому випадку чорнозему звичайного малогумусного важкосуглинкового.

Коефіцієнт забруднення землі ( $K_z$ ) визначається за формулою 7.4.4 (при  $K_z < 1$  він не враховується):

$$K_z = \frac{O_{зр}}{T_z \cdot \Pi_d \cdot I_{п}} \quad (7.4.4)$$

де:  $O_{зр}$  – об'єм забруднюючої речовини ( $m^3$ );

$T_z$  – товща земельного шару, що є розмірною одиницею для розрахунку витрат на ліквідацію забруднення залежно від глибини просочування і дорівнює в обох випадках і при фітоекстракції і при фітостабілізації у суміщенні з хімічною детоксикацією  $0,1 m$ ;

Пд – площа забрудненої земельної ділянки (м<sup>2</sup>);

Іп – індекс поправки до витрат на ліквідацію забруднення залежно від глибини просочування забруднюючої речовини. За відсутності даних про об'єм забруднювача, його величина розраховується за формулою 7.4.5:

$$O_{зр} = \frac{V_{зр}}{\Psi_{зр}} \quad (7.4.5)$$

де: V<sub>зр</sub> – вага забруднюючої речовини (мг);

Ψ<sub>зр</sub> – відносна щільність забруднюючої речовини (мг/м<sup>3</sup>).

Вихідні дані та результати обчислення шкоди від забруднення земель Pb<sup>2+</sup> в дозі 14,3 ГДК (варіант 1) та Cd<sup>2+</sup> в дозі 10 ГДК (варіант 2) представлені табл. 7.4.1. В першому випадку заподіяна земельним ресурсам шкода становила 10,48 грн. та в другому – 11,20 грн. на м<sup>2</sup>.

Таблиця 7.4.1

Відшкодування шкоди від забруднення ґрунту сполуками металів

Показники	Позначення показника	Значення показника	
		Варіант 1	Варіант 2
Площа забрудненої ділянки, м <sup>2</sup>	Пд	1	1
Вид земельного угіддя	-	Зелена зона	
Глибина просочування забруднюючої речовини, м	Гп	0,10	0,10
Забруднююча речовина	-	Pb	Cd
Вага забруднюючої речовини, мг	V <sub>зр</sub>	54054	3630
Відносна щільність забруднюючої речовини, т/м <sup>3</sup>	Ψ <sub>зр</sub>	11,3	8,65
Об'єм забруднюючої речовини, м <sup>3</sup>	O <sub>зр</sub>	0,48·10 <sup>-5</sup>	0,42·10 <sup>-6</sup>
Площі груп ґрунтів земельної ділянки, м <sup>2</sup>	Пагр	1	1

Продовження табл. 7.4.1

Показники	Позначення показника	Значення показника	
		Варіант 1	Варіант 2
Бали бонітету груп ґрунтів земельної ділянки	Багр	44	47
Бал бонітету чорнозему звичайного	Бу	64	64
Грошова оцінка 1 м <sup>2</sup> угідь, грн	Гу	1,90	1,90
Грошова оцінка 1 м <sup>2</sup> груп ґрунтів, грн.	Гагр	1,31	1,40
Бали бонітету груп ґрунтів земельної ділянки	Багр	44	47
Бал бонітету чорнозему звичайного	Бу	64	64
Грошова оцінка 1 м <sup>2</sup> угідь, грн	Гу	1,90	1,90
Грошова оцінка 1 м <sup>2</sup> груп ґрунтів, грн.	Гагр	1,31	1,40
Грошова оцінка земельної ділянки до забруднення, грн	Гд	1,31	1,40
Розмірна одиниця для розрахунків коефіцієнта забрудненості землі, м	Тз	0,2	0,2
Індекс поправки до витрат	Іп	0,1	0,1
Коефіцієнт забрудненості землі (при $K_z < 1$ він не враховується)	Кз	$0,24 \cdot 10^{-3}$ (не враховується)	$0,21 \cdot 10^{-3}$ (не враховується)
Коефіцієнт небезпечності	Кн	4,0	4,0
Показник шкали еколого-господарського значення земель	Шегз	4,0	4,0

Продовження табл. 7.4.1

Показники	Позначення показника	Значення показника	
		Варіант 1	Варіант 2
Показник доцільності ліквідації наслідків забруднення	А	0,5	0,5
Розмір відшкодування шкоди, грн.	Рвв	10,48 грн на 1 м <sup>2</sup>	11,20 грн на 1 м <sup>2</sup>

За базовий варіант було прийнято створення трав'яного покриття за допомогою універсального рулонного газону (1 м<sup>2</sup> – 55 грн, ТОВ “Стройкомфорт Днепр”), що являє собою штучний дерновий покрив із багаторічних злаків та визначається наступними перевагами: стійкість до посухи і дощів, відсутність рудеральної рослинності, високий ефект охолодження за умов жаркого літа, проте такі властивості притаманні будь-якому стійкому фітоценозу незалежно від технологій, за якими він був створений. Озеленення території передбачає підготовчі роботи з очищення ділянки від будівельного сміття, обробітку від бур'янів, за необхідності внесення добрив, вирівнюванні та плануванні поверхні, створенні дренажу або уклону для поверхневого стоку, а також безпосередньо роботи по укладанню, як то – розрівнювання на ділянці та прикатування катком, а це призводить до удорожчання заходу до 3,2 грн. на м<sup>2</sup>. Проте в умовах техногенно навантаженої урбоєкосистеми таке покриття буде досить недовговічне, адже, по-перше, більшість злаків дуже чутлива до забруднення екологічно небезпечними сполуками металів, по-друге, товщина дернового покриття значно менше кореневмісного шару, отже коренева система буде досягати забруднених ґрунтів, рослина може не витримувати токсичного навантаження і гинути, або накопичувати надлишкові кількості катіонів металів, включати їх в трофічні ланцюги, що призведе до їх мігрування в урбоєкосистемі. Як свідчить практичний досвід, таку технологію в умовах міста слід запроваджувати щорічно.



Вартість технології відновлення екологічних функцій забрудненого ґрунту екологічно небезпечними сполуками металів шляхом суміщення хімічної детоксикації з фітостабілізацією включала вартість насіння люцерни посівної (*Medicago sativa*), карбонату калію, укорінювача Стимовіту Ферті, біокомплексу БТУ-р універсального, працевитрат на підготовку ґрунту та догляд за створеним фітоценозом, що складало на 1 м<sup>2</sup> забрудненої площі 27,23 грн. Згідно своїх біологічних властивостей люцерна посівна (*Medicago sativa*) – є дворічною рослиною, сильним фітостабілізатором, толерантним до токсичної дії сполук металів, отже здатна витримувати техногенне навантаження внаслідок забруднення протягом всього життєвого циклу, тому не потребує повторного висіву порівняно до традиційного варіанту із звичайною газонною сумішшю, що становить економію в 27,77 грн відповідно базового варіанту.

Вартість технології фітоекстракції катіонів металів з ґрунту складалась з вартості насіння райграсу пасовищного (*Lolium perenne*), ЕДТА, стимулятора росту препарату “Корневін”, аміачної селітри, працевитрат на підготовку ґрунту та догляд за створеним фітоценозом, приведена на 1 м<sup>2</sup> забрудненої площі, вона становила 12,75 грн. Слід зазначити, що райграс пасовищний (*Lolium perenne*) хоча й відноситься до багаторічних злакових трав, проте із них в найбільшій мірі відповідає вимогам до фітоекстрагентів, який є не тільки чутливою рослиною, але й може витримувати значний рівень техногенного навантаження на ґрунт внаслідок забруднення сполуками металів. Метою запропонованої технології з фітоекстракції є створення довговічного стійкого фітоценозу, як мінімум, на весь період фітоекстракції приблизно 5-7 років до повного очищення ґрунту від катіонів металів, що складається із рослин, які будуть їх виносити з подальшою утилізацією біомаси. Тому встановлену вартість фітоекстракції слід відносити на цей термін на відміну від базового варіанту. Таким чином визначена економічна ефективність запропонованого заходу становить 42,25 грн від базового варіанту.

Фітоекстракція катіонів металів з ґрунту рослинами-гіперакумуляторами також дає можливість одержання додаткового економічного ефекту, котрий пов'язаний з тим, що висушена рослинна біомаса не тільки зберігається в накопичувачах до підбору прийняттого методу обробки, але й може бути використана, по-перше, для рекуперації з неї цінних кольорових металів шляхом озолення і подальшої обробки, приміром, розчином сірчаної кислоти; а, по-друге, для отримання метану для біогазової установки в результаті зброджування біомаси в метантенках [18].

Вважається, що здійснення природоохоронних технологій економічно вигідне за умови, коли витрати не перевищують половини грошової оцінки земельних ресурсів; в протилежних випадках – їх доцільно консервувати [16]. Проте в умовах функціонуючої урбоєкосистеми це неможливо здійснити, крім того вище наведеними розрахунками на прикладі м. Дніпро переконливо доведено доцільність проведення запропонованих технологій, адже їх вартість становить 5,56 % для фітостабілізації та 2,60 % для фітоекстракції, відносно вартості землі в місті (490 грн. м<sup>2</sup>).

Після здійснення заходів з відновлення ґрунтів, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів, вони потребують подальшого проведення моніторингу для контролю і управління зазначеним компонентом навколишнього середовища з метою створення та підтримки якісних умов для життєдіяльності людини. Систематичний контроль за станом міських ґрунтів за умов сучасних науково-технічних розробок щодо детоксикації катіонів металів та впровадженні створених на їх основі технологій при наявності достатніх економічних можливостей дасть змогу усунути техногенне навантаження та забезпечити екологічну безпеку урбоєкосистеми навіть в умовах інтенсивного техногенного навантаження.

Підсумовуючи вище викладене слід зазначити, що застосування технологій з відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів, має не тільки екологічний та соціальний ефекти для мешканців міста, а й економічну доцільність для територій, котрі

знаходяться в умовах значного техногенного пресінгу, як то достеменно доведено на прикладі м. Дніпро. Систематичне проведення моніторингу забезпечить не тільки контроль за їх вмістом в ґрунті, але й сприятиме своєчасному впровадженню запропонованих технологій, що призведе до дотримання норм екобезпеки при функціонуванні міста.

### **7.5 Організації управління якістю міських ґрунтів на регіональному рівні в системі моніторингу мігрування екологічно небезпечних сполук металів**

Для забезпечення ефективної роботи системи моніторингу мігрування екологічно небезпечних сполук металів у ґрунтах потрібно було розробити систему організації управління якістю ґрунтів урбоєкосистеми на регіональному рівні.

На практиці цикл вироблення управлінського рішення будь-якого екологічного завдання, може бути, розтягнутий на наступні блоки згідно А.П. Адлера (1978) [3]: виявлення проблеми → дослідження причини → обґрунтування вибору заходів щодо її усунення → реалізація цих заходів → аналіз отриманих результатів по відношенню до запланованої мети → коригування. Проте для вирішення екологічних проблем, як досить ефективний, зарекомендував себе цикл Демінгу (PDSA) [2, 31]. Цикл PDCA описується як сукупність послідовно виконуваних фаз у межах діяльності, що обумовлює можливість управління цією діяльністю через зворотній зв'язок [3]. Згідно Демінгу процес, розпочавшись на якійсь стадії, змінює форму і переходить до наступної, отже на кожній стадії буде постійна оптимізація методів та процедур [15]. Ішикава дещо допрацював цикл Демінгу (PDSA), прив'язавши його до 6 принципів, що мають деяке споріднення з блоками А.П. Адлера (табл. 7.5.1). Масаакі Ісаї вважав, що відправною точкою для удосконалення є виявлення потреби [22], в нашому випадку факту забруднення ґрунту небезпечними сполуками металів, що передбачає визнання наявності проблеми утворення екологічної небезпеки на

території урбоекосистеми. Якщо проблему не виявлено, відповідно, немає потреби в удосконалюванні. Отже, Масаакі Ісаї ставить акцент на визнанні проблеми і дає ключ до її виявлення, адже якщо проблема відома, її потрібно вирішувати. Слід відзначити, що методологія PDCA може бути застосована практично для всіх видів діяльності, де можна налагодити управління за зворотним зв'язком [15].

Таблиця 7.5.1

## Шість кроків циклу PDCA за [23]

№	Принципи Ішикава	Стадія PDCA
1	Визначення мети та задач	P
2	Визначення методів досягнення мети	
3	Проведення навчання і підготовка кадрів	D
4	Реалізація діяльності	
5	Перевірка ефективності виконання роботи	C
6	Прийняття відповідних заходів	A

При розробці системи організації управління якістю ґрунтів урбоекосистеми на регіональному рівні використовували цикл Демінгу (PDSA) із залученням вже існуючих організацій і установ екологічного профілю області та міста (рис. 7.5.1), що призведе до зменшення техногенного навантаження на довкілля та забезпечення екологічної безпеки для її мешканців.

Даним методом управління рекомендується користуватися при виконанні будь-яких робіт, але особливо він ефективний при вирішенні екологічних проблем. Враховуючи особливості системи моніторингу мігрування екологічно небезпечних сполук металів у ґрунтах, скорегований цикл Демінга передбачає виконання наступних дій: контроль валового вмісту металів та їх катіонів, що відносяться до сполук здатних до мігрування та



Рис. 7.5.1. Блок-схема організації управління якістю ґрунтів урбоєкосистем, забруднених небезпечними сполуками металів, на локальному рівні

відбивають ефективність технологій з відновлення ґрунтів, оцінювання і прогнозування забруднення ґрунту екологічно небезпечними сполуками металів, розробку технологій з відновлення забруднених і порушених ґрунтів урбоєкосистем, впровадження розроблених технологій. Потім цикл повторюється знову і знову. В результаті виходить постійне “налагодження” системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем з урахуванням мінливості екологічної ситуації, а значить більш ймовірно одержання бажаного результату збереження навколишнього природного середовища та досягнення норм екобезпеки шляхом постійного її вдосконалення.

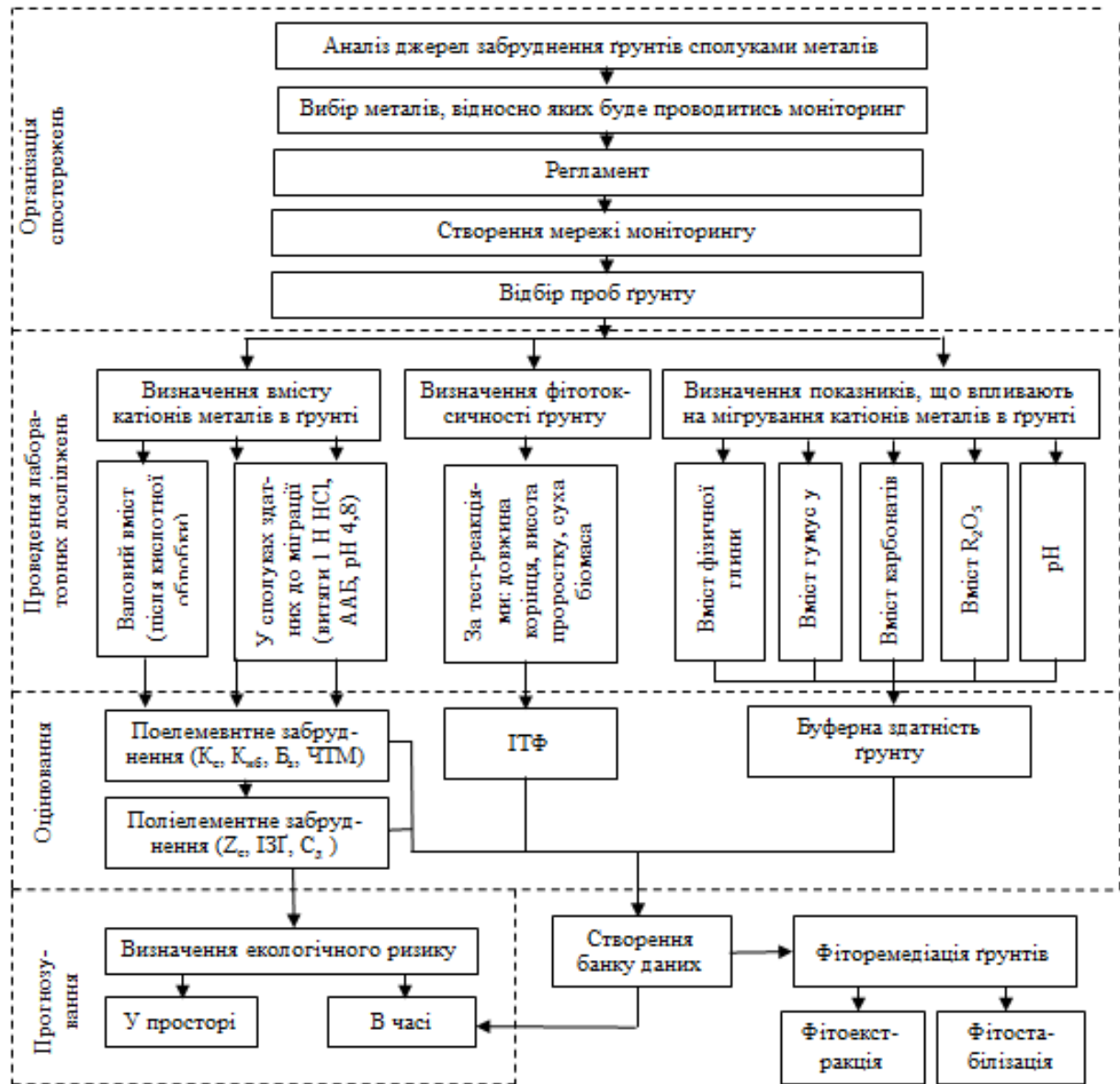


Рис. 7.5.2. Блок-схема моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем

На рис. 7.5.2. представлено запропоноване за результатами дисертаційної роботи узагальнене у вигляді схематичного зображення удосконаленої системи моніторингу мігрування екологічно небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем з врахуванням впливу чинників на формування їх екологічної безпеки та зменшення негативного впливу на здоров'я людини. Блок-схема ілюструє етапи реалізації моніторингу починаючи від організації спостережень, проведення лабораторних досліджень, оцінювання і прогнозування небезпеки розповсюдження

забруднення сполуками металів, передбачає створення банку даних та розробку технології з усунення токсичності та відновлення екологічних функцій ґрунтів, отже її застосування є необхідною умовою зменшення негативного впливу на ґрунти урбоекосистем.

Підсумовуючи, вище викладене, слід зазначити, що впровадження удосконаленої системи моніторингу мігрування екологічно небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем та організація управління якістю міських ґрунтів на належному рівні сприятиме забезпеченню комфортних умов життєдіяльності населення та підвищенню рівня екологічної безпеки техногенно навантажених територій.

## 7.6 Висновки по розділу

1. Ґрунтовно доведено, що існуючі технології з детоксикації ґрунтів, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів мають деякі обмеження щодо ефективного впровадження на практиці і тільки сумісне їх застосування з урахуванням існуючого стану і всіх факторів, що спричиняють вплив, на урбоекосистему з прив'язкою до конкретних умов дає змогу підібрати найбільш доцільну, яка в подальшому призведе до відновлення екологічних функцій міських ґрунтів та забезпечить дотримання норм екологічної безпеки в межах урбоекосистеми.

2. Науково обґрунтовано та розроблено захищені патентами технології фітореMediaції ґрунтів урбоекосистем, забруднених небезпечними сполуками металів, сутність яких полягає у фітостабілізації ґрунтів запропонованою рослиною-деконцентратором (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), або фітоекстракції катіонів металів запропонованою рослиною – гіперакумулятором (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)).

3. Запропоновано для часткового вирішення проблеми при високому вмісті катіонів металу в міських ґрунтах і ризику розповсюдження забруднення в суміжні середовища використовувати фітостабілізацію за допомогою рослин люцерни посівної (*Medicago sativa*) у поєднанні з

хімічною детоксикацією водним розчином карбонату калію та застосуванням мікробіологічного препарату біокомплексу БТУ-р універсального, сполучення яких забезпечує, згідно значень КБП і ТК, найменший винос катіонів металу з ґрунту та істотне зниження міграційної здатності їх сполук в ґрунті.

4. Рекомендовано для кардинального вирішення проблеми при високому рівні техногенного навантаження на ґрунти урбоекосистеми внаслідок забруднення екологічно небезпечними сполуками металів застосовувати фітоекстракцію з використанням райграсу пасовищного (*Lolium perenne*) – як рослини-фітоекстрактора, у поєднанні з ефектором фітоекстракції – ЕДТА, стимулятором росту рослин – препаратом “Корневін” та мінеральним добривом – аміачною селітрою, що надає змогу суттєво підвищити фітореємедіаційний потенціал рослин і, відповідно, збільшити їх винос із забрудненого ґрунту.

5. На прикладі м. Дніпро здійснено економічне обґрунтування технологій з відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених екологічно небезпечними сполуками металів шляхом зіставлення вартості на їх проведення із штрафними витратами за забруднення та за рахунок порівняння їх еколого-економічної ефективності відносно базового варіанту створення фітоценозу за допомогою універсального рулонного газону, що відбивалось через економічний ефект в 27,77 грн. для фітоекстракції та 42,25 грн. при поєднанні фітостабілізації з хімічною детоксикацією.

6. Розроблено систему організації управління якістю ґрунтів техногенно навантажених урбоекосистем внаслідок забруднення екологічно небезпечними сполуками металів для регіонального рівня на підґрунті циклу Демінгу із залученням вже існуючих в області та місті організацій і установ екологічного профілю.

7. Основні результати даного розділу опубліковано в працях [35, 36, 39, 52-55, 63].



### Список використаних джерел по розділу 7

1. Автухович И. Е. Повышение фитоэкстракции почвенного кадмия посредством применения ЭДТА. *Лесной вестник*. 2003. № 3. С. 133-145.
2. Адлер Ю. П., Хунузиди Е. И., Шпер В. Л. Методы постоянного совершенствования сквозь призму цикла Шухарта-Деминга. *Методы менеджмента качества*. 2005. № 3. С. 17-23.
3. Адлер Ю. П. Предпланирование эксперимента. Москва : Знание, 1978. 126 с.
4. Ананьев М. Е., Парамонов Е. Г. Влияние биологически активных веществ на рост сеянцев сосны обыкновенной. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2011. № 2 (76). С. 40-43.
5. Андреева И. В., Злобина М. В., Байбеков Р. Ф., Ганжара Н. Ф. Фиторемедиационная способность дикорастущих и культурных растений. *Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии*. 2010. Вып. 1. 8-17.
6. Бабейова Н. О., Главати О. Л., Главати Л. О. Влияние органических и неорганических веществ на движение тяжелых металлов в почве (Обзор). *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 2000. № 6. С. 38-49.
7. Байдина Н. Л. Инактивация тяжелых металлов гумусом и цеолитами в техногенно загрязненной почве. *Почвоведение*. 1994. № 9. С. 121-125.
8. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Аккумуляция тяжелых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местообитания. *Агрехимия*. 2002. № 9. С. 66-71.
9. Богачова В. Л. Вплив техногенного забруднення ґрунту важкими металами на елементи його родючості, урожай та якість сільськогосподарської продукції : автореф. дис... к.с.-г.н: 03.00.16 / ННЦ "Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н.Соколовського". Харків, 1996. 26 с.
10. Васильева Т. Н. Фиторемедиаторы территории городской агломерации. *Бюллетень Оренбургского научного центра УрО РАН* (Электронный

- журнал). 2014. № 2. Режим доступа: <https://cyberleninka.ru/article/n/fitoremediatory-territorii-gorodskoy-aglomeratsii>.
11. Галактионова Л. В., Степанова М. А., Тесля А. В., Ануфриенко А. А. Сравнительный анализ способности представителей флоры урбанизированных территорий к аккумуляции тяжелых металлов. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2013. № 10 (159). С. 186-188.
  12. Галиулин Р. В., Башкин В. Н., Галиулина Р. Р., Кухарски Р., Малковски Е., Мархвинска Е. Влияние эффектов фитоэкстракции на ферментативную активность почвы, загрязненной тяжелыми металлами. *Агрoхимия*. 1998. № 7. С. 77-86.
  13. Галиулин Р. В., Галиулина Р. А. Очистка почв от тяжелых металлов с помощью растений. *Вестник Российской академии наук*. 2008. Том. 78, № 3. С. 77-85.
  14. Деминг Э. Выход из кризиса: Новая парадигма управления людьми, системами и процессами. Москва : Альпина Паблишер, 2012. 419 с.
  15. Деминг Э. Выход из кризиса / пер. с англ. Г. Чебриков. Тверь : Альба, 1994. 498 с.
  16. Довідник з питань економіки та фінансування природокористування і природоохоронної діяльності / В. Шевчук та ін. Київ : "Геопринт", 2000. 411 с.
  17. Догадина М. А. Влияние биологически активных веществ на устойчивость декоративных культур к болезням. *Вестник Оренбургского государственного аграрного университета*. 2007. № 4. С. 33-36.
  18. Елизарьева Е. Н., Янбаев Ю. А., Кулагин А. Ю. Особенности выбора фиторемедиационных технологий очистки почв и сточных вод от ионов тяжелых металлов. *Вестник Удмуртского университета*. 2016. Т. 26, Вып. 3. С. 7-19.

- 19.Звягинцев Д. Г. Экологическая роль микробных метаболитов. Москва : Изд-во МГУ, 1986. 240 с.
- 20.Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам. *Агрохимия*. 1995. № 10. С. 109-113.
- 21.Ильин В. Б. Система показателей для оценки загрязненности почв тяжелыми металлами. *Агрохимия*. 1995. №1. С. 94-99.
- 22.Имаи М. Кайдзен: ключ к успеху японских компаний. Москва : Альпина Бизнес Букс, 2004. 274 с.
- 23.Ишикава К. Что такое всеобщее управление качеством?: японский путь. Москва : ТКБ Интерсертифика, 1998. 327 с.
- 24.Іутинська Г. О., Петруша З. В. Резистентність ґрунтових мікроорганізмів до забруднення ґрунтів важкими металами. *Мікробіологічний журнал*. 1999. Т. 61, № 5. С.72-77.
- 25.Карпухин А. И. Комплексные соединения гумусовых кислот с тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1998. № 7. С. 840-847.
- 26.Кирейчева Л. В., Глазунова И. В. Методы детоксикации почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1995. № 7. С.892-896.
- 27.Кузьмич М. А., Графская Г. А., Хостанцева Н. В. Влияние известкования на поступление тяжелых металлов в растения. *Агрохимический вестник*. 2000. № 5. С. 28-29.
- 28.Линдиман А. В., Шведова Л. В., Тукумова Н. В., Невский А. В. Фиторемедиация почв, содержащих тяжелые металлы. *Экология и промышленность России*. 2008. № 9. С. 45-47.
- 29.Лысенко Л. Л., Пономарев М. И., Корнилович Б. Ю. Перспективы решения проблемы загрязнения почв тяжелыми металлами. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 2001. № 4. С. 58-63.
- 30.Медведев В. В. Мониторинг почв Украины. Концепция, предварительные результаты, задачи. Харьков : П. Ф. "Антиква", 2002. 428 с.

- 31.Методика визначення розмірів шкоди, зумовленої забрудненням і засміченням земельних ресурсів через порушення природоохоронного законодавства. Затверджено Наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України від 27.10.97 № 171.
- 32.Нив Генри Р. Пространство доктора Деминга. Москва: Мир, 1996. 344 с.
- 33.Пароменская Л. Н., Гаранькина Н. Г., Моисеева И. Г., Круглов Ю. В. Альгологический метод определения фитотоксичности почв. *Почвоведение*. 2001. № 6. С. 708-712.
- 34.Пат. на корисну модель 55960 А UA. Спосіб зниження рухомих форм важких металів в техногенно забрудненому ґрунті / С.М. Крамарьов, С.І. Нейковський, Т.Ф. Яковищина; опубл. 15.04.2003. Бюл. № 4.
- 35.Пат. на корисну модель 1215555 UA. Спосіб відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених свинцем / Т.Ф. Яковищина; опубл. 10.05.2018, Бюл. № 9.
- 36.Пат. на корисну модель 125583 UA. Спосіб фіторемедіації ґрунтів урбоекосистем, забруднених важкими металами / Т.Ф. Яковищина; опубл. 10.05.2018, Бюл. № 9.
- 37.Пат. на корисну модель 20299 UA. Спосіб детоксикації важких металів у системі ґрунт – рослина / А.І. Фатєєв, В.Л. Самохвалова; опубл. 15.01.2007, Бюл. № 1.
- 38.Пат. на корисну модель 4726 UA. Спосіб очищення техногенно забруднених ґрунтів від важких металів / М.М. Дронь, Ф.О. Чмиленко, Н.М. Смітюк; опубл. 15.02.2005, Бюл. № 2.
- 39.Пат. на корисну модель 60784 UA. Спосіб вилучення важких металів з техногенно забрудненого ґрунту / Т.Ф. Яковищина, Г.Г. Шматков, К.М. Столярова, О.О. Вергун; опубл. 25.06.2011, Бюл. № 12.

40. Пат. на корисну модель 85002 UA. Спосіб ремедіації техногенно забрудненого важкими металами ґрунту / В.Л. Самохвалова, А.І. Фатєєв, С.Г. Зуза, В.О. Зуза; опубл. 11.11.2013, Бюл. № 21.
41. Пат. на корисну модель 85544 UA. Спосіб екологічної реабілітації ґрунту, техногенно забрудненого переважно кадмієм, свинцем, цинком та хромом / В.Л. Самохвалова, А.І. Фатєєв, С.Г. Зуза, В.О. Зуза; опубл. 25.11.2013, Бюл. № 22.
42. Перцовская А. Ф., Плугин В. П., Великанов Н. Л. Изменение биологической активности дерново-подзолистой почвы различного механического состава при загрязнении тяжелыми металлами. *Гигиена и санитария*. 1990. № 7. С. 20-23.
43. Петербургский А. В. Агрохимия и физиология питания растений. Москва : Россельхозиздат, 1971. 334 с.
44. Плеханова И. О., Кутукова Ю. Д., Обухов А. И. Накопление тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями при внесении осадков сточных вод. *Почвоведение*. 1992. № 12. С. 1530-1536.
45. Радюкина Н. Л., Софьин А. В., Кудрявцева Н. Н., Карпачевский Л. О. Современные представления о биохимических процессах в почве. *Вестник Московского университета. Сер. 17. Почвоведение*. 2001. № 2. С. 13-17.
46. Романькова А. А., Батлущая И. В. Содержание кадмия и свинца в высших растениях на территории Красненского района Белгородской области. *Научные ведомости Белгородского государственного университета. Сер. Естественные науки*. 2011. № 3 (98), Вып. 14. С. 68-75.
47. Самохвалова В. Л. Біологічні методи ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами. *Біологічні студії*. 2014. Т. 8, № 1. С. 217-236.
48. Селітра аміачна. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://agroscience.com.ua>.

- 49.Ткачук О. П. Вплив аміачної селітри на концентрацію важких металів у ґрунті. *Екологічна безпека*. 2016. № 2. С. 162-165.
- 50.Фатеев А. И., Мирошниченко Н. Н., Самохвалова В. Л. Миграция, транслокация и фитотоксичность тяжелых металлов при полиэлементном загрязнении почвы. *Агрoхимия*. 2001. № 3. С. 57-61.
- 51.Худяков Я. П. Периодичность микробиологических процессов в почве. *Труды Института микробиологии АН СССР*. 1985. № 5. С. 150.
- 52.Яковишина Т. Ф. Фітоекстракція важких металів з ґрунту. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2013. № 41. С. 182-187.
- 53.Яковишина Т. Ф. Фитостабилизация почвы, загрязненной тяжелыми металлами. *Інновації та трансфер технологій: від ідеї до прибутку* : Матеріали ІІ Міжнародної науково-практичної конференції, 26-27 квітня 2011 р. Дніпропетровськ, 2011. С. 33-34.
- 54.Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.
- 55.Яковишина Т. Ф. Удосконалення технології фітоекстракції важких металів з ґрунту. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2013. Вип. 3(25). С. 72-76.
- 56.Barth E. F. An overview of the history, present status, and future direction of solidification / stabilization technologies for hazardous waste treatment. *Proc. 2<sup>nd</sup> Ann. Symp. Solidification / Stabilization Mechanisms and Applications, Beaumont (USA)*. Beaumont, 1990. P. 1-6.
- 57.Ebbs S. D., Lasat M. M., Brady D. J. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *Journal of environmental quality*. 1997. V. 26. № 5. P. 1424-1430.
- 58.Fitz W. J., Wenzel W. W. Arsenic transformation in the soil – rhizosphere – plant system, fundamentals and potential application of phytoremediation. *Journal of Biotechnology*. 2002. V. 99. P. 259-278.

59. Huang Jianwei W., Chen J., Berti W. R., Cunningham S. D. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental science and technology*. 1997. Vol. 31 (3). P. 800-805.
60. Larbi A., Morales F., Abadia A. Effect of Cd and Pb in sugar beet plants in nutrient solution: induced Fe deficiency and growth inhibition. *Functional plant biology*. 2002. Vol. 29 (12). P. 1453-1464.
61. Project 68060051. In-situ removal of heavy metals from Vadose zone contaminated soils using enhanced electrokinetics. Washington, DC:ERA, 1998.
62. Puschenreiter M., Stoger G., Lombi E. Phytoextraction of heavy metals contaminated soils with *Thlaspi goesigense* and *Amaranthus hybridus*: rhizosphere manipulation using EDTA and ammonium sulfate. *Plant nutrition and soil science*. 2001. Vol. 164. P. 615-626.
63. Yakovyshyna T. F. Heavy metals phytoextraction from technogenous polluted soil. *Problems and tendencies of modern society development : Materials digest of the XIth International Scientific and Practical Conference, 14-18 October 2011 yr. Kiev (Ukraine) – London (UK), 2011. P. 20-21.*

## ВИСНОВКИ

За результатами виконання дисертаційної роботи вирішено актуальну проблему розвитку наукових основ удосконалення системи моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем, які враховують особливості та закономірності процесів їх мігрування, як передумови підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій. Основними науковими та практичними результатами роботи є:

1. За результатами аналізу сучасних систем моніторингу за наявністю та вмістом небезпечних сполук металів у ґрунтах виявлено, що в них не враховують здатність до мігрування таких речовин, штучного занижується оціночний рівень екологічного стану техногенно навантажених урбоєкосистем, на підставі якого приймаються помилкові управлінські рішення з питань забезпечення їх екологічної безпеки.

2. Висунуто ідею, що одним із шляхів підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки техногенно навантажених територій є удосконалення системи моніторингу небезпечних сполук металів у ґрунтах, яка враховує особливості процесів їх мігрування внаслідок функціонування урбоєкосистем.

3. Обґрунтовано методологію проведення досліджень, яка передбачала, як теоретичні, так і експериментальні дослідження, зокрема, застосування методів фізико-хімічного аналізу (атомно-абсорбційний, спектрофотометричний, пікнометричний, гравіметричний та потенціометричний); загально відомі метод біотестування з використанням у якості тест-культури вівса посівного (*Avena sativa L.*) та вегетаційні дослід з використанням рослин – деконцентратора (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), гіперакумулятора (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)); геохімічне картографування забруднених територій урбоєкосистеми на прикладі м. Дніпро.

4. Встановлено, що коефіцієнти концентрації та безпеки, визначені за валовим вмістом катіонів металів (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni) у ґрунті, на відміну від



визначених за вмістом здатних до мігрування їх сполук, мають значення на 2 порядки нижче, що запропоновано враховувати в системі моніторингу ґрунтів урбоекосистем для запобігання помилкових управлінських рішень у природно-охоронній діяльності техногенно навантажених територій.

5. Встановлено, що будівельна діяльність в урбоекосистемах обумовлює дисбаланс сполук мінеральної частини, зменшення вмісту гумусу, та змінення рН ґрунту, порушує структуру, зменшує здатність ґрунтів зв'язувати катіони небезпечних металів з утворенням нерозчинних сполук, що призводить до підвищення екологічної небезпечності внаслідок їх мігрування в трофічних ланцюгах такої системи.

6. Розкрито взаємозв'язок між кількісним значенням буферної здатності ґрунту до забруднення небезпечними сполуками металів (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn) та їх валовим вмістом. Запропоновано відповідну формулу для кількісного визначення буферної здатності ґрунту до забруднення небезпечними сполуками металів з урахуванням їх міграційної здатності, як різницю між ГДК та валовим вмістом катіонів металу, на відміну від бальної оцінки, запропонованої В.Б.Ільїним.

7. Науково обґрунтовано необхідність врахування нестачі і надлишку вмісту катіонів металів в ґрунті урбоекосистем при здійсненні оцінювання екологічної небезпечності поліелементного забруднення для довкілля та здоров'я населення міста на підставі встановлених коефіцієнтів кореляції та рівнянь регресії між коефіцієнтом дисбалансу катіонів металів (Pb, Zn, Cu, Cd, Ni), фітотоксичністю ґрунтового середовища та показником смертності дітей до 1-го року. Обґрунтовано його екологічне прийнятне критеріальне значення  $< 7$  для урбоекосистеми м. Дніпро.

8. Науково обґрунтовано доцільність застосування методу біотестування в системі моніторингу мігрування небезпечних сполук металів, сутністю якого є визначення інтегрального показника за декількома тест-реакціями рослин.

9. Науково обгрунтовано недоцільність визначення екологічного ризику за рівнянням Хакансона на підставі токсико-відповіді організмів, враховуючи невідповідність результатів оцінювання за цим методом реальному рівню екологічної небезпеки, обумовленому забрудненням.

10. Науково обгрунтовано та запропоновано удосконалену методологію прогнозування екологічної небезпечності забруднення урбоєкосистем сполуками металів шляхом визначення екологічного ризику за допомогою розподілення Вейбулла для різних рівнів поелементного та поліелементного забруднення еквівалентно ГДК та природного геохімічного фону.

11. Науково обгрунтовано та розроблено захищені патентами технології фітореMediaції ґрунтів урбоєкосистем, забруднених небезпечними сполуками металів, сутність яких полягає у фітостабілізації ґрунтів запропонованою рослиною-деконцентратором (люцерна посівна (*Medicago sativa*)), або фітоекстракції катіонів металів запропонованою рослиною – гіперакумулятором (райграс пасовищний (*Lolium perenne*)).

12. Результати дисертаційної роботи увійшли до навчального посібника «Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоєкосистем», використовуються під час викладання мультідисциплінарного навчального курсу для магістрів та докторів філософії інженерних спеціальностей «Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation» в рамках Європейської програми TEMPUS «Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction. Результати роботи також впроваджено в навчальному процесі Державного вищого навчального закладу «Придніпровська державна академія будівництва та архітектури» при викладанні курсу «Моніторинг довкілля»; у діяльності науково-виробничого підприємства ТОВ НВП «Центр екологічного аудиту та чистих технологій».

13. Запатентовані технології фітореMediaції ґрунтів забруднених небезпечними сполуками металів впроваджено в комунально-житловому

господарстві ОСББ «пр. Героїв, 4, п. 18, 19, 20» та промислового підприємстві ТОВ ГНПО «Східпромсервіс».

## **ДОДАТКИ**

**ДОДАТОК А**  
**МІСЦЕЗНАХОДЖЕННЯ КЛЮЧОВИХ ДІЛЯНОК ВІДБОРУ ПРОБ**

Координата	Місце відбору	Район
А 3	на перехресті вул. Моторна, 225 і 223 А	Амур-Нижньодніпровський
А 4	перехресті вул. Моторна № 81-83 і 142-144 з пров. Дмитренко	Амур-Нижньодніпровський
А 5	вул. Іжевська, 227	Амур-Нижньодніпровський
Б 4	вул. Рабкорівська, 30, озеро Карпенкове	Амур-Нижньодніпровський
Б 5	перехрестя пров. Окопний з пров. Мінусинський, коло озера	Амур-Нижньодніпровський
Б 6	пров. Визволення 10-12, через дорогу (зелена зона)	Амур-Нижньодніпровський
Б 7	вул. Березинська, 45	Індустріальний
Б 8	перетин вул. Травнева з пров. Кальміуський	Індустріальний
Б 9	вул. Теплична, 36, у дворі	Індустріальний
Б 10	вул. Кринична, 41 А, озеро	Індустріальний
В 4	вул. Вітряна, 105 (зелена зона)	Амур-Нижньодніпровський
В 5	вул. Широка, проїзд до озера Московське	Амур-Нижньодніпровський
В 6	вул. Передова, 253, школа	Амур-Нижньодніпровський
В 7	вул. Грінченка, 297	Амур-Нижньодніпровський
В 8	вул. Калинова, 85, біля промислової зони	Амур-Нижньодніпровський

## Продовження Додатку А

Координата	Місце відбору	Район
В 9	пр. Слобожанський, біля будинків № 95 і № 97	Індустріальний
Г 7	перехрестя вул. Пожежна і вул. Халтуріна	Амур-Нижньодніпровський
Г 8	перехрестя вул. Ростовської та вул. Маріупольської	Амур-Нижньодніпровський
Г 11	за храмом “Ікони Божої Матері Іверська”, вул. Курсантська	Самарський
Д 1	проїзд до зеленої зони від вул. Нарвська, 116	Новокодацький
Д 2	через дорогу від вул. Ліринцька, 2 (зелена зона)	Новокодацький
Д 3	вул. Максима Дія, тупик біля будинку 4 А	Новокодацький
Д 4	вул. Зорі, 1 А, біля будинку культури	Новокодацький
Д 5	пер. Педюменський, 18 і 10/1 (тупик)	Новокодацький
Д 6	промислова зона між вул. Академіка Белелюбського, 36 і вул. Івана Езау, 5 А	Чечелівський
Д 7	на перетині вул. Січеславська набережна і Амурський міст	Центральний
Д 11	вул. Молодогвардійська перехрестя № 81 з № 32 (промислова зона)	Самарський
Д 12	пров. Томський 27-29 до перехрестя з вул. Дзамбульська	Самарський
Е 1	вул. Зелена Балка, 44 (садові ділянки)	Новокодацький
Е 2	вул. Мукачівська, 95 А-93 до перехрестя з пров. Варяжський	Новокодацький

## Продовження Додатку А

Координата	Місце відбору	Район
Е 3	між промисловою зоною та вул. Фронтова, 8 А	Новокодацький
Е 4	вул. Данила Галицького, поворот на житловий масив “Західний”	Новокодацький
Е 5	перехрестя вул. Коксова і вул. Каменська	Новокодацький
Е 6	типик вул. Валентина Ларіонова	Чечелівський
Е 7	перехрестя вул. Юрія Савченко і вул. Ульянова	Центральний
Е 8	перехрестя вул. Січових стрільців і вул. Шевченко (у дворі)	Шевченківський
Е 9	під залізничним мостом, поворот на вул. Стрілецької Дивізії навколо парка ім. Т.Г. Шевченко	Соборний
Ж 2	вул. Зелена Балка, зелена зона між домами № 46 і № 42	Новокодацький
Ж 5	перехрестя вул. Ковельська і вул. Тупикова	Новокодацький
Ж 6	перехрестя вул. Измайлівська і вул. Байрона	Чечелівський
Ж 7	вул. Леоніда Стромцова 14 Б, школа	Центральний
Ж 8	вул. Телевізійна, 1 А, у дворі	Соборний
Ж 9	вул. Набережна Перемоги напроти через дорогу від № 38 А, Б (“Будинок Природи”)	Соборний
Ж 11	перехрестя вул. Ярославни, 18 і вул. Ярової, 47	Самарський

## Продовження Додатку А

Координата	Місце відбору	Район
3 6	вул. Будівельників, 30 (зелена зона школи)	Чечелівський
3 7	бульвар Зоряний, перехрестя з вул. Запорізьке шосе (зелена зона)	Шевченківський
3 8	перехрестя вул. Остапа Вишні і вул. Танкістів	Соборний
3 9	коса житлового масиву “Перемога”, на повороті Гребного каналу	Соборний
3 11	Зелена зона перед Будинком немовля № 1, пров. Скаутський, 1	Самарський
3 12	тупик вул. Домоділівська, 128	Самарський
І 3	вул. Левадна, 35, між пров. Жасмінний і вул. Новошахтинська	Чечелівський
І 4	через дорогу від вул. Глибока, 15	Чечелівський
І 5	вул. Відрадна, 30 (зелена зона)	Чечелівський
І 6	вул. Бориса Кротова, 27 (промислова зона)	Чечелівський
І 7	перехрестя вул. Августовська і вул. Новікова-Прибоя з боку садових ділянок (зелена зона)	Шевченківський
І 8	бульвар Слави, відділення пошти № 126	Соборний
І 9	пров. Штабний, 5 у дворі (між пров. Штабний і вул. Воїнова)	Соборний
І 11	вул. Електрична 1-3 через дорогу від Самарської санепідемстанції	Самарський
І 12	вул. Білокамінна, 16	Самарський



## Продовження Додатку А

Координата	Місце відбору	Район
К 5	вул. Солом'янська, 121 до тупика	Чечелівський
К 6	зелена зона напроти від вул. Баженова, 16	Шевченківський
К 7	вул. Тополина, між № 33 (дитячий будинок) і 35 до гаражів	Шевченківський
К 10	садові ділянки перед сел. Старі Кодаки	Соборний
Л 5	вул. Василя Кука, 77	Шевченківський
Л 6	пр. Богдана Хмельницького, 165, напроти в промисловій зоні	Шевченківський

## ДОДАТОК Б

## ЗАБРУДНЕННЯ СПОЛУКАМИ Сu ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО

Координата	Валовий вміст (кислотна обробка ґрунту), мг/кг	K <sub>c</sub> за валовим вмістом	K <sub>не</sub> за валовим вмістом	Вміст потенційно рухомих форм (ІННСІ), мг/кг	K <sub>c</sub> за потен- ційно рухоми- ми формами	Частка потен- ційно рухомих форм від вало- вого вмісту	Вміст рухомих форм, (ААБ, рН 4,8) мг/кг	K <sub>c</sub> за рухомими формами	K <sub>не</sub> за рухомими формами	Частка рухомих форм від валового вмісту
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
А 3	10,82	0,81	0,20	5,74	1,03	0,53	0,43	3,07	0,14	0,04
А 4	23,06	1,73	0,42	18,53	3,31	0,80	1,22	8,71	0,41	0,05
А 5	10,34	0,77	0,19	4,93	0,88	0,48	0,22	1,57	0,07	0,02
Б 4	9,04	0,68	0,16	5,31	0,95	0,59	0,48	3,43	0,16	0,05
Б 5	5,34	0,40	0,10	3,17	0,57	0,59	0,21	1,50	0,07	0,04
Б 6	8,30	0,62	0,15	5,85	1,04	0,70	0,57	4,07	0,19	0,07
Б 7	6,62	0,50	0,12	4,62	0,83	0,70	0,31	2,21	0,10	0,05
Б 8	7,79	0,58	0,14	4,14	0,74	0,53	0,11	0,79	0,04	0,01
Б 9	15,90	1,19	0,29	8,38	1,50	0,53	0,44	3,14	0,15	0,03
Б 10	21,50	1,61	0,39	13,16	2,35	0,61	0,44	3,14	0,15	0,02
В 4	6,81	0,51	0,12	3,14	0,56	0,46	0,21	1,50	0,07	0,03
В 5	7,45	0,56	0,14	4,30	0,77	0,58	0,20	1,43	0,07	0,03
В 6	12,33	0,92	0,22	6,40	1,14	0,52	0,40	2,86	0,13	0,03
В 7	24,85	1,86	0,45	9,93	1,77	0,40	1,36	9,71	0,45	0,05

## Продовження Додатку Б

2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
В 8	20,99	1,57	0,38	9,70	1,73	0,46	0,93	6,64	0,31	0,04
В 9	43,64	3,27	0,79	7,13	1,27	0,16	1,26	9,00	0,42	0,03
Г 7	95,72	7,17	1,74	80,34	14,35	0,84	27,54	196,71	9,18	0,29
Г 8	26,59	1,99	0,48	16,91	3,02	0,64	0,86	6,14	0,29	0,03
Г 11	9,98	0,75	0,18	5,55	0,99	0,56	0,96	6,86	0,32	0,10
Д 1	12,80	0,96	0,23	7,30	1,30	0,57	0,95	6,79	0,32	0,07
Д 2	41,22	3,09	0,75	27,55	4,92	0,67	10,73	76,64	3,58	0,26
Д 3	6,97	0,52	0,13	4,31	0,77	0,62	0,48	3,43	0,16	0,07
Д 4	27,74	2,08	0,50	16,71	2,98	0,60	1,69	12,07	0,56	0,06
Д 5	32,47	2,43	0,59	14,14	2,53	0,44	0,99	7,07	0,33	0,03
Д 6	74,15	5,55	1,35	46,22	8,25	0,62	4,99	35,64	1,66	0,07
Д 7	38,67	2,90	0,70	26,58	4,75	0,69	1,74	12,43	0,58	0,04
Д 11	20,98	1,57	0,38	8,89	1,59	0,42	1,08	7,71	0,36	0,05
Д 12	30,20	2,26	0,55	18,20	3,25	0,60	0,89	6,36	0,30	0,03
Е 1	9,67	0,72	0,18	6,70	1,20	0,69	0,58	4,14	0,19	0,06
Е 2	15,26	1,14	0,28	5,90	1,05	0,39	0,77	5,50	0,26	0,05
Е 3	11,68	0,87	0,21	7,48	1,34	0,64	0,77	5,50	0,26	0,07
Е 4	22,64	1,70	0,41	11,44	2,04	0,51	0,37	2,64	0,12	0,02
Е 5	30,24	2,27	0,55	6,81	1,22	0,23	2,35	16,79	0,78	0,08

## Продовження Додатку Б

2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Е 6	62,84	4,71	1,14	13,47	2,41	0,21	2,56	18,29	0,85	0,04
Е 7	35,92	2,69	0,65	24,92	4,45	0,69	1,30	9,29	0,43	0,04
Е 8	32,07	2,40	0,58	24,26	4,33	0,76	1,25	8,93	0,42	0,04
Е 9	22,20	1,66	0,40	21,41	3,82	0,96	1,21	8,64	0,40	0,05
Ж 2	32,53	2,44	0,59	8,63	1,54	0,27	0,77	5,50	0,26	0,02
Ж 5	62,16	4,66	1,13	15,11	2,70	0,24	0,82	5,86	0,27	0,01
Ж 6	34,98	2,62	0,64	24,67	4,41	0,71	3,51	25,07	1,17	0,10
Ж 7	15,56	1,17	0,28	10,59	1,89	0,68	0,32	2,29	0,11	0,02
Ж 8	16,78	1,26	0,31	5,95	1,06	0,35	0,39	2,79	0,13	0,02
Ж 9	3,86	0,29	0,07	2,45	0,44	0,63	0,11	0,79	0,04	0,03
Ж 11	7,23	0,54	0,13	2,33	0,42	0,32	0,03	0,21	0,01	0,01
З 6	27,52	2,06	0,50	14,44	2,58	0,52	0,78	5,57	0,26	0,03
З 7	21,06	1,58	0,38	13,42	2,40	0,64	0,88	6,29	0,29	0,04
З 8	28,67	2,15	0,52	12,64	2,26	0,44	0,65	4,64	0,22	0,02
З 9	4,49	0,34	0,08	3,43	0,61	0,76	0,17	1,21	0,06	0,04
З 11	3,16	0,24	0,06	2,19	0,39	0,69	0,17	1,21	0,06	0,05
З 12	7,64	0,57	0,14	3,42	0,61	0,45	0,26	1,86	0,09	0,03
І 3	15,14	1,13	0,28	7,24	1,29	0,48	0,61	4,36	0,20	0,04
І 4	363,51	27,23	6,61	103,56	18,49	0,28	28,25	201,79	9,42	0,08

## Продовження Додатку Б

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
I 5	43,13	3,23	0,78	39,53	7,06	0,92	0,76	5,43	0,25	0,02
I 6	52,54	3,94	0,96	15,12	2,70	0,29	1,87	13,36	0,62	0,04
I 7	23,67	1,77	0,43	17,43	3,11	0,74	0,70	5,00	0,23	0,03
I 8	27,70	2,07	0,50	10,27	1,83	0,37	0,59	4,21	0,20	0,02
I 9	16,71	1,25	0,30	10,01	1,79	0,60	0,41	2,93	0,14	0,02
I 11	37,13	2,78	0,68	9,43	1,68	0,25	0,84	6,00	0,28	0,02
I 12	14,03	1,05	0,26	5,12	0,91	0,36	0,42	3,00	0,14	0,03
K 5	15,39	1,15	0,28	13,46	2,40	0,87	0,65	4,64	0,22	0,04
K 6	17,89	1,34	0,33	6,65	1,19	0,37	0,28	2,00	0,09	0,02
K 7	12,37	0,93	0,22	6,47	1,16	0,52	0,24	1,71	0,08	0,02
K 10	15,26	1,14	0,28	6,20	1,11	0,41	0,71	5,07	0,24	0,05
Л 5	10,40	0,78	0,19	7,29	1,30	0,70	0,95	6,79	0,32	0,09
Л 6	63,64	4,77	1,16	11,18	2,00	0,18	1,62	11,57	0,54	0,03
Ффакт	12682,3			1767,8			1578,3			
F <sub>0,05</sub>	2,0			2,0			2,0			
HCP <sub>0,95</sub> , мг/кг	1,15			0,13			0,05			
P, %	1,40			0,33			1,04			

## ДОДАТОК В

## ЗАБРУДНЕННЯ СПОЛУКАМИ Zn ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО В ТОЧКАХ ВІДБОРУ

Координата	Валовий вміст (кислотна обробка ґрунту), мг/кг	K <sub>c</sub> за валовим вмістом	K <sub>не</sub> за валовим вмістом	Вміст потенційно рухомих форм (1ННСІ), мг/кг	K <sub>c</sub> за потен- ційно рухоми- ми формами	Частка потен- ційно рухомих форм від вало- вого вмісту	Вміст рухомих форм, (ААБ, рН 4,8) мг/кг	K <sub>c</sub> за рухомими формами	K <sub>не</sub> за рухомими формами	Частка рухомих форм від валового вмісту
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
А 3	62,55	1,58	0,63	62,12	2,86	0,99	24,63	22,81	1,07	0,39
А 4	261,17	6,60	2,61	153,13	7,06	0,59	29,47	27,29	1,28	0,11
А 5	215,71	5,45	2,16	182,54	8,41	0,85	29,93	27,71	1,30	0,14
Б 4	103,40	2,61	1,03	89,16	4,11	0,86	11,21	10,38	0,49	0,11
Б 5	52,64	1,33	0,53	51,90	2,39	0,99	6,46	5,98	0,28	0,12
Б 6	243,17	6,14	2,43	207,84	9,58	0,85	36,57	33,86	1,59	0,15
Б 7	122,44	3,09	1,22	110,94	5,11	0,91	18,46	17,09	0,80	0,15
Б 8	75,75	1,91	0,76	38,89	1,79	0,51	3,86	3,57	0,17	0,05
Б 9	299,10	7,55	2,99	261,30	12,04	0,87	48,82	45,20	2,12	0,16
Б 10	530,88	13,41	5,31	466,58	21,50	0,88	83,38	77,20	3,63	0,16
В 4	15,27	0,39	0,15	7,15	0,33	0,47	5,80	5,37	0,25	0,38
В 5	34,72	0,88	0,35	23,89	1,10	0,69	9,34	8,65	0,41	0,27
В 6	109,27	2,76	1,09	80,60	3,71	0,74	16,20	15,00	0,70	0,15
В 7	450,43	11,37	4,50	448,05	20,65	0,99	57,77	53,49	2,51	0,13

## Продовження Додатку В

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
В 8	394,72	9,97	3,95	201,23	9,27	0,51	37,19	34,44	1,62	0,09
В 9	787,40	19,88	7,87	651,55	30,03	0,83	86,91	80,47	3,78	0,11
Г 7	787,76	19,89	7,88	442,38	20,39	0,56	103,14	95,50	4,48	0,13
Г 8	830,95	20,98	8,31	528,21	24,34	0,64	49,13	45,49	2,14	0,06
Г 11	88,08	2,22	0,88	60,97	2,81	0,69	12,62	11,69	0,55	0,14
Д 1	126,19	3,19	1,26	107,46	4,95	0,85	14,72	13,63	0,64	0,12
Д 2	55,69	1,41	0,56	18,73	0,86	0,34	11,49	10,64	0,50	0,21
Д 3	98,20	2,48	0,98	56,87	2,62	0,58	27,72	25,67	1,21	0,28
Д 4	492,50	12,44	4,93	350,73	16,16	0,71	147,58	136,65	6,42	0,30
Д 5	959,11	24,22	9,59	921,14	42,45	0,96	836,16	774,22	36,35	0,87
Д 6	525,89	13,28	5,26	422,75	19,48	0,80	405,12	375,11	17,61	0,77
Д 7	389,85	9,84	3,90	311,28	14,34	0,80	43,65	40,42	1,90	0,11
Д 11	291,95	7,37	2,92	139,09	6,41	0,48	24,27	22,47	1,06	0,08
Д 12	438,78	11,08	4,39	405,09	18,67	0,92	143,54	132,91	6,24	0,33
Е 1	164,11	4,14	1,64	111,24	5,13	0,68	16,23	15,03	0,71	0,10
Е 2	221,64	5,60	2,22	123,08	5,67	0,56	23,65	21,90	1,03	0,11
Е 3	79,37	2,00	0,79	74,21	3,42	0,93	20,88	19,33	0,91	0,26
Е 4	112,37	2,84	1,12	106,57	4,91	0,95	24,53	22,71	1,07	0,22
Е 5	595,97	15,05	5,96	376,84	17,37	0,63	53,75	49,77	2,34	0,09

## Продовження Додатку В

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Е 6	216,97	5,48	2,17	163,23	7,52	0,75	104,56	96,81	4,55	0,48
Е 7	530,38	13,39	5,30	454,93	20,96	0,86	165,67	153,40	7,20	0,31
Е 8	563,64	14,23	5,64	492,43	22,69	0,87	148,67	137,66	6,46	0,26
Е 9	371,29	9,38	3,71	254,34	11,72	0,69	44,71	41,40	1,94	0,12
Ж 2	522,33	13,19	5,22	202,72	9,34	0,39	29,16	27,00	1,27	0,06
Ж 5	342,09	8,64	3,42	258,53	11,91	0,76	44,29	41,01	1,93	0,13
Ж 6	645,22	16,29	6,45	468,38	21,58	0,73	118,98	110,17	5,17	0,18
Ж 7	157,17	3,97	1,57	66,42	3,06	0,42	27,96	25,89	1,22	0,18
Ж 8	88,05	2,22	0,88	30,33	1,40	0,34	14,54	13,46	0,63	0,17
Ж 9	19,59	0,49	0,20	3,09	0,14	0,16	2,16	2,00	0,09	0,11
Ж 11	68,01	1,72	0,68	41,62	1,92	0,61	10,18	9,43	0,44	0,15
З 6	763,53	19,28	7,64	710,96	32,76	0,93	220,40	204,07	9,58	0,29
З 7	188,00	4,75	1,88	175,69	8,10	0,93	29,91	27,69	1,30	0,16
З 8	291,62	7,36	2,92	250,49	11,54	0,86	52,20	48,33	2,27	0,18
З 9	87,98	2,22	0,88	61,32	2,83	0,70	13,62	12,61	0,59	0,15
З 11	86,01	2,17	0,86	31,48	1,45	0,37	6,33	5,86	0,28	0,07
З 12	93,88	2,37	0,94	60,56	2,79	0,65	9,79	9,06	0,43	0,10
І 3	180,86	4,57	1,81	76,04	3,50	0,42	22,82	21,13	0,99	0,13
І 4	99,80	2,52	1,00	46,63	2,15	0,47	21,22	19,65	0,92	0,21



## Продовження Додатку В

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
I 5	146,82	3,71	1,47	112,04	5,16	0,76	28,24	26,15	1,23	0,19
I 6	295,52	7,46	2,96	293,48	13,52	0,99	57,04	52,81	2,48	0,19
I 7	772,59	19,51	7,73	651,33	30,02	0,84	159,53	147,71	6,94	0,21
I 8	437,71	11,05	4,38	112,22	5,17	0,26	29,84	27,63	1,30	0,07
I 9	443,80	11,21	4,44	422,80	19,48	0,95	135,10	125,09	5,87	0,30
I 11	155,12	3,92	1,55	146,67	6,76	0,95	28,08	26,00	1,22	0,18
I 12	98,11	2,48	0,98	53,76	2,48	0,55	19,27	17,84	0,84	0,20
K 5	126,25	3,19	1,26	114,42	5,27	0,91	26,71	24,73	1,16	0,21
K 6	126,21	3,19	1,26	36,02	1,66	0,29	7,74	7,17	0,34	0,06
K 7	71,95	1,82	0,72	70,70	3,26	0,98	6,22	5,76	0,27	0,09
K 10	104,86	2,65	1,05	96,98	4,47	0,92	14,40	13,33	0,63	0,14
Л 5	377,74	9,54	3,78	336,89	15,52	0,89	83,35	77,18	3,62	0,22
Л 6	424,26	10,71	4,24	277,43	12,78	0,65	44,78	41,46	1,95	0,11
Fфакт	1475,6			386,4			4,3			
F <sub>0,05</sub>	2,0			2,0			2,0			
HCP <sub>0,95</sub> , мг/кг	1,19			1,42			1,05			
P, %	0,15			0,23			0,58			

## ДОДАТОК Г

## ЗАБРУДНЕННЯ СПОЛУКАМИ РЬ ҐРУНТІВ УРБОЕКосИСТЕМИ М. ДНІПРО

Координата	Валовий вміст (кислотна обробка ґрунту), мг/кг	K <sub>c</sub> за валовим вмістом	K <sub>не</sub> за валовим вмістом	Вміст потенційно рухомих форм (ІННСІ), мг/кг	K <sub>c</sub> за потен- ційно рухоми- ми формами	Частка потен- ційно рухомих форм від вало- вого вмісту	Вміст рухомих форм, (ААБ, рН 4,8) мг/кг	K <sub>c</sub> за рухомими формами	K <sub>не</sub> за рухомими формами	Частка рухомих форм від валового вмісту
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
А 3	57,70	2,58	1,92	20,74	1,45	0,36	6,17	61,70	3,09	0,11
А 4	38,39	1,71	1,28	38,19	2,67	0,99	10,04	100,40	5,02	0,26
А 5	59,89	2,67	2,00	59,50	4,16	0,99	21,20	212,00	10,60	0,35
Б 4	14,16	0,63	0,47	12,85	0,90	0,91	5,40	54,00	2,70	0,38
Б 5	6,74	0,30	0,22	6,11	0,43	0,91	1,69	16,90	0,85	0,25
Б 6	23,42	1,05	0,78	18,36	1,28	0,78	6,69	66,90	3,35	0,29
Б 7	28,06	1,25	0,94	21,49	1,50	0,77	8,50	85,00	4,25	0,30
Б 8	11,20	0,50	0,37	8,21	0,57	0,73	3,49	34,90	1,75	0,31
Б 9	25,77	1,15	0,86	15,11	1,06	0,59	5,53	55,30	2,77	0,21
Б 10	80,18	3,58	2,67	50,27	3,52	0,63	14,44	144,40	7,22	0,18
В 4	14,76	0,66	0,49	6,59	0,46	0,45	3,30	33,00	1,65	0,22
В 5	18,69	0,83	0,62	10,18	0,71	0,54	4,18	41,80	2,09	0,22
В 6	27,57	1,23	0,92	16,62	1,16	0,60	6,86	68,60	3,43	0,25
В 7	71,93	3,21	2,40	45,74	3,20	0,64	17,76	177,60	8,88	0,25

## Продовження Додатку Г

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
В 8	37,00	1,65	1,23	33,41	2,34	0,90	15,46	154,60	7,73	0,42
В 9	27,55	1,23	0,92	25,59	1,79	0,93	12,34	123,40	6,17	0,45
Г 7	382,99	17,10	12,77	359,22	25,12	0,94	100,29	1002,90	50,15	0,26
Г 8	75,54	3,37	2,52	62,71	4,39	0,83	16,39	163,90	8,20	0,22
Г 11	49,81	2,22	1,66	48,39	3,38	0,97	24,46	244,60	12,23	0,49
Д 1	26,96	1,20	0,90	23,23	1,62	0,86	9,08	90,80	4,54	0,34
Д 2	43,07	1,92	1,44	22,31	1,56	0,52	13,76	137,60	6,88	0,32
Д 3	66,16	2,95	2,21	44,70	3,13	0,68	28,74	287,40	14,37	0,43
Д 4	311,85	13,92	10,40	310,09	21,68	0,99	39,98	399,80	19,99	0,13
Д 5	305,72	13,65	10,19	128,50	8,99	0,42	126,00	1260,00	63,00	0,41
Д 6	162,69	7,26	5,42	120,47	8,42	0,74	26,12	261,20	13,06	0,16
Д 7	47,37	2,11	1,58	38,79	2,71	0,82	14,00	140,00	7,00	0,30
Д 11	45,60	2,04	1,52	24,30	1,70	0,53	10,89	108,90	5,45	0,24
Д 12	159,72	7,13	5,32	85,68	5,99	0,54	27,02	270,20	13,51	0,17
Е 1	18,27	0,82	0,61	10,37	0,73	0,57	4,94	49,40	2,47	0,27
Е 2	37,09	1,66	1,24	25,14	1,76	0,68	10,73	107,30	5,37	0,29
Е 3	76,33	3,41	2,54	65,15	4,56	0,85	48,25	482,50	24,13	0,63
Е 4	30,67	1,37	1,02	15,05	1,05	0,49	5,43	54,30	2,72	0,18
Е 5	34,40	1,54	1,15	32,81	2,29	0,95	13,55	135,50	6,78	0,39

## Продовження Додатку Г

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Е 6	51,28	2,29	1,71	46,28	3,24	0,90	15,47	154,70	7,74	0,30
Е 7	363,83	16,24	12,13	360,64	25,22	0,99	76,52	765,20	38,26	0,21
Е 8	48,27	2,15	1,61	40,21	2,81	0,83	12,07	120,70	6,04	0,25
Е 9	36,02	1,61	1,20	13,50	0,94	0,37	10,48	104,80	5,24	0,29
Ж 2	25,28	1,13	0,84	19,92	1,39	0,79	13,29	132,90	6,65	0,53
Ж 5	63,36	2,83	2,11	45,10	3,15	0,71	15,36	153,60	7,68	0,24
Ж 6	56,85	2,54	1,90	51,93	3,63	0,91	16,71	167,10	8,36	0,29
Ж 7	31,94	1,43	1,06	27,14	1,90	0,85	8,12	81,20	4,06	0,25
Ж 8	25,67	1,15	0,86	16,34	1,14	0,64	7,19	71,90	3,60	0,28
Ж 9	7,96	0,36	0,27	3,67	0,26	0,46	3,13	31,30	1,57	0,39
Ж 11	10,37	0,46	0,35	9,27	0,65	0,89	3,58	35,80	1,79	0,35
З 6	54,98	2,45	1,83	45,86	3,21	0,83	12,43	124,30	6,22	0,23
З 7	429,67	19,18	14,32	325,59	22,77	0,76	92,46	924,57	46,23	0,22
З 8	47,34	2,11	1,58	41,04	2,87	0,87	14,70	147,00	7,35	0,31
З 9	15,97	0,71	0,53	15,10	1,06	0,95	7,38	73,80	3,69	0,46
З 11	9,92	0,44	0,33	6,14	0,43	0,62	3,22	32,20	1,61	0,32
З 12	41,66	1,86	1,39	28,11	1,97	0,67	15,56	155,60	7,78	0,37
І 3	25,20	1,13	0,84	19,92	1,39	0,79	7,25	72,50	3,63	0,29
І 4	92,68	4,14	3,09	74,55	5,21	0,80	36,91	369,10	18,46	0,40

## Продовження Додатку Г

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
I 5	31,96	1,43	1,07	27,63	1,93	0,86	8,80	88,00	4,40	0,28
I 6	39,53	1,76	1,32	35,77	2,50	0,90	16,09	160,90	8,05	0,41
I 7	42,38	1,89	1,41	34,38	2,40	0,81	10,90	109,00	5,45	0,26
I 8	40,71	1,82	1,36	25,38	1,77	0,62	11,20	112,00	5,60	0,28
I 9	28,52	1,27	0,95	25,92	1,81	0,91	10,83	108,30	5,42	0,38
I 11	33,89	1,51	1,13	29,25	2,05	0,86	14,53	145,30	7,27	0,43
I 12	30,86	1,38	1,03	26,18	1,83	0,85	12,73	127,30	6,37	0,41
K 5	32,18	1,44	1,07	17,54	1,23	0,55	6,17	61,70	3,09	0,19
K 6	18,09	0,81	0,60	10,76	0,75	0,59	4,04	40,40	2,02	0,22
K 7	23,70	1,06	0,79	16,4	1,15	0,69	5,98	59,80	2,99	0,25
K 10	35,81	1,60	1,19	23,28	1,63	0,65	7,87	78,70	3,94	0,22
Л 5	26,60	1,19	0,89	23,93	1,67	0,90	9,54	95,40	4,77	0,36
Л 6	41,12	1,84	1,37	33,56	2,35	0,82	24,04	240,40	12,02	0,58
Fфакт	26098,2			4441,2			85515,0			
F <sub>0,05</sub>	2,0			2,0			2,0			
HCP <sub>0,95</sub> , мг/кг	1,58			0,50			0,23			
P, %	0,85			0,35			0,45			

**ДОДАТОК Д**  
**ЗАБРУДНЕННЯ СПОЛУКАМИ Св ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО**

Координата	Валовий вміст (кислотно обробка ґрунту), мг/кг	K <sub>c</sub> за валовим вмістом	K <sub>не</sub> за валовим вмістом	Вміст потенційно рухомих форм (ІННСІ), мг/кг	K <sub>c</sub> за потен- ційно рухоми- ми формами	Частка потен- ційно рухомих форм від вало- вого вмісту	Вміст рухомих форм, (ААБ, рН 4,8) мг/кг	K <sub>c</sub> за рухомими формами	K <sub>не</sub> за рухомими формами	Частка рухомих форм від валового вмісту
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
А 3	0,356	0,91	0,12	0,335	1,861	0,94	0,112	1,12	0,16	0,31
А 4	0,761	1,95	0,25	0,537	2,983	0,71	0,318	3,18	0,45	0,42
А 5	0,338	0,87	0,11	0,286	1,589	0,85	0,086	0,86	0,12	0,25
Б 4	0,499	1,28	0,17	0,452	2,511	0,91	0,207	2,07	0,30	0,41
Б 5	0,190	0,49	0,06	0,145	0,806	0,76	0,043	0,43	0,06	0,23
Б 6	0,186	0,48	0,06	0,167	0,928	0,90	0,103	1,03	0,15	0,55
Б 7	0,174	0,45	0,06	0,139	0,772	0,80	0,110	1,10	0,16	0,63
Б 8	0,178	0,46	0,06	0,120	0,667	0,67	0,111	1,11	0,16	0,62
Б 9	0,420	1,08	0,14	0,309	1,717	0,74	0,160	1,60	0,23	0,38
Б 10	0,643	1,65	0,21	0,461	2,561	0,72	0,210	2,10	0,30	0,33
В 4	0,398	1,02	0,13	0,285	1,583	0,72	0,120	1,20	0,17	0,30
В 5	0,279	0,72	0,09	0,198	1,100	0,71	0,077	0,77	0,11	0,28
В 6	0,393	1,01	0,13	0,259	1,439	0,66	0,072	0,72	0,10	0,18
В 7	0,764	1,96	0,25	0,600	3,333	0,79	0,292	2,92	0,42	0,38

## Продовження Додатку Д

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
В 8	0,291	0,75	0,10	0,272	1,511	0,93	0,124	1,24	0,18	0,43
В 9	0,901	2,31	0,30	0,740	4,111	0,82	0,300	3,00	0,43	0,33
Г 7	0,826	2,12	0,28	0,740	4,111	0,90	0,407	4,07	0,58	0,49
Г 8	0,483	1,24	0,16	0,400	2,222	0,83	0,231	2,31	0,33	0,48
Г 11	0,237	0,61	0,08	0,184	1,022	0,78	0,119	1,19	0,17	0,50
Д 1	0,530	1,36	0,18	0,501	2,783	0,95	0,253	2,53	0,36	0,48
Д 2	0,644	1,65	0,21	0,191	1,061	0,30	0,180	1,80	0,26	0,28
Д 3	0,296	0,76	0,10	0,257	1,428	0,87	0,126	1,26	0,18	0,43
Д 4	1,200	3,08	0,40	1,182	6,567	0,99	0,526	5,26	0,75	0,44
Д 5	1,291	3,31	0,43	0,952	5,289	0,74	0,431	4,31	0,62	0,33
Д 6	1,647	4,22	0,55	1,125	6,250	0,68	0,536	5,36	0,77	0,33
Д 7	0,485	1,24	0,16	0,466	2,589	0,96	0,223	2,23	0,32	0,46
Д 11	0,352	0,90	0,12	0,198	1,100	0,56	0,118	1,18	0,17	0,34
Д 12	0,662	1,70	0,22	0,459	2,550	0,69	0,212	2,12	0,30	0,32
Е 1	0,331	0,85	0,11	0,212	1,178	0,64	0,171	1,71	0,24	0,52
Е 2	0,439	1,13	0,15	0,406	2,256	0,92	0,189	1,89	0,27	0,43
Е 3	0,498	1,28	0,17	0,481	2,672	0,97	0,226	2,26	0,32	0,45
Е 4	0,581	1,49	0,19	0,379	2,106	0,65	0,150	1,50	0,21	0,26
Е 5	0,690	1,77	0,23	0,659	3,661	0,96	0,258	2,58	0,37	0,37

## Продовження Додатку Д

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Е 6	0,825	2,12	0,28	0,810	4,500	0,98	0,326	3,26	0,47	0,40
Е 7	0,674	1,73	0,22	0,557	3,094	0,83	0,292	2,92	0,42	0,43
Е 8	0,649	1,66	0,22	0,551	3,061	0,85	0,230	2,30	0,33	0,35
Е 9	0,493	1,26	0,16	0,478	2,656	0,97	0,216	2,16	0,31	0,44
Ж 2	0,684	1,75	0,23	0,539	2,994	0,79	0,237	2,37	0,34	0,35
Ж 5	1,106	2,84	0,37	0,544	3,022	0,49	0,257	2,57	0,37	0,23
Ж 6	0,896	2,30	0,30	0,824	4,578	0,92	0,436	4,36	0,62	0,49
Ж 7	0,676	1,73	0,23	0,485	2,694	0,72	0,203	2,03	0,29	0,30
Ж 8	0,762	1,95	0,25	0,488	2,711	0,64	0,191	1,91	0,27	0,25
Ж 9	0,133	0,34	0,04	0,109	0,606	0,82	0,046	0,46	0,07	0,35
Ж 11	0,206	0,53	0,07	0,168	0,933	0,82	0,016	0,16	0,02	0,08
З 6	0,939	2,41	0,31	0,885	4,917	0,94	0,290	2,90	0,41	0,31
З 7	0,724	1,86	0,24	0,675	3,750	0,93	0,358	3,58	0,51	0,49
З 8	0,638	1,64	0,21	0,537	2,983	0,84	0,274	2,74	0,39	0,43
З 9	0,329	0,84	0,11	0,194	1,078	0,59	0,129	1,29	0,18	0,39
З 11	0,278	0,71	0,09	0,076	0,422	0,27	0,067	0,67	0,10	0,24
З 12	0,460	1,18	0,15	0,251	1,394	0,55	0,134	1,34	0,19	0,29
І 3	0,848	2,17	0,28	0,775	4,306	0,91	0,315	3,15	0,45	0,37
І 4	0,981	2,52	0,33	0,942	5,233	0,96	0,407	4,07	0,58	0,41



## Продовження Додатку Д

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
I 5	0,590	1,51	0,20	0,496	2,756	0,84	0,203	2,03	0,29	0,34
I 6	0,619	1,59	0,21	0,615	3,417	0,99	0,204	2,04	0,29	0,33
I 7	0,675	1,73	0,23	0,575	3,194	0,85	0,181	1,81	0,26	0,27
I 8	0,668	1,71	0,22	0,623	3,461	0,93	0,242	2,42	0,35	0,36
I 9	0,607	1,56	0,20	0,552	3,067	0,91	0,205	2,05	0,29	0,34
I 11	0,567	1,45	0,19	0,283	1,572	0,50	0,067	0,67	0,10	0,12
I 12	0,483	1,24	0,16	0,278	1,544	0,58	0,112	1,12	0,16	0,23
K 5	0,604	1,55	0,20	0,315	1,750	0,52	0,253	2,53	0,36	0,42
K 6	0,611	1,57	0,20	0,389	2,161	0,64	0,163	1,63	0,23	0,27
K 7	0,461	1,18	0,15	0,375	2,083	0,81	0,110	1,10	0,16	0,24
K 10	0,487	1,25	0,16	0,412	2,289	0,85	0,151	1,51	0,22	0,31
Л 5	0,714	1,83	0,24	0,449	2,494	0,63	0,252	2,52	0,36	0,35
Л 6	0,794	2,04	0,26	0,637	3,539	0,80	0,217	2,17	0,31	0,27
Fфакт	5138,98			15,93			563,53			
F <sub>0,05</sub>	2,00			2,00			2,00			
HCP <sub>0,95</sub> , мг/кг	0,011			0,009			0,007			
P, %	0,68			0,69			1,11			

## ДОДАТОК Е

## ЗАБРУДНЕННЯ СПОЛУКАМИ Ni ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО

Координата	Валовий вміст (кислотна обробка ґрунту), мг/кг	K <sub>c</sub> за валовим вмістом	K <sub>не</sub> за валовим вмістом	Вміст потенційно рухомих форм (ІННСІ), мг/кг	K <sub>c</sub> за потен- ційно рухоми- ми формами	Частка потен- ційно рухомих форм від вало- вого вмісту	Вміст рухомих форм, (ААБ, рН 4,8) мг/кг	K <sub>c</sub> за рухомими формами	K <sub>не</sub> за рухомими формами	Частка рухомих форм від валового вмісту
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
А 3	6,90	0,60	0,08	3,73	0,69	0,54	0,79	3,95	0,20	0,11
А 4	15,22	1,32	0,18	9,68	1,79	0,64	2,01	10,05	0,50	0,13
А 5	8,02	0,70	0,09	4,20	0,78	0,52	0,72	3,60	0,18	0,09
Б 4	7,96	0,69	0,09	4,73	0,88	0,59	1,25	6,25	0,31	0,16
Б 5	5,84	0,51	0,07	3,23	0,60	0,55	0,56	2,80	0,14	0,10
Б 6	5,71	0,50	0,07	2,63	0,49	0,46	0,69	3,45	0,17	0,12
Б 7	5,37	0,47	0,06	2,41	0,45	0,45	0,51	2,55	0,13	0,09
Б 8	9,35	0,81	0,11	5,69	1,05	0,61	0,53	2,65	0,13	0,06
Б 9	11,32	0,98	0,13	4,96	0,92	0,44	0,9	4,50	0,23	0,08
Б 10	13,76	1,20	0,16	6,33	1,17	0,46	0,93	4,65	0,23	0,07
В 4	7,07	0,61	0,08	2,58	0,48	0,36	0,82	4,10	0,21	0,12
В 5	3,68	0,32	0,04	1,46	0,27	0,40	0,46	2,30	0,12	0,13
В 6	9,12	0,79	0,11	3,63	0,67	0,40	0,85	4,25	0,21	0,09
В 7	9,68	0,84	0,11	5,96	1,10	0,62	1,43	7,15	0,36	0,15

## Продовження Додатку Е

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
В 8	7,92	0,69	0,09	2,38	0,44	0,30	0,52	2,60	0,13	0,07
В 9	6,65	0,58	0,08	3,79	0,70	0,57	1,75	8,75	0,44	0,26
Г 7	13,88	1,21	0,16	6,34	1,17	0,46	1,77	8,85	0,44	0,13
Г 8	12,06	1,05	0,14	5,25	0,97	0,44	1,04	5,20	0,26	0,09
Г 11	3,20	0,28	0,04	0,72	0,13	0,23	0,21	1,05	0,05	0,07
Д 1	8,36	0,73	0,10	4,33	0,80	0,52	1,81	9,05	0,45	0,22
Д 2	15,40	1,34	0,18	11,05	2,05	0,72	2,47	12,35	0,62	0,16
Д 3	4,93	0,43	0,06	1,72	0,32	0,35	0,38	1,90	0,10	0,08
Д 4	9,29	0,81	0,11	5,93	1,10	0,64	1,12	5,60	0,28	0,12
Д 5	16,43	1,43	0,19	6,23	1,15	0,38	1,31	6,55	0,33	0,08
Д 6	26,78	2,33	0,32	10,07	1,86	0,38	1,62	8,10	0,41	0,06
Д 7	12,06	1,05	0,14	5,59	1,04	0,46	0,96	4,80	0,24	0,08
Д 11	7,87	0,68	0,09	2,60	0,48	0,33	0,64	3,20	0,16	0,08
Д 12	10,13	0,88	0,12	3,90	0,72	0,38	0,80	4,00	0,20	0,08
Е 1	8,21	0,71	0,10	3,70	0,69	0,45	0,90	4,50	0,23	0,11
Е 2	9,83	0,85	0,12	3,69	0,68	0,38	1,79	8,95	0,45	0,18
Е 3	9,66	0,84	0,11	4,64	0,86	0,48	1,53	7,65	0,38	0,16
Е 4	15,58	1,35	0,18	6,77	1,25	0,43	0,83	4,15	0,21	0,05
Е 5	10,60	0,92	0,12	5,12	0,95	0,48	1,67	8,35	0,42	0,16

## Продовження Додатку Е

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Е 6	12,31	1,07	0,14	8,99	1,66	0,73	1,31	6,55	0,33	0,11
Е 7	11,23	0,98	0,13	5,56	1,03	0,50	0,85	4,25	0,21	0,08
Е 8	10,56	0,92	0,12	4,75	0,88	0,45	0,85	4,25	0,21	0,08
Е 9	9,75	0,85	0,11	4,82	0,89	0,49	0,52	2,60	0,13	0,05
Ж 2	11,78	1,02	0,14	6,2	1,15	0,53	1,53	7,65	0,38	0,13
Ж 5	13,24	1,15	0,16	6,50	1,20	0,49	1,36	6,80	0,34	0,10
Ж 6	12,24	1,06	0,14	6,90	1,28	0,56	1,29	6,45	0,32	0,11
Ж 7	14,31	1,24	0,17	7,68	1,42	0,54	1,07	5,35	0,27	0,07
Ж 8	14,12	1,23	0,17	5,96	1,10	0,42	1,25	6,25	0,31	0,09
Ж 9	6,65	0,58	0,08	2,32	0,43	0,35	0,63	3,15	0,16	0,09
Ж 11	5,45	0,47	0,06	1,10	0,20	0,20	0,20	1,00	0,05	0,04
З 6	18,65	1,62	0,22	9,64	1,79	0,52	1,40	7,00	0,35	0,08
З 7	14,07	1,22	0,17	7,54	1,40	0,54	1,57	7,85	0,39	0,11
З 8	14,44	1,26	0,17	6,23	1,15	0,43	1,16	5,80	0,29	0,08
З 9	4,88	0,42	0,06	1,47	0,27	0,30	0,25	1,25	0,06	0,05
З 11	4,48	0,39	0,05	1,19	0,22	0,27	0,22	1,10	0,06	0,05
З 12	12,30	1,07	0,14	3,19	0,59	0,26	0,72	3,60	0,18	0,06
І 3	13,30	1,16	0,16	7,62	1,41	0,57	1,60	8,00	0,40	0,12
І 4	11,60	1,01	0,14	6,18	1,14	0,53	1,87	9,35	0,47	0,16

## Продовження Додатку Е

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
I 5	13,25	1,15	0,16	7,36	1,36	0,56	1,29	6,45	0,32	0,10
I 6	13,12	1,14	0,15	6,36	1,18	0,48	1,32	6,60	0,33	0,10
I 7	9,86	0,86	0,12	8,43	1,56	0,85	1,26	6,30	0,32	0,13
I 8	16,57	1,44	0,19	6,48	1,20	0,39	1,05	5,25	0,26	0,06
I 9	11,19	0,97	0,13	6,03	1,12	0,54	1,14	5,70	0,29	0,10
I 11	13,56	1,18	0,16	2,82	0,52	0,21	0,45	2,25	0,11	0,03
I 12	12,63	1,10	0,15	2,57	0,48	0,20	0,86	4,30	0,22	0,07
K 5	7,05	0,61	0,08	6,37	1,18	0,90	1,64	8,20	0,41	0,23
K 6	23,01	2,00	0,27	6,79	1,26	0,30	1,08	5,40	0,27	0,05
K 7	13,35	1,16	0,16	8,36	1,55	0,63	0,78	3,90	0,20	0,06
K 10	14,71	1,28	0,17	2,71	0,50	0,18	1,22	6,10	0,31	0,08
Л 5	6,41	0,56	0,08	6,15	1,14	0,96	1,64	8,20	0,41	0,26
Л 6	12,26	1,07	0,14	4,72	0,87	0,38	1,31	6,55	0,33	0,11
Ффакт	741,41			719,53			536,79			
F <sub>0,05</sub>	2,00			2,00			2,00			
HCP <sub>0,95</sub> , мг/кг	0,43			0,18			0,06			
P, %	1,40			1,24			1,89			

**ДОДАТОК Ж**  
**СТУПЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ**  
**М. ДНІПРО ЗА  $Z_c$**

Координата	Значення $Z_c$	Ступень забруднення
А 3	4,98	дуже слабкий
А 4	11,81	слабкий
А 5	8,96	слабкий
Б 4	4,39	дуже слабкий
Б 5	1,53	дуже слабкий
Б 6	7,28	дуже слабкий
Б 7	4,25	дуже слабкий
Б 8	2,77	дуже слабкий
Б 9	10,46	слабкий
Б 10	19,94	помірний
В 4	1,69	дуже слабкий
В 5	1,80	дуже слабкий
В 6	5,21	дуже слабкий
В 7	17,75	помірний
В 8	13,13	слабкий
В 9	25,77	помірний
Г 7	45,99	сильний
Г 8	27,13	помірний
Г 11	4,58	дуже слабкий
Д 1	5,93	дуже слабкий
Д 2	7,91	дуже слабкий
Д 3	5,64	дуже слабкий
Д 4	30,82	помірний
Д 5	43,54	сильний
Д 6	31,15	помірний

## Продовження Додатку Ж

Координата	Значення $Z_c$	Ступень забруднення
Д 7	15,65	слабкий
Д 11	11,07	слабкий
Д 12	21,55	помірний
Е 1	5,75	дуже слабкий
Е 2	8,88	слабкий
Е 3	6,90	дуже слабкий
Е 4	7,25	дуже слабкий
Е 5	20,04	помірний
Е 6	14,16	слабкий
Е 7	33,53	сильний
Е 8	19,87	помірний
Е 9	13,26	слабкий
Ж 2	18,03	помірний
Ж 5	18,61	помірний
Ж 6	23,31	помірний
Ж 7	8,04	слабкий
Ж 8	6,31	дуже слабкий
Ж 9	0,56	дуже слабкий
Ж 11	2,22	дуже слабкий
З 6	26,33	помірний
З 7	27,09	помірний
З 8	13,02	слабкий
З 9	3,04	дуже слабкий
З 11	2,45	дуже слабкий
З 12	5,55	дуже слабкий
І 3	8,66	слабкий
І 4	35,91	сильний

## Продовження Додатку Ж

Координата	Значення $Z_c$	Ступень забруднення
I 5	9,53	слабкий
I 6	14,39	слабкий
I 7	24,26	помірний
I 8	16,60	помірний
I 9	14,76	слабкий
I 11	9,34	слабкий
I 12	5,74	дуже слабкий
K 5	6,44	дуже слабкий
K 6	7,40	дуже слабкий
K 7	4,64	дуже слабкий
K 10	6,42	дуже слабкий
L 5	12,39	слабкий
L 6	18,92	помірний



**ДОДАТОК 3**  
**СТУПЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ**  
**М. ДНІПРО ЗА ІЗҐ**

Координата	Значення ІЗҐ	Категорія забруднення
А 3	0,59	чистий
А 4	0,95	проблемний
А 5	0,91	проблемний
Б 4	0,39	чистий
Б 5	0,20	чистий
Б 6	0,70	чистий
Б 7	0,48	чистий
Б 8	0,29	чистий
Б 9	0,88	проблемний
Б 10	1,75	забруднений
В 4	0,20	чистий
В 5	0,25	чистий
В 6	0,49	чистий
В 7	1,54	забруднений
В 8	1,15	забруднений
В 9	1,99	забруднений
Г 7	4,56	забруднений
Г 8	2,32	забруднений
Г 11	0,57	чистий
Д 1	0,53	чистий
Д 2	0,63	чистий
Д 3	0,69	чистий
Д 4	3,27	забруднений
Д 5	4,20	забруднений
Д 6	2,58	забруднений

## Продовження Додатку 3

Координата	Значення ІЗГ	Категорія забруднення
Д 7	1,30	забруднений
Д 11	1,01	забруднений
Д 12	2,12	забруднений
Е 1	0,53	чистий
Е 2	0,80	проблемний
Е 3	0,77	проблемний
Е 4	0,59	чистий
Е 5	1,60	забруднений
Е 6	1,09	забруднений
Е 7	3,69	забруднений
Е 8	1,63	забруднений
Е 9	1,12	забруднений
Ж 2	1,40	забруднений
Ж 5	1,44	забруднений
Ж 6	1,89	забруднений
Ж 7	0,66	чистий
Ж 8	0,49	чистий
Ж 9	0,13	чистий
Ж 11	0,26	чистий
З 6	2,10	забруднений
З 7	3,40	забруднений
З 8	1,08	забруднений
З 9	0,33	чистий
З 11	0,28	чистий
З 12	0,55	чистий
І 3	0,67	чистий
І 4	2,23	забруднений

## Продовження Додатку 3

Координата	Значення ІЗГ	Категорія забруднення
I 5	0,73	чистий
I 6	1,12	забруднений
I 7	1,98	забруднений
I 8	1,33	забруднений
I 9	1,21	забруднений
I 11	0,74	чистий
I 12	0,51	чистий
K 5	0,58	чистий
K 6	0,53	чистий
K 7	0,41	чистий
K 10	0,57	чистий
L 5	1,03	забруднений
L 6	1,44	забруднений

**ДОДАТОК К**  
**СТУПЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО ЗА С<sub>д</sub>**

Коор- дината	За валовим вмістом												За рухомими формами							
	С <sub>з</sub>						С <sub>н</sub>						С <sub>д</sub>	С <sub>з</sub>						С <sub>д</sub>
	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣС <sub>з</sub>	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣС <sub>н</sub>		Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣС <sub>з</sub>	
А 3			1,58		0,58	1,08	0,09	0,40		0,19		0,23	4,98	1,12	15,36	61,70	3,07	22,81	14,15	14,15
А 4	0,95	0,32	0,71	0,73	5,60	1,67							11,81	3,18	43,57	100,40	8,71	27,29	25,45	25,45
А 5			1,67		4,45	3,06	0,13	0,30		0,23		0,22	8,96	0,86	7,86	212,00	1,57	27,71	35,00	35,00
Б 4	0,28				1,61	0,95		0,31	0,37	0,32		0,33	4,39	2,07	17,14	54,00	3,43	10,38	11,72	11,72
Б 5					0,33	0,33	0,51	0,49	0,70	0,60		0,58	1,53	0,43	7,50	16,90	1,50	5,98	3,90	3,90
Б 6			0,05		5,14	2,59	0,52	0,50		0,38		0,47	7,28	1,03	20,36	66,90	4,07	33,86	17,32	17,32
Б 7			0,25		2,09	1,17	0,55	0,53		0,50		0,53	4,25	1,10	11,07	85,00	2,21	17,09	15,93	15,93
Б 8					0,91	0,91	0,54	0,19	0,50	0,42		0,41	2,77	1,11	3,93	34,90	0,79	3,57	5,61	5,61
Б 9	0,08		0,15	0,19	6,55	1,74		0,02				0,02	10,46	1,60	15,71	55,30	3,14	45,2	16,57	16,57
Б 10	0,65	0,20	2,58	0,61	12,41	3,29							19,94	2,10	15,71	144,40	3,14	77,2	33,94	33,94
В 4	0,02		0,34			0,02		0,39	0,34	0,49	0,61	0,46	1,69	1,20	7,50	33,00	1,50	5,37	6,22	6,22
В 5							0,28	0,68	0,17	0,44	0,12	0,34	1,80	0,77	7,14	41,80	1,43	8,65	7,83	7,83
В 6	0,01		0,23		1,76	0,67		0,21		0,08		0,14	5,21	0,72	14,29	68,60	2,86	15	13,78	13,78
В 7	0,96		2,21	0,86	10,37	3,60		0,16				0,16	17,75	2,92	48,57	177,60	9,71	53,49	41,04	41,04
В 8			0,65	0,57	8,97	3,40	0,25	0,31				0,28	13,13	1,24	33,21	154,60	6,64	34,44	32,16	32,16
В 9	1,31		0,23	2,27	18,88	5,67		0,42				0,42	25,77	3,00	45,00	123,40	9,00	80,47	36,55	36,55
Г 7	1,12	0,21	16,10	6,17	18,89	8,50							45,99	4,07	983,57	1002,90	196,71	95,5	325,39	325,39
Г 8	0,24	0,05	2,37	0,99	19,98	4,73							27,13	2,31	30,71	163,90	6,14	45,49	34,79	34,79
Г 11			1,22		1,22	1,22	0,39	0,72		0,25		0,46	4,58	1,19	34,29	244,60	6,86	11,69	41,95	41,95
Д 1	0,36		0,20		2,19	0,92		0,27		0,04		0,16	5,93	2,53	33,93	90,80	6,79	13,63	20,38	20,38

## Продовження Додатку К

Коор- дината	За валовим вмістом												За рухомими формами							
	C <sub>3</sub>						C <sub>n</sub>						C <sub>d</sub>	C <sub>3</sub>						C <sub>d</sub>
	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣC <sub>3</sub>	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣC <sub>n</sub>		Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣC <sub>3</sub>	
Д 2	0,65	0,34	0,92	2,09	0,41	0,88							7,91	1,80	383,21	137,60	76,64	10,64	86,41	86,41
Д 3			1,95		1,48	1,72	0,24	0,57		0,48		0,43	5,64	1,26	17,14	287,40	3,43	25,67	47,13	47,13
Д 4	2,08		12,92	1,08	11,44	6,88		0,19				0,19	30,82	5,26	60,36	399,80	12,07	136,65	87,02	87,02
Д 5	2,31	0,43	12,65	1,43	23,22	8,01							43,54	4,31	35,36	1260,00	7,07	774,22	296,57	296,57
Д 6	3,22	1,33	6,26	4,55	12,28	5,53							31,15	5,36	178,21	261,20	35,64	375,11	121,50	121,50
Д 7	0,24	0,05	1,11	1,90	8,84	2,43							15,65	2,23	62,14	140,00	12,43	40,42	36,03	36,03
Д 11			1,04	0,57	6,37	2,66	0,10	0,32				0,21	11,07	1,18	38,57	108,90	7,71	22,47	24,83	24,83
Д 12	0,70		6,13	1,26	10,08	4,54		0,12				0,12	21,55	2,12	31,79	270,20	6,36	132,91	62,62	62,62
Е 1					3,14	3,14	0,15	0,29	0,18	0,28		0,22	5,75	1,71	20,71	49,40	4,14	15,03	12,29	12,29
Е 2	0,13		0,66	0,14	4,60	1,38		0,15				0,15	8,88	1,89	27,50	107,30	5,50	21,9	22,73	22,73
Е 3	0,28		2,41		1,00	1,23		0,16		0,13		0,14	6,90	2,26	27,50	482,50	5,50	19,33	76,01	76,01
Е 4	0,49	0,35	0,37	0,70	1,84	0,75							7,25	1,50	13,21	54,30	2,64	22,71	12,77	12,77
Е 5	0,77		0,53	1,27	14,05	4,15		0,08				0,08	20,04	2,58	83,93	135,50	16,79	49,77	40,51	40,51
Е 6	1,11	0,07	1,29	3,71	4,48	2,13							14,16	3,26	91,43	154,70	18,29	96,81	51,35	51,35
Е 7	0,73		15,24	1,70	12,39	7,51		0,02				0,02	33,53	2,92	46,43	765,20	9,29	153,4	138,89	138,89
Е 8	0,66		1,15	1,40	13,23	4,11		0,08				0,08	19,87	2,30	44,64	120,70	8,93	137,66	44,18	44,18
Е 9	0,26		0,61	0,66	8,38	2,48		0,15				0,15	13,26	2,16	43,21	104,80	8,64	41,4	27,89	27,89
Ж 2	0,75	0,02	0,13	1,44	12,19	2,91							18,03	2,37	27,50	132,90	5,50	27	27,18	27,18
Ж 5	1,84	0,15	1,83	3,66	7,64	3,02							18,61	2,57	29,29	153,60	5,86	41,01	32,47	32,47
Ж 6	1,30	0,06	1,54	1,62	15,29	3,96							23,31	4,36	125,36	167,10	25,07	110,17	61,01	61,01
Ж 7		0,24	0,43	0,17	2,97	0,91	0,73						8,04	2,03	11,43	81,20	2,29	25,89	16,83	16,83

## Продовження Додатку К

Ступень забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро за  $C_d$ 

Координата	За валовим вмістом												За рухомими формами							
	$C_3$						$C_n$						$C_d$	$C_3$						$C_d$
	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	$\Sigma C_3$	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	$\Sigma C_n$		Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	$\Sigma C_3$	
Ж 8	0,95	0,23	0,15	0,26	1,22	0,56							6,31	1,91	13,93	71,90	2,79	13,46	14,14	14,14
Ж 9							0,66	0,42	0,64	0,71	0,51	0,59	0,56	0,46	3,93	31,30	0,79	2	4,78	4,78
Ж 11					0,72	0,72	0,47	0,53	0,54	0,46		0,50	2,22	0,16	1,07	35,80	0,21	9,43	5,95	5,95
3 6	1,41	0,62	1,45	1,06	18,28	4,57							26,33	2,90	27,86	124,30	5,57	204,07	51,39	51,39
3 7	0,86	0,22	18,18	0,58	3,75	4,72							27,09	3,58	31,43	924,60	6,29	27,69	141,23	141,23
3 8	0,64	0,26	1,11	1,15	6,36	1,90							13,02	2,74	23,21	147,00	4,64	48,33	31,56	31,56
3 9			0,29		1,22	1,22	0,16	0,58		0,66		0,42	3,04	1,29	6,07	73,80	1,21	12,61	12,86	12,86
3 11			0,56		1,17	1,17	0,29	0,61		0,76		0,55	2,45	0,67	6,07	32,20	1,21	5,86	5,86	5,86
3 12	0,18	0,07	0,86		1,37	0,38				0,43		0,43	5,55	1,34	9,29	155,60	1,86	9,06	24,59	24,59
I 3	1,17	0,16	0,13	0,13	3,57	1,03							8,66	3,15	21,79	72,50	4,36	21,13	16,85	16,85
I 4	1,52	0,01	3,14	26,23	1,52	6,48							35,91	4,07	1008,93	369,10	201,79	19,65	228,36	228,36
I 5	0,51	0,15	0,43	2,23	2,71	1,21							9,53	2,03	27,14	88,00	5,43	26,15	20,54	20,54
I 6	0,59	0,14	0,76	2,94	6,46	2,18							14,39	2,04	66,79	160,90	13,36	52,81	41,56	41,56
I 7	0,73		0,89	0,77	18,51	5,23		0,14				0,14	24,26	1,81	25,00	109,00	5,00	147,71	40,50	40,50
I 8	0,71	0,44	0,82	1,07	10,05	2,62							16,60	2,42	21,07	112,00	4,21	27,63	23,19	23,19
I 9	0,56		0,27	0,25	10,21	2,82		0,03				0,03	14,76	2,05	14,64	108,30	2,93	125,09	35,43	35,43
I 11	0,45	0,18	0,51	1,78	2,92	1,17							9,34	0,67	30,00	145,30	6,00	26	29,00	29,00
I 12	0,24	0,10	0,38	0,05	1,48	0,45							5,74	1,12	15,00	127,30	3,00	17,84	22,75	22,75
K 5	0,55		0,44	0,15	2,19	0,83		0,39				0,39	6,44	2,53	23,21	61,70	4,64	24,73	15,97	15,97
K 6	0,57	1,00		0,34	2,19	1,02			0,19			0,19	7,40	1,63	10,00	40,40	2,00	7,17	8,03	8,03

## Продовження Додатку К

Коор- дината	За валовим вмістом												За рухомими формами							
	C <sub>3</sub>						C <sub>н</sub>						C <sub>д</sub>	C <sub>3</sub>						C <sub>д</sub>
	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣC <sub>3</sub>	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣC <sub>н</sub>		Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	ΣC <sub>3</sub>	
К 7	0,18	0,16	0,06		0,82	0,30				0,07		0,07	4,64	1,10	8,57	59,80	1,71	5,76	10,28	10,28
К 10	0,25	0,28	0,60	0,14	1,65	0,58							6,42	1,51	25,36	78,70	5,07	13,33	17,00	17,00
Л 5	0,83		0,19		8,54	3,19		0,44		0,22		0,33	12,39	2,52	33,93	95,40	6,79	77,18	30,12	30,12
Л 6	1,04	0,07	0,84		9,71	3,08				3,77			18,92	2,17	57,86	240,40	11,57	41,46	49,78	49,78

**ДОДАТОК Л**  
**ТЕСТ-РЕАКЦІЇ ВІВСА ПОСІВНОГО (*AVENA SATIVA*) ПРИ БІОТЕСТУВАННІ**  
**ФІТОТОКСИЧНОСТІ ҐРУНТІВ УРБООКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО**

Коор- дината	ТФ1					ТФ2					ТФ3					ІТФ
	Повторення				ср	Повторення				ср	Повторення				ср	
	I	II	III	IV		I	II	III	IV		I	II	III	IV		
А 3	0,64	0,65	0,68	0,70	0,67	0,77	0,75	0,81	0,66	0,76	0,89	0,80	0,73	0,89	0,83	0,75
А 4	0,60	0,61	0,66	0,62	0,62	0,73	0,82	0,79	0,76	0,80	0,94	0,93	0,81	0,85	0,88	0,77
А 5	0,54	0,55	0,58	0,53	0,55	0,58	0,60	0,65	0,64	0,62	0,78	0,68	0,73	0,66	0,71	0,63
Б 4	0,55	0,60	0,64	0,65	0,61	0,64	0,66	0,71	0,66	0,67	0,83	0,77	0,70	0,71	0,75	0,68
Б 5	0,70	0,74	0,80	0,75	0,75	0,91	0,85	0,86	0,90	0,88	0,96	0,90	0,81	0,96	0,91	0,85
Б 6	0,53	0,55	0,57	0,54	0,55	0,60	0,65	0,67	0,64	0,64	0,80	0,73	0,71	0,80	0,76	0,65
Б 7	0,62	0,60	0,65	0,56	0,61	0,69	0,73	0,73	0,65	0,70	0,74	0,75	0,85	0,75	0,77	0,69
Б 8	0,63	0,65	0,69	0,70	0,67	0,71	0,75	0,79	0,74	0,75	0,75	0,83	0,87	0,80	0,81	0,74
Б 9	0,65	0,70	0,74	0,72	0,70	0,79	0,75	0,73	0,70	0,74	0,75	0,85	0,87	0,80	0,82	0,75
Б 10	0,57	0,60	0,64	0,66	0,62	0,68	0,70	0,74	0,69	0,70	0,71	0,73	0,80	0,81	0,76	0,69
В 4	0,85	0,88	0,90	0,92	0,89	0,89	0,93	0,94	0,95	0,93	0,99	1,00	1,00	0,96	0,99	0,94
В 5	0,77	0,80	0,84	0,84	0,81	0,80	0,85	0,91	0,84	0,85	0,88	0,90	0,98	1,00	0,94	0,87
В 6	0,66	0,75	0,77	0,81	0,75	0,81	0,82	0,87	0,81	0,83	0,81	0,85	0,90	0,96	0,88	0,82



## Продовження Додатку Л

Коор- дината	ТФ1					ТФ2					ТФ3					ІТФ
	Повторення				ср	Повторення				ср	Повторення				ср	
	I	II	III	IV		I	II	III	IV		I	II	III	IV		
В 7	0,57	0,50	0,56	0,46	0,52	0,64	0,66	0,70	0,61	0,65	0,68	0,71	0,75	0,65	0,70	0,62
В 8	0,49	0,50	0,48	0,52	0,50	0,59	0,65	0,63	0,58	0,61	0,65	0,70	0,77	0,61	0,68	0,60
В 9	0,38	0,41	0,43	0,39	0,40	0,54	0,50	0,56	0,51	0,53	0,60	0,65	0,73	0,59	0,64	0,52
Г 7	0,53	0,47	0,48	0,49	0,49	0,56	0,55	0,60	0,50	0,55	0,58	0,62	0,70	0,63	0,63	0,56
Г 8	0,45	0,50	0,52	0,45	0,48	0,63	0,57	0,53	0,60	0,58	0,62	0,65	0,70	0,68	0,66	0,57
Г 11	0,70	0,65	0,65	0,68	0,67	0,72	0,75	0,80	0,70	0,74	0,73	0,76	0,83	0,81	0,77	0,73
Д 1	0,71	0,77	0,80	0,83	0,78	0,82	0,88	0,87	0,86	0,86	0,86	0,91	0,93	0,89	0,90	0,85
Д 2	0,65	0,73	0,74	0,72	0,71	0,80	0,84	0,86	0,83	0,83	0,80	0,85	0,91	0,81	0,84	0,79
Д 3	0,70	0,65	0,66	0,60	0,65	0,60	0,55	0,69	0,75	0,67	0,70	0,77	0,75	0,85	0,77	0,70
Д 4	0,38	0,40	0,43	0,44	0,41	0,48	0,50	0,54	0,48	0,50	0,58	0,60	0,64	0,70	0,63	0,51
Д 5	0,44	0,41	0,42	0,35	0,40	0,50	0,44	0,46	0,40	0,45	0,56	0,55	0,63	0,55	0,57	0,47
Д 6	0,49	0,50	0,53	0,55	0,52	0,50	0,55	0,59	0,55	0,55	0,57	0,60	0,63	0,71	0,63	0,57
Д 7	0,44	0,45	0,50	0,48	0,47	0,60	0,52	0,53	0,50	0,54	0,55	0,62	0,65	0,70	0,63	0,55
Д 11	0,50	0,55	0,57	0,55	0,54	0,50	0,59	0,62	0,60	0,58	0,68	0,71	0,74	0,68	0,70	0,61

## Продовження Додатку Л

Коор- дината	ТФ1					ТФ2					ТФ3					ІТФ
	Повторення				ср	Повторення				ср	Повторення				ср	
	I	II	III	IV		I	II	III	IV		I	II	III	IV		
Д 12	0,47	0,50	0,53	0,55	0,51	0,53	0,55	0,59	0,54	0,55	0,68	0,65	0,59	0,65	0,64	0,57
Е 1	0,50	0,55	0,56	0,50	0,53	0,51	0,56	0,60	0,60	0,57	0,65	0,70	0,73	0,68	0,69	0,60
Е 2	0,61	0,65	0,68	0,70	0,66	0,73	0,76	0,77	0,70	0,74	0,72	0,75	0,83	0,81	0,78	0,73
Е 3	0,71	0,70	0,75	0,73	0,72	0,74	0,75	0,82	0,78	0,77	0,88	0,83	0,80	0,85	0,84	0,78
Е 4	0,60	0,65	0,66	0,60	0,63	0,71	0,75	0,80	0,75	0,75	0,79	0,82	0,84	0,75	0,80	0,73
Е 5	0,51	0,55	0,57	0,52	0,54	0,60	0,56	0,56	0,55	0,57	0,60	0,65	0,64	0,70	0,65	0,59
Е 6	0,47	0,46	0,47	0,51	0,48	0,50	0,55	0,56	0,52	0,53	0,61	0,64	0,70	0,58	0,63	0,55
Е 7	0,42	0,45	0,47	0,41	0,44	0,45	0,50	0,51	0,47	0,48	0,52	0,55	0,58	0,62	0,57	0,50
Е 8	0,43	0,45	0,48	0,47	0,46	0,46	0,48	0,49	0,54	0,49	0,60	0,55	0,52	0,54	0,55	0,50
Е 9	0,52	0,55	0,60	0,58	0,56	0,57	0,60	0,63	0,68	0,62	0,68	0,71	0,73	0,69	0,70	0,63
Ж 2	0,60	0,62	0,65	0,66	0,63	0,63	0,65	0,69	0,64	0,65	0,67	0,71	0,75	0,75	0,72	0,67
Ж 5	0,53	0,55	0,60	0,57	0,56	0,53	0,58	0,61	0,66	0,59	0,70	0,65	0,73	0,61	0,67	0,61
Ж 6	0,52	0,55	0,59	0,54	0,55	0,53	0,57	0,60	0,61	0,58	0,73	0,66	0,70	0,60	0,67	0,60
Ж 7	0,70	0,75	0,77	0,79	0,75	0,76	0,81	0,84	0,86	0,82	0,81	0,85	0,91	0,84	0,85	0,81

## Продовження Додатку Л

Коор- дината	ТФ1					ТФ2					ТФ3					ІТФ
	Повторення				ср	Повторення				ср	Повторення				ср	
	I	II	III	IV		I	II	III	IV		I	II	III	IV		
Ж 8	0,65	0,70	0,73	0,69	0,69	0,70	0,74	0,77	0,72	0,73	0,79	0,80	0,86	0,84	0,82	0,75
Ж 9	0,68	0,71	0,77	0,75	0,73	0,76	0,80	0,83	0,80	0,80	0,81	0,85	0,87	0,90	0,86	0,80
Ж 11	0,68	0,73	0,75	0,76	0,73	0,68	0,75	0,77	0,79	0,75	0,79	0,83	0,87	0,90	0,85	0,78
3 6	0,48	0,50	0,51	0,55	0,51	0,50	0,53	0,58	0,55	0,54	0,63	0,66	0,68	0,64	0,65	0,57
3 7	0,47	0,50	0,54	0,52	0,51	0,50	0,51	0,56	0,54	0,53	0,61	0,66	0,69	0,68	0,66	0,57
3 8	0,62	0,65	0,67	0,63	0,64	0,65	0,70	0,73	0,71	0,70	0,75	0,80	0,84	0,85	0,81	0,72
3 9	0,58	0,63	0,65	0,61	0,62	0,61	0,66	0,68	0,65	0,65	0,65	0,71	0,73	0,70	0,70	0,66
3 11	0,65	0,70	0,74	0,71	0,70	0,65	0,70	0,71	0,81	0,72	0,78	0,79	0,82	0,78	0,79	0,74
3 12	0,74	0,75	0,79	0,77	0,76	0,77	0,81	0,84	0,79	0,80	0,82	0,85	0,90	0,87	0,86	0,81
I 3	0,62	0,66	0,67	0,65	0,65	0,65	0,71	0,73	0,77	0,72	0,70	0,75	0,78	0,85	0,77	0,71
I 4	0,49	0,50	0,54	0,60	0,53	0,64	0,55	0,57	0,57	0,58	0,60	0,68	0,69	0,70	0,67	0,59
I 5	0,67	0,68	0,73	0,67	0,69	0,76	0,72	0,70	0,71	0,72	0,75	0,80	0,84	0,81	0,80	0,74
I 6	0,48	0,50	0,54	0,49	0,50	0,55	0,60	0,63	0,57	0,59	0,63	0,64	0,69	0,60	0,64	0,58
I 7	0,37	0,39	0,40	0,37	0,38	0,38	0,41	0,43	0,39	0,40	0,48	0,50	0,55	0,52	0,51	0,43

## Продовження Додатку Л

Коор- дината	ТФ1					ТФ2					ТФ3					ІТФ
	Повторення				ср	Повторення				ср	Повторення				ср	
	I	II	III	IV		I	II	III	IV		I	II	III	IV		
I 8	0,60	0,62	0,65	0,65	0,63	0,64	0,66	0,69	0,70	0,67	0,73	0,75	0,81	0,74	0,76	0,69
I 9	0,59	0,60	0,65	0,65	0,62	0,65	0,65	0,73	0,64	0,67	0,73	0,76	0,79	0,75	0,76	0,68
I 11	0,70	0,75	0,77	0,79	0,75	0,80	0,75	0,76	0,82	0,78	0,80	0,85	0,88	0,87	0,85	0,79
I 12	0,77	0,78	0,83	0,79	0,79	0,84	0,85	0,90	0,92	0,88	0,99	0,95	0,90	1,00	0,96	0,88
K 5	0,68	0,65	0,60	0,59	0,63	0,61	0,65	0,69	0,70	0,66	0,70	0,75	0,79	0,80	0,74	0,68
K 6	0,68	0,70	0,73	0,74	0,71	0,71	0,74	0,77	0,75	0,74	0,81	0,80	0,84	0,86	0,83	0,76
K 7	0,74	0,77	0,76	0,80	0,77	0,83	0,84	0,88	0,85	0,85	0,88	0,90	0,94	0,93	0,91	0,84
K 10	0,76	0,80	0,84	0,85	0,81	0,80	0,85	0,85	0,87	0,84	0,94	0,91	0,88	0,86	0,90	0,85
L 5	0,56	0,61	0,63	0,59	0,60	0,62	0,63	0,66	0,60	0,63	0,78	0,75	0,70	0,74	0,74	0,66
L 6	0,47	0,50	0,52	0,55	0,51	0,53	0,54	0,57	0,56	0,55	0,66	0,65	0,68	0,70	0,67	0,58
Ффакт	23,45					40,37					21,53					
F <sub>0,05</sub>	2,00					2,00					2,00					
НСР <sub>0,95</sub>	0,03					0,03					0,06					
P, %	1,94					1,85					2,81					

**ДОДАТОК М**  
**ЕНЕРГІЯ ПРОРОСТАННЯ НАСІННЯ ВІВСА ПОСІВНОГО (*AVENA SATIVA*) НА ҐРУНТАХ УРБООКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО**

Коор- дината	Повторення				Середнє
	I	II	III	IV	
А 3	77	76	82	84	79,8
А 4	82	86	86	89	85,8
А 5	70	78	75	76	74,8
Б 4	94	85	92	96	91,8
Б 5	72	86	83	88	82,3
Б 6	70	76	73	74	73,3
Б 7	60	57	61	64	60,5
Б 8	62	59	66	70	64,3
Б 9	80	71	75	81	76,8
Б 10	68	78	72	75	73,3
В 4	100	100	100	100	100
В 5	100	100	100	100	100
В 6	74	65	70	74	70,8
В 7	65	65	70	74	68,3
В 8	63	52	56	64	58,8
В 9	58	59	62	64	60,8
Г 7	50	53	54	59	54
Г 8	68	65	66	73	68
Г 11	75	69	74	77	73,8
Д 1	79	74	75	81	77,3
Д 2	90	87	90	91	89,5
Д 3	84	86	87	90	86,8
Д 4	63	53	60	65	60,3
Д 5	59	54	55	60	57

## Продовження Додатку М

Коор- дината	Повторення				Середнє
	I	II	III	IV	
Д 6	60	60	65	67	63
Д 7	87	73	74	80	78,5
Д 11	74	70	75	78	74,3
Д 12	68	67	70	72	69,3
Е 1	73	70	71	74	72
Е 2	80	71	77	83	77,8
Е 3	77	76	79	80	78
Е 4	70	77	75	77	74,8
Е 5	65	73	71	73	70,5
Е 6	72	75	75	78	75
Е 7	52	58	60	61	57,8
Е 8	69	63	73	74	69,8
Е 9	88	88	85	90	87,8
Ж 2	73	70	74	76	73,3
Ж 5	73	68	70	76	71,8
Ж 6	67	66	70	71	68,5
Ж 7	90	84	85	89	87
Ж 8	98	98	95	98	97,3
Ж 9	100	99	100	100	99,8
Ж 11	70	67	71	73	70,3
3 6	61	68	69	74	68
3 7	58	67	68	74	66,8
3 8	70	74	75	80	74,8
3 9	66	66	66	70	67
3 11	90	95	95	97	94,3
3 12	81	82	80	84	81,8

## Продовження Додатку М

Коор- дината	Повторення				Середнє
	I	II	III	IV	
I 3	93	94	95	100	95,5
I 4	61	61	60	64	61,5
I 5	73	81	77	78	77,3
I 6	77	75	75	81	77
I 7	64	64	65	68	65,3
I 8	76	74	75	79	76
I 9	60	66	65	70	65,3
I 11	82	80	81	84	81,8
I 12	78	78	82	85	80,8
K 5	74	73	74	76	74,3
K 6	76	80	82	83	80,3
K 7	98	100	100	100	99,5
K 10	85	85	90	93	88,3
L 5	70	70	71	74	71,3
L 6	72	76	75	80	75,8
Fфакт					2,00
F <sub>0,05</sub>					42,15
HCP <sub>0,95</sub>					3,8
P, %					1,79

## ДОДАТОК Н

ПОТЕНЦІАЛЬНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ РИЗИК (RI) ЗАБРУДНЕННЯ СПОЛУКАМИ МЕТАЛІВ ҐРУНТІВ  
УРБОЕКОСИСТЕМИ М. ДНІПРО

Коор- дината	Норму- вання по Cd	Er Cd	Норму- вання по Ni	Er Ni	Норму- вання по Pb	Er Pb	Норму- вання по Cu	Er Cu	Норму- вання по Zn	Er Zn	RI	Норму- вання по RI
А 3	Н	27,38	Н	1,80	Н	12,88	Н	4,05	Н	1,58	47,70	Н
А 4	П	58,54	Н	3,97	Н	8,57	Н	8,64	Н	6,60	86,31	Н
А 5	Н	26,00	Н	2,09	Н	13,37	Н	3,87	Н	5,45	50,78	Н
Б 4	Н	38,38	Н	2,08	Н	3,16	Н	3,39	Н	2,61	49,62	Н
Б 5	Н	14,62	Н	1,52	Н	1,50	Н	2,00	Н	1,33	20,97	Н
Б 6	Н	14,31	Н	1,49	Н	5,23	Н	3,11	Н	6,14	30,27	Н
Б 7	Н	13,38	Н	1,40	Н	6,26	Н	2,48	Н	3,09	26,62	Н
Б 8	Н	13,69	Н	2,44	Н	2,50	Н	2,92	Н	1,91	23,46	Н
Б 9	Н	32,31	Н	2,95	Н	5,75	Н	5,96	Н	7,55	54,52	Н
Б 10	П	49,46	Н	3,59	Н	17,90	Н	8,05	Н	13,41	92,41	Н
В 4	Н	30,62	Н	1,84	Н	3,29	Н	2,55	Н	0,39	38,69	Н



## Продовження Додатку Н

Координата	Нормування по Cd	Er Cd	Нормування по Ni	Er Ni	Нормування по Pb	Er Pb	Нормування по Cu	Er Cu	Нормування по Zn	Er Zn	RI	Нормування по RI
В 5	Н	21,46	Н	0,96	Н	4,17	Н	2,79	Н	0,88	30,26	Н
В 6	Н	30,23	Н	2,38	Н	6,15	Н	4,62	Н	2,76	46,14	Н
В 7	П	58,77	Н	2,53	Н	16,06	Н	9,31	Н	11,37	98,03	Н
В 8	Н	22,38	Н	2,07	Н	8,26	Н	7,86	Н	9,97	50,54	Н
В 9	П	69,31	Н	1,73	Н	6,15	Н	16,34	Н	19,88	113,42	Н
Г 7	П	63,54	Н	3,62	З	85,49	Н	35,85	Н	19,89	208,39	П
Г 8	Н	37,15	Н	3,15	Н	16,86	Н	9,96	Н	20,98	88,10	Н
Г 11	Н	18,23	Н	0,83	Н	11,12	Н	3,74	Н	2,22	36,15	Н
Д 1	П	40,77	Н	2,18	Н	6,02	Н	4,79	Н	3,19	56,95	Н
Д 2	П	49,54	Н	4,02	Н	9,61	Н	15,44	Н	1,41	80,01	Н
Д 3	Н	22,77	Н	1,29	Н	14,77	Н	2,61	Н	2,48	43,91	Н
Д 4	З	92,31	Н	2,42	П	69,61	Н	10,39	Н	12,44	187,17	П
Д 5	З	99,31	Н	4,29	П	68,24	Н	12,16	Н	24,22	208,22	П

## Продовження Додатку Н

Координата	Нормування по Cd	Er Cd	Нормування по Ni	Er Ni	Нормування по Pb	Er Pb	Нормування по Cu	Er Cu	Нормування по Zn	Er Zn	RI	Нормування по RI
Д 6	З	126,69	Н	6,99	Н	36,31	Н	27,77	Н	13,28	211,04	П
Д 7	Н	37,31	Н	3,15	Н	10,57	Н	14,48	Н	9,84	75,36	Н
Д 11	Н	27,08	Н	2,05	Н	10,18	Н	7,86	Н	7,37	54,54	Н
Д 12	П	50,92	Н	2,64	Н	35,65	Н	11,31	Н	11,08	111,61	Н
Е 1	Н	25,46	Н	2,14	Н	4,08	Н	3,62	Н	4,14	39,45	Н
Е 2	Н	33,77	Н	2,56	Н	8,28	Н	5,72	Н	5,60	55,92	Н
Е 3	Н	38,31	Н	2,52	Н	17,04	Н	4,37	Н	2,00	64,24	Н
Е 4	П	44,69	Н	4,06	Н	6,85	Н	8,48	Н	2,84	66,92	Н
Е 5	П	53,08	Н	2,77	Н	7,68	Н	11,33	Н	15,05	89,90	Н
Е 6	П	63,46	Н	3,21	Н	11,45	Н	23,54	Н	5,48	107,13	Н
Е 7	П	51,85	Н	2,93	З	81,21	Н	13,45	Н	13,39	162,83	П
Е 8	П	49,92	Н	2,75	Н	10,77	Н	12,01	Н	14,23	89,70	Н
Е 9	Н	37,92	Н	2,54	Н	8,04	Н	8,31	Н	9,38	66,20	Н

## Продовження Додатку Н

Координата	Нормування по Cd	Er Cd	Нормування по Ni	Er Ni	Нормування по Pb	Er Pb	Нормування по Cu	Er Cu	Нормування по Zn	Er Zn	RI	Нормування по RI
Ж 2	П	52,62	Н	3,07	Н	5,64	Н	12,18	Н	13,19	86,70	Н
Ж 5	З	85,08	Н	3,45	Н	14,14	Н	23,28	Н	8,64	134,59	Н
Ж 6	П	68,92	Н	3,19	Н	12,69	Н	13,10	Н	16,29	114,20	Н
Ж 7	П	52,00	Н	3,73	Н	7,13	Н	5,83	Н	3,97	72,66	Н
Ж 8	П	58,62	Н	3,68	Н	5,73	Н	6,28	Н	2,22	76,54	Н
Ж 9	Н	10,23	Н	1,73	Н	1,78	Н	1,45	Н	0,49	15,68	Н
Ж 11	Н	15,85	Н	1,42	Н	2,31	Н	2,71	Н	1,72	24,01	Н
З 6	П	72,23	Н	4,87	Н	12,27	Н	10,31	Н	19,28	118,96	Н
З 7	П	55,69	Н	3,67	З	95,91	Н	7,89	Н	4,75	167,91	П
З 8	П	49,08	Н	3,77	Н	10,57	Н	10,74	Н	7,36	81,51	Н
З 9	Н	25,31	Н	1,27	Н	3,56	Н	1,68	Н	2,22	34,05	Н
З 11	Н	21,38	Н	1,17	Н	2,21	Н	1,18	Н	2,17	28,12	Н
З 12	Н	35,38	Н	3,21	Н	9,30	Н	2,86	Н	2,37	53,12	Н

## Продовження Додатку Н

Координата	Нормування по Cd	Er Cd	Нормування по Ni	Er Ni	Нормування по Pb	Er Pb	Нормування по Cu	Er Cu	Нормування по Zn	Er Zn	RI	Нормування по RI
I 3	П	65,23	Н	3,47	Н	5,63	Н	5,67	Н	4,57	84,56	Н
I 4	П	75,46	Н	3,03	Н	20,69	З	136,15	Н	2,52	237,84	П
I 5	П	45,38	Н	3,46	Н	7,13	Н	16,15	Н	3,71	75,84	Н
I 6	П	47,62	Н	3,42	Н	8,82	Н	19,68	Н	7,46	87,00	Н
I 7	П	51,92	Н	2,57	Н	9,46	Н	8,87	Н	19,51	92,33	Н
I 8	П	51,38	Н	4,32	Н	9,09	Н	10,37	Н	11,05	86,22	Н
I 9	П	46,69	Н	2,92	Н	6,37	Н	6,26	Н	11,21	73,44	Н
I 11	П	43,62	Н	3,54	Н	7,56	Н	13,91	Н	3,92	72,54	Н
I 12	Н	37,15	Н	3,29	Н	6,89	Н	5,25	Н	2,48	55,07	Н
К 5	П	46,46	Н	1,84	Н	7,18	Н	5,76	Н	3,19	64,44	Н
К 6	П	47,00	Н	6,00	Н	4,04	Н	6,70	Н	3,19	66,93	Н
К 7	Н	35,46	Н	3,48	Н	5,29	Н	4,63	Н	1,82	50,68	Н
К 10	Н	37,46	Н	3,84	Н	7,99	Н	5,72	Н	2,65	57,66	Н

## Продовження Додатку Н

Координата	Нормування по Cd	Er Cd	Нормування по Ni	Er Ni	Нормування по Pb	Er Pb	Нормування по Cu	Er Cu	Нормування по Zn	Er Zn	RI	Нормування по RI
Л 5	П	54,92	Н	1,67	Н	5,94	Н	3,90	Н	9,54	75,97	Н
Л 6	П	61,08	Н	3,20	Н	9,18	Н	23,84	Н	10,71	108,00	Н

Примітка: Н – низький, П – помірний, З – значний потенціальний екологічний ризик.

## ДОДАТОК П

### СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

**Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:**

1. Яковишина Т. Ф., Спільник Н. В. Екологічне обґрунтування використання шлаку, як техногенної сировини для виготовлення будівельних матеріалів. *Містобудування, територіальне і стратегічне планування: організаційно-екологічні, правові, суспільні та еколого-технологічні аспекти* : колективна монографія. Донецьк: Ноулідж, 2014. С. 457-467. *Особистий внесок*: розкрито особливості впливу шлакових відвалів на ґрунт, проаналізовано хімічний склад шлаку.
2. Яковишина Т. Ф. Удосконалення технології фітоекстракції важких металів з ґрунту. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2013. Вип. 3(25). С. 72-76.
3. Яковишина Т. Ф. Фітоекстракція важких металів з ґрунту. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2013. № 41. С. 182-187.
4. Яковишина Т. Ф. Екологічні наслідки трансформації ґрунту в результаті нанесення на його поверхню шлаку. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2013. Вип. 71, Т. 1. С. 266-269.
5. Яковишина Т. Ф., Спільник Н. В. Екологічна оцінка впливу відвалу шлаку силікомарганцю на розподіл важких металів в ґрунтовому профілі. *Екологія і природокористування*. 2013. Вип. 17. С. 201-206. *Особистий внесок*: участь у проведенні досліджень, побудові графіків, уточнені та інтерпретації результатів.
6. Яковишина Т. Ф. Система біотестування токсичності ґрунту, забрудненого важкими металами. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2014. Вип. 3(27). С. 70-73.

7. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка порушення ґрунту внаслідок будівельної діяльності. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2015. Вип. 81. С. 268-272.
8. Яковишина Т. Ф. Екологічне оцінювання техногенезу важких металів. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. №. 3. С. 28-35.
9. Яковишина Т. Ф. Класифікація антропогенно перетворених ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпропетровська. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. №. 12. С. 65-70.
10. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка включення важких металів до продуктів техногенезу. *Вісник Харківського національного автомобільного університету*. 2015. № 70. С. 50-54.
11. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка поліелементного забруднення важкими металами ґрунтів м. Дніпропетровська. *Вісник Криворізького національного університету*. 2016. Вип. 41. С. 78-83.
12. Яковишина Т. Ф. Нормування поелементного та поліелементного забруднення за допомогою ГДК. *Будівництво. Матеріалознавство. Машинобудування*. 2016. Вип. 87. С. 152-158.
13. Яковишина Т. Ф. Порівняльний аналіз підходів до екологічної оцінки поліелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми важкими металами. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2016. №. 6. С. 24-31.
14. Яковишина Т. Ф. Порівняльний аналіз підходів до визначення екологічного ризику забруднення ґрунтів кадмієм. *Наукові праці. Техногенна безпека. Радиобіологія*. 2016. Вип. 268, Т. 280. С. 19-24.
15. Яковишина Т. Ф. Екологічне нормування поелементного забруднення ґрунту урбоекосистеми важкими металами за фонову концентрацією. *Вісник Криворізького національного університету*. 2017. Вип. 44. С. 19-24.

16. Яковишина Т. Ф. Застосування методів математичної статистики для характеристики поелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми важкими металами. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2017. №. 3. С. 79-85.
17. Шматков Г. Г., Яковишина Т. Ф. Система показників комплексної оцінки поліелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоекосистеми. *Екологічні науки*. – 2018. – Вип. 1(20), Т. 2. – С. 25-29. *Особистий внесок*: сформульовано мету і задачі дослідження, проведено оцінювання поліелементного забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро сполуками металів (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni).  
*У закордонних виданнях*:
18. Большаков В., Щербак С., Яковишина Т., Щербак О. Экологическая оценка влияния Mn, содержащегося в отвалах шлаков, на почву. *Theoretical foundations of civil engineering*. 2010. Vol. 18. P. 455-558. *Особистий внесок*: розкрито особливості формування екологічної небезпеки при надходженні сполук Mn у ґрунт.
19. Яковишина Т. Ф. Использование биологической активности для экологической оценки мероприятий по детоксикации тяжелых металлов в почве. *Новый университет. Сер. Технические науки*. 2013. №. 7. С. 41-44.
20. Яковишина Т. Ф. Экотоксикологическая оценка городских почв методом биотестирования. *UNIVERSUM: Химия и биология*. 2015. №. 8 (16). URL: <http://7universum.com/ru/nature/arhive/item/2491> (дата звернення 21.10.2018)
21. Яковишина Т. Ф. Біотестування токсичності ґрунтів для оцінки ступеня небезпеки забруднення урбоекосистем. *Scientific heritage*. 2017. №. 17. P. 66-71.
22. Яковишина Т. Ф. Комплексна оцінка поелементного забруднення важкими металами ґрунтів урбоекосистем з урахуванням норм екобезпеки. *East european science journal*. 2017. №. 11 (27). P. 96-103.



23. Яковишина Т. Ф. Удосконалення методики визначення екологічного ризику за умов різних рівнів забруднення свинцем ґрунтів урбоєкосистем. *Scientific heritage*. 2018. №. 24, Vol. 1. P. 66-71.
24. Яковишина Т. Ф. Вплив забруднення металами ґрунтів на рівень здоров'я населення урбоєкосистем. *Znanstvena misel*. 2018. №. 22. P. 74-78.
25. Спосіб вилучення важких металів з техногенно забрудненого ґрунту : пат. 60784 Україна / Т.Ф. Яковишина, Г.Г. Шматков, К.М. Столярова, О.О.Вергун. – № у 2010153156; заявл. 20.12.2010; опубл. 25.06.2011, Бюл. № 12. *Особистий внесок*: сформульовано наукову гіпотезу, обґрунтовано результати досліджень.
26. Спосіб фітореMediaції ґрунтів урбоєкосистем, забруднених важкими металами : пат. на корисну модель 125583 UA / Т.Ф. Яковишина. – № у 201712916; заявл. 02.01.2018; опубл. 10.05.2018, Бюл. № 9.
27. Спосіб відновлення ґрунтів урбоєкосистем, забруднених свинцем : пат. на корисну модель 1215555 UA / Т.Ф. Яковишина. – № у 201800061; заявл. 26.12.2018; опубл. 10.05.2018, Бюл. № 9.

**Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:**

28. Yakovyshyna T. F. Heavy metals phytoextraction from technogenous polluted soil. *Problems and tendencies of modern society development : Materials digest of the XIth International Scientific and Practical Conference, 14-18 October 2011 yr. Kiev (Ukraine) – London (UK), 2011.* P. 20-21.
29. Яковишина Т. Ф. Роль міських ґрунтів, як депо накопичення важких металів. *Науково-технічне та організаційно-екологічне сприяння реформам у будівництві і житлово-комунальному господарстві : Збірник тез доповідей III Міжнародної конференції, 12-13 квітня 2012 р. Макіївка, 2012. Ч. 1. С. 219-222.*

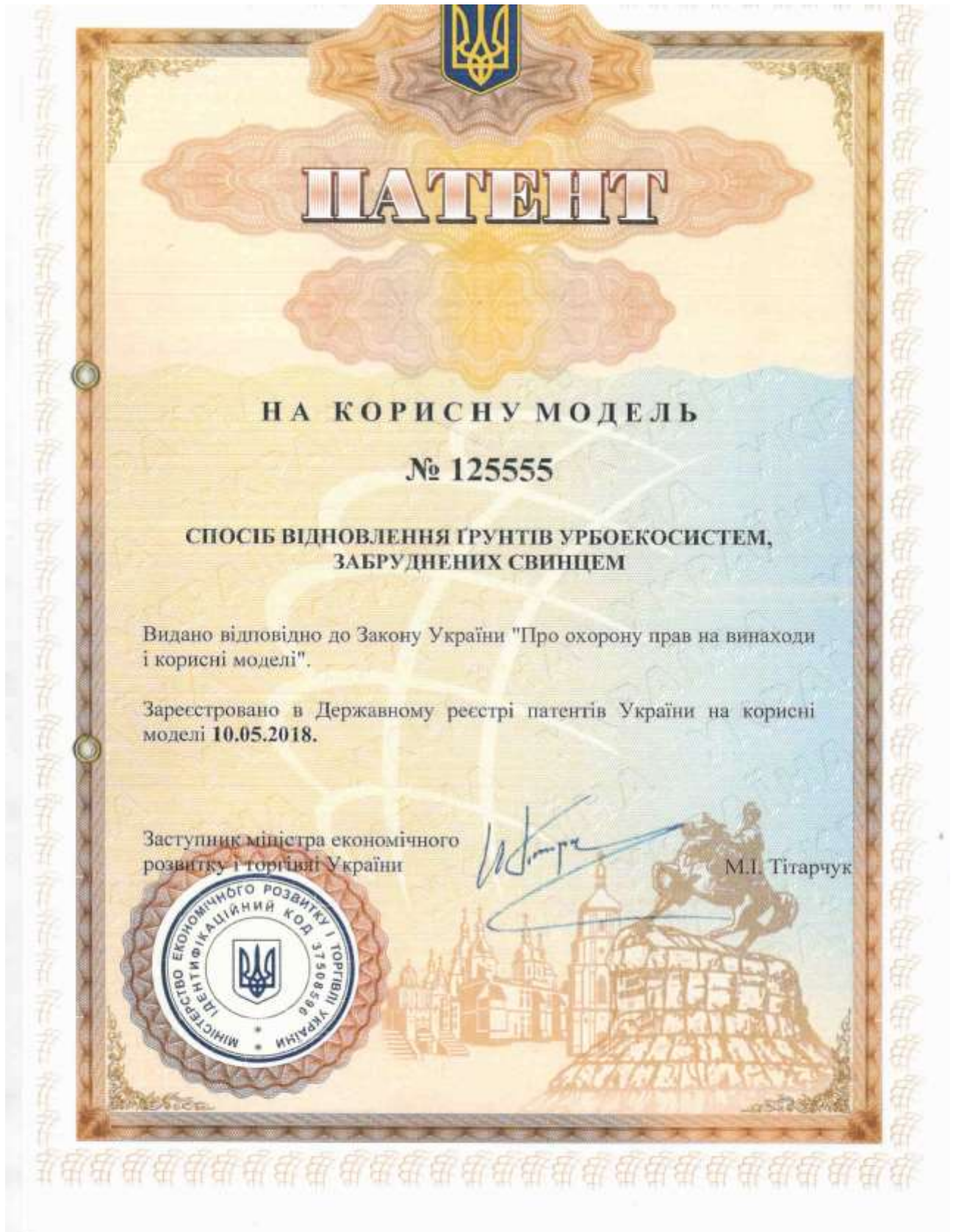
30. Яковишина Т. Ф. Форми важких металів в ґрунтах – проблема вибору при проведенні екомоніторингу. *Неделя еколога – 2012* : Тезиси докладов Международного научного симпозиума, 1-5 октября 2012 г. Днепродзержинск, 2012. С. 23-26.
31. Яковишина Т. Ф. Бородин Е. Г. Эколого-биологическая оценка техногенной миграции свинца. *Найновите постижения на европейката наука – 2014* : Материали за X Международна научна практична конференция, 17-25 юни 2014 г. София (България), 2014. Т. 18. Биология. Екология. Здание и архитектура. С. 66-68. *Особистий внесок*: сформульовано мету і завдання досліджень, проведено розрахунки технофільності свинцю.
32. Яковишина Т. Ф. Оценка полиэлементного загрязнения почв урбоэкосистемы тяжелыми металлами. *Scientific resources management of countries and regions* : Materials of International Scientific and Practical Congress, 18 July 2014 yr. Copenhagen (Denmark), 2014. P. 25-30.
33. Яковишина Т., Соболев Т., Тур А. Деструкційна активність важких металів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції, 19-20 березня 2015 р. Тернопіль, 2015. С. 163-165. *Особистий внесок*: поставлено мету, обґрунтовано використання показника деструкційної активності для визначення екологічної небезпеки при надходженні металів у навколишнє середовище.
34. Яковишина Т. Ф. Соболев Т. О., Тур А. І. Оцінка буферності міських ґрунтів щодо забруднення важкими металами в системі екологічного моніторингу. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Збірник наукових праць за матеріалами VI Міжнародної наукової конференції, 20-22 травня 2015 р. Суми, 2015. Т. 2. С. 104-107. *Особистий внесок*: обґрунтовано залучення показників буферності до системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах, визначено буферну здатність ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро.

35. Яковишина Т. Ф., Малий А. Э. Технофильность тяжелых металлов. *Technical progress of mankind in the content of continuous extension of the society's material needs* : Peer-reviewed materials digest (collective monograph) published following the results of the СІІ International Research and Practice Conference and I stage of the Championship in Technical Sciences, Architecture and Construction, 18-24 June 2015 yr. London (UK), 2015. P. 34-36. *Особистий внесок*: проведено розрахунки технофільності Cd, Cu, Zn.
36. Яковишина Т. Ф. Біотестування фітотоксичності ґрунтів урбоекосистем на прикладі м. Дніпропетровська. *V-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : Збірник наукових праць, 23-26 вересня 2015 р. Вінниця, 2015. С. 205.
37. Яковишина Т. Ф. Антропогенне перетворення ґрунтів урбоекосистем. *Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів* : Збірник матеріалів Х Міжнародної науково-практичної конференції, 20-21 жовтня 2015 р. Харків, 2015. С. 64-66.
38. Яковишина Т., Толошний Р. Нормування забруднення металами ґрунту за сумарним цинковим еквівалентом токсичності. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали ІІІ Міжнародної науково-практичної конференції, 24-25 березня 2016 р. Тернопіль, 2016. С. 221-223. *Особистий внесок*: проаналізовано підходи визначення інтегральних показників поліелементного забруднення сполуками металів, проведено розрахунки сумарного цинкового еквіваленту токсичності ґрунтів м. Дніпро.
39. Яковишина Т. Ф., Толошний Р.І. Оцінка екологічного ризику забруднення Cd ґрунтів м. Дніпро. *Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення* : Матеріали ХІІ Міжнародної науково-практичної конференції, 9-11 червня 2016 р. Миколаїв – Коблеве, 2016. С. 54-56. *Особистий внесок*:

- проведено розрахунки екологічного ризику забруднення Cd ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро на підставі токсико-відповіді живих організмів.
40. Яковишина Т. Ф. Індекс антропогенного навантаження на ґрунт урбоекосистем внаслідок забруднення важкими металами. *Форум гірників – 2016* : Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції, 5-8 жовтня 2016 р. Дніпро, 2016. Т. 2. С. 224-229.
41. Яковишина Т., Матягіна О. Забруднення Pb ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро. *Національне виробництво й економіка в умовах реформування: стан і перспективи інноваційного розвитку та міжрегіональної інтеграції* : Збірник наукових праць II Міжнародної науково-практичної конференції, 28 жовтня 2016 р. Кам'янець-Подільський, 2016. С. 113-114. *Особистий внесок*: розроблено методологію оцінювання поелементного забруднення ґрунтів урбоекосистем сполуками металів.
42. Яковишина Т., Дрогальцева Л. Екологічна оцінка накопичення Cu в ґрунтах урбоекосистем м. Дніпро. *Аграрна освіта та наука Поділля* : Збірник наукових праць Міжнародної науково-практичної конференції, 14-16 березня 2017 р. – Кам'янець-Подільський, 2017. – Ч. 1. – С. 212-214. *Особистий внесок*: проведено експериментальні дослідження визначення катіонів  $Cu^{2+}$  у різних витягах, здійснено оцінювання здатності сполук міді до мігрування.
43. Яковишина Т., Абдуліна Л., Богрєєва А. Техногенність Cu в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства* : Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, 27-28 квітня 2017 р. Тернопіль, 2017. С. 138-140. *Особистий внесок*: обґрунтовано використання показника частки техногенності металу для визначення характеру забруднення в системі моніторингу ґрунтів урбоекосистем,

- проведено розрахунки з визначення техногенності  $Cu$  для ґрунтів м. Дніпро.
44. Яковишина Т. Ф. Вміст  $Ni$  в ґрунтах урбоекосистеми м. Дніпро. *VI-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : Збірник наукових праць, 20-22 вересня 2017 р. Вінниця, 2017. С. 223.
45. Яковишина Т. Ф. Характеристика ступеня екологічної небезпеки забруднення ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро свинцем. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Матеріали VII Міжнародної наукової конференції, 12-14 жовтня 2017 р. Суми, 2017. С. 241-245.
46. Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем : навчальний посібник. Дніпропетровськ : Нова ідеологія, 2013. 101 с.
47. Shmatkov G., Yakovyshyna T., Franz G. Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation : European project within TEMPUS program “Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction (multidisciplinary training course for MSc, PhD and LLL student in engineering)”. Dnipro : SP Blyzniuk, 2016. 2016 р. *Особистий внесок*: впроваджено авторську методологію моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем.
48. Яковишина Т. Ф. Использование цикла Деминга при подготовке магистров-экологов. *Теорія та методика навчання фундаментальних дисциплін у вищій школі*. 2012. Вип. VII. С. 237-242.

ДОДАТОК Р  
ПАТЕНТИ



(11) 125555

(19) UA

(51) МПК (2018.01)  
B09C 1/00

(21) Номер заявки: u 2017 12916

(72) Винахідник:  
Яковишина Тетяна  
Федорівна, UA

(22) Дата подання заявки: 26.12.2017

(24) Дата, з якої є чинними  
права на корисну модель: 10.05.2018(73) Власник:  
ДЕРЖАВНИЙ ВИЩИЙ  
НАВЧАЛЬНИЙ ЗАКЛАД  
"ПРИДНІПРОВСЬКА  
ДЕРЖАВНА АКАДЕМІЯ  
БУДІВНИЦТВА ТА  
АРХІТЕКТУРИ",  
вул. Чернишевського, 24-а, м.  
Дніпро, 49600, UA(46) Дата публікації відомостей  
про видачу патенту та  
номер бюлетеня: 10.05.2018,  
Бюл. № 9

(54) Назва корисної моделі:

СПОСІБ ВІДНОВЛЕННЯ ҐРУНТІВ УРБОЕКОСИСТЕМ, ЗАБРУДНЕНИХ СВИНЦЕМ

(57) Формула корисної моделі:

Спосіб відновлення ґрунтів урбоекосистем, забруднених свинцем, шляхом хімічного зв'язування його катіонів в недоступні для кореневої системи сполуки сорбент-меліорантом карбонатом калію у поєднанні з внесенням органічного добрива та бактеріального препарату за умов вирощування рослини-деконцентратора, який відрізняється тим, що насіння деконцентратора - люцерни посівної (*Medicago sativa*) - інокують перед посівом органічним добривом-укорінювачем - Стимовіт Ферті - та протягом вегетаційного періоду здійснюють кореневе підживлення бактеріальним препаратом - біоксміллексом БТУ-р універсальний.





(11) **125583**(19) **UA**(51) МПК (2018.01)  
**B09C 1/00**  
**C09K 17/00**(21) Номер заявки: **u 2018 00061**(72) Винахідник:  
**Яковишина Тетяна**  
**Федорівна, UA**(22) Дата подання заявки: **02.01.2018**(24) Дата, з якої є чинними  
права на корисну модель: **10.05.2018**(73) Власник:  
**ДЕРЖАВНИЙ ВИЩИЙ**  
**НАВЧАЛЬНИЙ ЗАКЛАД**  
**"ПРИДНІПРОВСЬКА**  
**ДЕРЖАВНА АКАДЕМІЯ**  
**БУДІВНИЦТВА ТА**  
**АРХІТЕКТУРИ",**  
вул. Чернишевського, 24-а, м.  
Дніпро, 49600, UA(46) Дата публікації відомостей  
про видачу патенту та  
номер бюлетеня: **10.05.2018,**  
**Бюл. № 9**

(54) Назва корисної моделі:

**СПОСІБ ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ УРБОЕКОСИСТЕМ, ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ**

(57) Формула корисної моделі:

Спосіб фітореємедіації ґрунтів урбоєкосистем, забруднених важкими металами, шляхом їх фітоекстракції рослинами райґрасу пасовищного (*Lolium perenne*) у поєднанні з ефектором фітоекстракції ЕДТА, регулятором росту препаратом "Корневін" та мінеральним добривом аміачною селітрою, який відрізняється тим, що як фітоекстрактор використовують райґрас пасовищний (*Lolium perenne*) при забезпеченні його поживними речовинами шляхом податкового внесення аміачної селітри в оптимальній дозі.

УКРАЇНА

UKRAINE



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 60784

СПОСІБ ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ З ТЕХНОГЕННО  
ЗАБРУДНЕНОГО ҐРУНТУ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 25.06.2011.

Голова Державного департаменту  
інтелектуальної власності

М.В. Паладій



(11) 60784

(19) UA

(51) МПК (2011.01)  
C09K 17/00

- (21) Номер заявки: **u 2010 15356**
- (22) Дата подання заявки: **20.12.2010**
- (24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: **25.06.2011**
- (46) Дата публікації відомостей про видачу патенту та номер бюлетеня: **25.06.2011, Бюл. № 12**

(72) Винахідники:  
**Яковишина Тетяна Федорівна, UA,**  
**Шматков Григорій Григорович, UA,**  
**Столярова Крістіна Миколаївна, UA,**  
**Вергун Оксана Олександрівна, UA**

(73) Власник:  
**ДЕРЖАВНИЙ ВИЩИЙ НАВЧАЛЬНИЙ ЗАКЛАД "ПРИДНІПРОВСЬКА ДЕРЖАВНА АКАДЕМІЯ БУДІВНИЦТВА ТА АРХІТЕКТУРИ",**  
 вул. Чернишевського, 24-а, м. Дніпропетровськ, 49600, UA

(54) Назва корисної моделі:

**СПОСІБ ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ З ТЕХНОГЕННО ЗАБРУДНЕНОГО ҐРУНТУ**

(57) Формула корисної моделі:

Спосіб вилучення важких металів з техногенно забрудненого ґрунту шляхом їх фітоекстракції рослинами петрушки кучерявої у поєднанні з ефектором фітоекстракції ЕДТА, який відрізняється тим, що як фітоекстрактор використовують петрушку кучеряву, насіння якої перед висівом у ґрунт обробляють регулятором росту, наприклад препаратом "Корневін".

## ДОДАТОК С

### АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Проректор з науково-педагогічної  
роботи та міжнародних зв'язків  
ДВНЗ «Придніпровська  
державна академія будівництва  
та архітектури»,  
к.т.н., професор



Б.М. Дікарев

10 лютого 2018 р.

#### АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

результатів дисертаційної роботи

“Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування  
небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем”,  
поданої на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук  
зі спеціальності 21.06.01 – екологічна безпека  
Яковишиної Тетяни Федорівни  
доцента  
кафедри екології та охорони навколишнього середовища  
ДВНЗ “Придніпровська державна академія будівництва та архітектури”

Ми, що підписалися нижче, завідувач європейського навчально-наукового центру Ільєнко А.О.; завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища, д.б.н., с.н.с., науковий консультант Шматков Г.Г.; к.с.-г.н., доц., здобувач Яковишина Т.Ф.; склали цей акт в тому, що результати дисертаційної роботи здобувача “Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем” на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук зі спеціальності 21.06.01 – екологічна безпека використовується в навчальному процесі при викладанні мультідисциплінарного навчального курсу для магістрів та докторів філософії інженерних спеціальностей «Environmental background of region development: impact of industry and agriculture on region ecological situation» в рамках Європейської програми TEMPUS «Regional sustainable development on the basis of eco-human synergetic interaction».

Завідувач європейського  
навчально-наукового центру

Ільєнко А.О.

Завідувач кафедри екології  
та ОНС, с.н.с., професор

Шматков Г.Г.

Доцент кафедри екології та ОНС,  
к.с.-г.н., доцент

Яковишина Т.Ф.



ПОГОДЖЕНО  
Проректор з наукової роботи  
ДВНЗ ІДАБА

М.В.Савицький



ЗАТВЕРДЖЕНО  
Директор  
ТОВ ГНПО "Східпромсервіс"

О.Г.Марченко


### АКТ


впровадження результатів дисертаційної роботи  
"Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування  
небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоєкосистем",  
поданої на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук  
зі спеціальності 21.06.01 – екологічна безпека  
Яковишиної Тетяни Федорівни  
доцента  
кафедри екології та охорони навколишнього середовища  
ДВНЗ "Придніпровська державна академія будівництва та архітектури"

Директор ТОВ ГНПО "Східпромсервіс" Марченко О.Г., к.с.-г.н., доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища ДВНЗ "Придніпровська державна академія будівництва та архітектури" Яковишина Т.Ф. та д.б.н., проф., завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища ДВНЗ "Придніпровська державна академія будівництва та архітектури" Шматков Г.Г. склали цей акт про те, що в 2017 р. на при заводській території ТОВ ГНПО "Східпромсервіс" для зменшення техногенного навантаження внаслідок забруднення цинком та свинцем ґрунту використані результати дисертаційної роботи Яковишиної Т.Ф.

Фітоекстракцію впроваджено на площі в 175 м<sup>2</sup>. Рівень забруднення ґрунту становив 2,7 ГДК по цинку та 1,4 ГДК по свинцю. Згідно рекомендацій, які ґрунтуються на результатах дисертаційної роботи Яковишиної Т.Ф., використовували рослину-фітоекстрактор райграс пасовищний (*Lolium perenne*) ефектор фітоекстракції ЕДТА, мінеральне добриво аміачну селітру, стимулятор росту рослин препарат "Корневін". Дози ефектору фітоекстракції, мінерального добрива, стимулятор росту рослин та порядок їх внесення визначали за методологією Яковишиної Т.Ф. Впровадження заходу з фітоекстракції призвело до вносу з ґрунту цинку 26,3 % та свинцю – 16,7 % від їх валового вмісту рослинами райграсу пасовищного (*Lolium perenne*). Пріоритет розробки захищено деклараційними патентами України на корисну модель (u 2017 12916, u 2018 00061).

Економічний ефект від впровадження результатів дисертаційної роботи Яковишиної Т.Ф. склав 7 тис. грн (сім тисяч гривень).

Завідувач кафедри екології  
та ОНС, д.б.н., проф.  
 Шматков Г.Г.  
Доцент кафедри екології та ОНС,  
к.с.-г.н., доц.

 Яковишина Т.Ф.

16.04.2018 р.



## АКТ


впровадження результатів дисертаційної роботи  
"Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування  
небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем",  
поданої на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук  
зі спеціальності 21.06.01 – екологічна безпека  
Яковишиної Тетяни Федорівни  
доцента  
кафедри екології та охорони навколишнього середовища  
ДВНЗ "Придніпровська державна академія будівництва та архітектури"

Голова ОСББ Жмакіна І.В., к.с.-г.н., доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища ДВНЗ "Придніпровська державна академія будівництва та архітектури" Яковишина Т.Ф. та д.б.н., проф., завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища ДВНЗ "Придніпровська державна академія будівництва та архітектури" Шматков Г.Г. склали цей акт про те, що в 2017 р. на прибудинковій території ОСББ пр. Героїв 4, п. 18, 19, 20" для зменшення техногенного навантаження внаслідок забруднення цинком урбанозему використані результати дисертаційної роботи Яковишиної Т.Ф.

Фітостабілізацію впроваджено на площі в 126 м<sup>2</sup>. Рівень забруднення урбанозему становив 2,1 ГДК по цинку, рухомість складала 19,1 % від валового вмісту. Згідно рекомендацій, які ґрунтуються на результатах дисертаційної роботи Яковишиної Т.Ф., використовували рослину-деконцентратор люцерну посівну (*Medicago sativa*), меліорант K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, мікробіологічний препарат Біокомплекс БТУ-р універсальний та укорінювач Стимовіт Ферті. Дози меліоранту, мікробіологічного препарату, укорінювача та порядок їх внесення визначали за методологією Т.Ф.Яковишиної. Впровадження заходу з фітостабілізації призвело до зменшення рухомості цинку в ґрунті до 3,7 % від валового вмісту та блокування надходження його катіонів до рослин люцерни посівної (*Medicago sativa*) згідно значень коефіцієнту накопичення 0,02. Пріоритет розробки захищено деклараційними патентами України на корисну модель (u 2017 12916, u 2018 00061).

Економічний ефект від впровадження результатів дисертаційної роботи Яковишиної Т.Ф. склав 2,6 тис. грн (дві тисячі шістсот гривень).

Завідувач кафедри екології  
та ОНС, д.б.н., проф.

 Шматков Г.Г.  
Доцент кафедри екології та ОНС,  
к.с.-г.н., доц.

 Яковишина Т.Ф.

17.04.2018 р.

ПОГОДЖЕНО  
Проректор з наукової роботи



ДВНЗ ДПАБА,  
д.т.н., професор

М.В.Савицький

ЗАТВЕРДЖЕНО

Заступник директора ТОВ НВП  
"Центр екологічного аудиту та  
чистих технологій"



Д.О.Випирайко

### АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

впровадження результатів дисертаційної роботи

"Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем",

поданої на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук  
зі спеціальності 21.06.01 – екологічна безпека

Яковишиної Тетяни Федорівни

доцента кафедри екології та охорони навколишнього середовища

ДВНЗ "Придніпровська державна академія будівництва та архітектури"

Ми, що підписалися нижче, завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища, д.б.н., с.н.с., науковий консультант Шматков Г.Г.; к.с.-г.н., доц., здобувач Яковишина Т.Ф. склали цей акт в тому, що методологія організації спостережень за мігруванням небезпечних сполук металів в ґрунтах з подальшою оцінкою екологічної небезпек техногенно навантажених територій розроблена за результатами дисертаційної роботи Яковишиної Т.Ф. "Розвиток наукових основ удосконалення системи моніторингу мігрування небезпечних сполук металів у ґрунтах урбоекосистем" на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук зі спеціальності 21.06.01 – "Екологічна безпека" використовується при здійсненні оцінки впливу на довкілля та проведенні екологічного аудиту ТОВ НВП "Центр екологічного аудиту та чистих технологій".

Завідувач кафедри екології  
та ОНС, д.б.н., с.н.с.

Шматков Г.Г.

Доцент кафедри екології та ОНС,  
к.с.-г.н., доцент

Яковишина Т.Ф.

19.08.18