

СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ВАСЬКІНА ІРИНА ВАЛЕРІЇВНА

УДК 504.5:621.43.068:711.73:574.4/.5(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**ОЦІНКА ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ
НА ПРИДОРОЖНІ ЕКОСИСТЕМИ**

Спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека
Технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук.

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

_____ Васькіна І. В.

Науковий керівник – Пляцук Леонід Дмитрович, д-р техн. наук, професор

Суми – 2018

АНОТАЦІЯ

Васькіна І. В. Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». – Сумський державний університет, Суми, 2018.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 55.051.04. Сумський державний університет Міністерства освіти і науки України, Суми, 2018.

Дисертаційна робота присвячена актуальній проблемі оцінювання та прогнозування техногенного навантаження на придорожні екосистеми, що створюється викидами автомобільного транспорту і здійснює значний дестабілізуючий вплив на екосистеми, зумовлюючи зниження рівня екологічної безпеки в зоні їх впливу. Результати роботи пройшли достатню апробацію та мають впровадження, що підтверджено відповідними актами.

Метою роботи є вдосконалення методики оцінки впливу викидів від автотранспорту на екологічний стан придорожніх екосистем з урахуванням категорії автомобільної дороги для підвищення точності прогнозованої оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми.

У дисертаційній роботі здійснено аналіз особливостей техногенного впливу автомагістралей на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних методів із метою підвищення рівня екологічної безпеки територій. Дослідження проводили на прикладі деревних та злакових рослин та лишайників. Визначено, що переважний вплив на кількість викидів в атмосферне повітря здійснюється при нерівномірному русі автотранспорту – розгоні, гальмуванні, русі з малою швидкістю (30–50 км/год). Визначено, що істотний вплив на стан придорожніх екосистем у період експлуатації автодоріг здійснює стан дорожнього покриття.

Визначено чинники, що впливають на емісію та поширення забруднюючих речовин від автотранспорту, що дозволило вдосконалити методику оцінки кількості викидів від автотранспорту. Запропоновано використання режимно-технічного коефіцієнта, що враховує такі показники, як аеродинамічний опір автотранспортного засобу потоку повітря, дорожні умови, технічний стан автотранспорту, щільність потоку, режим руху, атмосферно-метеорологічні умови, рівень експлуатації автомобіля.

За допомогою програмного продукту Ansys 17.0 здійснено візуалізацію поширення відхідних газів від вантажного автомобіля і визначено, що основна маса забруднюючих речовин осідає на відстані 30 м від дороги. Одержано поля концентрацій відповідних шкідливих речовин у придорожній зоні та визначено місця вторинного занесення осілих шкідливих домішок із дорожнього полотна знову в атмосферне повітря. З урахуванням цього вдосконалено математичну модель поширення забруднюючих речовин від автомагістралей.

Одержано аналітичні залежності для прогнозних оцінок концентрацій забруднювачів у повітрі, що дозволяє отримати просторове поле концентрації за будь-яких станів атмосфери та швидкості повітряного потоку й розроблено математичну модель розчинності забруднюючих речовин у дощових стоках, що враховує водний шлях перенесення забруднюючих речовин з поверхні автомагістралі на ґрунти придорожньої смуги з урахуванням їх розчинності в атмосферних опадах.

За допомогою інструментальних методів здійснено перевірку адекватності розробленої математичної моделі. На прикладі сульфур діоксиду визначено, що його концентрація в повітрі змінюється експоненціально залежно від відстані від дороги й на відстані 30 м знижується втричі, досягаючи рівня $0,8 \text{ мг/м}^3$. Визначено зміну концентрації сульфур діоксиду в дощовій воді на поверхні ґрунту залежно від тривалості дощу. Показано, що концентрація SO_2 на поверхні водної плівки набуває найвищого значення $16,4 \text{ мг/мл}$ уже через 20 с після початку дощу і потім знижується й залишається на рівні $9,32 \text{ мг/мл}$ в діапазоні часу від 1 до 10 хвилин. На глибині 1 см концентрація

сульфур діоксиду на порядок нижча. Через 10 хвилин після початку дощу за рахунок припливу опадів концентрація SO_2 на глибині 1 см знижується до 1,45 мг/мл. Розбіжність теоретичних розрахунків та результатів інструментального вимірювання становить 15 %, що є допустимим рівнем.

Здійснено аналіз особливостей техногенного впливу автомагістралей на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних методів. Для оцінювання техногенного впливу викидів від автотранспорту на деревну рослинність визначено інтегральний показник флуктуаційної асиметрії (ФА) листя тополі чорної та берези повислої, а також зольність листя та вміст у золі листя важких металів. З'ясовано, що забруднення придорожніх екосистем залежить від категорії автомобільної дороги. Чим більша інтенсивність руху, тим більший рівень техногенного навантаження на придорожні екосистеми. Величина зольності змінюється з 36 % (автодорога Р44) до 67,53 % (автодорога М03) і відповідає характеристиці забруднення досліджуваних ділянок, одержаній відповідно до розрахунку показника ФА. Вміст важких металів (цинк та мідь) у золі листя досліджуваних дерев досягає максимуму 271,55 мг/кг (для цинку) та 8,16 мг/кг (для міді) на ділянці автодороги М02. Мінімальні значення 93,15 мг/кг цинку та 0,87 мг/кг міді зафіксовані вздовж ділянки автодороги Р44.

Були досліджені видовий склад, проективне покриття лишайників та розрахований індекс чистоти атмосферного повітря на досліджуваних ділянках. Проведені дослідження показали, що концентрація сульфур діоксиду вздовж ділянок автодоріг М02, М03, Н07 та Н12 перевищує ГДК_{сд}, досягаючи максимуму 0,3 мг/м³ на ділянці вздовж автомагістралі М03. На ділянці автодороги Р44 цей показник не перевищує ГДК 0,05 мг/м³. Оцінений екологічний стан придорожніх ґрунтів та здійснене визначення фітотоксичності проб ґрунту з досліджуваних ділянок шляхом вирощування на них вівса. Виявлено, що на всіх ділянках доріг, крім Р44, показник фітотоксичності перевищує граничний показник 20 %.

На основі цих досліджень визначено, що навантаження на екосистеми створюється не лише інтенсивним рухом автотранспорту, а й залежить від інших транспортно-експлуатаційних показників доріг.

На основі розроблених математичних моделей розроблено алгоритм прогнозування забруднення придорожніх екосистем газоподібними домішками та аерозолями, зокрема розчинними у дощових водах. Запропоновано комплексну шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних методів, користуючись якою, можна визначити рівень техногенного навантаження на придорожні екосистеми за станом різних компонентів екосистем (атмосферне повітря, ґрунти, рослини тощо). Шкала передбачає чотири рівні техногенного навантаження: I – високий рівень, II – рівень техногенного навантаження, вищий від середнього, III – середній рівень, IV – низький рівень.

Ключові слова: придорожні екосистеми, автомагістраль, математична модель, конвективна дифузія, техногенне навантаження, екологічна безпека, ліхеноіндикація, фітотестування.

Наукові праці, в яких опубліковані наукові результати дисертації

1. Васькіна І. В. Аналіз впливу автотранспортних засобів на навколишнє середовище в селітебних зонах міст. *Екологічна безпека*. 2009. Вип. 4. С. 16–19.
2. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Аналіз динаміки забруднення атмосферного повітря України викидами автотранспорту. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. 2009. Вип. 5 (58), Ч. 1. С. 109–112.
3. Пляцук Л. Д., Васькін Р. А., Соляник В. О., Васькіна І. В. Оцінка викидів шкідливих речовин від автотранспортних засобів. *Екологічна безпека*. 2011. № 2 (12). С. 116–118.
4. Васькін Р. А., Соляник В. О., Васькіна І. В. Моделювання розподілу концентрації викидів від автотранспорту у просторі. *Журнал інженерних наук*. 2015. № 2, Т. 2. С. G1–G5.

5. Plyatsuk L. D., Kozii I. S., Solianyuk V. A., Vaskin R. A., Yakhnenko O. M., Vaskina I. V. Modeling of waterborne pollution of roadside soils. *Journal of Engineering Sciences*. 2017. Vol. 4, Issue 2. P. G1–G5.

6. Plyatsuk L., Moiseev V., Vaskin R., Ablieieva I., Vaskina I. Bioidicative studies of roadside ecosystems. Technology audit and production reserves. 2018. Vol. 1, No. 3 (39). P. 40–45.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації

7. Васькіна І. В. Аналіз впливу автотранспорту та об'єктів його інфраструктури на природне середовище. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії: матеріали II Міжнародної конференції* (Запоріжжя, 1–3 жовтня 2009 р.). Запоріжжя, 2009. С. 223–224.

8. Тюленєва В. О., Васькіна І. В. Вплив транспортно-експлуатаційних показників доріг на навколишнє середовище. *Екологічні проблеми природокористування на сучасному етапі: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції* (Харків, 22–23 жовтня 2009 р.). Харків, 2009. С. 272–274.

9. Васькіна І. В., Волинець Н. В. Теоретичні основи моделювання транспортних потоків. *VI Международная научно-практическая конференция при участии молодых ученых «Эколого-правовые и экономические аспекты экологической безопасности регионов»*. (Харьков, 19–21 октября 2011). Харьков, 2011. С. 132–134.

10. Васькіна І. В., Пустовгар Л. Г. Анализ загрязнения атмосферы г. Сумы методом лишеноиндикации. *Международная молодежная научная конференция «Экология и рациональное природопользование агропромышленных регионов»* (Белгород, 12–14 ноября 2013 г.). Белгород, 2013. С. 5–9.

11. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Визначення забруднення атмосфери двоокисом сірки методом ліхеноіндикації. *Науково-технічна конференція «Сучасні технології у промисловому виробництві»* (Суми, 14–17 квітня 2015 р.). Суми, 2015. С. 179.

ABSTRACT

Vaskina I. V. Estimation of technogenic loading on roadside ecosystems. – Qualifying scientific work on the manuscript copyright.

Thesis for a Candidate Degree of Engineering Sciences in specialty 21.06.01 – Ecological Safety. Sumy State University, Sumy, 2018.

The thesis defense will be held at the Specialized Academic Council D55.051.04 meeting. Sumy State University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Sumy, 2018.

The thesis is devoted to the current problem of estimation and forecasting of the technogenic loading on the roadside ecosystem, created by emissions of road transport and exerts a significant destabilizing effect on ecosystems, causing a decrease in the level of environmental safety in the zone of their influence. The results of the work have been sufficiently tested and implemented, which is confirmed by the relevant acts.

The work objective is to improve the methodology of estimating the impact of emissions from motor vehicles on the ecological state of roadside ecosystems, taking into account the category of highway, in order to improve the accuracy of the forecast estimation of the technogenic load on roadside ecosystems.

In this work, the analysis of features of anthropogenic influence of highways on roadside ecosystems with the use of bioindicative methods is carried out in order to increase the level of ecological safety of territories. The research was conducted on the example of tree and grass plants and lichens. It is determined that the prevailing influence on the amount of emissions into the air is carried out in the uneven movement of motor vehicles – acceleration, braking, slow-motion (30-50 km/h). It has been determined that the condition of road surface significantly affects the condition of roadside ecosystems during the period of highways operation.

The factors influencing the emission and distribution of pollutants from motor vehicles have been determined. It has allowed to improve the methodology for estimating the amount of emissions from motor transport. The author offers to use the

mode-technical coefficient, which takes into account such parameters as aerodynamic resistance of the vehicle of the air flow, road conditions, technical condition of motor vehicles, flow density, traffic regime, atmospheric-meteorological conditions, and the level of operation of the car.

The Ansys 17.0 software visualized the distribution of waste gases from a truck and determined that the bulk of pollutants deposited at a distance of 30 m from the road. The fields of concentration of the respective harmful substances in the roadside zone were obtained and the places of secondary entry of settled harmful impurities from the roadway were determined again in the atmospheric air. In view of this, the mathematical model of the spreading of pollutants from highways has been improved.

The researcher obtained the analytical dependences for the forecast estimations of concentrations of pollutants in the air, which allows to obtain a spatial field of concentration in any atmospheric states and air flow velocity. Besides, there has been developed a mathematical model of the solubility of pollutants in the rainwater drainage system, taking into account the water way of pollutants transport from the road surface to the soils of road strips taking into account their solubility in atmospheric deposits.

Using instrumental methods, the adequacy of the developed mathematical model was checked. As exemplified by sulfur dioxide, it has been determined that its concentration in the air varies exponentially depending on the distance from the road and at a distance of 30 m is reduced three-fold, reaching the level of $0,8 \text{ mg/m}^3$. The change in the sulfur dioxide concentration in rainwater on the surface of the soil is determined, depending on the duration of the rain. It has been shown that the concentration of SO_2 on the surface of the water film reaches the highest value of $16,4 \text{ mg/ml}$ in just 20 s after the start of the rain and then falls and remains at $9,32 \text{ mg/ml}$ in the range of 1 to 10 minutes. At a depth of 1 cm, the concentration of sulfur dioxide is an order lower. 10 minutes after the onset of rain due to precipitation, the concentration of SO_2 at a depth of 1 cm is reduced to $1,45 \text{ mg/ml}$. The difference between the theoretical calculations and the results of the instrumental measurement is 15 %, which is an acceptable level.

The author carried out the analysis of the peculiarities of the technogenic impact of highways on roadside ecosystems using the bioindicative methods. An estimation of the integral index of fluctuation asymmetry of leaves of black poplar and birch veneers, as well as leaf ash and content in ash of heavy metal leaves, is determined to estimate the technogenic impact of emissions from motor vehicles on tree vegetation. It has been found out that pollution of roadside ecosystems depends on the category of highway. The greater the intensity of the movement, the greater the level of man-made load on the roadside ecosystem. The value of ash content varies from 36 % (highway P44) to 67.53 % (highway M03) and corresponds to the pollution characteristics of the studied areas, obtained in accordance with the calculation of the index of fluctuation asymmetry. The content of heavy metals (zinc and copper) in the ash of the trees leaves under investigation reaches a maximum of 271655 mg/kg (for zinc) and 8,16 mg/kg (for copper) on the road section of the M02. The minimum value of 93615 mg/kg of zinc and 0687 mg/kg of copper was fixed along the road section of P44.

The species composition, projective cover of lichens, and the calculated air purity index on the studied areas were investigated. The conducted studies have shown that the concentration of sulfur dioxide along the motorway sections M02, M03, H07 and H12 exceeds maximum permissible concentration (MPC), reaching a maximum of 0,3 mg/m³ in the section along the motorway M03. At the section of the highway P44, this figure does not exceed the MPC (0,05 mg/m³). The ecological state of road roads has been evaluated, and the soil phytotoxicity has been determined from the studied sites by growing oats on them. It was revealed that in all sections of roads other than P44, the phytotoxicity index exceeds the limit value of 20 %.

Based on these studies, it is determined that the load on the ecosystem is created not only by the intensive movement of motor vehicles, but it also depends on other transport and operational indicators of roads.

Based on the developed mathematical models, the researcher has developed an algorithm for forecasting contamination of roadside ecosystems by gaseous impurities and aerosols, including soluble in rainwater. The complex scale of estimation of

technogenic loading on roadside ecosystems with the use of bioindicative methods is suggested. Its usage can help determine the level of technogenic loading on roadside ecosystems on the state of various components of ecosystems (atmospheric air, soils, plants, etc.). The scale involves four levels of technogenic loading: I - high level, II - level of technogenic load above average, III - average level, IV - low level.

Key words: roadside ecosystems, highway, vehicles, mathematical model, convective diffusion, technogenic load, ecological safety, lichenindication, phytotesting.

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

1. Vaskina I. V. Analiz vplyvu avtotransportnyh zasobiv na navkolyshe seredovyshe v selitebnyh zonah mist [Analysis of the influence of motor vehicles on the environment in residential areas of cities]. *Ecological Safety*. 2009. Vol. 4. P. 16–19.

2. Vaskin R. A., Vaskina I. V. Analiz dynamiky zabrudnennya atmosfernogo povitrya Ukrainy vykydamy avtotransportu [Analysis of the atmospheric air pollution dynamics in Ukraine by motor vehicle emissions]. *Transactions of Kremenchuk Mykhailo Ostrohradskyi National University*. 2009. Vol. 5 (58), Issue 1. P. 109–112.

3. Plyatsuk L. D., Vaskin R. A., Solianyk V. O., Vaskina I. V. Otsinka vykydiv shkidlyvyh rehovyn vid avtotransportnyh zasobiv [Estimation of emissions of harmful substances from motor vehicles]. *Ecological Safety*. 2011. №2 (12). P. 116–118.

4. Vaskin R. A., Solianyk V. O., Vaskina I. V. Modelyuvannya rozpodilu kontsentratsii vykydiv vid avtotransportu u prostori [Modeling of the distribution of the concentration of emissions from vehicles in space]. *Journal of Engineering Sciences*. 2015. № 2. Issue 2. P. G1–G5.

5. Plyatsuk L. D., Kozii I. S., Solianyk V. A., Vaskin R. A., Yakhnenko O. M., Vaskina I. V. Modeling of waterborne pollution of roadside soils. *Journal of Engineering Sciences*. 2017. Vol. 4, Issue 2. P. G1–G5.

6. Plyatsuk L., Moiseev V., Vaskin R., Ablieieva I., Vaskina I. Bioidicative studies of roadside ecosystems. *Technology audit and production reserves*. 2018. Vol. 1, No. 3 (39). P. 40–45.

Scientific papers, which testify to the approbation of the materials of the dissertation:

7. Vaskina I. V. Analiz vplyvu avtotransportu ta ob'ektiv yoho infrastruktury na pryrodne seredovyshe. [Analysis of the impact of vehicles and objects of its infrastructure on the natural environment]. *Modern Problems of Biology of Ecology and Chemistry: Materials of the II International Conference (Zaporizhzhia, 1–3 October 2009)*. Zaporizhzhia, 2009. P. 223–224.

8. Tiulenieva V. O., Vaskina I. V. Vplyv transportno–eksploatatsiinykh pokaznykiv dorih na navkolyshnie seredovyshe [Influence of transport and operational indicators of roads on the environment]. *Ecological problems of nature use at the present stage: materials of the international scientific and practical conference (Kharkiv, 22–23 October 2009)*. Kharkiv, 2009. P. 272–274.

9. Vaskina I. V., Volynets N. V. Teoretychni osnovy modeliuвання transportnykh potokiv [Theoretical bases of modeling of transport flows]. *VI International scientific and practical conference with participation of young scientists «Ecological-legal and economic aspects of ecological safety of the regions» (Kharkiv, 19–21 October 2011)*. Kharkiv, 2011. P. 132–134.

10. Vaskina I. V., Pustovhar L. H. Analyz zahriaznennia atmosfery h. Sumy metodom lykhenoyndykatsyy [Analysis of the pollution of the atmosphere of Sumy by lichenindication]. *International Youth Scientific Conference «Ecology and rational nature management of agro-industrial regions» (Belgorod, 12–14 November 2013)*. Belgorod, 2013. P. 5–9.

11. Vaskin R. A., Vaskina I. V. Vyznachennia zabrudnennia atmosfery dvookysom sirky metodom likhenoyndykatsii [Determination of atmospheric pollution by sulfur dioxide by lichenindication]. *Scientific and technical conference «Modern technologies in industrial production» (Sumy, 14–17 April 2015)*. Sumy, 2015. P. 179.

ЗМІСТ

	С.
Перелік умовних позначень, символів, одиниць скорочень і термінів	15
Вступ.....	18
Розділ 1 Аналіз техногенного впливу автотранспорту на придорожні екосистеми	25
1.1 Аналіз екологонебезпечного дестабілізуючого впливу автотранспорту на навколишнє середовище	25
1.2 Фактори, що впливають на забруднення придорожніх екосистем	38
1.3 Аналіз математичних моделей прогнозування процесів поширення домішок в екосистемах	42
1.4 Особливості біоіндикаційної оцінки забруднення навколишнього середовища викидами автотранспорту	49
1.5 Постановка завдань дослідження.....	55
Розділ 2 Характеристика об'єкта та опис методів дослідження.....	57
2.1 Характеристика об'єкта дослідження	57
2.2 Визначення факторів, що впливають на кількість викидів від автотранспорту.....	59
2.2.1 Транспортні показники автодоріг	60
2.2.2 Дорожні показники	65
2.2.3 Кліматичні показники	68
2.3 Методика визначення інтенсивності руху автотранспорту на ділянці автомагістралі	70
2.4 Методологія проведення досліджень	73
2.4.1 Методика дослідження техногенного впливу на екосистеми за показником флуктуаційної асиметрії листя деревних порід	75
2.4.2 Методика проведення ліхеноіндикаційних досліджень	79

2.4.3	Методика оцінки стану придорожніх ґрунтів методом фітотестування.....	83
2.4.4	Методика визначення вмісту зольних елементів та важких металів у листі листяних рослин	88
2.4.5	Методика визначення концентрації SO ₂ в атмосферному повітрі та воді.....	90
	Висновки до розділу 2.....	91
Розділ 3	Теоретичні дослідження техногенного впливу автомагістралей на придорожні екосистеми	93
3.1	Математичне моделювання процесів перенесення забруднюючих речовин повітряними потоками й осадження їх у придорожніх екосистемах.....	93
3.1.1	Візуалізація результатів моделювання поширення викидів забруднюючих речовин у придорожні екосистеми.....	103
3.2	Математична модель процесу змивання забруднюючих речовин з дорожнього полотна та їх міграції в ґрунті.....	109
3.3	Теоретична оцінка викидів забруднюючих речовин від автотранспортних засобів	120
	Висновки до розділу 3.....	124
Розділ 4	Результати біомоніторингових досліджень техногенного навантаження на придорожні екосистеми.....	126
4.1	Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми методом визначення показника флуктуаційної асиметрії	126
4.2	Результати визначення зольних елементів і важких металів у листі досліджуваних дерев	129
4.3	Результати ліхенологічних досліджень придорожніх екосистем	134
4.4	Результати визначення фітотоксичності ґрунтів	139
	Висновки до розділу 4.....	143

Розділ 5 Рекомендації щодо моніторингу придорожніх екосистем	145
5.1 Принципи моніторингу придорожніх екосистем.....	145
5.2 Моніторинг стану придорожніх екосистем із використанням ЕОМ.....	149
5.3 Моніторинг екосистем із використанням біоіндикаційних методів.....	154
Висновки до розділу 5.....	157
Загальні висновки.....	159
Список використаних джерел	163
Додатки.....	179

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

Скорочення

I.A.P.	– індекс чистоти атмосферного повітря;
АТЗ	– автотранспортний засіб;
ВГ	– відпрацьовані гази;
ВМ	– важкі метали;
ГДК	– гранично допустима концентрація;
ЗР	– забруднююча речовина;
М02	– автомобільна дорога міжнародного значення на території України, Кіпті – Глухів – Бачівськ;
М03	– автомобільна дорога міжнародного значення на території України, Київ – Харків – КПП Довжанський;
Н07	– автомобільна дорога національного значення на території України, Київ – Суми – Юнаківка;
Н12	– автомобільна дорога національного значення на території України, Суми – Полтава;
НС	– навколишнє середовище;
Р44	– автомобільна дорога регіонального значення на території України, Суми – Путивль – Глухів;
ФА	– флуктуаційна асиметрія.

Умовні позначення, символи

Q_a	– сумарний викид автотранспортних засобів, т;
$M_{зв}$	– зведена маса автопального, т;
$\varepsilon_b, \varepsilon_d, \varepsilon_g$	– частка автотранспортних засобів із бензиновим, дизельним і газовим паливом, од.;

- q_b, q_d, q_e – питомі коефіцієнти викидів шкідливих речовин із відпрацьованими газами двигунів автомобілів, т/т;
- $q_{зв}$ – зведений питомий викид, т/т;
- n_a – число автотранспортних засобів, од.;
- f – інтенсивність джерела викидів, кг/с;
- H_a – висота підйому аерозоля над підстилаючою поверхнею, м;
- δ – коефіцієнт, що враховує процеси реакції ЗР із середовищем;
- u, v, w – компоненти швидкості повітряного потоку, м/с;
- C – концентрація речовини, г/м³;
- C_2 – концентрація в повітрі газоподібних складових викиду, г/м³;
- C_6 – концентрація в повітрі важких складових викиду, г/м³;
- α – функція, що характеризує взаємодію речовини з підстилаючою поверхнею;
- t – час впливу, с;
- v – швидкість повітряного потоку, м/с;
- v_6 – швидкість вітру, м/с;
- D – коефіцієнт дифузії, м²/с;
- D_2 – горизонтальна складова коефіцієнта дифузії, м²/с;
- D_6 – вертикальна складова коефіцієнта дифузії, м²/с;
- w_g – абсолютна величина швидкості опускання частинок під дією сил тяжіння, м/с;
- $g_{ж}$ – щільність випадання важких частинок на 1 м поверхні придорожньої території, мг/м;
- g_2 – кількість газоподібних ЗР, що викидаються двигуном, мг/с;
- g_L – щільність випадання важких частинок на 1 м поверхні придорожньої території, мг/м;
- σ_2, σ_6 – стандартні гаусові відхилення;
- Q – потужність викиду важких частинок, мг/с;
- R – розчинність ЗР у воді, м³/м³;

ω	– швидкість падіння краплі, м/с;
V	– об'єм краплі, м ³ ;
θ	– швидкість абсорбції, мг/(с·м ³);
T	– температура, К;
C_p	– концентрація ЗР у рідині, кг/м ³ ;
h	– висота падіння дощової краплі, м;
m	– пористість ґрунту, м ³ /м ³ ;
g	– швидкість фільтрації, м/с;
C_{gp}	– концентрація ЗР у мокрому ґрунті, мг/кг;
ρ_{gp}	– насипна щільність ґрунту, кг/м ³ ;
λ	– швидкість адсорбції газу поверхнею частинок ґрунту, с ⁻¹ ;
m_n	– поверхнева пористість ґрунту, м ² /м ² ;
g_{π}	– швидкість потоку рідини, нормальна до перерізу, м/с;
S	– площа перерізу (ґрунту), м ² ;
k	– коефіцієнт фільтрації, м/с;
F	– площа стоку, м ² .

ВСТУП

Актуальність роботи. Техногенне навантаження на придорожні екосистеми, що створюється викидами двигунів внутрішнього згоряння автомобільного транспорту (токсичні газоподібні компоненти, сажа, важкі метали) є масштабним і перебуває на рівні викидів від стаціонарних джерел, а у великих містах істотно їх перевищує. Україна є транзитною державою, її зовнішня політика спрямована на збільшення транзитної здатності, тому зростання кількості автомобільного транспорту є невід'ємною частиною розвитку країни [1–3]. Водночас це здійснює значний дестабілізуючий вплив на екосистеми, зумовлює зниження рівня екологічної безпеки в зоні впливу викидів від пересувних джерел. Саме тому найважливішим показником екологічної безпеки автотранспорту є оцінка його впливу на довкілля. Найближчим акцептором забруднення від автотранспорту є екосистеми, що безпосередньо прилягають до автомобільної дороги. За межами населених пунктів в умовах України найчастіше вони представлені лісовими, лучними екосистемами та агроекосистемами.

Під час проектування та будівництва автомобільних доріг враховується значна кількість параметрів та умов, пов'язаних із станом довкілля. Так, діючий нормативний документ ДБН В.2.3-4:2007 [4] регламентує таку оцінку на всіх етапах проектних робіт. Однак, на дорогах другого та третього екологічного класу, до якого відноситься більшість доріг за межами населених пунктів, оцінка впливу на навколишнє середовище на стадії їх проектування здійснюється у скороченому обсязі, а на стадії експлуатації – не передбачена, що є невиправданим з точки зору екологічної безпеки. Аналіз нормативної документації [4–12] свідчить про відсутність в Україні закріплених державними стандартами методик врахування техногенного впливу на особливості функціонування придорожніх екосистем. Тому актуальним стають завдання щодо точної та швидкої оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми.

Дослідженнями в цій галузі займалися такі вчені, як В. В. Амбарцумян, Н. В. Внукова, І. Є. Євгенєв, Д. Н. Кавтарадзе, П. М. Каніло, В. Н. Луканін, В. О. Юрченко, А. Delaney, Н.-G. Dossler та інші [13–23]. Однак невизначеними залишаються питання комплексного оцінювання таких екосистем з урахуванням усіх факторів, що впливають на кількість викидів від автотранспорту та особливості їх поширення залежно від типу екосистеми. Адже розподіл забруднюючих речовин (ЗР) у лісових, лучних чи сільськогосподарських екосистемах істотно відрізняється, як показано у працях авторів [15, 20, 23].

Прогнозна оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми та впровадження нових науково-методичних підходів до моніторингу за станом таких екосистем на основі якісного математичного моделювання процесів поширення забруднюючих речовин від автотранспорту відповідають концепції сталого розвитку, є актуальними і своєчасними завданнями, вирішення яких дозволить зменшити техногенне навантаження на довкілля.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Основні положення дисертаційної роботи щодо постановки завдання екологічних досліджень, методів і засобів їх розв'язання відповідають положенням Законодавства України щодо охорони навколишнього природного середовища та Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року.

Робота виконана відповідно до плану науково-дослідних робіт кафедри прикладної екології Сумського державного університету за темою «Розробка шляхів поліпшення екологічної ситуації міст і промислових зон» згідно з науково-технічною програмою Міністерства освіти і науки України (номер держреєстрації 0111U006335), в якій автор брала участь як виконавець.

Мета і завдання дослідження. Метою роботи є вдосконалення методики оцінки впливу викидів від автотранспорту на екологічний стан придорожніх екосистем з урахуванням категорії автомобільної дороги.

Для досягнення мети були поставлені наступні завдання:

- провести аналіз особливостей техногенного впливу викидів від автотранспорту на придорожні екосистеми;
- визначити чинники, що впливають на емісію та поширення забруднюючих речовин від автотранспорту, та на підставі цього удосконалити методику оцінки кількості викидів від автотранспорту;
- вдосконалити існуючу математичну модель поширення забруднюючих речовин від автомагістралей з урахуванням нестационарності транспортного потоку;
- з метою визначення області забруднення здійснити комп'ютерну візуалізацію поширення викидів відхідних газів від вантажного автотранспорту;
- розробити математичну модель перенесення забруднюючих речовин із поверхні автомагістралі на придорожні ґрунти з атмосферними опадами;
- оцінити стан придорожніх екосистем уздовж ділянок автомагістралей різної категорії за показником флуктуаційної асиметрії листової пластини, зольністю та вмістом важких металів у листі досліджуваних порід дерев;
- оцінити рівень забруднення атмосферного повітря сульфур діоксидом (SO_2) вздовж автомагістралей методом ліхеноіндикації;
- оцінити стан придорожніх ґрунтів шляхом фітотестування за реакцією тест-рослини;
- на підставі проведених досліджень обґрунтувати рекомендації щодо моніторингу придорожніх екосистем.

Об'єкт дослідження – техногенне навантаження на придорожні екосистеми вздовж автомагістралей різної категорії.

Предмет дослідження – закономірності поширення викидів забруднюючих речовин від автотранспорту та їх впливу на придорожні екосистеми.

Методи дослідження. Теоретичні аспекти дисертаційної роботи базуються на системному підході до проблеми оцінювання впливу автотранспорту на придорожні екосистеми і математичному моделюванні

процесів поширення забруднюючих речовин від автотранспорту. Під час проведення експериментальних досліджень були використані такі методи: статистичний (для аналізу динаміки викидів від автотранспорту та аналізу багаторічних даних біоіндикаційних досліджень), ліхеноіндикаційний (для оцінки техногенного забруднення придорожніх екосистем сульфур діоксидом), фітотестування (для оцінки забруднення придорожніх ґрунтів), атомно-абсорбційний (для визначення вмісту важких металів у золі листя), електрохімічний (для визначення вмісту сульфур діоксиду в атмосферному повітрі), титриметричний (для визначення концентрації сульфат-іонів у воді). За допомогою програм ABBY Finereader 9.0 та Adobe Photoshop 8.0 вимірювали листя досліджуваних порід дерев. Математичне моделювання здійснювали за допомогою програмного забезпечення Microsoft Excel, Statistica 12.0, MatLab. Візуалізація результатів моделювання здійснена із застосування пакета прикладних програм Ansys 17.0.

Наукова новизна одержаних результатів. Наукова новизна одержаних результатів полягає в такому:

– *уперше* для прогнозування техногенного навантаження на довкілля розроблено модель комплексної оцінки впливу викидів від автотранспорту на придорожні екосистеми з урахуванням атмосферного шляху їх забруднення та змивання забруднюючих речовин із дорожнього полотна з атмосферними опадами;

– *уперше* з метою оцінки екологічного стану ґрунтів розроблена математична модель процесу забруднення ґрунтів і рослинності, що дало можливість одержати науково обґрунтовані аналітичні залежності для визначення кількості змитих із поверхні дороги забруднюючих речовин та глибини їх проникнення в ґрунт;

– *уперше* для вдосконалення методичних підходів до оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми здійснено експериментальні дослідження впливу викидів від автотранспорту на придорожні екосистеми вздовж автомагістралей різної категорії з використанням методів біоіндикації;

– *набула подальшого розвитку* теорія конвективно-дифузійного поширення забруднюючих речовин у придорожній смузі, що дозволило врахувати нестационарність транспортного потоку та процеси атмосферної дифузії, осадження забруднюючих речовин на поверхню дорожнього полотна, ґрунту і рослин;

– *удосконалено* науково-методичні підходи до оцінювання величини викидів від автотранспорту шляхом використання режимно-технічного коефіцієнту, який враховує транспортно-експлуатаційні показники доріг, що дозволяє підвищити точність оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми.

Практичне значення одержаних результатів. Розроблена модель дозволяє вдосконалити прогностичну оцінку забруднення придорожніх екосистем викидами автотранспорту з урахуванням як атмосферної дифузії, так і змивання з дорожнього полотна і подальшої міграції в ґрунт. Запропонований розрахунок кількості викидів від автотранспорту з урахуванням режимно-технічного коефіцієнта дав можливість підвищити точність оцінки впливу автомагістралей на навколишнє природне середовище. Запропонована автором комплексна шкала оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми методів дозволяє визначити рівень техногенного навантаження на придорожні екосистеми за станом різних компонентів екосистем (атмосферне повітря, ґрунти, рослини тощо) з використанням біоіндикаційних методів дослідження.

Розроблена шкала комплексної оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми методами біоіндикації впроваджена у виробничу діяльність ДП «Роменське лісове господарство» для оцінки впливу на лісові екосистеми на ділянках, що прилягають до автомобільних доріг (акт впровадження від 9 жовтня 2017 р.).

Упроваджено в навчальний процес кафедри прикладної екології Сумського державного університету методичні положення моніторингу стану придорожніх екосистем, математичну модель процесу поширення забруднюючих речовин відпрацьованих газів автотранспорту в атмосфері з подальшим їх осіданням на

дорожнє полотно та змиванням на прилеглі ґрунти – в дисципліні «Хімія геосистем», «Ландшафтознавство», «Моделювання та прогнозування стану довкілля», «Моніторинг довкілля» (акт впровадження від 19.12.2017 р.).

Особистий внесок здобувача. Основні теоретичні положення, результати експериментальних досліджень, узагальнення і висновки дисертаційної роботи належать авторові та його науковому керівникові. Автором сформульовано мету і науково-практичне завдання для можливості проведення оцінювання впливу автомагістралей на придорожні екосистеми [68]; систематизовано математичний апарат, що застосовується для оцінки та прогнозування поширення домішок в атмосфері й ґрунті [61]; визначено додаткові фактори впливу параметрів автодороги на кількість викидів [149]; розроблено методику оцінки стану екосистем придорожнього простору, здійснено комп'ютерне моделювання процесів поширення забруднюючих речовин від автотранспорту [150].

Автором розроблено математичну модель поширення забруднюючих речовин від автомагістралей з урахуванням атмосферного перенесення та змивання їх із дорожнього полотна атмосферними опадами [148]; проведено експериментальні дослідження стану придорожніх екосистем методами біоіндикації (ліхеноіндикація, фітотестування, дослідження флуктуаційної асиметрії), атомної абсорбції, електрохімічним, титрометричним [145].

Апробація матеріалів дисертації. Основні наукові та практичні результати роботи доповідалися та обговорювалися на II Міжнародній конференції «Сучасні проблеми біології, екології та хімії» (м. Запоріжжя, 2009); Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічні проблеми природокористування на сучасному етапі» (м. Харків, 2009); Международной научно–практической конференции при участии молодых ученых «Эколого-правовые и экономические аспекты экологической безопасности регионов» (м. Харків, 2011); Міжнародній науково-практичній конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» (м. Мукачево, 2011); Международной молодежной научной конференции «Экология и рациональное

природопользование агропромышленных регионов» (м. Белгород, 2013); Науково-технічній конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві» (м. Суми, 2015).

Публікації. За результатами дисертаційної роботи опубліковано 11 наукових праць: 6 статей, з яких 4 – у спеціалізованих виданнях, що входять до переліку МОН України, 2 – у виданнях, які рецензуються міжнародними наукометричними базами, та 5 тез доповідей у збірниках матеріалів конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається із вступу, п'яти розділів, списку використаних джерел, 11 додатків. Загальний обсяг роботи становить 214 сторінок. Дисертаційна робота містить 27 рисунків та 24 таблиці за текстом. Список використаних джерел кількістю 156 найменувань – на 16 сторінках. Додатки розміщені на 36 сторінках.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ АВТОТРАНСПОРТУ НА ПРИДОРОЖНІ ЕКОСИСТЕМИ

1.1 Аналіз екологонебезпечного дестабілізуючого впливу автотранспорту на навколишнє середовище

Управління техногенною безпекою автомобільних доріг вимагає врахування їх впливу на природні комплекси на всіх стадіях життєвого циклу та виявлення існуючих взаємозв'язків між дорогою, транспортом та довкіллям. Необхідність досліджень впливу автотранспортних магістралей на природні комплекси стала зрозумілою ще наприкінці 20-го століття. Першими почали розробки в цій галузі країни з високим рівнем автомобілізації (США, Німеччина, Японія та ін.). При цьому простого узагальнення результатів моніторингу та констатації руйнівного впливу автотранспорту на навколишнє середовище (НС) було недостатньо. Вже в 70-х роках ХХ ст. почали розроблятися перші урядові програми щодо впливу автомобільних доріг на навколишнє середовище (наприклад «Взаємини швидкісних автомобільних доріг і дикої природи», (Федеральне управління швидкісних автомобільних доріг, США, 1975 р.). В основному ці програми дали можливість систематизувати лише наявний конкретний матеріал щодо впливу окремих техногенних чинників на живі організми, зокрема й людину.

Розроблення міждисциплінарних програм із різних аспектів охорони навколишнього середовища під керівництвом В. Н. Тихомирова проводилися з 1975 р. Проблемам техногенного впливу автомобільного транспорту та автошляхів також присвячені праці Л. А. Ахметова, А. А. Белятинського, М. Д. Гольдфейна, І. Є. Євгенєва, Д. Н. Кавтарадзе, Л. Ф. Миколаєвої, Є. Б. Поршневої, Б. А. Петрова, Н. Б. Флорової, І. А. Шегалова, Н. Kuhnert, J. Trute та ін. [19–27].

Проблемам екологічної безпеки присвячені праці вітчизняних вчених А. В. Гриценко, М. С. Мальованого, Г. М. Франчука, О. І. Бондаря, Т. А. Сафранова, Л. Д. Пляцука, І. М. Петрушки, С. С. Рижкова, Г. І. Рудька, В. В. Соловья, П. М. Каніло, В. Г. Петрука, В. М. Шмандія, Н. В. Внукової, В. О. Юрченко [14–16]. Над паливнооекологічними проблемами двигунів внутрішнього згоряння працювали відомі вчені та спеціалісти: О. Я. Хесіна, Л. М. Шабад, Ю. Ф. Гутаревич, В. О. Звонов, Ф. І. Абрамчук, А. П. Марченко, О. І. П'ятничко, В. П. Матейчик, І. В. Парсаданов та ін. [9–13].

Із точки зору системного підходу не можна розглядати автотранспорт окремо, без урахування особливостей забезпечення його функціонування. Н. В. Внуковою [14] запропоновано розглядати дві взаєморізні системи: технічну систему «автодорога» та екосистеми придорожньої смуги. Технічна система «автомобільна дорога» складається з двох взаємозалежних підсистем – «транспортного потоку» та «дорожніх споруд», причому друга підсистема регулює першу. Рядом авторів [15–17] запропоновано вважати придорожньою екосистемою угруповання умов середовища та живих організмів, що мешкають на території, яка обмежується придорожнім простором.

Таким чином, розглядається система автомобіль – дорога – середовище, що вміщує широку гаму автомобільних транспортних засобів, автомобільну дорогу, придорожню структуру (автозаправні станції, станції технічного обслуговування, зони відпочинку, підприємства харчування, будівельно-ремонтні ділянки і т. ін.), а також навколишнє середовище, на яке вони прямо або побічно впливають [14, 18, 19].

Із точки зору системного аналізу можна виділити прямий і непрямий техногенний вплив технічної системи «автомобільна дорога» на екосистеми придорожньої смуги [20, 21].

Прямий вплив полягає у вилученні частини екосистеми під дорожні споруди з повним знищенням ґрунтового і рослинного покриву та зміні водного режиму ґрунтів [21]. Зазвичай такий вплив здійснюється в процесі будівництва або реконструкції автомобільної дороги і призводить до значної трансформації

екосистеми в результаті розриву численних зв'язків між екотопами та біоценозами. Аналіз такого впливу потребує окремого розгляду природних процесів в екосистемах, їх здатності до компенсації заподіяної шкоди. У даній роботі ці проблеми не розглядаються, хоча їх важливість є очевидною.

Непрямої вплив на біоценоз здійснюється через біотоп шляхом фізичного і хімічного впливу потоку автотранспорту, дорожніх споруд та експлуатаційної діяльності. Фізичний вплив являє собою шумовий, вібраційний, електромагнітний і радіоактивний вплив [21–23].

Пил на поверхні дорожнього покриття являє собою продукти зношення дорожнього покриття і накопичення мінеральних частинок у періоди між випаданням опадів. У складі пилу більше ніж 30 % становлять дрібні частинки розміром менше ніж 100 мкм [21, 24, 26], що вільно переносяться повітряними потоками в придорожню смугу й там осідають. Частина великих і дрібних частинок із поверхні дорожнього полотна та узбіч переноситься в придорожню смугу водними потоками.

Частинки пилу адсорбують усі найбільш небезпечні хімічні речовини. Особливо небезпечні для компонентів екосистем сполуки важких металів – свинцю, нікелю, кобальту, хрому, цинку, міді та кадмію, що мають здатність накопичуватися в харчових ланцюгах.

Важкі метали надходять у навколишнє середовище здебільшого при стиранні дорожнього полотна та автопокришок. У результаті стирання автопокришок у ґрунт поблизу автомобільної дороги надходять алюміній, кобальт, мідь, залізо, марганець, свинець, нікель, фосфор, титан, цинк та інші елементи [14, 27–31]. Кадмій надходить у природне середовище в результаті зношення шин і стирання асфальтобетону. Нікель і хром – продукти зношення антикорозійних покриттів кузовів автомобілів [19, 28, 36–39].

Найбільш небезпечними забруднювачами природного середовища серед важких металів вважаються свинець і кадмій. Специфіка поведінки цих металів у поверхневому шарі ґрунтів і закономірності їх розсіювання від дороги добре вивчені [24–35, 40]. Фракції більше ніж 10 мкм осідають у безпосередній

близькості (на відстані 5–7 м) від дорожнього полотна; більш дрібна (2–10 мкм) фракція відрізняється більшою розчинністю, а отже, більшою токсичністю. Зона дії цієї фракції свинцю на біоту вважається активною на відстані 30–100 м від краю полотна [20, 41]. Найбільш дрібні частинки третьої фракції (менше ніж 10 мкм) із потоком повітря переносяться на великі відстані, що пов'язано насамперед із метеоумовами. Вони й мають найбільшу відносну частку в повітряних техногенних викидах – у середньому до 60 % [42].

Частинки кадмію осідають в основному в безпосередній близькості від краю автомобільної дороги. Їх розсіювання в повітрі сильно залежить від метеоумов, зокрема вітру [43]. Кадмій досить рухомий у ґрунтах і мігрує тим легше, чим менший шар гумусу. Нормативними документами України гранично допустима концентрація (ГДК) кадмію в ґрунті прийнята за 1 мг/кг [44]. Джерел цього токсиканта досить багато – це мастило й дизельне масло, шини, деякі деталі двигунів, лакофарбове покриття автомобіля, фарба для розмічання дорожнього полотна.

Основна маса металів автотранспортного походження дуже швидко потрапляє на поверхню ґрунту. Частина з них включається в процеси ґрунтоутворення, частина поглинається рослинами, частина виноситься поверхневими і ґрунтовими стоками. У результаті вздовж автомобільних доріг формуються геохімічні аномалії важких металів. Так, при фоновому вмісті цинку в чистих ґрунтах від 30 до 220 мг/кг поблизу автомобільної дороги вміст може становити до 400 мг/кг [26].

Тривалість перебування забруднюючих речовин у ґрунтах набагато більша, ніж в атмосфері або гідросфері, і тому забруднення ґрунтів, і насамперед важкими металами, практично незворотне.

Метали, що накопичуються в ґрунті, можуть бути винесені з нього при ерозії, дефляції, вилуговуванні та засвоєнні біотою. Період напіввиведення важких металів із ґрунтів у середньому становить: для Pb – від 740 до 5 900 років, для Cr – 13–100, Zn – 70–510, Cu – 310 – 1 500 років [28, 45]. Тому питання про можливість реабілітації ґрунтів придорожніх зон є відкритим.

Шумовий вплив в умовах сучасного транспортного потоку є дуже сильним джерелом впливу на тваринний світ і людину. Сучасні двигуни внутрішнього згоряння в автомобілях випромінюють 2–3 Вт акустичної потужності, що призводить до рівня шуму 104–120 дБ на відстані 1 м від двигуна [46]. Дія шуму на екосистеми не має незворотного характеру, і після припинення його дії зв'язки в біоценозах можуть бути відновлені [47].

Аналогічну дію на екосистеми справляє вібрація, однак зона її дії мала і навіть для великих магістралей не перевищує ширини резервно-технологічної смуги [37].

Джерелом електромагнітного випромінювання є лінії електропередачі та системи електрообладнання транспортних засобів. Дія на екосистеми цього виду випромінювання становить небезпеку лише в окремих місцях, де відзначається зосередження джерел даного випромінювання, і воно може бути нейтралізоване ефективними методами захисту (такими як додержання безпечної відстані) [48].

Окрему небезпеку для екосистем придорожньої смуги становить радіоактивне випромінювання. Його дія викликає незворотні генетичні зміни в живих організмах. Джерелом його можуть бути матеріали, що входять до складу дорожнього покриття – щебінь, пісок, а також зовнішні фактори, пов'язані з аваріями на атомних об'єктах [49].

Хімічний вплив є основним негативним чинником на стадії експлуатації автомобільних доріг і являє собою перенесення повітряним і водним шляхом шкідливих і токсичних речовин, що утворюються в результаті хімічних реакцій при згорянні вуглеводних палив у ДВЗ, а також нагромадження у придорожній смузі речовин, що використовуються при літньому і зимовому утриманні доріг [50, 51].

З усіх видів техногенного впливу на екосистеми хімічне забруднення найбільш небезпечне, оскільки вплив навіть одного компонента через харчові ланцюги змінює хімічні, біологічні властивості екосистеми в цілому.

Джерелом хімічного техногенного впливу на екосистеми придорожньої смуги є викиди пилу і газоподібних речовин, що містяться у відпрацьованих газах двигунів, пилоподібні викиди, що утворюються в результаті тертя коліс автомобілів об дорожнє покриття, хімічні речовини, що використовуються для боротьби зі снігом і льодом на дорогах, викиди нафтопродуктів у процесі будівництва й експлуатації автодоріг.

У реальних умовах у відпрацьованих газах (ВГ) автомобільного транспорту міститься близько 280 компонентів [28, 52, 53]. Шкідливі й токсичні гази, що містяться у відпрацьованих газах, поділяють на 3 групи [19]:

- 1) вуглецеві сполуки – продукти повного та неповного згоряння палива: CO_2 , CO, вуглеводні (зокрема поліциклічні ароматичні), сажа;
- 2) речовини, утворення яких не пов'язане з горінням палива: оксиди нітрогену;
- 3) речовини, викиди яких пов'язані з домішками, що містяться в паливі (сполуки сульфуру, важких металів), а також таких, що утворюються в процесі зношення деталей автотранспортних засобів (оксиди металів).

Кожна тисяча автомобілів викидає впродовж дня в атмосферу 3,2 т карбон (II) оксиду, близько 400 кг органічних речовин, приблизно 150 кг сполук нітрогену і 3 кг свинцю (навіть при використанні неетильованого бензину виявляються сліди свинцю у викидах відпрацьованих газів). У середньому при пробігу 15 тис. км за 1 рік кожен автомобіль спалює 2 т палива і близько 26–30 т повітря, зокрема 4,5 т кисню, що в 50 разів більше за потреби людини [35, 54]. Упродовж 1 року експлуатації автомобіль викидає в атмосферу 700 кг чадного газу, 40 кг нітроген діоксиду, 230 кг незгорілих вуглеводнів і 2–5 кг твердих речовин [55].

Складові відпрацьованих газів двигунів внутрішнього згоряння з бензиновим або дизельним двигуном наведені в табл. 1.1.

У газах, що відходять від автомобіля з дизельним двигуном, міститься велика кількість сажі (тверді невизначені частинки розмірами 0,3–100 мкм).

Утворення сажі залежить від температури в зоні згоряння, тиску в камері згоряння, типу палива, співвідношення паливо – повітря.

Таблиця 1.1 – Склад відпрацьованих газів бензинових та дизельних двигунів [22, 56]

Складова відпрацьованих газів	Концентрація		ГДК _{с. д у} повітрі населених пунктів	Клас небезпеки
	бензиновий двигун	дизельний двигун		
Азот N ₂ , %	74–77	74–78	Нетоксичний	
Кисень O ₂ , %	0,3–8,0	2,0–18	Нетоксичний	
Водяна пара H ₂ O, %	3,0–5,5	0,5–9,0	Нетоксичний	
Карбон (IV) оксид CO ₂ , %	5,0–12,0	1,0–12,0		
Карбон (II) оксид CO, %	0,5–12	0,005–0,4	1,0	4
Оксиди нітрогену NO _x , %, зокрема:	0,01–0,8	0,004–0,5	0,04	2
Нітроген (II) оксид NO, %	–	0,004–0,5	–	2
Нітроген (IV) оксид NO ₂ , %	–	0,00013–0,013	0,04	2
Вуглеводні C _x H _y , %	0,2–3,0	0,009–0,3	1,5	2–4
Бензопірен C ₂₀ H ₁₂ , мкг/м ³	0–20	0,05–1,0	1·10 ⁶	1
Сажа, С, г/м ³	0–0,04	0,01–1,1	0,05	3
Оксиди сульфуру SO _x , %, зокрема:	До 0,008	0,002–0,02	–	–
Сульфур (IV) оксид SO ₂ , %	–	0,0018–0,02	0,05	3
Сульфур (VI) оксид SO ₃ , %	–	0,00004–0,0006	–	2
Альдегіди RCHO, %, зокрема:	0–0,2	0,0001–0,002	0,01–5,0	2–3
Формальдегід HCHO, %	–	0,0001–0,0019	0,012	2
Акролеїн CH ₂ CHCHO, %	–	0,0001–0,00013	0,03	2

Основною причиною підвищеної димності є зношеність парку дизельних автомобілів, тому необхідні поліпшення їх технічного стану і перехід до використання екологічно чистого дизельного палива [19, 35, 56].

У викидах карбюраторних двигунів основна частка шкідливих продуктів припадає на карбон (II) оксид, вуглеводні та оксиди нітрогену, у викидах дизельних двигунів – на оксиди нітрогену та сажу [56, 57]. Перевищення ГДК карбон (II) оксиду в повітрі створює передумови для послаблення загальної реактивності організму, зниження працездатності, підвищеної стомлюваності, гіпоксії [29].

Забруднення атмосферного повітря підвищеними концентраціями нітроген діоксиду заслуговує на особливу увагу, бо під дією довгохвильового ультрафіолетового випромінювання вони каталізують окиснювальний розпад вуглеводнів, сприяючи утворенню високотоксичних проміжних продуктів, що призводить до утворення фотохімічного смогу. Надмірні концентрації нітроген діоксиду сприяють подразненню слизової оболонки очей, носоглотки, вступають у взаємодію зі слизовими оболонками дихальних шляхів, трансформуючись при цьому в нітритну (HNO_2) й нітратну кислоти (HNO_3). У кров'яному руслі нітрити перешкоджають надходженню кисню, знижують тонус судин [28, 58, 59, 60].

Як присадка для попередження явища детонації в автомобільному паливі міститься сульфур. У результаті з 1 г сульфур утворюється 2 г сірчистого газу. Викиди сірчистого газу залежать від виду та кількості спалюваного палива. На відміну від вуглекислого газу сірчистий газ є дуже нестійкою сполукою. Під впливом короткохвильової сонячної радіації він швидко перетворюється на сірчаний ангідрид і в контакт з водяною парою атмосфери – на сірчисту кислоту. Сульфур діоксид здійснює подразнювальну дію на дихальні шляхи, викликаючи спазм бронхів, а також шлунково-кишкового тракту. При контакті зі слизовими оболонками утворює сульфїтну (H_2SO_3) й сульфатну (H_2SO_4) кислоти [59, 61]. За статистичними даними, у 2015 р. в цілому за всіма

джерелами відбулося збільшення викидів діоксиду та інших сполук сульфуру на 1,73 тис. т, або на 47,3 % [61, 67].

Крім зазначених вище компонентів, у викидах автомобільного транспорту містяться такі канцерогенні речовини, як бензопірен, формальдегід, акролеїн, бензол, фенол, важкі метали. Концентрація будь-якого з них, що перевищує ГДК в 2 і більше разів, сприяє онкоутворенню [62]. Перевищення ГДК фенолу в повітрі ($0,003 \text{ мг/м}^3$) призводить до зниження артеріального тиску, судомного синдрому, загальної інтоксикації [63]. Формальдегід запускає ланцюг клітинних перетворень, здійснюючи загальнотоксичну дію. Акролеїн, крім подразнювальної дії на дихальні шляхи, здійснює мутагенну дію при довготривалому контакті [19].

Олефіни, що входять до складу вихлопних газів, не чинять подразнювальної дії, але подібно до ароматичних вуглеводнів каталізують процеси утворення фотохімічного смогу, сприяючи виділенню таких високотоксичних окиснювачів, як озон, гідрозакиси, органічні закиси, озоніди, нітросполуки, каталізуючи процес утворення нітроген діоксиду [64].

Оцінювання значущості окремих компонентів відхідних газів (ВГ) зручно робити порівняно з яким-небудь постійним компонентом, прийнятим за еталон. У світовій практиці як такий еталон прийнятий карбон (II) оксид, дію якого на організм людини вивчено найбільш повно. У таблиці 1.2 [14] наведені значення відносної значущості R_i^{CO} основних розглянутих компонентів ВГ щодо СО. За аналізом наведених даних найбільшу відносну значущість мають сажа і бензопірен.

Таблиця 1.2 – Показники відносної значущості компонентів відхідних газів [14]

Показник	Компонент				
	СО	C_nH_m	$NO_x (NO_2)$	Сажа	Бензопірен
R_i^{CO}	1	2	41 (75)	100	$2 \cdot 10^6$

Найменування і функції компонентів відпрацьованих газів автомобілів при загальному високому рівні забруднення атмосферного повітря в переважній більшості збігаються з найменуваннями забруднюючих речовин, концентрації яких в атмосфері перевищують ГДК. Ситуація ускладнюється ще й тим, що автомобіль є приземним джерелом викидів і викидає шкідливі хімічні речовини в безпосередній близькості до людини. До того ж у зв'язку з низьким технічним рівнем і переважною відсутністю систем нейтралізації відпрацьованих газів основний парк вітчизняних автомобілів викидає на порядок більше шкідливих речовин порівняно із сучасними зарубіжними аналогами [65, 66].

Частка автотранспорту у загальній кількості викидів від пересувних джерел становить 90 % [68]. Частка викидів автотранспорту в загальній кількості викидів в атмосферу становить 35,5 % (рис. 1.1) і з кожним роком зростає.

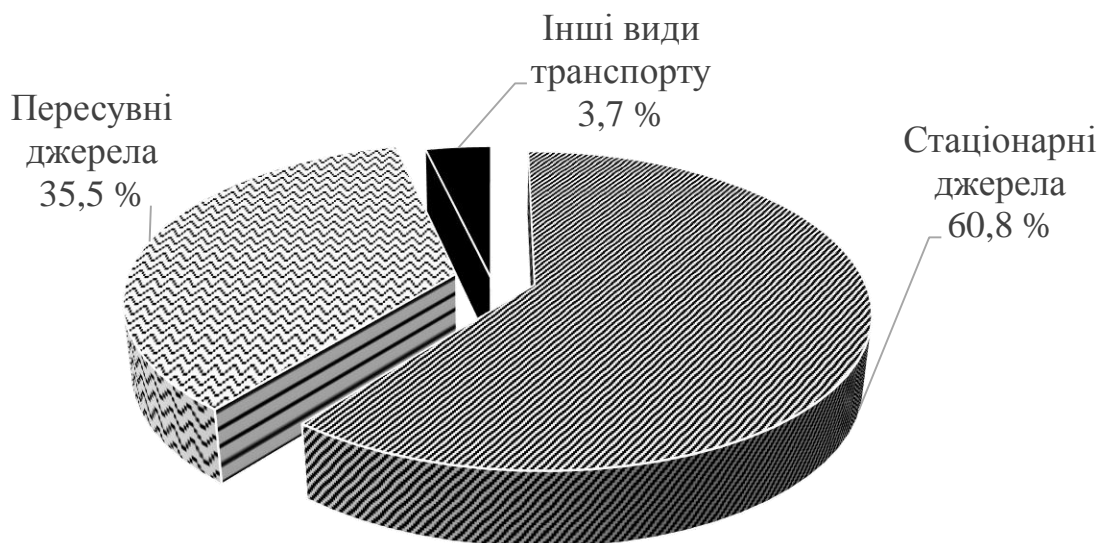


Рисунок 1.1 – Розподіл викидів у атмосферне повітря за джерелами викидів [67]

Динаміка викидів шкідливих речовин та парникових газів в атмосферне повітря України подана на рис. 1.2. Бачимо, що викиди від пересувних джерел (автотранспорту) і їх частка у загальній кількості викидів стабільно збільшуються.

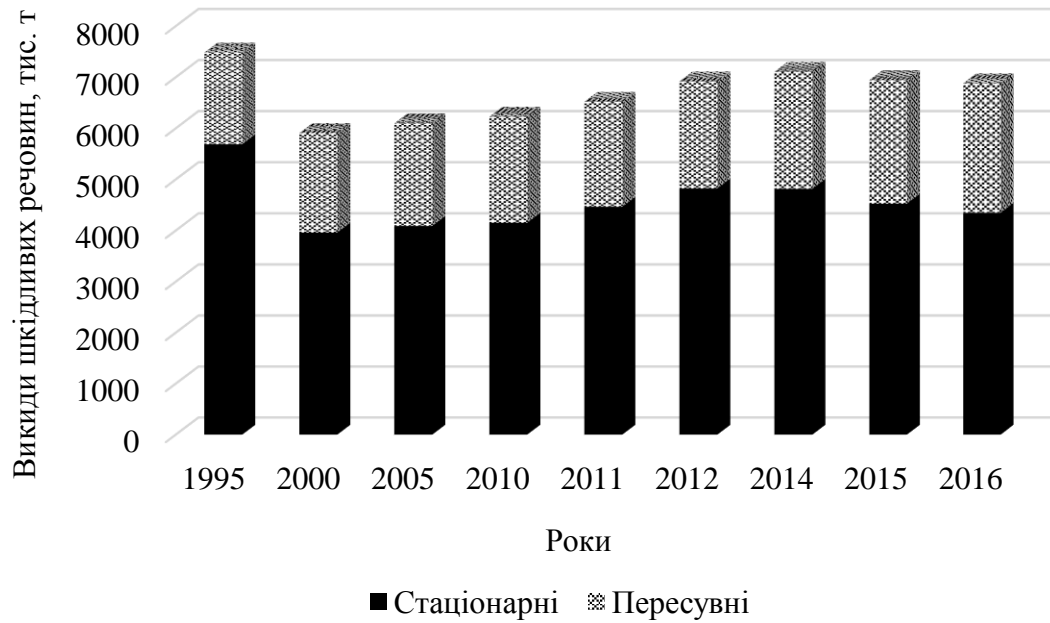


Рисунок 1.2 – Динаміка викидів шкідливих речовин та парникових газів в атмосферне повітря України

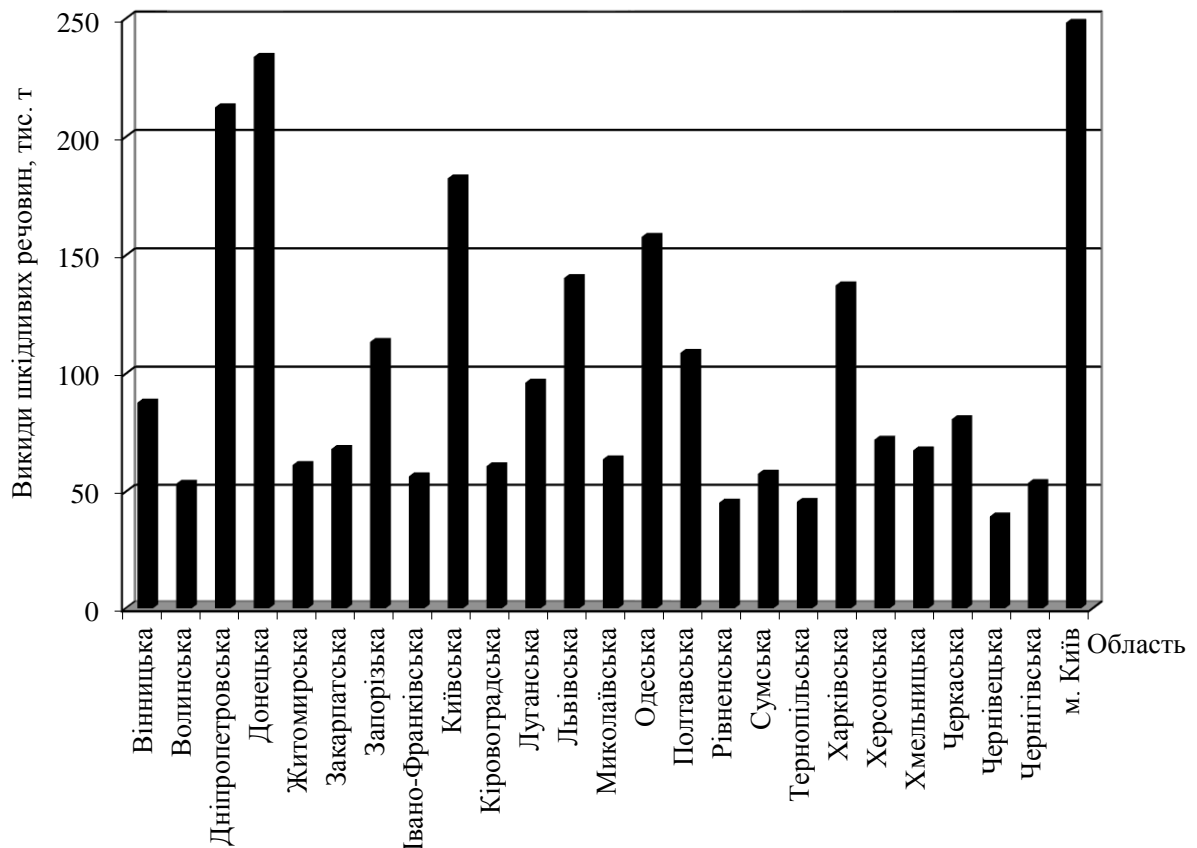


Рисунок 1.3 – Динаміка викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря за регіонами у 2016 р.

За кількістю викидів шкідливих речовин від автотранспорту найвищі показники традиційно відзначаються у м. Київ, Київській, Донецькій, Одеській, Дніпропетровській, Львівській та Харківській областях (рис. 1.3) [67].

Однак абсолютний показник не дає повної картини про рівень забруднення. Для оцінювання краще використати зведений показник – кількість забруднення на одиницю площі (рис. 1.4).

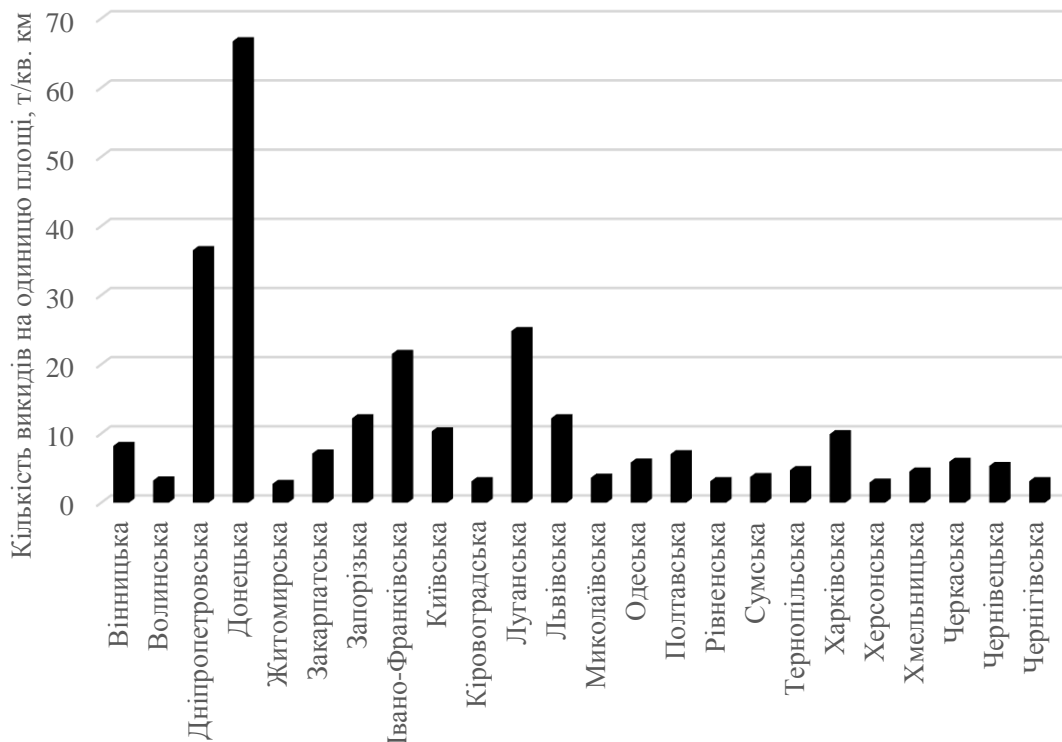


Рисунок 1.4 – Викиди шкідливих речовин в атмосферу повітря від пересувних джерел за регіонами України з розрахунку на одиницю площі, т/кв. км

Структура викидів в атмосферне повітря від автотранспорту має такий вигляд [67]:

- карбон (II) оксиду – 74,2 % (1991,5 тис. т);
- нітроген (IV) оксиду – 11,6 % (311,1 тис. т);
- неметанових летких органічних сполук – 11,5 % (308,3 тис. т);
- сажі – 1,2 % (33,3 тис. т);

- сульфур (IV) оксиду – 1,11 % (30 тис. т);
- метану – 0,3 % (8,6 тис. т);
- нітроген (II) оксиду – 0,09 % (2,4 тис. т).

Найбільшу кількість викидів від автотранспорту становить карбон діоксид. Кількість його неможливо порівнювати з кількістю інших сполук, бо рахується вона мільйонами тонн. Найбільш токсичними складовими є бензопірен, оксиди нітрогену та сажа [68].

Порівняльний аналіз викидів основних шкідливих речовин і карбон діоксиду в атмосферне повітря від стаціонарних і пересувних джерел показаний на рис. 1.5. Аналізуючи одержані графіки, бачимо, що викиди від автотранспорту за деякими компонентами неістотно відрізняються від викидів від стаціонарних джерел (нітроген діоксид), а за такими складовими, як сажа та карбон (II) оксид, – навіть перевищують їх.

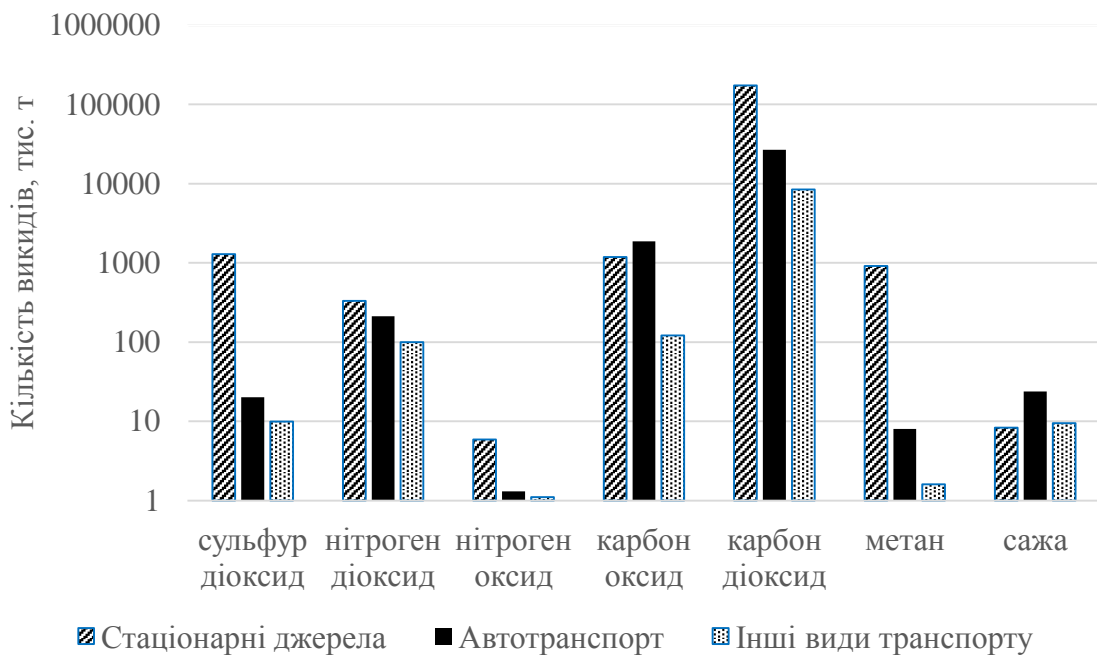


Рисунок 1.5 – Порівняльний аналіз викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних та пересувних джерел (за даними 2016 р.)

У цілому по областях України частка викидів від автотранспорту близька до викидів від стаціонарних джерел [69], а подекуди й істотно їх перевищує (рис. 1.6). Це дуже небезпечна тенденція, що потребує негайного вирішення.

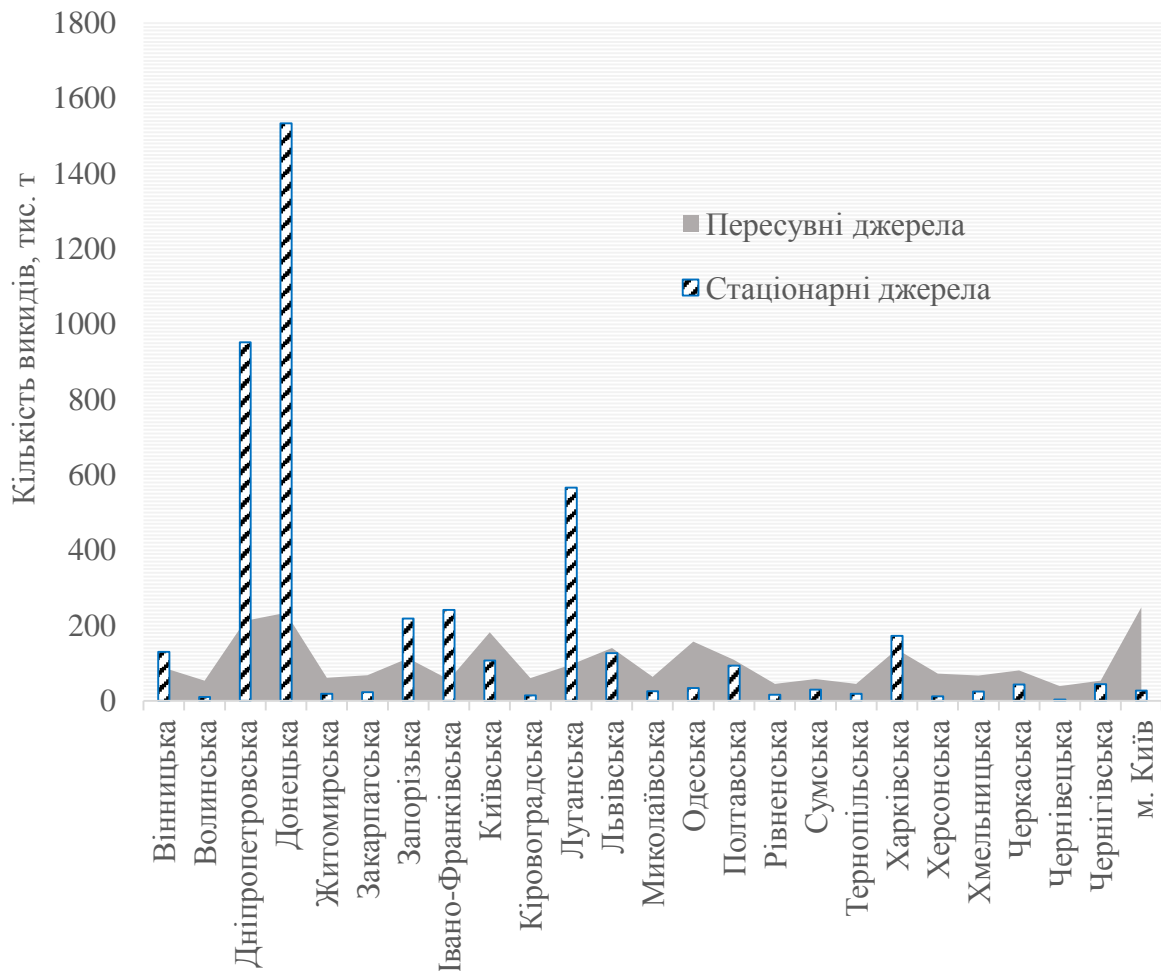


Рисунок 1.6 – Порівняльний аналіз викидів від стаціонарних та пересувних джерел за регіонами України (за даними 2015 р.)

1.2 Фактори, що впливають на забруднення придорожніх екосистем

Термін придорожні екосистеми об'єднує в собі будь-які типи екосистем, розміщені у безпосередній близькості до автодороги в межах її придорожньої смуги. Придорожні смуги автомобільної дороги – це території, що прилягають з обох боків до смуги відведення автомобільної дороги і в межах яких встановлюється особливий режим використання земельних ділянок. Залежно від класу або категорії автомобільних доріг з урахуванням перспектив їх

розвитку ширина придорожньої смуги встановлюється розміром від 25 до 150 м [18, 23].

Для кліматичних особливостей території України найбільш характерними із природних екосистем є лісові, лучні та заплавні, а серед антропогенних – урбоекосистеми та агроекосистеми. Причому останні є найбільш поширеними серед усіх типів екосистем і водночас найбільш уразливими до антропогенного впливу. Агроекосистеми характеризуються видовою бідністю та одноманітністю, що обумовлює їх слабку стійкість. Без постійного втручання людини вони руйнуються і зникають. Вплив хімічних забруднювачів на такі екосистеми є визначальним. Результатом експлуатації автодоріг та їх взаємодії з навколишнім середовищем є поступове формування й активне функціонування придорожніх екологічних зон, серед яких визначальною для екологічної безпеки цього техногенного об'єкта є зона хімічного забруднення.

Найбільша концентрація токсичних речовин спостерігається у викидах дизельних двигунів, найменша – карбюраторних двигунів, що працюють на природному газі (табл. 1.3) [56].

Таблиця 1.3 – Концентрація компонентів вихлопних газів (мг/м³) автомобілів, які використовують різне паливо [56, 70]

Складова вихлопів	Вид пального в автомобілі					
	метан	пропан – бутан	бензин А-80	бензин А-5(Pulls)	бензин А-95	дизельне паливо
NO	0,67	1,53	3,63	8,64	9,74	5,16
NO ₂	1,02	0,28	0,55	2,00	2,90	8,63
SO ₂	0,12	0,12	0,39	0,05	0,30	12,50
Формальдегід	1,09	0,94	0,83	0,69	0,29	0,59
Сумарно	2,90	2,87	5,40	11,38	13,23	26,88

Карбон (II) оксид генерується в процесі роботи автомобільних двигунів при спалюванні палива в умовах нестачі повітря. Якщо порушується режим горіння (спалювання газу в умовах недостатнього об'єму повітря або при охолодженні полум'я пального), в атмосферу викидаються вуглеводні. У цьому

випадку можуть виділятися й ароматичні вуглеводні, частина яких має канцерогенні властивості. Вміст їх у вихлопних газах зростає під час роботи двигуна на малих обертах або в момент прискорення на початку руху.

На інтенсивність викидів істотно впливає режим роботи автомобільних двигунів. Під час роботи в оптимальному режимі виділення токсичних речовин (емісія) зменшується в 2–4 рази (за винятком сполук нітрогену, викиди яких зі збільшенням швидкості лінійно зростають). Це особливо помітно в населених пунктах, де найбільші викиди відзначаються в місцях вимушеної зупинки автомобілів, де двигуни працюють на «холостому» ходу [26].

Крім того, джерелом забруднення навколишнього середовища є процеси випаровування і зношення поверхонь [14]. Це може бути випаровування палива з паливного бака, при транспортуванні, краплі рідини (палива, лакофарбових матеріалів, розчинників) із поверхні деталей, вузлів, агрегатів, конструкцій інженерних споруд і дорожніх покриттів). Зношення поверхонь є причиною забруднення повітря, води, ґрунту мінеральним пилом (із дорожнього покриття, винесеного з колесами автомобіля бруду, в результаті ерозії ґрунту з неукріплених укосів, гумовою крихтою, частинками металів (свинцю, міді, цинку, кадмію, нікелю), азбестовмісними частками фрикційних матеріалів, що використовуються в об'єктах транспорту (диски зчеплення, гальмові накладки) [71].

Найбільший обсяг виділення мінерального пилу пов'язаний зі зношенням дорожнього покриття (щебених, гравійних) – у результаті вибивання колесами автомобіля окремих частинок щебеню в сухий період року, змітання дрібних частинок із покриттів вітром і повітряними вихорами під час руху транспортних засобів або змивання їх водою. У складі пилу більше ніж 30 % становлять дрібні частинки розміром менше ніж 100 мкм, що вільно переносяться повітряними потоками в придорожню смугу і там осідають. Частина великих і дрібних частинок із поверхні проїзної частини й узбіччя переноситься у придорожню смугу водними потоками [72].

Склад вихлопних газів автомобіля залежить і від пробігу автомобіля (табл. 1.4), а в структурі автопарку України за роками випуску частка автотранспортних засобів (АТЗ), що були випущені до 1985 року, становить понад 20 % [70, 73].

Таблиця 1.4 – Викиди токсичних речовин, г/км пробігу, під час роботи бензинового і дизельного двигунів на різних видах палива

Речовина	Бензиновий двигун			Дизельний двигун	
	бензин	бензин із системою зниження токсичності ВГ	стиснений природний газ	дизельне паливо	двопаливна система
Карбон (II) оксид	2,5–10	1–2,5	0,5–1,5	0,2–1,6	0,2–1,0
Оксиди нітрогену	1–1,8	0,25–0,45	0,5–0,9	0,5–1,8	0,5–1,8
Неметанові вуглеводні	1,0–2,0	0,1–0,2	0,1–0,2	0,1–0,2	0,1–0,2
Сажа (димність за Хартріджем, %)	–	–	–	4–40	2–15

Значний вплив на придорожнє середовище здійснює застосування протижеледних піскосумішей із добавками хлоридів натрію і частково калію, що є джерелом легкокорозивних солей, які надходять у надлишку в екосистему. При цьому спостерігаються масове усихання дерев придорожніх насаджень і корозія металевих конструкційних елементів автомашин. Уздовж внутрішньоміських автомобільних доріг ґрунти газонів містять на порядок більше іонів натрію, ніж у парковій зоні [74].

Основна кількість хлору, внесеного з хлористим натрієм, виявляється в ґрунті на відстані від 3 до 20 метрів залежно від типу застосовуваної збиральної снігоочисної техніки. У цілому ж зона засолення поширюється на відстань до

200 метрів від автомобільної дороги. Під впливом солей на 50 % знижується схожість трав'янистих рослин, на 5–10 сантиметрів зменшується висота травостою і на 50–80 % знижується проективне покриття. Різко знижується приріст паростків деревних рослин, особливо у хвойних порід. Затримується розпускання і прискорюється опадання листя; спостерігається їх некроз. У лугових фітоценозах скорочується кількість видів до 30 % і змінюється видовий склад [75].

1.3 Аналіз математичних моделей прогнозування процесів поширення домішок в екосистемах

У процесі поширення пилу і токсичних газів велике значення мають умови їх повітряного і водного перенесення, на яке значно впливають метеорологічні чинники: швидкість і напрямок вітру, температура повітря, режим і кількість атмосферних опадів. Крім того, важливу роль у перерозподілі токсичних речовин відіграють конструкції насипу або виїмки, водовідвідних пристроїв, рельєф придорожньої смуги, наявність лісосмуг та їх конфігурація, що впливає на перерозподіл водних потоків.

Важливу роль у розвитку досліджень техногенного впливу автомобільних доріг на природні системи відіграли праці М. Є. Берлянда [76], В. Н. Луканіна [35], П. М. Каніло [22, 66], Н. Л. Бизової [77], в яких сформульовані природоохоронні та санітарно-гігієнічні критерії техногенного впливу автотранспорту. Методологія досліджень у сфері техногенного впливу автомобільних доріг склалася завдяки дослідженням С. П. Кундаса [78], В. В. Амбарцумян [19], В. М. Шмандія [79], Н. В. Внукової [48].

Значний внесок у розроблення методології оцінювання впливу на навколишнє середовище (ОВНС) стосовно дорожньої галузі зроблений І. Є. Євгенським [20]. Завдяки його працям починає створюватися система методик і рекомендацій щодо оцінювання і розрахунку впливу автодоріг на навколишнє середовище, які відповідають міжнародним стандартам. До

системи ОВНС під час розроблення проектів автомобільних доріг входять розрахунки перенесення забруднень та осадження домішок у придорожній смузі [80]. Теоретичною базою цих розрахунків є закономірності перенесення і дифузії речовин у різних середовищах.

У перших працях із вивчення поширення забруднень у повітрі від промислових джерел як теоретичної основи поширення забруднення використовували рівняння, в якому температура замінена на концентрацію домішки. На підставі цього рівняння англійський учений О. Робертс [81] отримав розв'язок для поширення димової хмари для випадку точкового, лінійного і плоского джерел. При одержанні розв'язків були зроблені припущення про незалежність розмірів димової хмари від швидкості вітру і про сталість коефіцієнта вихрової в'язкості (коефіцієнта турбулентної дифузії). Розв'язок, одержаний О. Робертсом, хоча й бездоганний із теоретичної точки зору, проте внаслідок зроблених припущень не підтверджується експериментальними даними.

Подальші дослідження проводилися на основі стаціонарного рівняння турбулентної дифузії при спрощених крайових умовах, оскільки лише так можна одержати аналітичне рішення, зважаючи на нелінійність процесу [82]. І навіть у цьому разі, розв'язок можна одержати лише при використанні деяких припущень.

Найбільш поширене припущення про рівність середнього добутку пульсацій швидкостей і концентрацій домішки та добутку коефіцієнта турбулентного обміну на градієнт концентрації домішки. Воно називається К-теорією або «замиканням» рівнянь турбулентного руху домішки 1-го порядку [19, 24, 41, 42, 64, 79].

Уперше К-теорія покладена в основу досліджень поширення газоподібних речовин англійським метеорологом О. Г. Сеттоном [83]. Вважаючи, що швидкість вітру з висотою в приземному шарі змінюється за степеневим законом, він одержав розв'язок, що задовільно узгоджується з дослідними даними. Однак використання цього розв'язку на практиці

ускладнене, оскільки вимагає визначення коефіцієнта турбулентного обміну, що є досить складним завданням, особливо за відсутності градієнтних спостережень і в умовах інверсії.

Більш успішною в практичному використанні виявилася теорія вихрового перенесення Дж. Тейлора [84]. Метод, запропонований Дж. Тейлором і розвинений Ф. Паскуїлом [85], використовує залежність дисперсії розсіювання частинок від відстані до джерела забруднення.

Великого поширення на практиці набули дослідження М. Є. Берлянда [76]. Результати досліджень використані під час розроблення загальносоюзного нормативного документа – ОНД-86 [86]. Основою для розроблених школою М. Є. Берлянда методів розрахунку є числовий розв'язок рівняння турбулентної дифузії [76]. Приймається, що горизонтальна складова коефіцієнта турбулентного обміну змінюється з висотою прямо пропорційно швидкості вітру. Найбільш детально тут розроблені питання розрахунку забруднення від високих точкових джерел. Однак ця методика дає значні похибки для низьких лінійних джерел, для яких поблизу джерела зі збільшенням часу концентрація домішки стає нескінченною (за відсутності вітру), що фізично неправомірно.

Перші розрахунки забруднення повітря в проектах автомобільних доріг були виконані за методикою В. В. Філіпова [87], теоретичною основою якої є модель гаусового розподілу домішок в атмосфері, розроблена Ф. Паскуїлом [85].

Багато уваги приділено методам розрахунку забруднення повітряного середовища викидами автотранспортних засобів у працях В. Н. Луканіна [35]. Автори одержали аналітичний і чисельний розв'язки рівняння турбулентної дифузії для лінійних джерел у міських умовах. Однак залишається потреба в простих аналітичних залежностях, які б правильно відображали основні фактори поширення домішок в атмосфері від транспортного потоку.

Нові методи розрахунку, що базуються на рівнянні турбулентної дифузії, були запропоновані в працях В. П. Подольського, А. Н. Канищева, В. С. Турбіна [32, 33].

Більшість досліджень, проведених в Україні, базуються на аналітичному або чисельному розв'язку рівняння турбулентної дифузії і спираються, як і зарубіжні дослідження, на К-теорію.

У статистичних моделях поширення забруднень використовують стохастичні рівняння для встановлення співвідношень між показниками якості повітря і даними метеорології. Приклади таких моделей наведені у працях [69, 88, 89]. Статистичні моделі мають невисоку вартість розробки і низькі потреби в обчислювальних ресурсах, однак вони не можуть використовуватися поза межами початкових умов, які визначаються вихідними даними, що застосовувалися під час їх розроблення та оптимізації. Ці умови звичайно містять у собі обмеження на варіації метеорологічних умов і варіацію просторового розміщення викидів. Статистичні моделі не можна застосовувати також при значних змінах у розподілі джерел викидів. Дані статистичних обробок не можуть бути перенесені на інші об'єкти без переоцінки емпіричних параметрів чи коефіцієнтів.

Дифузійні моделі містять у собі інтегральні моделі контрольного об'єму та моделі рухомої частинки, що базуються на записі інтегральної форми рівняння перенесення і дифузії домішки для виділеного об'єму. Інтегральні моделі широко застосовуються в теорії примежових шарів в аеродинаміці, під час розв'язання проблем випаровування або конденсації, а також при дослідженнях багатьох інших фізичних явищ [26, 76, 90].

Для того щоб кількісно оцінити вплив процесів далекого перенесення забруднюючих речовин на їх вміст у нижніх шарах атмосфери, необхідні фізико-математичні моделі, що встановлюють залежність між концентраціями забруднювача, його емісією, метеорологічними умовами та особливостями руху транспортних засобів.

Для моделювання адвекції забруднюючих речовин можуть бути використані моделі Ейлера або Лагранжа [91–93]. У моделі Ейлера концентрація забруднення повітря визначається у вигляді функції часу у фіксованих точках із використанням даних обміну забруднюючих речовин в атмосфері між елементами координатної сітки [91]. Для того щоб уникнути систематичних помилок при чисельних розрахунках, можуть бути використані більш детальні методи моделювання адвекції.

У наближенні моделі Лагранжа перенесення забруднення уявляється у вигляді траєкторій, що складаються з окремих складових елементів. Такий підхід призводить до подання поля концентрацій забруднення у вигляді складної нерегулярної структури між точками координатної сітки [92]. Це поле концентрації забруднюючих речовин зазвичай за рахунок інтерполяції може бути змінене за 6–12 годин. При застосуванні моделі Лагранжа траєкторії перенесення можуть бути використані для розрахунку вкладу джерел, розміщених у даній області, в рівень концентрації забруднення в будь-якій даній точці цієї області без використання розрахунків поля концентрацій для всієї області.

У моделі Монте-Карло потужність джерела подана у вигляді суми однакових складових, що виділяються джерелом за 1 год. За період руху вздовж траєкторії перенесення ці складові підлягають випадковим чином розсіюванню з атмосфери, хімічним перетворенням. Зазначені процеси виражаються статистичними ймовірнісними функціями [94].

Якщо хімічні реакції, що відбуваються в атмосфері за участю забруднюючої речовини, можна (з певним наближенням) описати математично у вигляді рівняння першого порядку щодо концентрації цієї сполуки (наприклад, сульфур діоксид), його джерела можуть вважатися незалежними. У випадках, якщо швидкість хімічних перетворень залежить від концентрації, вологості, рівня сонячної радіації (як, наприклад, для оксидів нітрогену, озону та інших фотохімічних окиснювачів), труднощі використання моделей істотно зростають.

Сіткові моделі базуються на розв'язаннях рівнянь перенесення і дифузії забруднюючих речовин із використанням різних скінченно-різницевих методів. Накопичено великий досвід та існують різноманітні способи скінченно-різницевих розв'язань рівнянь динаміки переміщень повітряних мас і динаміки перенесення з ними забруднюючих домішок [51, 95]. У сіткових моделях найбільш важливою є метеорологічна частина комплексної проблеми прогнозу якості повітря.

Складні сіткові моделі дозволяють врахувати хімічні реакції в забрудненому повітрі, зміну аерозольних частинок при конденсації або випаровуванні, сухе та вологе випадання забруднюючих речовин.

Дуже популярними серед моделей локального викиду є Гаусівські. Але відсутність надійних метеорологічних даних і характеристик дифузійного перенесення обмежує сферу застосування моделей локальних викидів і струменів, особливо для складного рельєфу місцевості, а також при стабільному приземному інверсійному шарі.

Отже, математичні моделі на базі диференціальних рівнянь конвективного перенесення і дифузії домішок в атмосфері фізично більш реальні, ніж більшість вищеописаних моделей. Вони дозволяють більш детально імітувати забруднення атмосфери. Сіткові моделі дозволяють ефективно врахувати забруднення повітря реагуючими домішками і дозволяють розрахувати концентрації домішок в областях зі складним рельєфом місцевості (наприклад, міської забудови, рельєф із глибокими долинами і височинами) [95].

Більшість моделей використовує або аналітичний, або чисельний розв'язок рівняння турбулентної дифузії. Однак розв'язується воно лише за дуже простих граничних умов. Врахувати реальні умови поширення забруднення в придорожній смузі, використовуючи лише одне це рівняння, складно. Тому необхідні експериментальні дослідження, які дозволять визначити вплив метеорологічних умов, конструктивних елементів насипу і виїмки, лісосмуг тощо на процеси перенесення та осадження, і розробити

відповідні поправкові коефіцієнти. Крім того, для розроблення інженерних методів розрахунку необхідно враховувати хвильовий, пульсаційний характер руху транспортного потоку.

У дослідженнях щодо осадження газоподібних домішок і пилу так само використовується рівняння турбулентної дифузії, в яке вводяться компоненти стоксових сил [88, 96]. Усі сучасні методи розрахунку забруднення повітряного середовища включають і оцінку величини осадження частинок, тому недоліки, властиві методам розрахунку газоподібних домішок, характерні й для методик розрахунку осадження.

Для оцінювання забруднення ґрунтів придорожньої смуги також необхідно врахувати процес змивання осілих домішок з дорожнього полотна атмосферними опадами (дощ, сніг). Розробки за цією тематикою базуються на рівнянні дифузії забруднюючої речовини в ґрунті під дією сил фільтрації та адсорбції [88, 89, 96, 97].

Ураховуючи вищеперелічені переваги й недоліки існуючих моделей розрахунку поширення викидів, в цій роботі робиться акцент на розроблення та застосування теоретичної моделі яка б об'єднувала атмосферне розсіювання забруднюючих речовин та їх перенесення в природних дисперсних середовищах, таких як ґрунт.

Теоретичний підхід до побудови моделей передбачає розгляд суті процесів, що проходять, та опис їх динаміки за допомогою рівнянь [88–89, 98–100]. Теоретичний підхід не потребує надлишкового набору експериментальних даних для визначення необхідних залежностей. Велика кількість використовуваних параметрів має прозорий фізичний та біологічний сенс, тому може бути виміряна безпосередньо.

Для математичного опису перенесення розчинних ЗР у природних дисперсних середовищах більшість дослідників використовують теорії хроматографії та сорбції [88, 100], що набуло розвитку в працях [99, 101, 102].

Експериментальні дослідження факторів, що впливають на коефіцієнт ефективної дифузії іонів у ґрунтах, наведені в праці [89], показали, що на

розподіл ЗР поряд із гранулометричним і мінералогічним складом ґрунту істотно впливають вологість і температура ґрунту. Крім того, в праці [96] на підставі експериментальних досліджень однозначно показано, що випаровування вологи з поверхні ґрунту впливає на перерозподіл розчинних речовин.

У зв'язку з цим для науково обґрунтованого моделювання перенесення забруднюючих речовин у природних дисперсних середовищах необхідні знання швидкості руху вологи і зміна насиченості середовища водою. Ці значення дуже важко одержати експериментально, оскільки вони є функціями координат і часу. Тому рівняння конвективної дифузії необхідно доповнити рівняннями неізотермічного вологоперенесення, які на підставі гідрологічних властивостей ґрунтів і кліматичних чинників дозволяють розрахувати динаміку полів вологовмісту і швидкості руху води в дисперсному середовищі.

1.4 Особливості біоіндикаційної оцінки забруднення навколишнього середовища викидами автотранспорту

Речовини, що потрапляють із вихлопними газами в атмосферне повітря, осідають на ґрунт і накопичуються там. Ці техногенні процеси видозмінюють ґрунт, і високий вміст у ґрунті ряду хімічних речовин прямо впливає на екосистеми. Речовини, що надійшли в ґрунт, можуть переміщуватися вниз за ґрунтовим профілем, а також розсіюватися з поверхневим і внутрішньоґрунтовим стоком, а їх рухомі форми залучаються до метаболізму рослинами [24, 103–106].

Рослини чітко реагують на зміни навколишнього середовища, тим самим виконуючи індикаційну роль. Хімічний склад рослин у цілому відображає той елементний склад середовища, в якому відбувається їх розвиток. Біоіндикація стану середовища за рослинами один із найбільш доступних методів оцінки антропогенного навантаження [24, 41, 107–109].

Численні дослідження, проведені різними авторами, показали, що найбільш інформативними біоіндикаторами є деревні рослини [110–112] і лишайники [113–114].

Рослини в різному ступені чутливі до атмосферних забруднювачів – газів, рідких і твердих аерозолів. Навіть у подібних умовах від одного виду газу або суміші газів частина видів рослин поступово гине, інша – має ледь помітні ушкодження листя, ослаблений зріст і низький урожай, а третя може не виявити жодних ознак пригнічення [114]. Гази, розчинні у воді (SO_2 , Cl_2 , F_2 , NO_2 , N_2O_3 та інші) легко поглинаються листям і, в міру накопичення токсикантів в їх тканинах спричиняють порушення структурної організації та функціональної діяльності клітинних оболонок [41, 110].

Вплив забруднення навколишнього середовища на рослини зазвичай проявляється в зміні структури листя. З усіх органів рослини листя є найбільш чутливим до дії атмосферних забруднювачів, як, втім, і до дії багатьох інших факторів. Така чутливість пояснюється тим, що більшість важливих фізіологічних процесів відбувається в клітинах тканин листка. Тому листя на різних стадіях його розвитку є виключно хорошим біоіндикатором для оцінювання впливу ряду атмосферних забруднювачів [112].

Найбільш чутливими індикаторами серед покритонасінних є різні види лип (дрібнолиста, великолиста), клен (платанолистий, гостролистий), різні види тополь (чорна, біла, берлінська), береза (повисла, пухнаста) [112, 115, 116].

Пил, що осів на листках, екранує лист, знижуючи надходження до пігментів фізіологічно активної радіації і, навпаки, різко підвищуючи поглинання теплового випромінювання. Важкі метали, що містяться в повітрі, осідають у складі пилу на листову поверхню, що призводить до зниження рівня світлопоглинання, забруднення продихів, зміна теплового балансу, зміни рН, уповільнення процесів фотосинтезу [112]. Внаслідок цього лист перегрівается, збільшується витрата води на транспірацію, скорочується продуктивність фотосинтезу.

Найбільш стійкими до пилу є рослини з гладкими листям, з яких пил легше опадає або змивається опадами. Отже, рослини, які зазнали впродовж вегетаційного періоду дії атмосферних токсичних речовин, стають менш стійкими до таких несприятливих факторів, як посуха, низькі температури, хвороби, що виявляється в порушенні стабільності їх розвитку [41].

Важливе значення в комплексній оцінці навколишнього середовища має рівень забруднення ґрунтового покриву. Стан ґрунтів можна розглядати як інтегральний індикатор багаторічного процесу забруднення всієї екосистеми. Особливий інтерес екологів становить забруднення ґрунтів важкими металами – речовинами, здатними до тривалого перебування в ґрунті та накопичення в ньому. Накопичуючись у ґрунті, важкі метали призводять до зміни його кислотності, що тягне за собою порушення водно-повітряного режиму, мікробіологічних процесів і, як наслідок, зниження родючості. Зміна рН у кислий бік підвищує рухомість розчинних форм солей важких металів, у результаті цього посилюється транслокація важких металів рослинами [104]. Тому з точки зору повноти вивчення змін у навколишньому середовищі інтерес становлять рухомі форми важких металів.

Дуже своєрідними в біологічному відношенні є лишайники [114, 117]. Чутливість лишайників до забруднень навколишнього середовища обумовлена їх фізіологією і симбіотичною природою. Лишайники вибрані об'єктом глобального біологічного моніторингу, оскільки поширені по всій земній кулі, і їх реакція на наявність забруднювачів дуже сильна, а власна мінливість незначна порівняно з іншими організмами. Довготривала дія низьких концентрацій забруднюючих речовин спричиняє у лишайників такі ушкодження, які не зникають аж до загибелі їх сланей. Це пов'язано з тим, що лишайники поновлюють свої клітини дуже повільно, тоді як у вищих рослин пошкоджені тканини замінюються новими досить швидко.

З усіх екологічних груп лишайників найбільшу чутливість мають лишайники-епіфіти, які є організмами, чутливими до зміни вмісту в повітрі ряду хімічних елементів і сполук, що входять до складу викидів більшості

промислових виробництв. До найважливіших за впливом на довкілля хімічних речовин цього ряду належать сульфур діоксид, оксиди нітрогену, важкі метали, фториди [113, 114, 118]. Їх також використовують для спостереження за поширенням в атмосфері більше ніж 30 елементів: натрію, калію, магнію, кальцію, стронцію, алюмінію, титану, ванадію, хрому, свинцю, ртуті, арсену, селену.

Лишайники чутливі до забруднення середовища внаслідок таких особливостей [119]:

1) у лишайників відсутня непроникна кутикула, завдяки цьому обмін газів відбувається вільно через усю поверхню;

2) більшість токсичних газів концентрується в дощовій воді, а лишайники вбирають воду всією сланню на відміну від покритонасінних, які поглинають воду переважно коренями;

3) більшість рослин у наших широтах активна лише влітку, коли рівень забруднення сірчистим газом набагато нижчий (унаслідок зменшення спалювання вугілля в топках – основного джерела сірчистого газу), тоді як лишайники мають здатність до росту і за температур нижче ніж 0 °С.

Лишайники мають унікальну здатність нагромаджувати у своїй слані різні елементи, зокрема й радіоактивні. У лишайниках нагромаджується значно більше цинку, кадмію, олова та свинцю, ніж у мохах і квіткових рослинах [120, 121].

Мінеральні речовини у вигляді водних розчинів надходять у слань лишайника з ґрунту, гірських порід, кори дерев. Проте набагато більшу кількість хімічних елементів лишайники отримують з атмосфери з осіданнями і пилом. Численні дослідження в районах промислових об'єктів, на заводських і прилеглих до них територіях засвідчують пряму залежність між забрудненнями атмосфери і скороченнями кількості певних видів лишайників [114, 118, 119]. Особлива чутливість лишайників пояснюється тим, що вони не можуть виділяти в середовище поглинені токсичні речовини, які спричиняють фізіологічні порушення і морфологічні зміни.

У міру наближення до джерела забруднення слані лишайників стають товстими, компактними і майже зовсім втрачають тіла. Подальше забруднення атмосфери призводить до того, що тіло лишайників забарвлюється у білуватий, коричневий або фіолетовий колір, їх таломі зморщуються, і рослини гинуть. Вивчення лишайникової флори в населених пунктах, поблизу великих промислових об'єктів і автодоріг показує, що стан довкілля істотно впливає на розвиток лишайників [121]. За їх видовим складом і частотою трапляння на ділянці можна робити висновок про рівень забруднення повітря. Лишайники також є показниками наявності в повітрі токсичних важких металів, що накопичуються в тканинах, які в результаті можуть призвести до загибелі лишайника. Накопичують лишайники і радіоактивні речовини. Використовуючи лишайники, легко організувати систему біомоніторингу.

Лишайники, що ростуть поблизу джерел атмосферного забруднення, якщо не зникають зовсім, то найчастіше втрачають свій привабливий вигляд. По краях з'являється білуватий наліт, зменшується розмір таломів, клітини водорості зменшуються в розмірі, а іноді зовсім гинуть; трапляється, що руйнується весь водоростевий шар талому.

Щодо забруднення повітря види лишайників можна розділити на три категорії [114]:

- 1) найчутливіші, зникають при перших симптомах забруднення;
- 2) середньої чутливості, що приходять на зміну загиблим чутливим видам, з якими вони не могли конкурувати, поки повітря було чистим;
- 3) найвитриваліші.

Найбільш чутливими до забруднення повітряного середовища є куцисті і листуваті лишайники, які повністю зникають за наявності забруднювачів, найменш чутливими – накипні.

Міру забруднення повітря можна оцінити за лишайниками відповідно до [114] (див. табл. 1.5).

Таблиця 1.5 – Визначення міри забруднення повітря за лишайниками [98]

Ступінь забруднення	Наявність (+) або відсутність (–) лишайників		
	кущисті	листуваті	накипні
Забруднення немає	+	+	+
Слабке забруднення	–	+	+
Середнє забруднення	–	–	+
Сильне забруднення (лишайникова пустеля)	–	–	–

На основі індивідуальних особливостей лишайників розроблено шкали, що дозволяють установити рівень забруднення певного району за наявності або відсутності певних видів лишайників. Наприклад, шкала полеотолерантності епіфітів Х. Траса [119].

Багаторічні спостерігачі рекомендують для підвищення достовірності екологічних оцінок використовувати не один, а декілька (3–5) методів фітоіндикації. У такому разі у фітоіндикаційних дослідженнях корисно використовувати дендрохронологічний і біометричні методи, біофізичні й біохімічні методи, а також фітотестування.

Фітотестування найчастіше використовують як метод оцінювання якості ґрунту. Відносно недавно його почали застосовувати у природоохоронній сфері. Цей метод ґрунтується на чутливості рослин до екзогенного хімічного впливу, що відбивається на ростових і морфологічних характеристиках [122]. Під час проведення екологічного контролю найчастіше застосовують лабораторні методи фітотестування як найбільш експресні та економічні [50, 123].

Біотестування дає можливість за відповідною реакцією тест-організму одержати інтегральну інформацію за всією сукупністю впливових (токсичних) агентів, що чинять вплив на тест-об'єкт. Існують певні вимоги, додержання яких є необхідним для отримання достовірних результатів, а саме: відносна швидкість проведення досліджень, отримання достатньо точних і відтворюваних результатів, присутність об'єктів, застосовуваних у

біотестуванні у великій кількості та з однорідними властивостями, а також діапазон похибки порівняно з іншими методами тестування не більше ніж 20 % [124, 125].

1.5 Постановка завдань дослідження

Оцінка викидів забруднюючих речовин від автотранспортних засобів та їх поширення у придорожні екосистеми належить до дуже складних проблем, тому, що залежать від численних факторів, серед яких: технічний стан і режим руху автомобіля, якість автомобільного пального, стан та якість дорожнього покриття, інтенсивність і потоковість руху автотранспорту, природно-кліматичні умови місцевості й навіть культури водіння.

Існуючі підходи до оцінювання викидів від АТЗ ґрунтуються в основному на урахуванні середньої витрати пального, не враховують структури автотранспортних засобів, стану автомобільної дороги, що впливає на режими руху. Придорожні екосистеми, що є безпосереднім акцептором автотранспортного забруднення, зазнають одночасного впливу як шкідливих атмосферних домішок, так і додаткового змивання забруднень із поверхні автомагістралі, що повинно бути комплексно враховано.

Аналіз основних напрямків досліджень впливу автотранспорту на придорожні екосистеми засвідчує, що для створення методів його розрахунку необхідно розробити моделі перенесення та осадження забруднень у придорожній смугі водним та повітряним шляхом, оцінити їх адекватність у процесі експериментальних досліджень і розробити методіку прогнозування забруднення ґрунтів та рослинності забруднюючими речовинами.

Основною метою роботи є вдосконалення методіки оцінки впливу викидів від автотранспорту на екологічний стан придорожніх екосистем з урахуванням категорії автомобільної дороги.

Відповідно до поставленої мети були сформульовані такі завдання дослідження:

- провести аналіз особливостей техногенного впливу автомагістралей на придорожні екосистеми;
- визначити чинники, що впливають на емісію та поширення забруднюючих речовин від автотранспорту;
- на підставі визначених чинників удосконалити методику оцінки кількості викидів від автотранспорту;
- здійснити комп'ютерне моделювання поширення викидів від вантажного автотранспорту;
- вдосконалити математичну модель поширення забруднюючих речовин від автомагістралей з урахуванням вторинного занесення забруднюючих речовин із потоками повітря, що утворює автомобіль під час руху, та їх осадження на поверхню;
- здійснити математичне моделювання перенесення забруднюючих речовин із поверхні автомагістралі на ґрунти придорожньої смуги з атмосферними опадами;
- оцінити за показником флуктуаційної асиметрії листової пластини стан придорожніх екосистем уздовж ділянок автомагістралей різної категорії;
- оцінити стан придорожніх екосистем за показником зольності листя деревних порід та вмістом у них важких металів;
- оцінити рівень забруднення атмосферного повітря вздовж автомагістралей сульфур діоксидом методом ліхеноіндикації;
- на підставі проведених досліджень обґрунтувати рекомендації щодо моніторингу придорожніх екосистем.

РОЗДІЛ 2

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТА ТА ОПИС МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Характеристика об'єкта дослідження

Об'єктом дослідження є техногенне навантаження на придорожні екосистеми, що розташовані вздовж автомобільних доріг міждержавного, державного та регіонального значення (рис. 2.1), характеристика яких наведена нижче. За нормативними документами [7] визначили категорію автомобільної дороги та її екологічний клас.

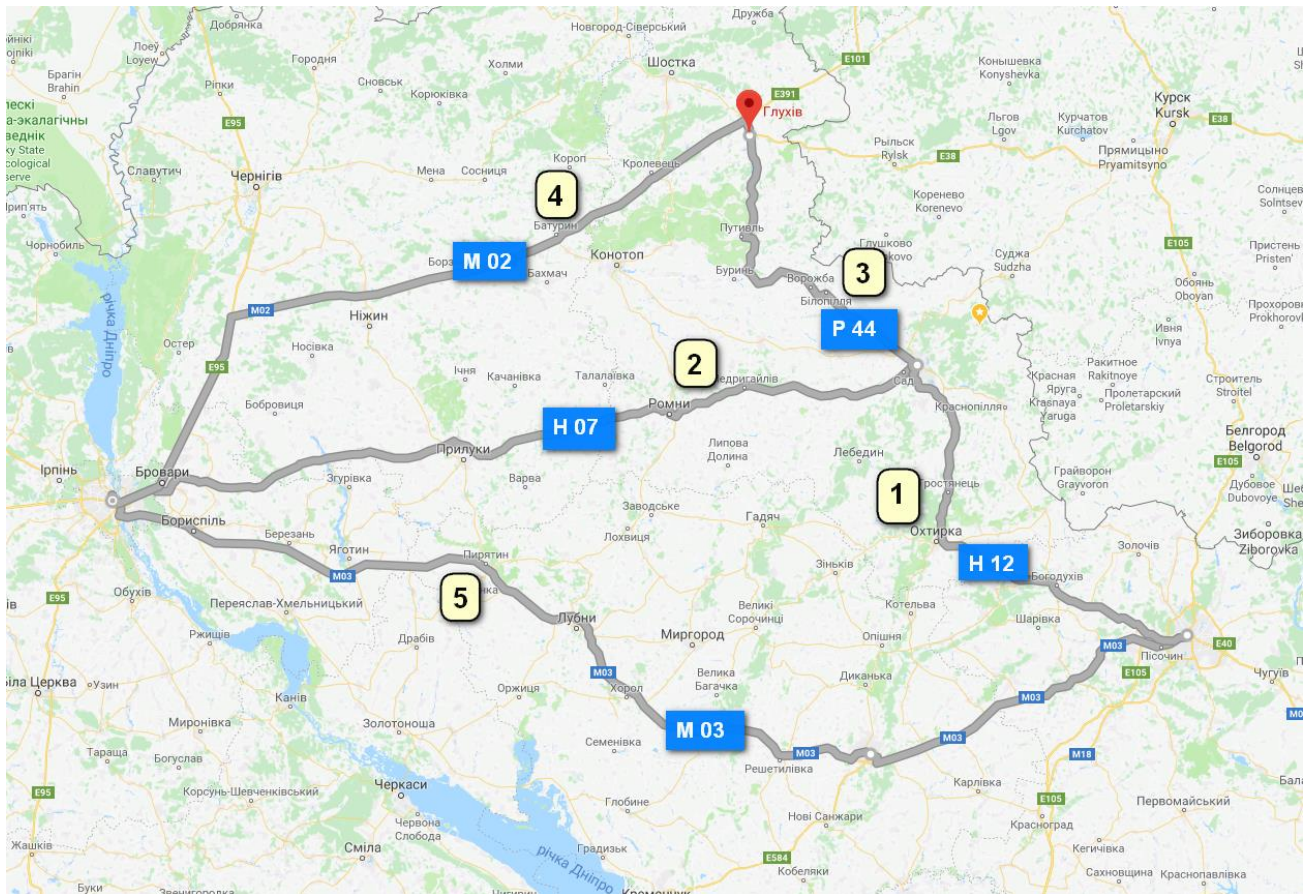


Рисунок 2.1 – Ділянки автомагістралей, що досліджувалися:

1 – Н12, 2 – Н07, 3 – Р44, 4 – М02, 5 – М03

Згідно із поставленими завданнями описано досліджувані ділянки доріг.

1. Автомобільна дорога національного значення на території України, Суми – Полтава Н12. Досліджувана ділянка розміщена поблизу м. Охтирки. Придорожні екосистеми, що були відмічені вздовж ділянки, – хвойний ліс, лісозахисна смуга з листяних порід дерев, сільськогосподарські поля.

2. Автомобільний шлях національного значення на території України, Київ – Суми – Юнаківка Н07. Досліджувана ділянка розміщена поблизу м. Ромни. Придорожні екосистеми, що були відмічені вздовж ділянки, – сільськогосподарські поля, місцями листяний ліс, лісозахисна смуга з листяних порід дерев.

3. Автомобільний шлях регіонального значення на території України, Глухів – Суми Р44. Досліджувана ділянка розміщена поблизу м. Білопілья. Придорожні екосистеми, що були відмічені вздовж ділянки, – сільськогосподарські поля, зрідка – лісозахисна смуга з листяних порід дерев.

4. Автомобільний шлях міжнародного значення на території України Кіпті – Глухів – Бачівськ М02. Досліджувана ділянка розміщена поблизу м. Батурин. Придорожні екосистеми, що були відмічені вздовж ділянки, – хвойний та листяний ліс, заплава річки Сейм, лісозахисна смуга з листяних порід дерев, зрідка – сільськогосподарські поля.

5. Автомобільний шлях міжнародного значення на території України, Київ – Харків – КПП Довжанський М03. Досліджувана ділянка розташована поблизу м. Пирятин. Придорожні екосистеми, що були відмічені вздовж ділянки, – сільськогосподарські поля, зрідка – лісозахисна смуга з листяних порід дерев. Ця дорога є однією з найважливішим транзитних артерій України і характеризується значним транспортним навантаженням.

Контрольна ділянка була обрана з урахуванням мінімального техногенного навантаження, за межами автомобільних доріг та зон, що зазнають забруднення стаціонарними джерелами, і розміщена біля с. Могриця, Сумського району.

Забруднюючі речовини автотранспорту, що виникають на автошляхах, поширюються через узбіччя в придорожні екосистеми. Тут існує складний

механізм формування біокліматичних та екологічних станів через взаємодію: автотранспортних засобів із дорогою та її інфраструктурами. Отже, вибір об'єктом дослідження придорожніх екосистем дозволяє дослідити вплив низки факторів пов'язаних не лише з інтенсивністю руху автотранспорту, що істотно відрізняється залежно від категорії автодороги, а й із технічним станом самої дороги та її споруд. Уздовж доріг розташовані різні типи екосистем (лісові, лучні, сільськогосподарські тощо), отже, прогнозна оцінка їх стану є актуальним завданням.

2.2 Визначення факторів, що впливають на кількість викидів від автотранспорту

Витрата палива, а отже, й викиди ЗР в атмосферне повітря зумовлюються багатьма факторами. Урахування цих факторів у розрахунках кількості викидів від автотранспорту дає можливість більш точно оцінювати, а отже, й прогнозувати рівень забруднення. Фактори можна згрупувати у такі категорії [10, 126]:

- транспортні – інтенсивність руху, обсяг та склад руху, щільність потоку, пропускна спроможність дороги, швидкісний режим руху, ступінь навантаження автомобіля та інш.;
- дорожні – тип і стан дорожнього покриття, коефіцієнт зчеплення і рівність покриття, рельєф дороги, ширина проїзної частини, стан узбіч, наявність і якість елементів інженерного устаткування;
- погодно-кліматичні – видимість, тип та інтенсивність атмосферних опадів, температура повітря, тиск і вологість повітря, напрям і швидкість вітру відносно ділянки траси;
- культура експлуатації АТЗ – кваліфікація і дисциплінованість водіїв, рівень організації керування, якість експлуатаційних матеріалів.

Нижче розглянуто детальних вплив цих факторів на кількість викидів від автотранспорту.

2.2.1 Транспортні показники автодоріг

Інтенсивність та щільність потоку. Під інтенсивністю руху розуміють кількість транспортних засобів, яка пройшла поперечний переріз дороги за одиницю часу. Інтенсивність має нерівномірний характер залежно від пори року, місяця, доби і навіть години [87]. Щільність транспортного потоку є просторовою характеристикою, що визначає ступінь завантаження смуги дороги. Її вимірюють кількістю транспортних засобів, що знаходяться на 1 км довжини смуги дороги. Гранична щільність може спостерігатися при нерухомому стані розміщених впритул один до одного автомобілів на смузі дороги. Чим менша щільність потоку на смузі дороги, тим більш вільно почувають себе водії, тим вищу швидкість вони розвивають. Навпаки, в міру підвищення завантаженості руху від водіїв вимагається підвищення уважності, точності дій, а отже, зростає психічне напруження.

Установлено [127], що найбільші забруднення виникають у місцях концентрації транспортних потоків – на дорожньо-транспортних перетинах. Кожен із цих перетинів має свої умови руху транспорту та своє оточуюче середовище.

Швидкісний режим руху. Найбільша кількість забруднюючих речовин викидається при розгоні автомобіля, особливо при швидкому, а також під час руху з малою швидкістю (з діапазону найбільш економічних) [128]. Відносна частка (від загальної маси викидів) вуглеводнів і карбон (II) оксиду найбільш висока під час гальмування й на холостому ході, відносна частка оксидів нітрогену – при розгоні [38, 57]. Отже, автомобілі особливо сильно забруднюють повітряне середовище при частих зупинках і під час руху з малою швидкістю. Викиди токсичних речовин автомобіля в різних експлуатаційних умовах (m_p) змінюються залежно від швидкості руху автомобіля (V) (рис. 2.2). За невисоких швидкостей руху викиди CO в 1,46–2,2 і CH₄ в 2,1–2,8 рази вищі порівняно з вільним рухом на міжміських дорогах і маршрутах.

При збільшенні швидкості руху вантажного автомобіля середньої вантажності з карбюраторним двигуном від 20 до 60 км/год кількість токсичних речовин зменшується: забезпечує зниження продуктів неповного згоряння CO і C_xH_y , але збільшує вміст CO до 27 г/км, а C_xH_y – від 10 до 5,8 г/км [66]. Збільшення тривалості роботи двигуна на холостому ходу і під час гальмування сприяє збільшенню викиду токсичних речовин в 1,5–2 рази.

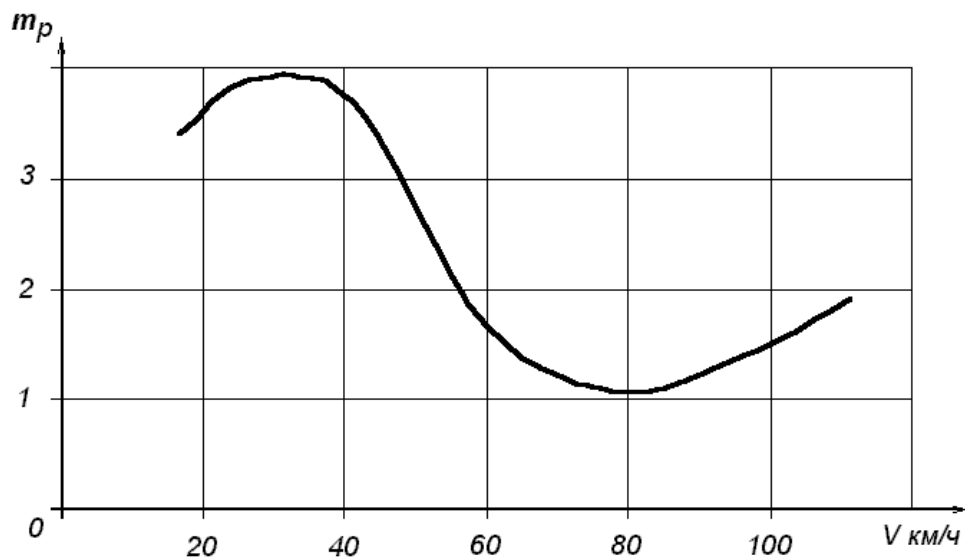


Рисунок 2.2 – Залежність кількості викидів від швидкості руху АТЗ [60]

За всіх однакових умов збільшення швидкісного руху підвищує концентрацію NO_x в атмосфері на 20–30 % [66, 130]. Тому з точки зору екологічності експлуатації автотранспорту найбільш оптимальним є додержання швидкісного режиму руху 70–90 км/год.

Ступінь навантаження автомобіля. Окремі складові витрати палива навантаженого автомобіля залежно від швидкості руху змінюються таким чином: під час згоряння 1 кг бензину за середніх швидкостей та навантажень виділяється приблизно 300–310 г токсичних компонентів (255 г оксидів карбону, 55 г оксидів нітрогену, 20 г вуглеводнів, 1,5–2,025 г оксидів сульфуру, 0,8–1 г альдегідів, 1–1,5 г сажі). При згорянні 1 кг дизельного палива виділяється приблизно 80–100 г токсичних компонентів (20–30 г оксидів карбону, 20–40 г оксидів сульфуру, 0,8–1 г альдегідів, 3–5 г сажі) [128].

Вміст вуглеводнів у відпрацьованих газах зростає при різкому прискоренні (паливо гірше перемішується, менша швидкість згоряння). Особливо сильно зростає вміст вуглеводнів за режимаів примусового холостого ходу (наприклад, під час гальмування двигуном).

Найбільшу кількість вуглеводнів викидають вантажні автомобілі ГАЗ-3307, ЗІЛ-4502 та пасажирські автобуси (ПАЗ-32053). За збільшення швидкості руху від 20 до 50 км/год викид вуглеводнів зменшується орієнтовно вдвічі, при подальшому зростанні швидкості викид вуглеводнів підвищується.

Результати розрахунків для різних вантажних автомобілів, автобусів та легковиків за швидкості 60 км/год наведені в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 – Витрата палива залежно від типу (моделі) автомобілів ($v = 60$ км/год, $t = 20$ °C)

Автомобіль	G_{oi} , кг	C_i	F_i , м ²	Витрата топлива, л/100 км			
				$C_i \cdot F_i$	Q_{oi}	Q_{ei}	Q_i
ГАЗ-3307	7 400	0,965	3,84	3,705	11,766	6,614	18,38
ЗІЛ-4502	7 300	0,805	4,9	3,944	11,607	7,04	18,647
КамАЗ – 45143	7 080	0,673	6,85	4,61	11,257	8,228	19,485
ПАЗ–32053	8 380	0,734	6,53	4,793	13,32	8,555	21,875
ГАЗ «Газель»	1 670	0,439	3,59	1,576	2,655	2,813	5,468
ГАЗ «Рута»	1 400	0,413	2,88	1,189	2,226	2,123	4,349
Daewoo Lanos	1 035	0,509	1,572	0,8	1,649	1,428	3,077
Toyota Camry 3.5	1 740	0,341	1,698	0,579	2,766	1,033	3,799
Opel Astra Twin Top 1.8	1 515	0,31	1,683	0,521	2,408	0,931	3,339
Volkswagen Passat B7 1.8TSI	985	0,34	1,571	0,534	1,566	0,953	2,519

Примітка. G_{oi} – споряджена маса і-го автомобіля, кг; C_i – коефіцієнт аеродинамічного (лобового) опору і-го автомобіля; F_i – лобова площа і-го автомобіля, м²; Q_{oi} – витрата палива на переміщення і-го автомобіля відповідної спорядженої маси, л/100 км; Q_{ei} – витрата палива на подолання опору повітря, л/100 км; Q_i – витрата палива, л/км

Зниження забруднення атмосфери залежить також від забезпечення рівномірного руху автомобілів. Так, автомобілі, що рухаються з постійною швидкістю дорогами, які не мають перешкод руху, виділяють менше токсичних компонентів, ніж під час нерівномірного руху. Легковий автомобіль на горизонтальній ділянці дороги за швидкості руху 60 км/год виділяє в повітря на кожному кілометрі шляху 17 л карбон (II) оксиду [129]. Під час руху зі швидкістю 20 км/год його кількість зростає в 2,5 рази й ще більше збільшується під час роботи на холостому ході.

При неоптимальній організації автоперевезень вантажів і пасажирів питомий викид шкідливих речовин на одиницю транспортної роботи або перевезення пасажирів істотно збільшується.

Викид токсичних речовин і, як наслідок, енергетичні витрати, пов'язані переважно з переміщенням власної маси автомобіля. Викид токсичних речовин на перевезення одного пасажирів автомобілем Daewoo Lanos порівняно з масою автомобіля менший щодо CO в 24 рази, CH – в 40 і NO_x – в 31 раз. Тому зниження металомісткості транспортних засобів є одним із значних резервів зниження забруднення атмосфери.

Підвищення інтенсивності автомобільного руху від 400 до 1 200 авт./ год на автомагістралях збільшує вміст CO в атмосфері з 0,00056 до 0,0017 %, тобто практично втричі [56, 127]. Зниженню токсичності сприяє раціональна організація транспортного процесу, а саме: забезпечення оптимального руху всього транспортного потоку, регулювання тривалості зупинок автомобіля і швидкості його руху на окремих перегонах.

Режими руху. Робота автомобільного двигуна характеризується безперервною зміною швидкісних і навантажувальних режимів, кожному з яких відповідає певна кількість викиду токсичних речовин. При цьому ступінь концентрації токсичних компонентів у відпрацьованих газах змінюється залежно від потужності двигуна, його температурного режиму, керування автомобілем та інших факторів.

Загальні обсяги пилоутворення і виділення токсичних та шкідливих речовин залежать від низки різноманітних факторів, таких як закономірності руху транспортного потоку, режиму спалювання палива і режиму роботи двигуна та ін. [10]. Під час оцінювання інгредієнтного забруднення визначають масові викиди ЗР у режимах устленого руху, розгону та холостого ходу, а також вміст ЗР у ґрунті.

Вивчення режимів руху автотранспортних засобів свідчить, що у великих містах тривалість роботи вантажних автомобілів становить на холостому ходу 17 %, у режимах прискорення – 42 %, за постійної швидкості – 16 % і в режимах уповільнення – 25 %. В умовах руху автомобілів на замських автомагістралях тривалість роботи двигуна автомобіля на холостому ходу збільшується залежно від щільності транспортних потоків від 1 % до 3 %. Співвідношення зазначених режимів у балансі часу роботи автомобіля, несприятливих із точки зору токсичності відпрацьованих газів, наведені в табл. 2.2 [73].

Таблиця 2.2 – Вплив режимів руху автомобілів на концентрацію токсичних речовин

Токсичний компонент відпрацьованих газів, %	Режим роботи			
	холостий хід	постійна швидкість	прискорення 0–40 км/год	уповільнення 40–0 км/год
Карбону оксид	0,50–8,00	0,030–2,50	1,90–3,80	1,50–4,10
Вуглеводні	0,03–0,12	0,02–0,40	0,12–0,17	0,28–0,45
Нітроген оксид	0,005–0,01	0,08–0,14	0,12–0,19	0,02–0,04

Сьогодні обмеження токсичності випускних газів на автотранспорті здійснюється здебільшого у напрямі зменшення вмісту в них СО, що досягає максимального значення під час роботи двигуна на холостому ходу. Це пояснюється тим, що викид токсичних речовин карбюраторного двигуна

вантажного та легкового автомобілів залежить від частоти обертання колінчастого вала.

Отже, концентрація шкідливих викидів у повітрі істотно залежить не лише від технічного стану двигуна, а й від способу організації руху: від забезпечення невинного руху та можливості досягнення максимальної швидкості автомобілів. Скорочення часу зупинок і затримок автомобілів приводить до значного зниження концентрації оксидів карбону в повітрі. Концентрація оксидів карбону та інших забруднюючих речовин на перехрестях в 2,5–4 рази вища, ніж на перегонах, причому відповідна зона підвищеного забруднення залежно від швидкості вітру й інтенсивності руху, спостерігається на відстані 50–200 м від дорожнього перетину [131].

2.2.2 Дорожні показники

Дорожні умови звичайно поділяють на постійні та змінні. До перших відносять склад дорожнього покриття, план траси, поздовжній і поперечний профілі, ширину проїзної частини, перетинання доріг, а до змінних дорожніх умов – ступінь рівності дорожнього покриття, коефіцієнт зчеплення коліс із дорогою, видимість дороги та ін.

Поганий стан доріг збільшує викиди шкідливих речовин в атмосферу, що несприятливо впливає на навколишнє середовище. Так, через низький технічний рівень автомобільних доріг, аварійність окремих ділянок, перевантаження доріг на підходах до міст не реалізуються швидкісні можливості автомобілів, витрачається в 1,3–1,5 рази більше пального [19].

Переважає вплив на навколишнє середовище в період експлуатації автодоріг здійснює стан дорожнього покриття. Вибоїни і нерівності покриття значно збільшують забруднення повітряного басейну. Для багатьох доріг характерне перевищення ГДК пилу в десятки разів, що пов'язано з відсутністю своєчасного ремонту покриттів.

Нижче докладніше розглянуті дорожні показники, які впливають на зміну швидкості автомобіля, що призводить до більшої кількості викидів в атмосферу.

Рельєф дороги – сукупність нерівностей на дорозі (камені, западина, провалля, ущелина тощо). Рівнію дорогою автомобіль може їхати з високою і стабільною швидкістю. Тому розмір викидів в атмосферу від автомобіля, що рухається рівною дорогою, менша. Поздовжній схил дороги значною мірою залежить від рельєфу місцевості. Дослідження доводять, що зі збільшенням поздовжнього схилу викиди різко збільшуються, зокрема, при збільшенні ухилу з 20 % до 60 % викиди CO збільшуються в 1,68 раза, викиди C_xH_y – в 1,25 раза [21]. Зі збільшенням поздовжнього схилу спостерігається зменшення викидів по сажі і оксидам вуглецю. Це можливо пояснити змінами у виборі водієм режиму руху від накату до тягового зусилля і збільшенням коефіцієнта надлишку повітря із збільшенням поздовжнього схилу, що призводить до зменшення концентрації CO у відпрацьованих газах автомобіля.

Ширина проїзної частини. Чим більша ширина автодороги, тим більша насиченість автомобілів на дорозі, а отже, більше викидів в атмосферу. За однакової інтенсивності руху на широких дорогах концентрація шкідливих речовин майже на 30 % вища [66].

Тип і стан дорожнього покриття значно впливають на часті зміни швидкості автомобіля. Дорожнє покриття зазнає систематичного впливу коліс автомобілів. Від його типу й стану залежать найважливіші показники роботи автомобільного транспорту, швидкість руху, витрата потужності автомобіля, зношення шин, амортизація транспортних засобів.

Найбільш досконалими є цементобетонні й асфальтобетонні покриття. Незважаючи на високу міцність, цементобетонні покриття не завжди забезпечують високий ступінь рівності через наявність поперечних швів, що дають відчутні поштовхи за великої швидкості руху. Асфальтобетонні покриття мають рівну поверхню, надають малого опору руху і приводять до невеликого зношення шин. Недоліком асфальтобетонних покриттів є їх мала шорсткість.

Основними експлуатаційними показниками дороги є міцність і рівність покриттів. При цьому мають значення такі показники, як коефіцієнт служби дороги, стан дорожнього покриття (коефіцієнт слизькості) та коефіцієнт зчеплення автомобіля з дорогою. Зчіпні якості поверхні дорожніх покриттів повинні відповідати вимогам, наведеним у табл. 2.3 [12].

Таблиця 2.3 – Значення коефіцієнтів зчеплення [12]

Умова руху	Характеристика ділянок доріг	Коефіцієнт зчеплення
Легкі	Ділянки прямі або криві радіусами 1 000 м і більше, горизонтальні ділянки або ділянки з поздовжніми схилами не більше ніж 30 % з елементами поперечного профілю, що відповідають нормам для доріг з укріпленим узбіччям, без перетинань на одному рівні при рівні завантаження не більше ніж 0,3	0,45
Утруднені	Ділянки криві радіусами від 250 до 1 000 м, на спусках і підйомах з ухилами від 30 % до 60 %, ділянки в зонах звуженої проїзної частини (при реконструкції), а також ділянки доріг, віднесені до легких умов руху, при рівнях завантаження в межах 0,3–0,5	0,50
Небезпечні	Ділянки з видимістю, меншою від розрахункової, підйоми і спуски із схилами, що перевищують найбільші зони перетинань та примикань на одному рівні з автомобільними дорогами і залізницями (200 м), перехідно–швидкісні смуги та смуги основної проїзної частини в межах початку та до кінця перехідно-швидкісних смуг, а також ділянки, віднесені до легких і утруднених умов, при рівні завантаження більше ніж 0,5	0,55
Примітка. Коефіцієнт зчеплення вимірюється згідно з ДСТУ Б В.2.3–2. Вимірювання коефіцієнта зчеплення може здійснюватися й іншими приладами, що мають свідоцтво про метрологічну атестацію згідно з ДСТУ 3215 або ГОСТ 24555 та методиками чинними в Україні		

2.2.3 Кліматичні показники

Автомобільні викиди зумовлюють появу смогів та кислотних дощів, почастищення респіраторних захворювань населення тощо. За постійних параметрів викидів рівень забруднення атмосфери значно залежить від кліматичних умов: напрямку, умов перенесення й поширення домішок в атмосфері, інтенсивності сонячної радіації, що обумовлює фотохімічні перетворення домішок та виникнення вторинних продуктів забруднення повітря, кількості й тривалості атмосферних опадів, які призводять до вимивання домішок з атмосфери.

Здатність атмосфери до розсіювання залежить від вертикального розподілу температури й швидкості вітру. Якщо температура з висотою знижується, то утворюються умови інтенсивного турбулентного обміну. Найчастіше нестійкий стан атмосфери спостерігається влітку в денний час. У разі таких умов біля земної поверхні відзначаються великі концентрації й можливі значні коливання їх із часом. Якщо у приземному шарі повітря температура з висотою зростає (інверсія температури), то розсіювання домішок слабшає [132].

У разі піднесених інверсій приземні концентрації залежать від висоти розміщення джерела забруднення стосовно їх нижньої межі. Якщо джерело розміщене нижче від шару піднесеної інверсії (як у випадку з автотранспортом), то основна частина домішок концентрується на поверхні землі.

Швидкість вітру сприяє перенесенню й розсіюванню домішок, оскільки з підсиленням вітру зростає інтенсивність перемішування повітряних шарів. У разі сильного вітру початкове підіймання домішки зменшується, але спостерігається зростання швидкості перенесення домішки на значну відстань. Нестійкість напрямку вітру сприяє підсиленню розсіювання по горизонталі, а концентрації в ґрунті зменшуються [37].

Сонячна радіація зумовлює фотохімічні реакції в атмосфері й формування різних вторинних продуктів, які часто більш токсичні, ніж речовини, що

надходять від джерел викидів. У результаті фотохімічного ефекту в ясні сонячні дні в забрудненому повітрі формується фотохімічний смог.

На поширення домішок впливають також упорядковані вертикальні посування, обумовлені неоднорідністю підстилаючої поверхні. Якщо потоки сходять униз, приземні концентрації збільшуються, якщо догори – зменшуються. У деяких формах рельєфу, наприклад в улоговинах, повітря застоюється, що призводить до накопичення шкідливих речовин поблизу підстилаючої поверхні, особливо від низьких джерел викидів. У гористій місцевості максимумами приземної концентрації домішок звичайно більші, ніж у разі відсутності нерівностей рельєфу [95].

Крім того, погодно-кліматичні показники (видимість, опади, температура, тиск і вологість повітря) впливають на режими руху автомобіля, що, у свою чергу, призводить до збільшення кількості викидів в атмосферу.

Видимість залежить від наявності в повітрі частинок пилу, найдрібніших крапельок і кристалів води, які розсіюють світло і зменшують дальність видимості до декількох кілометрів, а іноді й до декількох десятків метрів. Серпанок, туман, випадання опадів, завірюха згладжують відмінності в яскравості та кольорі віддалених предметів і цим погіршують їх видимість аж до повного її зникнення.

При туманах концентрація домішок може значно збільшуватися. З туманами пов'язані смоги, при яких упродовж тривалого часу утримуються високі концентрації шкідливих домішок.

Різкі перепади тиску особливо небезпечні для осіб, які страждають на гіпертонію чи гіпотонію. В Україні 23 мільйони осіб страждають від порушення системи кровообігу, а це понад 60 % дорослого населення [51]. Порушення біоритмів унаслідок впливу магнітних бур викликає безсоння, роздратування, зниження імунітету, що дуже шкодить особливо тим, хто сідає за кермо автомобіля. Адже тут вони залучаються до системи «водій – автомобіль – дорога – довкілля».

2.3 Методика визначення інтенсивності руху автотранспорту на ділянці автомагістралі

Під час вибору досліджуваних ділянок автодоріг було враховано їх категорію, для визначення якої розраховували інтенсивність руху автомобільного транспорту за поданою методикою.

Інтенсивність транспортного потоку (у фізичних одиницях за 1 годину) визначається за формулою [35]:

$$N_i = \sum_{k=1}^n N_{ik}, \quad (2.1)$$

де i – напрямок руху;

k – вид транспортних засобів;

N_{ik} – кількість транспортних засобів виду k , що проїхали в напрямку i впродовж обстеження, од.

Для кожного напрямку розраховується інтенсивність транспортного потоку (у зведених одиницях за 1 годину) за формулою

$$N_{npi} = \sum_{k=1}^n k_k^{np} \cdot N_{ik}, \quad (2.2)$$

де k_k^{np} – коефіцієнт зведення кількості транспортних засобів типу k до легкового автомобіля (табл. 2.4).

Таблиця 2.4 – Коефіцієнти зведення кількості транспортних засобів типу k до легкового автомобіля [59]

Вид транспортного засобу	k_k^{np}
Легкові автомобілі	1,0
Мікроавтобуси і вантажні автомобілі вантажопідйомністю до 2 т	1,5
Вантажні автомобілі вантажопідйомністю 2–5 т	2,0
Вантажні автомобілі вантажопідйомністю 5–8 т	2,5
Вантажні автомобілі вантажопідйомністю більше ніж 8 т	3,5
Автобуси	2,5
Мотоцикли	0,5
Трактори	4,0
Крани	3,5

Інтенсивність руху АТЗ на міжміських автодорогах розрізняють за сезонами, місяцями та днями тижня [132]. Врахувати усі ці фактори неможливо. Тому ми виходили із максимальної інтенсивності дорожнього руху в ранкові години. Для кожного напрямку розраховували добову інтенсивність транспортного потоку (у приведених одиницях за 1 добу) за формулою

$$N_{\text{при}}^{\text{доб}} = \frac{N_{\text{при}} \cdot 100}{k_{\text{доб}}} \quad (2.3)$$

де $k_{\text{доб}}$ – середнє співвідношення добової до годинної інтенсивності руху в годину проведення обстеження, %. Беруть із табл. 2.5 [59];

$N_{\text{при}}$ – інтенсивність транспортного потоку, од./год.

Таблиця 2.5 – Відсоткове співвідношення інтенсивності руху впродовж однієї доби

Час доби	Співвідношення $k_{\text{доб}}$			Час доби	Співвідношення $k_{\text{доб}}$		
	min	max	середнє		min	max	середнє
6–7	2,36	2,94	2,62	18–19	5,21	6,04	5,61
7–8	5,64	5,94	5,75	19–20	3,08	5,50	4,46
8–9	6,96	7,46	7,18	20–21	3,00	3,74	3,47
9–10	6,30	7,51	7,05	21–22	2,02	3,10	2,59
10–11	6,56	7,30	7,02	22–23	0,70	2,50	1,89
11–12	6,31	7,27	6,66	23–24	0,50	2,45	1,54
12–13	6,21	7,22	6,61	0–1	0,45	1,61	0,99
13–14	5,39	6,34	6,00	1–2	0,41	1,44	0,74
14–15	6,32	6,87	6,59	2–3	0,19	0,55	0,31
15–16	6,66	7,42	7,12	3–4	0,22	0,37	0,29
16–17	6,90	7,41	7,08	4–5	0,28	0,83	0,50
17–18	6,33	7,03	6,63	5–6	0,50	1,32	0,75

Інтенсивність руху автотранспорту з урахуванням структури транспортного потоку на досліджуваних ділянках, що наведена на рис. 2.3.

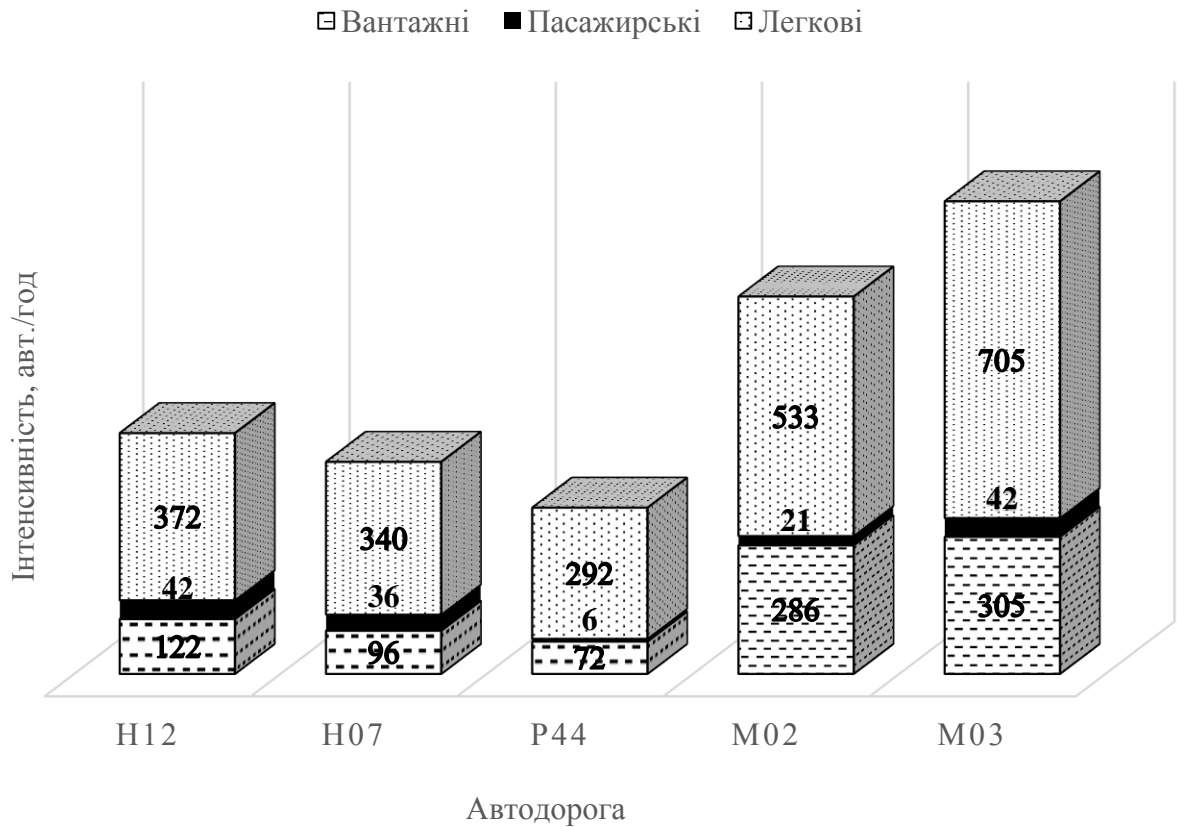


Рисунок 2.3 – Інтенсивність руху автотранспорту на досліджуваних ділянках автомагістралей

Таким чином, обрані для дослідження ділянки доріг істотно відрізняються за інтенсивністю руху. Найбільша інтенсивність руху зафіксована на автомагістралі M03 (Київ – Харків – КПП Довжанський) і становить 1 052 автомашини за 1 годину (29 % становлять вантажні автомобілі, 67 % – легкові). Найбільша частка вантажних ватомобілів належить автомагістралі M02 (34 %). На решті доріг частка вантажних становить 29 % (M03), 23 % (H12), 20,3 % (H07) та 20 % (P44). Частка легкових автомобілів у структурі транспортних потоків на досліджуваних ділянках автодоріг становить від 63 % (M02) до 79 % (P44).

У складі транспортного потоку досліджуваних автодоріг переважають легкові автомобілі, але істотну його частину становлять вантажні автомобілі та пасажирські автобуси, що є найбільшими постачальниками викидів. Дані про

величину пробігових викидів (г/км) та питомі викиди забруднюючих речовин різними АТЗ наведено в додатку Г.

Відповідно до нормативних документів [7], визначеної інтенсивності руху, складу транспортного потоку та наявних інженерних споруд досліджуваним ділянкам автомобільних доріг було присвоєно такі категорії: М02 – 2 категорія, М03 – 1 категорія, Н07 – 2 категорія, Н12 – 2 категорія, Р44 – 3 категорія. Екологічний клас було визначено відповідно до [7]: М02 – II екологічний клас, М03 – I, Н07, Н12, Р44 – II екологічний клас.

2.4 Методологія проведення досліджень

Експериментальні дослідження проводили з метою підтвердження адекватності та достовірності математичної моделі, а також одержання експериментального підтвердження залежності якості стану екосистеми та ступеня забруднення атмосферного повітря.

Експериментальні дослідження передбачали:

- визначення стану придорожніх екосистем уздовж ділянок автомагістралей різної категорії за показником флуктуаційної асиметрії (ФА) листової пластини дерев листяних порід, характерних для всіх досліджуваних ділянок;

- визначення рівня забруднення атмосферного повітря сульфур діоксидом уздовж автомагістралей методом ліхеноіндикації;

- визначення рівня забруднення придорожніх ґрунтів за реакцією тест-рослини, що передбачало відбір проб ґрунту в місцях дослідження та вирощування на ньому тест-рослини;

- визначення показника зольності та вмісту важких металів у листі деревних порід із досліджуваних ділянок;

- визначення вмісту сульфур діоксиду в атмосфері придорожніх територій експрес-методом.

Проведення розрахунків, оброблення експериментальних даних та їх візуалізацію виконували із застосуванням комп'ютерних програм Matlab, Microsoft Excel, Statistica 12.0, прикладного пакета програм Ansys 17.0.

Біоіндикаційні методи передбачають оцінювання стану середовища за допомогою живих об'єктів і базуються на спостереженні за складом та кількістю видів-індикаторів.

Рід час проведення біоіндикації враховували такі принципи:

- 1) швидкість проведення досліджень;
- 2) отримання точних і достовірних результатів;
- 3) велика кількість відібраних тест-об'єктів з однорідними властивостями.

Вивчення рослинних угруповань виконували на ділянках уздовж визначених автомагістралей, при цьому враховували, що рослини, які можна використати як індикатори, повинні відповідати таким вимогам:

- широка екологічна амплітуда;
- широкий ареал поширення;
- низька спонтанна частота прояву враховуваної ознаки.

Обрана методика проведення експерименту є універсальним неспецифічним індикатором стану середовища, тому не потребує проведення додаткових хіміко-аналітичних робіт для підтвердження своєї придатності.

Для оцінювання повітряного середовища або інтегральної оцінки якості середовища проживання живих організмів як індикатори використовують лишайники [113–114, 120] та вищі рослини (березу, тополю, злакові тощо) [109–112].

Біоіндикаційні дослідження виконувалис оптичними методами, інтерпретацію та оброблення експериментальних даних проводили за допомогою програмних продуктів ABBY Finereader 9.0 та Adobe Photoshop 8.0.

Біотестування вважається ефективним методом оцінювання потенційної небезпеки хімічного, фізичного або біологічного впливу на природні середовища [109]. Тест-реакцію (або тест-функцію) визначали як

одну з реакцій, що закономірно виникає в тест-системі, у відповідь на вплив комплексу зовнішніх факторів. Кількісним виразом тест-реакції є тест-параметр. Критерієм токсичності є значення тест-параметра або правило, на підставі якого роблять висновок про токсичність досліджуваної проби. До поняття «тест-система» входить просторово обмежена сукупність чутливих біологічних елементів (сенсорів) і досліджуваного середовища, в якому вони перебувають. Для позначення основних елементів, що складають тест-систему, широко використовують терміни «тест-об'єкт» і «тест-культура» (або «тест-організм»). При цьому тест-об'єкт правильно трактувати як досліджувану пробу або зразок і впливає на нього, викликаючи тест-реакцію в тест-організмі [125].

2.4.1 Методика дослідження техногенного впливу на екосистеми за показником флуктуаційної асиметрії листя деревних порід

У дослідженнях була використана система морфологічних ознак для листя деревних культур згідно з методикою «Біотест» [133]. Для загальної характеристики забруднення атмосферного повітря використовували фонові види деревних рослин, які ростуть у кожному досліджуваному районі в екологічно однакових умовах за вологістю й освітленістю. Спільними породами дерев для всіх обраних для дослідження ділянок є береза повисла і тополя чорна, які й були обрані для проведення дослідження. Обрані для дослідження рослини відносять до відділу покритонасінних (*Angiospermae*) класу дводольних (*Dicotyledones*). Ці рослини деревні, листяні, світлолюбні й вологолюбні:

– тополя чорна (*Populus nigra L.*) – це дерево зі світлою корою з нечисленними чорними тріщинами стовбура висотою до 30 м. Листя дельтоподібне з великими нерівними тупими зубцями. Верхня поверхня листка – темно-зелена. Черешки біля основи листової пластинки з дуже розвиненими залозками, що сильно відрізняються за розмірами від залозок по краях листової пластинки;

– береза повисла (*Betula pendula Roth*) – це дерево з білою корою до 20 м заввишки. Листя загострені, зубчасті, з округлими боками, 4–6 см довжиною. Середня жилка листової пластинки різко виступає (часто на 2/3 товщини). Серезки циліндричні, повислі, 3–4 см довжиною. Гілки повислі.

Як досліджувантй матеріал використовували листя рослин. Відстань від дороги до дерев – 20 м. На кожній ділянці матеріал збирали в трьох повтореннях із кожного з двох видів дерев. Відстань між рослинами одного виду на кожній ділянці становила 15–18 м. Дощу не було 10–12 днів до початку збирання. Матеріал збирали з одновікових дерев, на одній висоті (1–2-й ярус від основи), з пагонів поточного року (1-ша, 2-га, 3-тя протилежні пари листя від основи пагона), рівномірно з усіх боків крони. Листя збирали не пошкоджені, подібні за розміром, середні для даної рослини (кількістю 100 з кожного дерева).

Після збирання листя зберігали в скляних банках у 70 % спиртовому розчині, це дозволило виконувати вимірювання в різний час. При цьому перевагу надавали листю з рівною поверхнею, з цілими краями і приблизно однакових розмірів [133].

Листя вимірювали за допомогою програми Photoshop 8.0, після сканування за допомогою програми ABBY Finereader 9.0 на сканері Canon MP160, лінійні вимірювання виконували з точністю до 0,1 мм, кутові – до 0,1°.

Для оцінювання величини флуктуаційної асиметрії вибирали ознаки, що характеризують загальні особливості листка, що зручні для обчислення і дають можливість однозначної оцінки. Вимірювали параметри лівої і правої половин листової пластинки. З кожного листка одержували по п'ять вимірів за методикою Захарова [133] згідно зі схемою, наведеною на рис. 2.4.

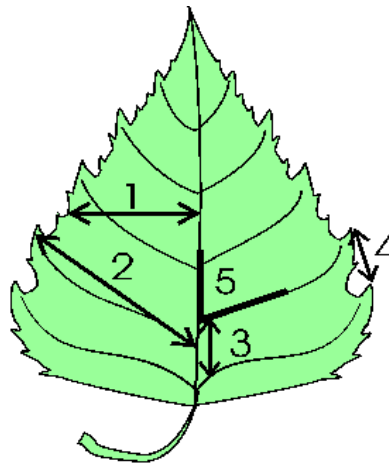


Рисунок 2.4 – Схема вимірів листка берези повислої та тополі чорної:

1 – ширина половинки листка; 2 – довжина другої жилки від основи листа;
 3 – відстань між основами першої та другої жилок; 4 – відстань між кінцями першої та другої жилок; 5 – кут між головною та другою від основи жилками

Після відбирання тестових об'єктів на експериментальних ділянках статистично оцінювали величину асиметрії листової пластинки за допомогою інтегрального показника – величини середньої відносної відмінності на ознаку (відношення різниці до суми вимірів листка з лівого і правого боків, віднесені до кількості ознак):

$$I_A = I_0 \frac{A - B}{A + B}, \quad (2.4)$$

де I_A – інтегральний показник асиметрії;

I_0 – абсолютна величина асиметрії;

A, B – значення ознаки з лівого і правого боків листової пластинки відповідно.

Такий інтегральний показник дає можливість порівняння і усереднення значень ознак із різною абсолютною величиною, а також порівняння ознак, що виражаються лінійними і кутовими одиницями.

Для кожної з рослин і кожної вибірки обчислювали середньоарифметичне значення цього показника. Обчислення середнього арифметичного, середньоквадратичного відхилення, помилки середнього

здійснені в програмі Microsoft Excel. Для характеристики вибірок у цілому визначали середню величину ознаки. Середня арифметична величина значення ознаки

$$M = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n}, \quad (2.5)$$

де M – середнє арифметичне;

x – окремі виміри;

n – число листя.

Середньоквадратичне відхилення, що є основним показником різноманітності значень ознаки в групі, визначали за формулою

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (M - x_n)^2}{n - 1}}. \quad (2.6)$$

Для виявлення статистичних відмінностей між величинами показника флуктуаційної асиметрії в різних вибірках використовували критерій Стюдента.

Статистично значущими вважали відмінності, що досягали значень вище ніж 95 %. У ряді випадків застосовували методи непараметричної статистики, зокрема коефіцієнти рангової кореляції.

Для оцінювання ступеня порушення стабільності розвитку використовували 5-бальну шкалу: для берези повислої – запропоновану В. М. Захаровим [133]; для тополі чорної застосовували п'ятибальну шкалу, розроблену [134] на підставі інтегральних показників (табл. 2.6). Рівень значущості відмінностей між досліджуваними ділянками визначали за t -критерієм Стюдента. Достовірним брали рівень у 5 %.

Таблиця 2.6 – Шкала оцінювання порушення стабільності розвитку тополі чорної та берези повислої [134]

Об'єкт дослідження – береза повисла, тополя чорна		
Бал	Класовий порядок	Характеристика
I	0,040–0,047	Умовна норма. На рослинах не відображається негативний вплив факторів середовища
II	0,048–0,055	Рослини відчувають слабкий вплив факторів середовища
III	0,056–0,063	У рослин спостерігаються відчутні відхилення від норми, що характерно для забруднення середовища
IV	0,064–0,071	Рослини в пригніченому стані. Ступінь негативного впливу вищий від середнього
V	0,072–0,079	Рослини сильно пригнічені. Умови середовища незадовільні

2.4.2 Методика проведення ліхеноіндикаційних досліджень

Лишайники використовують як індикатори забруднення, насамперед повітря. Якщо в зоні дослідження не трапляється жодного лишайника, то це свідчить про те, що концентрація діоксиду сірки в повітрі перевищує 0,3–0,5 мг/м³. Переважання деяких витривалих до забруднення лишайників – ксанторії, фасції, леканори – свідчить про те, що кількість сірчистого газу коливається в межах від 0,05 до 0,20 мг/м³ [114].

Під час визначення рівня забрудненості повітря за допомогою лишайників враховують такі параметри:

- загальну кількість видів лишайників;
- міру покриття сланями лишайників кожного дерева;
- частоту кожного виду;
- кількість кожного виду.

У ліхеноіндикаційних дослідженнях як субстрату використовують різні дерева. Для оцінювання забруднення атмосфери на обраній місцевості

вибирають вид дерева, найбільш поширений на досліджуваній території. Наприклад, як субстрат можуть бути використані липа дрібнолиста, тополя.

Ділянку ділять на квадрати, в кожному з яких підраховують загальну кількість досліджуваних дерев, покритих лишайниками. Для оцінювання забруднення атмосфери конкретної магістралі описують лишайники, які ростуть на деревах, по обидва боки дороги на кожному третьому, п'ятому або десятому дереві. Площу дослідження обмежують на стволі дерев'яною рамкою (або плівкою), наприклад розміром 10x10 см, розділеною всередині на квадрати по 1 см². Відмічають, які види лишайників траплялися на майданчику, який відсоток загальної площі рамки займає кожен вид, що росте там. Крім того, зазначають життєздатність кожного зразка. На кожному дереві описують мінімум чотири пробні майданчики: два біля основи ствола (з різних його боків) і два на висоті 1,4–1,6 м. Проводять обстеження за наявності одного виду лишайників на цій території. Окрім виявлення видового складу, визначають розміри розеток лишайників і міру покриття у відсотках.

За типом лишайників, які переважають на певній території, можна приблизно визначити рівень забруднення оксидами сульфуру. Для цього використовують шкалу, запропоновану в [120] (табл. 2.7).

Чутливість лишайників до забруднення повітря кислотними оксидами визначали за літературними даними. Згідно із [120] виділяють такі класи чутливості лишайників:

- клас S (англ. Sensitive – чутливий), вміщує всі види лишайників, чутливих навіть до низьких концентрацій полютантів (граничні концентрації оксидів сірки цих видів досягають 0–25 мкг/м³ – відповідно найнижчої та найвищої концентрацій);

- клас S-I (англ. Sensitive-intermediate – середньочутливий), містить у собі види, помірно чутливі до низьких концентрацій (найнижча та найвища концентрації оксидів сульфуру – 25 і 50 мкг/м³ відповідно);

- клас I (англ. Intermediate – середній), представлений видами, що мають середню чутливість (50–75 мкг/м³);

- клас I-T (англ. Intermediate-tolerant – середньостійкий), містить види, що мають чутливість, більшу за середню (75–100 мкг/м³);
- клас T (англ. Tolerant – стійкий), вміщує всі лишайники, толерантні до високих концентрацій (від 100 мкг/м³ і більше).

Таблиця 2.7 – Шкала визначення ступеня забруднення атмосферного повітря сульфур діоксидом [118]

Зона забруднення	Оцінювання зони, де трапляються лишайники	Забруднення повітря сульфур діоксидом, мкг/м ³	Оцінка забруднення
1	Лишайники на деревах і каменях відсутні	> 0,3 – 0,5	Сильне забруднення
2	На північній стороні стовбура спостерігається зеленуватий наліт водорості	0,3	Досить сильне
3	Поява на стовбурах і біля основи дерев сіро-зеленуватих твердих накипних лишайників	0,05 – 0,2	Середнє
4	Розвиток накипних лишайників, поява листуватих лишайників	< 0,05	Невелике
5	Поява куцистих лишайників	Малий вміст	Повітря дуже чисте

Збирання даних для проведення ліхеноіндикаційних досліджень проводили вимірюванням та аналізом параметрів лишайників, виявлених на деревах досліджуваної території. Для визначення частоти та кількості видів лишайників користувалися рамкою розміром 10×10 см, розділеною усередині на квадрати по 1 см. Цією рамкою обмежується майданчик на досліджуваному дереві. Відмічали, які види лишайників траплялися на майданчику, який відсоток загальної площі рамки займає кожен вид, що росте там, а також життєздатність кожного зразка. З обох боків стовбура дерева на висоті 1,2–1,5 м

за допомогою виміральної сітки визначали площу покриття лишайників. Обчислювали відсоткове співвідношення порівняно з еталоном – зайняті всі 100 см².

Для визначення проективного покриття використовували бальну шкалу Браун-Бланке [111]:

- 0 – лишайники трапляються рідко, ступінь покриття незначний;
- 1 – лишайників багато, ступінь покриття малтий, або особини розріджені, площа покриття більша;
- 2 – лишайників багато, ступінь проективного покриття не менший за 10 %, але не більший від 25 %;
- 3 – будь-яка кількість лишайників, ступінь покриття – від 25 % до 50 %;
- 4 – будь-яка кількість лишайників, ступінь покриття – від 50 % до 75 %;
- 5 – ступінь покриття більший – 75 %.

Середнє проективне покриття кожного виду, розраховане для всієї досліджуваної території, визначається за формулою

$$R = \frac{n_1 + n_2 + \dots + n_x}{x}, \quad (2.7)$$

де R – числове значення середнього покриття визначеного виду;

n_x – результат вимірювання проективного покриття виду лишайника на дереві x ;

x – кількість одинарних вимірювань (тобто вимірювань з одного боку дерева), де виявлено покриття визначеного виду лишайника.

Для перевірки одержаних даних спостережень було використано метод ліхеноіндикаційних індексів – розраховано індекс атмосферної чистоти (І.А.Р.) – для визначення рівня забрудненості повітря оксидами сірки. Індекс являє собою число, отримане при використанні математичної формули, в якій формалізовано параметри ліхеноіндикаційних досліджень.

Розрахунок індексу атмосферної чистоти (І.А.Р) здійснювали за методикою Д. Деслувера і Ф. Лебланка [135]. Оцінювання результату

обчислення проводилим за такою логікою: чим більший результат, тим менша екологічна сприятливість території. Цей коефіцієнт обчислюється сумарно для всіх ділянок і відображає середній рівень забрудненості всієї території.

Значення індексу чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.) розраховувалося за формулою

$$I.A.P. = 1/10 \sum_{i=1}^n Q_i \cdot F_i, \quad (2.8)$$

де n – число (кількість) видів лишайників на досліджуваній площі;

Q_i – екологічний показник виду i (середня кількість видів, що ростуть разом із видом i на досліджуваній площі);

F_i – оцінка зустрічальності/покриття i -виду відповідно до наведеної шкали [135].

За А. В. Лиштвою [136], добуток $Q_i \cdot F_i$ ділиться на 10, щоб одержати більш наочне число.

2.4.3 Методика оцінки стану придорожніх ґрунтів методом фітотестування

Фітотестування як метод оцінки ґрунтів використовують здавна для визначення якості насіння, родючості ґрунтів сільгоспугідь, у біомедичних дослідженнях та відносно недавно – в природоохоронній сфері для оцінювання екологічної якості природних середовищ (вод, ґрунтів).

Відома велика кількість рекомендацій за різними варіантами застосування насіння вищих рослин різних видів у фітотестах. Однак на сьогодні в реєстрі нормативних документів немає стандартизованих методик фітотестування.

Особливої актуальності в екологічному контролі мають лабораторні методи фітотестування, як найбільш експресні та економічні. Існують публікації, в яких описана також найбільша чутливість саме лабораторних методів тестування порівняно з мікроділянковими і вегетаційними [50].

Фітотестування ґрунтується на чутливості рослин до екзогенного хімічного впливу, що позначається на ростових і морфологічних характеристиках [123].

Існує чимало рекомендацій використання того чи іншого виду рослин.

У серії публікацій з аналізу фітотоксичності забруднених чорноземів обґрунтовується зональний підхід. Автори як тесткультури пропонують використовувати насіння найбільш характерних для досліджуваного типу ґрунтів вирощуваних культур. Дослідники для екотоксикологічної оцінки чорноземів використовують насіння пшениці (*Triticum spp.*) [123].

У багатьох працях вітчизняних і зарубіжних авторів показана ефективність застосування насіння крес-салату садового (*Lepidium sativum*). Ця тест-культура була інформативною при забрудненні досліджуваних об'єктів поліювантантами різних типів (важкими металами, вуглеводнями, радіоактивними речовинами та ін.) і при комплексному забрудненні. Міжнародний стандарт ISO 11269-2 регламентує вибирати мінімум два види рослин, при цьому одна повинна належати до класу однодольних, а інша – до дводольних [137].

Незважаючи на певний вплив токсикантів на рослини, варто відзначити, що насіння різних видів вибірково реагують на певні класи поліювантантів.

Іншою важливою особливістю фітотест-систем, що впливає на результат випробувань, є вплив факторів середовища. Очевидно, що реакція тест-рослин складається з власне реакції на поліювантанти і реакції на фактори середовища. Це питання вивчено недостатньо і заслуговує детального опрацювання. У зарубіжних публікаціях є відомості, що свідчать про залежність між вмістом органічної речовини та показником фітотоксичності [138].

Згідно з міжнародними стандартами ISO 11269-1 [139] та ISO 11269-2 [116] тест-культуру вирощують в умовах безпосереднього контакту з тест-об'єктом. При цьому контрольний і досліджуваний ґрунти повинні бути якомога більш подібними один до одного за структурою і складом (за

винятком досліджуваних хімікатів і забруднювачів) [123]. У зв'язку з цим доцільне проведення тесту не на водному екстракті, а на твердому зразку.

Про реакцію тест-системи в лабораторному фітотестуванні роблять висновок за такими параметрами, як схожість, енергія проростання, дружність проростання, довжина коренів та пагонів, маса сухої речовини. При цьому під схожістю розуміють здатність насіння давати за встановлений термін нормальні проростки за певних умов пророщування. Кількість нормально пророслого насіння виражають у відсотках від загальної кількості насіння, взятих для аналізу. Енергією проростання називають здатність насіння давати нормальні проростки за коротший, ніж для визначення схожості, термін [139]. Наприклад, для польових рослин він становить від трьох до п'яти діб. Цей показник визначають одночасно із схожістю, він характеризує дружність проростання. При визначенні довжини коренів у дводольних рослин вимірюють головний корінь, що виділяється товщиною і довжиною серед додаткових і бічних коренів. В однодольних рослин коренева система переважно мичкувата, тому складається з великої кількості приблизно однакових за розмірами коренів. У цьому випадку визначають довжину найдовшого корінця.

Тест-параметри, які використовуються іноземними дослідниками, також досить неоднозначні. Ґрунтуючись на аналізі літературних даних та результатах наших спостережень як найбільш інформативних, можна рекомендувати параметри розвитку коренів (довжину корінця) і енергію проростання. Збільшення кількості вимірюваних параметрів може істотно ускладнити експресну методику фітотестування.

Згідно з міжнародним стандартом ISO 11269-1 [139] замочені у дистильованій воді насінинки необхідно переносити для подальшого вирощування в посудини (чашки Петрі) з досліджуваним об'єктом, після чого субстрат вимивають і вимірюють довжину відмитих коренів [123]. Проростки по одному беруть із чашки Петрі для вимірювання довжини коренів за допомогою лінійки.

Проби ґрунту відбирають у характерних точках забруднення. Кожної проби беруть не менше ніж 5 зразків. Відбір проб ґрунту здійснювали згідно з ДСТУ ISO 10381–1:2004 [140].

Для виявлення забруднень аналіз проб ґрунту здійснюють у районах, на які впливає той чи інший фактор. В нашому випадку – автотранспорт. Для відбору проб ґрунту використовували сталеві та полістиролові інструменти. Зберігали ґрунт у поліетиленових мішках. Глибина відбору проби ґрунту для виявлення техногенних забруднень, які можуть потрапити в ґрунт з повітря, становила 10 см. Не відбирали ґрунт на зниженнях та підвищеннях ландшафту. Одна проба ґрунту не перевищувала 300 г.

Згідно з методикою [140] під час аналізу впливу автомобільного транспорту на забруднення ґрунту проби відбирали на відстані 50 м від автодоріг та 150–200 м від автомагістралей. При цьому враховували вертикальну структуру, неоднорідність покриву ґрунту, рельєф і клімат місцевості, а також особливостей забруднюючих речовин.

Транспортували проби в поліетиленових мішках. На мішках із пробами зазначали місце та час відбирання проби, глибину відборання.

Безпосередній контакт рослин із ґрунтом та, як наслідок, із поллютантами відбувається через кореневу систему рослини, яка чітко реагує на наявність забрудників шляхом зміни будови зародкових коренів на анатомічно-морфологічному рівні. У зв'язку з цим як параметри для тест-об'єктів доцільно використовувати довжину коренів рослин та енергію проростання насіння. Пригнічення росту і розвитку злаків на 30 % і вище свідчить про фітотоксичність середовища [123].

Залежно від результатів дослідів субстратам присвоюють один з чотирьох рівнів забруднення [135]:

- 1) Забруднення відсутнє. Схожість насіння досягає 90–100 %. Сходи дружні, паростки міцні, рівні.
- 2) Слабке забруднення. Схожість 60–90 %. Паростки майже нормальної довжини, міцні, рівні.

3) Середнє забруднення. Схожість 20–60 %. Паростки значно коротші і тонші. Деякі з них мають потворність.

4) Сильне забруднення. Схожість насіння слабка (менше ніж 20 %). Паростки дрібні і потворні.

Таким чином, визначення фітотоксичності ґрунтів, забруднених продуктами роботи транспортних засобів, що проводиться методом проростків, яке ґрунтується на реакції тест-культур на вміст у ґрунті різних полютантів, дозволяє виявити токсичну дію шкідливих речовин, на паростки культур, причому одна тест-система дозволяє визначити відразу декілька забруднюючих речовин.

Згідно з МР 2.1.7.2297–07 [141] у лабораторних фітотестах було використано насіння вівса (*Avena spp.*), оскільки воно дає найбільш стабільні і відтворювані результати порівняно з насінням інших культур (рр. *Pisum*, *Cucumis*, *Triticum*, *Daucus* та ін.), відрізняється швидким ростом, майже 100 % проростанням і має чітко виражену реакцію на наявність забрудників у ґрунті [123].

Для експерименту відбирали неушкоджене насіння вівса, схожість якого становила не менше ніж 95 %. У відібрані зразки ґрунту висаджували насіння вівса. За показник тест-функції брали довжину коренів рослини. Обчислювали середню довжину коренів, одержану в паралельних експериментах для контрольного й досліджуваного насіння. Для оцінювання токсичності ґрунту визначали фітотоксичний ефект (ефект гальмування), який залежить від середньої довжини коренів у досліді й середньої довжини коренів у контролі.

Фітотоксичний ефект розраховували за формулою

$$FE = \frac{L_k - L_m}{L_k} \cdot 100 \% \quad (2.9)$$

де L_m – середня довжина коренів у досліді, мм;

L_k – середня довжина коренів у контролі, мм.

Фітотоксична дія вважалася доведеною, якщо фітотоксичний ефект становив 20 % і більше.

2.4.4 Методика визначення вмісту зольних елементів та важких металів у листі листяних рослин

Уміст хімічних сполук у рослинній тканині залежить як від концентрацій їх у ґрунті, так і від індивідуальних властивостей рослин. Під час спалювання рослинного матеріалу карбон (С), нітроген (N) і гідроген (H) виділяються у вигляді вуглекислого газу, води та оксидів нітрогену. Нелеткий осад, що залишився, – зола, містить неорганічні речовини, що не згорають. За вмістом золи (%) можна говорити про незадовільний екологічний стан тієї чи іншої території: чим вищий вміст неорганічних речовин у попелі листя рослин, тим більше міститься забруднюючих речовин у навколишньому середовищі.

Одержані дані обробляли за методикою Доспехова, статистичну обробку одержаних результатів і порівняння досліджуваних майданчиків здійснювали з використанням F-критерію Фішера [138]. За допомогою знаходження найменшої істотної різниці (НІР) на 5 % рівні значущості оцінювали ситуацію у цілому на ділянці окремо для кожного із досліджених видів рослин. Значення в межах НІР₀₅ наводили до середнього. Запроваджена [138] бальна система відображає залежність умісту неорганічних речовин від рівня забруднення середовища росту рослин. За еталон узято ділянку в сільській місцевості, поза автомобільним шляхами та поза зонами, що піддаються забрудненню стаціонарними джерелами викидів (с. Могриця, Сумський район).

Межі бальної класифікації варіюють за значенням НІР₀₅ із такою модифікацією для тополі чорної і берези повислої [138]:

- I бал, відповідає дуже високому забрудненню середовища;
- II бали, визначає високе забруднення середовища;
- III бали, характеризує підвищене забруднення середовища;
- IV бали, відображає забруднення середовища вище від середнього;
- V балів, середнє забруднення середовища;

- VI балів, слабе забруднення середовища;
- VII балів, умовна норма;
- VIII балів, відсутність негативних змін у довкіллі.

Надходження солей важких металів до тканин рослин відбувається як шляхом дифузії з ґрунту (через кореневу систему), так і під час процесу дихання рослини з повітрям через відкриті продихи і продихові пори. У листяних рослин інтенсивніше процес дихання відбувається в світлий час доби, коли продихи відкриті. Атмосферне повітря також зазнає найбільш сильного антропогенного впливу в денний час.

Особливо сильне накопичення забруднюючих речовин відбувається за відсутності опадів, коли їх концентрація в атмосферному повітрі сягає максимуму і процес самоочищення атмосфери відбувається дуже повільно [112].

Дослідження вмісту важких металів (ВМ) проводили методом атомно-абсорбційного аналізу. У зв'язку з тим, що різна концентрація рухомих форм важких металів у тканинах листя рослин відображає їх уміст у навколишньому середовищі, метод визначення вмісту солей важких металів у листі листяних рослин може бути істотним доповненням до біоіндикації придорожніх екосистем.

Для визначення вмісту важких металів у листях рослин підготовлений матеріал озолювали за методикою [142] і золу обробляли 5М-розчином нітратної кислоти для переведення токсичних елементів у нітрати, з метою кращого розчинення у фоновому розчині приладу. Через 3 години тиглі із золою в розчині нітратної кислоти охолоджували. Після чого визначали вміст солей важких металів у кожній пробі. Всі проби виконувалися тричі, і визначали середню величину. Рівень значущості відмінностей між досліджуваними ділянками визначали за t-критерієм Стьюдента. Достовірним брали 5 % рівень. Отримані розчини були проаналізовані на спектрофотометрі С115-М1 (ВАТ «СЕЛМІ», Україна) з електротермічним атомізатором на кафедрі

прикладної екології Сумського державного університету. Методика проведення досліджень та результати вимірювань наведені у додатку Д.

2.4.5 Методика визначення концентрації SO₂ у атмосферному повітрі та воді

Для перевірки адекватності математичної моделі (розділ 3) було виміряно вміст сульфур діоксиду в атмосферному повітрі та у воді на ґрунті на відстані 5 м від дороги під час дощу на одній із досліджуваних ділянок, а саме на ділянці автодороги Н12 (поблизу м. Охтирка). Для аналізу було обрано сульфур діоксид через простоту вимірювання, його гарну абсорбцію водою та можливість порівняння результатів із даними ліхеноіндикаційних досліджень.

Визначення вмісту сульфур діоксиду у повітрі проводили електрохімічним газоаналізатором Draeger Pac 7000, що являє собою автоматичний портативний прилад безперервної дії і забезпечує контроль вмісту у повітрі таких компонентів відхідних газів автомобілів, як сульфур (IV) оксид, нітроген оксиди, карбон оксиди, формальдегід без необхідності відбирання проб повітря. Принцип дії приладу та його технічні характеристики наведені у додатку Е.

Вимірювання проводилис вздовж автодороги у трьох повтореннях на таких відстанях: на межі дорожнього полотна, 5 м і далі з кроком 5 м до відстані 30 м, тобто до межі резервно-технологічної смуги.

Вимірювання концентрації сульфур діоксиду у воді проводили за вмістом сульфатної кислоти за стандартною методикою [143] з використанням методу титрування та тест-набору VisocolorEco Сульфати, який дозволяє проводити експрес-оцінку вмісту сульфат-аніону у пробах води. Методика проведення вимірювань та отримані експериментальні дані наведені у додатку Е.

Висновки до розділу 2

1. Охарактеризовано об'єкт дослідження – придорожні екосистеми на обраних досліджуваних ділянках уздовж автомобільних доріг різної категорії. Визначено, що спільною рисою для всіх досліджуваних ділянок є переважання агроекосистем, що знаходяться в безпосередній близькості (20–50 м) від полотна автодороги. На всіх досліджуваних ділянках також місцями відзначено наявність лісосмуг із дерев листяних порід. Спільними для всіх досліджуваних ділянок та контрольної виявилися береза повисла та тополя чорна.

2. Визначено фактори, що впливають на параметри руху автотранспортних засобів, а саме інтенсивність та щільність потоку автомобілів, швидкісний режим руху, ступінь навантаження автомобіля, режими руху (прискорення, гальмування, холостий хід), рельєф дороги, ширина дороги, тип і стан дорожнього покриття, кліматично-атмосферні умови [144].

3. Розраховано інтенсивність руху автотранспорту вздовж визначених ділянок доріг. На автодорогах національного значення Н07 та Н12 інтенсивність руху складає відповідно 472 та 536 авт./годину, а на міжнародних автошляхах М02 та М03 вона є найбільшою (відповідно 840 та 1052 авт./годину) [145]. Визначено категорію та екологічний клас досліджуваних доріг відповідно до діючих нормативних документів.

4. Описано методи досліджень придорожніх екосистем за станом деревної рослинності, що включають визначення показника флуктуаційної асиметрії листяних порід та вмісту зольних елементів і важких металів у їх листі. Обґрунтовано вибір досліджуваних порід дерев (тополя чорна та береза повисла).

5. Описано методику проведення ліхенологічних досліджень забруднення атмосферного повітря придорожніх екосистем сульфур діоксидом із використанням індексу атмосферної чистоти.

6. Описано методику дослідження стану придорожніх ґрунтів за показником фітотоксичності. Обґрунтовано вибір тест-культури (овес) обраної для вирощування та визначено показники тест-функції.

7. Описано методику проведення експрес-аналізу забруднення атмосферного повітря на ділянці вздовж автодороги Н12 на вміст сульфур діоксиду залежно від відстані до дороги та у воді на поверхні ґрунту під час дощу.

РОЗДІЛ 3

ТЕОРЕТИЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ АВТОМАГІСТРАЛЕЙ НА ПРИДОРОЖНІ ЕКОСИСТЕМИ

3.1 Математичне моделювання процесів перенесення забруднюючих речовин повітряними потоками й осадження їх у придорожніх екосистемах

Основними процесами, що визначають ступінь впливу викидів забруднюючих речовин від автотранспорту в придорожній смузі, є процеси конвективно-дифузійного перенесення в повітряному і водному середовищах.

Схема процесів перенесення забруднюючих речовин у придорожні екосистеми наведена на рис. 3.1 і відбувається через повітряне середовище. Токсичні гази та аерозолі, тверді частинки потоками повітря поширюються на відстань від автодороги, де осідають на рослинний покрив або безпосередньо на ґрунт.

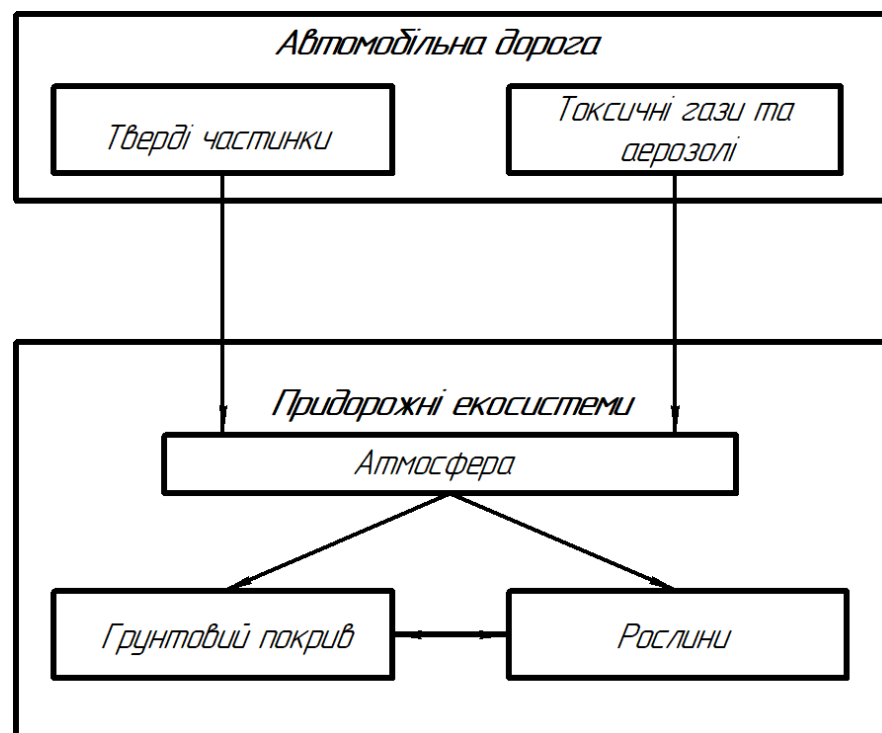


Рисунок 3.1 – Схема процесів перенесення забруднюючих речовин у придорожні екосистеми

Аналіз цієї схеми свідчить, що для моделювання техногенного впливу необхідно створити систему математичних моделей. Основними в цій системі є моделі конвективно-дифузійного перенесення в атмосфері, які визначають надходження забруднюючої речовини на поверхню ґрунту і рослин, а також моделі перенесення забруднення зі зливовими стоками з поверхні автодороги. На виході цих моделей отримаємо концентрації забруднюючих речовин на поверхні ґрунту і рослин. Далі для інтегральної оцінки забруднень, що надходять харчовими ланцюгами, необхідні моделі накопичення забруднень у ґрунтах і рослинах. Такі моделі мають емпіричний характер і ґрунтуються на емпіричних залежностях, одержаних експериментальним шляхом.

Таким чином, система моделей може бути подана у вигляді моделей-блоків, кожна з яких пов'язана з іншими моделями лише на вході і виході. У міру накопичення інформації про процеси, що відбуваються в тому чи іншому блоці, моделі можуть удосконалюватися, однак зв'язки між ними не змінюються.

Поширення забруднюючих речовин у придорожній смузі здійснюється перенесенням потоками повітря (адвективна і конвективна складові) і дифузиею (флуктуаційні рухи щодо процесу перенесення).

Беремо, що ЗР, які переносяться повітряним потоком із певною швидкістю, має концентрацію $C(x, y, z, t)$. ЗР поширюється всередині циліндричної області G із поверхнею S , що складається з площ бокової поверхні циліндра Σ_{ϕ} , нижньої основи Σ_o (за $z = 0$) та верхньої основи Σ_n (за $z = H$). За H для автотранспортних джерел необхідно взяти верхню межу приземного шару, тобто шару, в якому спостерігається збільшення швидкості вітру з висотою. Усередині області маємо джерело ЗР з інтенсивністю f .

Перенесення ЗР усередині області G описується параболічним рівнянням у частинних похідних другого порядку:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \text{div}(vC) + dC = f, \quad (3.1)$$

де C – концентрація речовини, мг/м³;

t – час впливу, с;

v – швидкість повітряного потоку, м/с;

δ – коефіцієнт, що враховує процеси реакції ЗР із середовищем;

f – інтенсивність джерела викидів, кг/с.

$$\operatorname{div}(vC) = u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z}, \quad (3.2)$$

де u, v, w – компоненти швидкості повітряного потоку за осями координат x, y, z .

Для розв'язання рівняння (3.2) необхідно задати початкову умову

$$C = C_0 \text{ при } t = 0 \quad (3.3)$$

та граничні умови:

$$C = C_S \text{ на } \Sigma, \quad (3.4)$$

$$\frac{\partial C}{\partial z} = \alpha C \text{ на } \Sigma_0, \quad (3.5)$$

$$\frac{\partial C}{\partial z} = 0 \text{ на } \Sigma_n, \quad (3.6)$$

де $\alpha \leq 0$ – функція, що характеризує взаємодію речовини з підстилаючою поверхнею.

Подано величини C й f , а також компоненти швидкості повітряного потоку u, v, w у такому вигляді:

$$C = \bar{C} + C', \quad f = \bar{f} + f', \quad u = \bar{u} + u', \quad v = \bar{v} + v', \quad w = \bar{w} + w', \quad (3.7)$$

де $\bar{C}, \bar{f}, \bar{u}, \bar{v}, \bar{w}$ – середні концентрація, інтенсивність джерела та компоненти швидкості;

C', f', u', v', w' – відхилення від середніх значень, що відповідають періоду в декілька годин.

Підставляючи (3.7) в (3.1)–(3.6) та застосовуючи правила осереднення О. Рейнольдса, одержимо:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \operatorname{div}(\bar{v}\bar{C}) + \operatorname{div}(\bar{v}'\bar{C}') + \delta\bar{C} = \bar{f}. \quad (3.8)$$

Складова $\operatorname{div}(\bar{v}'\bar{C}')$ із фізичної точки зору являє розмивання потоку повітряних мас, що переносять частинки ЗР.

На основі теорії турбулентної дифузії виражаємо компоненти вектора $\bar{v}'\bar{C}'$ через градієнт поля осередненої концентрації:

$$\begin{aligned} \bar{u}'\bar{C}' &= -D_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}, \\ \bar{v}'\bar{C}' &= -D_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}, \\ \bar{w}'\bar{C}' &= -D_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z}, \end{aligned} \quad (3.9)$$

де $D_x \geq 0$ – горизонтальна складова коефіцієнта дифузії, м²/с;

$D_z \geq 0$ – вертикальна складова коефіцієнта дифузії, м²/с.

Тоді

$$\operatorname{div}(\bar{v}'\bar{C}') = \frac{\partial}{\partial x} D_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} D_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} D_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = D_x \Delta_{x,y} \bar{C} + \frac{\partial}{\partial z} D_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = D\bar{C}, \quad (3.10)$$

де $\Delta_{x,y} = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2}$ – лапласіан 2-го порядку.

Надалі у рівняннях завжди матимемо на увазі усереднені значення параметрів C, f, u, v, w , не ставлячи над ними ризику усереднення.

Підставляючи (3.10) в (3.8), одержимо рівняння, яким описується поширення легких газоподібних речовин:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(wC)}{\partial z} + \delta C = DC + f \quad (3.11)$$

із початковою умовою (3.3) та граничними умовами (3.4), (3.5). Крім того,

$$w = 0 \text{ при } z = 0, z = H. \quad (3.12)$$

Для важких ЗР (пил) необхідно враховувати дію сили тяжіння. Якщо позначимо через w_g абсолютну величину вертикальної швидкості частинок під дією сили тяжіння, то в рівнянні (3.11) з'явиться новий доданок, і система рівнянь для важкої забруднюючої речовини з початковою умовою (3.12)–(3.15) та (3.21) набере вигляду

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(w - w_g)C}{\partial z} + \delta C = D_z \Delta_{x,y} C + \frac{\partial}{\partial z} D_g \frac{\partial C}{\partial z} + f. \quad (3.13)$$

Рівняння (3.11) та (3.13) є основою для визначення концентрації легких газоподібних та важких компонентів викидів забруднюючих речовин від автотранспорту.

Для практичних завдань поширення ЗР за досить великі проміжки часу використовуємо двовимірне наближення (x, y) , яке одержуємо з (3.13) інтегруванням за координатою z у межах від 0 до H . Після перетворень та врахування граничних умов для важкої ЗР одержимо:

$$\frac{\partial C_{cp}}{\partial t} + \frac{\partial(uC_{cp})}{\partial x} + \frac{\partial(vC_{cp})}{\partial y} + \delta C_{cp} = D_z \Delta_{x,y} C_{cp} + (w_g + D_g \alpha) C_g + f_g, \quad (3.14)$$

де

$$C_{cp} = \int_0^H C dz, \quad (3.15)$$

$$f_g = \int_0^H f dz, \quad (3.16)$$

$$C_g = C \text{ при } z = 0. \quad (3.17)$$

У рівнянні (3.14) доданок $(w_g + D_g \alpha) C_g$ характеризує зменшення ЗР над точкою з координатами (x, y) , причому $w_g C_g$ – кількість ЗР, що випадає за рахунок сили тяжіння, а $D_g \alpha C_g$ – кількість ЗР, що випадає за рахунок турбулентного обміну в приземному шарі.

Якщо $w_g \ll D_g \alpha$, то рівняння (3.14) набере вигляду (3.18) та відобразить поширення легких ЗР:

$$\frac{\partial C_{cp}}{\partial t} + \frac{\partial(uC_{cp})}{\partial x} + \frac{\partial(vC_{cp})}{\partial y} + \tilde{\delta} C_{cp} = D_g \Delta_{x,y} C_{cp} + f_g, \quad (3.18)$$

$$\text{де } \tilde{\delta} = \delta + \frac{\alpha D_g}{H}, \quad (3.19)$$

$\frac{\alpha D_g}{H}$ – кількість ЗР, що випадає на поверхню землі.

Поширення ЗР у повітрі несе хвильовий характер. Це спричинено дискретністю транспортного потоку та мінливістю погодних умов (атмосферного тиску, вологості, температури, напрямку і швидкості вітру).

Розв'язок рівняння дифузії в цьому випадку можна подати так [130]:

$$C = C_{cp} + C_p, \quad (3.20)$$

де C_p – періодична частина, що накладається на концентрацію C_{cp} , обумовлену середнім потоком маси $g_L \cdot t_1/t$ на поверхні, яка розраховується в результаті розв'язку основного дифузійного рівняння.

Періодична складова концентрації C_p знаходиться у вигляді [76]:

$$\begin{cases} C_p = (2g_i t_1 / a \Lambda) (D / \pi t)^{0.5} (1-a) b^{0.5} - \pi^{-0.5} I_0(a, b), \text{ при } 0 < b < a \\ C_p = (2g_i t_1 / a \Lambda) (D / \pi t)^{0.5} (1-a) b^{0.5} - (b-a)^{0.5} \pi^{-0.5} I_0(a, b), \text{ при } a < b < 1 \end{cases} \quad (3.21)$$

де g_i – кількість i -ї ЗР, що викидається двигуном, мг/с;

t_1 – час, упродовж якого надходить потік маси ЗР від автомобіля, що проїжджає;

$$a = t_1 / t;$$

t_1 – час, упродовж якого надходить потік маси ЗР від автомобіля, що проїздить;

$t-t_1$ – час, упродовж якого надходження ЗР відсутнє;

D – коефіцієнт дифузії;

L – довжина періоду хвильового процесу;

b – відносний час після початку періоду забруднення смуги автомобілем ($0 < b < a$);

$I_0(a, b)$ – інтегральна функція, що визначається як

$$I_0(a, b) = \int_0^{\infty} \frac{\exp(-b\xi^2)(1-a)\exp(-\xi^2) - \exp((1+a)\xi^2)}{\xi^2 [1 - \exp(-\xi^2)]} \partial \xi, \quad (3.22)$$

де ξ – змінна інтегрування.

Значення інтегральної функції $I_0(a, b)$ наведені в [41, 47].

Середня концентрація C_{cp} визначається в результаті розв'язання рівняння дифузії для легких газоподібних ЗР та аерозолів, що містять важкі метали, сажу.

Для урахування хвильового характеру поширення домішок в атмосфері при змінному характері руху автотранспорту автомагістраллю та змінності метеорологічних умов введемо одиничну функцію $\varphi(\tau)$. Характер поведінки її такий:

$$\begin{cases} \varphi(\tau) = 0, & \tau < 0 \\ \varphi(\tau) = 1, & nt < \tau < nt + t_1 \\ \varphi(\tau) = 0, & nt + t_1 < \tau < (n+1)t, \quad n = 0, 1, \dots, \end{cases} \quad (3.23)$$

За відсутності руху щільність потоку ЗР віднесена до одиниці шляху g_L , мг/м, тобто при $\tau < 0$ та $nt + t_1 < \tau < (n+1)t$, дорівнює 0, а за наявності руху

автотранспорту автомагістраллю – дорівнює $1 + g_L$. Це дозволяє одержати середнє значення параметра g_L у вигляді:

$$g_L = \frac{1}{L} \int_1^L \varphi g_i \partial L, \quad (3.24)$$

де L – довжина шляху, м;

g_i – кількість i -ї ЗР, що викидає двигун, мг.

Апроксимуючи поліномом функцію Макдональда з рівняння (3.18), одержуємо залежності для визначення концентрації:

$$C_2 = \frac{g_L}{4\pi D_2} (1,48 - 1,7U + 0,725U^2 - 0,108U^3) \exp\left(\frac{v_6}{4\pi D_2}\right), \quad (3.25)$$

де $U = \frac{v_6 \sqrt{x^2 + z^2}}{\sqrt{D_2 D_6}}$ – комплекс, що враховує швидкість вітру та дифузійні

процеси;

v_6 – швидкість вітру;

D_2, D_6 – складові коефіцієнта дифузії за відповідними напрямками OX, OZ.

У разі вмісту важких металів та сажі в аерозолях розрахункові сили повинні враховувати стоксові сили, тобто випадання важких частинок під дією сили тяжіння на підстиляючу поверхню:

$$g_L = \frac{w_g + \alpha D_6}{H_a} C_y, \quad (3.26)$$

де g_L – щільність випадіння важких частинок на 1 м поверхні придорожньої території, мг/м;

w_g – абсолютна величина швидкості опускання частинок під дією сил тяжіння та вертикальної дифузії D_6 ;

α – функція, що характеризує взаємодію речовини з підстиляючою поверхнею;

H_a – висота підняття аерозоля над підстилаючою поверхнею, м;

C_y – концентрація важких частинок в аерозольній хмарі під час її переміщення в напрямку, перпендикулярному до автодороги.

Для напрямку вітру, перпендикулярного до осі автомобільної дороги, залежність (3.26) для визначення концентрації важких складових викидів (пил, сажа, важкі метали) у повітрі набирає вигляду:

$$g_L = C_{cp} \left(\frac{w_z + \alpha D_e}{H} \right) \cdot \frac{Q}{4\pi D_z t} \exp \left[- \left(\delta + \frac{w_z + \alpha D_e}{H} \right) t + \frac{x^2 + (y - v_e t)^2}{4D_z t} \right], \quad (3.27)$$

де Q – кількість викиду важких частинок, мг/с;

C_{cp} – функція, що визначається за (3.25).

Відповідно концентрацію важких частинок (пилу, сажі, важких металів) у повітрі визначаємо за формулою

$$C_e = \frac{Q}{4\pi D_z t} \exp \left[- \left(\delta + \frac{w_g + \alpha D_e}{H_a} \right) t + \frac{x^2 + (y - v_e t)^2}{4D_z t} \right], \quad (3.28)$$

де C_e – концентрація важких частинок в аерозольній хмарі під час її переміщення в напрямку, перпендикулярному до автодороги;

t – час впливу, с.

Якщо напрямок вітру не збігається з напрямком осі ОУ, необхідно знайти проекцію швидкості вітру на вісь: $v' = v \cos \beta$, де β – кут між напрямком вітру і віссю ОУ. Складову швидкості за віссю дороги зазвичай не враховують через її незначне значення для поширення домішки. Сумарна концентрація важких металів, що акумулюються в ґрунті, залежить від кількості ВМ, що випали на його поверхню і, у свою чергу, від інтенсивності руху автотранспорту.

Горизонтальну D_z й вертикальну D_e складові турбулентного коефіцієнта дифузії виражають через стандартні гаусові відхилення:

$$D_z = \frac{\sigma_z^2 w y}{2y}, \quad D_e = \frac{\sigma_e^2 w g}{2y}. \quad (3.29)$$

Параметри σ_z та σ_g залежать від відстані y і напрямку вітру.

При збіганні напрямків викидів ЗР та вітру за віссю дороги стандартні вертикальні відхилення є незмінними.

У разі, якщо напрям осі ділянки автомагістралі та вітру взаємно перпендикулярні, то розраховують σ_g з урахуванням рекомендацій [43] і значення σ_z та σ_g знаходимо за таким виразом:

$$\sigma_g = B(y + d)^b, \quad (3.30)$$

де B , d , b – параметри, що залежать від стану атмосфери:

- нестійкий: $B = 0,02$, $b = 1,27$, $d = 30$;
- нейтральний: $B = 0,07$, $b = 1,00$, $d = 21,4$;
- стійкий: $B = 0,177$, $b = 0,64$, $d = 28,2$.

Горизонтальну складову визначаємо за формулою

$$\sigma_z = 2\sigma_g + y. \quad (3.31)$$

У залежностях (3.25), (3.27), (3.28) можна використовувати середнє значення коефіцієнта дифузії:

$$D = \sqrt{D_g^2 + D_z^2}. \quad (3.32)$$

Для перевірки адекватності розробленої математичної моделі було здійснено теоретичний та експериментальний розрахунок вмісту сульфур діоксиду у повітрі біля автомобільної дороги Н12.

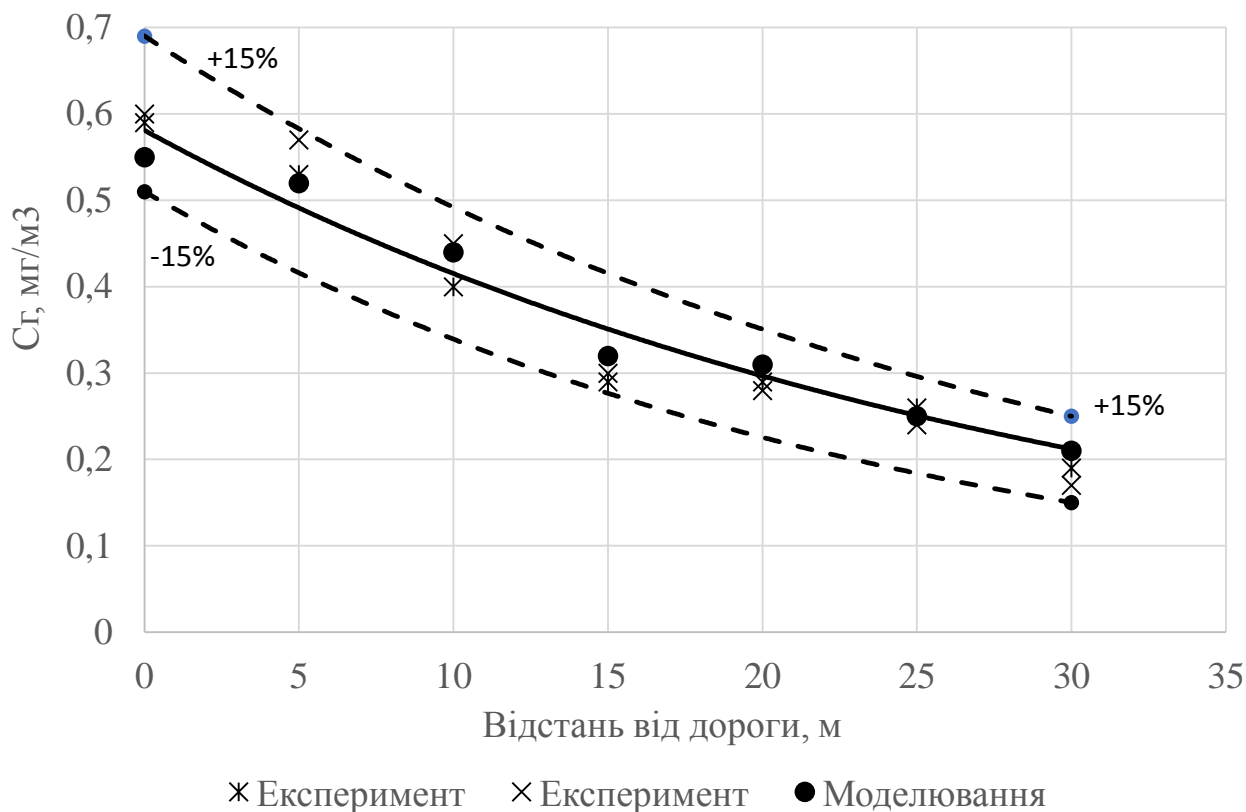


Рисунок 3.2 – Концентрація SO₂ у повітрі залежно від відстані від дороги. Порівняння результатів моделювання та експериментальних вимірювань

Вимірювання вмісту SO₂ у повітрі здійснювали газоаналізатором Draeger Pac 7000, що дозволяє проводити вимірювання без відбору проб повітря. Характеристика приладу, методика та одержані результати вимірювань наведені у додатку Е. Порівняння результатів математичного моделювання та експериментальних вимірювань показали адекватність розробленої моделі (рис. 3.2). Розбіжність не перевищує 15 %.

3.1.1 Візуалізація результатів моделювання поширення викидів забруднюючих речовин у придорожній екосистемі

На сьогодні комп'ютерне моделювання майже замінило фізичне моделювання, що виключає витрати на виготовлення металомістких модельних та дослідно-промислових зразків обладнання та за досконало складеної математичної моделі зводить похибки експерименту практично до мінімуму.

Найбільш помітна роль серед різноманіття CAD/CAM/CAE-програм мають пакети кінцево-елементного аналізу.

Завдання цього дослідження – тривимірне моделювання течій двофазного газового потоку при обтіканні вантажного автомобіля з метою їх візуалізації методами комп'ютерної графіки. Для вирішення цього завдання використовували програмний пакет Ansys 17.0, який використовує технології чисельного моделювання. Основними перевагами цього програмного продукту є високий ступінь інтеграції окремих додатків, зрозумілий інтерфейс та підтримання високопродуктивних розрахунків.

Була створена тривимірна геометрична модель вантажного автомобіля. Після чого проведене моделювання обтікання вантажного автомобіля двофазовим потоком у створеній геометричній конфігурації розрахункової області. Ansys 17.0 ґрунтується на кінцево-об'ємному методі розв'язування рівнянь гідродинаміки і використовує прямокутну адаптивну сітку з локальним подібненням. Для апроксимації криволінійної геометрії з підвищеною точністю використовують технологію підсіткової щільності геометрії. Ця технологія дозволяє імпортувати геометрію із систем САПР та обмінюватися інформацією із системами кінцево-елементного аналізу. Використання цієї технології дозволило створити тривимірну геометричну параметричну модель досліджуваного тіла, задати властивості середовища, граничні умови, точність розв'язування, геометричні розміри розрахункової зони та здійснити чисельне розв'язання задачі. Крім того, програма має різноманітні засоби візуалізації та оброблення результатів розрахунку (векторні лінії, ізолінії, кольорові контурні заливки, ізоповерхні, лінії струменя).

Програма автоматично аналізує геометрію тіла та формує розрахункову сітку у спеціально відокремленій у потоці області розрахунку – домені – у вигляді паралелепіпеда, всередині якого знаходиться досліджуване тіло. Розрахункова сітка створюється поділом домену на кубічні комірки з боками, що ортогональні осям Декартової системи координат. У процесі розв'язування

в зонах великих градієнтів параметрів сітка стає більш дрібною. Область, зайняту твердим тілом, виключають із розрахунку.

На поверхні тіла задавали відповідні граничні умови. На одній межі домену задавали параметри набіжного потоку (так звані умови «на нескінченність»). На відкритих межах домену, що залишилися, проводили екстраполяцію параметрів потоку зсередини та з найближчого до межі шару. Зовнішню межу області інтегрування вибирали достатньо далеко від зон збурювання, щоб зазначена інтерполяція виконувалася з тією точністю, що вимагається.

Для чисельного розв'язання задачі використовували метод кінцевих об'ємів та нестационарне рівняння Нав'є – Стокса. Дискретизацію рівнянь здійснювали у консервативній формі, частинні похідні апроксимували з другим порядком точності, похідні за часом – за неявною схемою Ейлера першого порядку. Стационарний розв'язок розглядали як граничний випадок нестационарних, тобто був одержаний унаслідок устанавлення при багаторазовому повторенні процесу розв'язку задачі у часі.

Чисельне моделювання процесу поширення СО, що міститься у ВГ вантажного автомобіля, наведене на рис. 3.3–3.7.

Моделювання здійснювали при таких вихідних даних:

- швидкість виходу газоповітряної суміші з вихлопної труби – $1,3 \text{ м}^3/\text{с}$;
- діаметр труби – 80 мм;
- вміст токсичних речовин у відпрацьованих газах:
 - CO – 0,043 %;
 - NO_x – 0,034 %;
 - SO_x – 0,005 %;
 - сажа – 0,004 % (щільність сажі $50 \text{ кг}/\text{м}^3$).

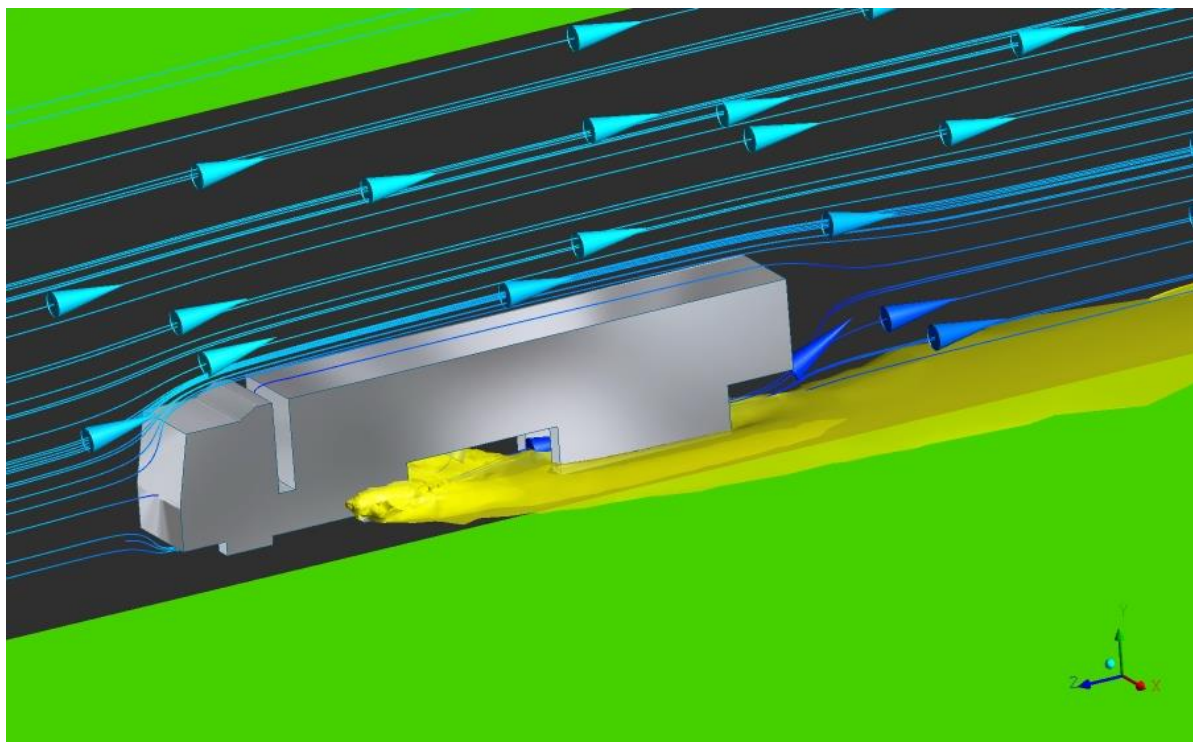


Рисунок 3.3 – Обтікання вантажного автомобіля струмом повітря та утворення вихорів

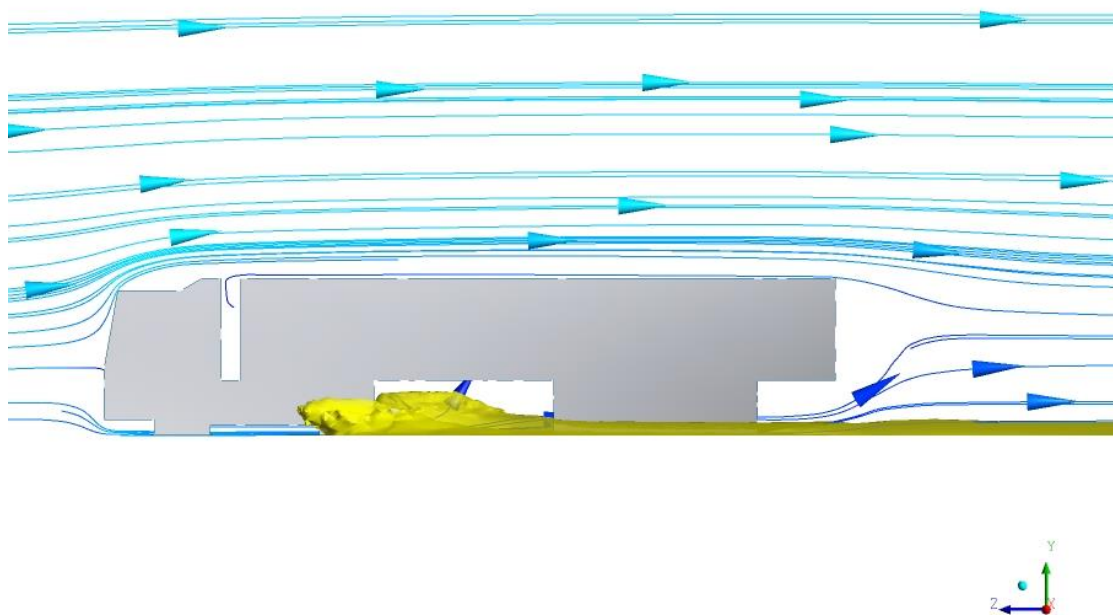


Рисунок 3.4 – Вихори, що утворюються на виході газоповітряної суміші з вихлопної труби

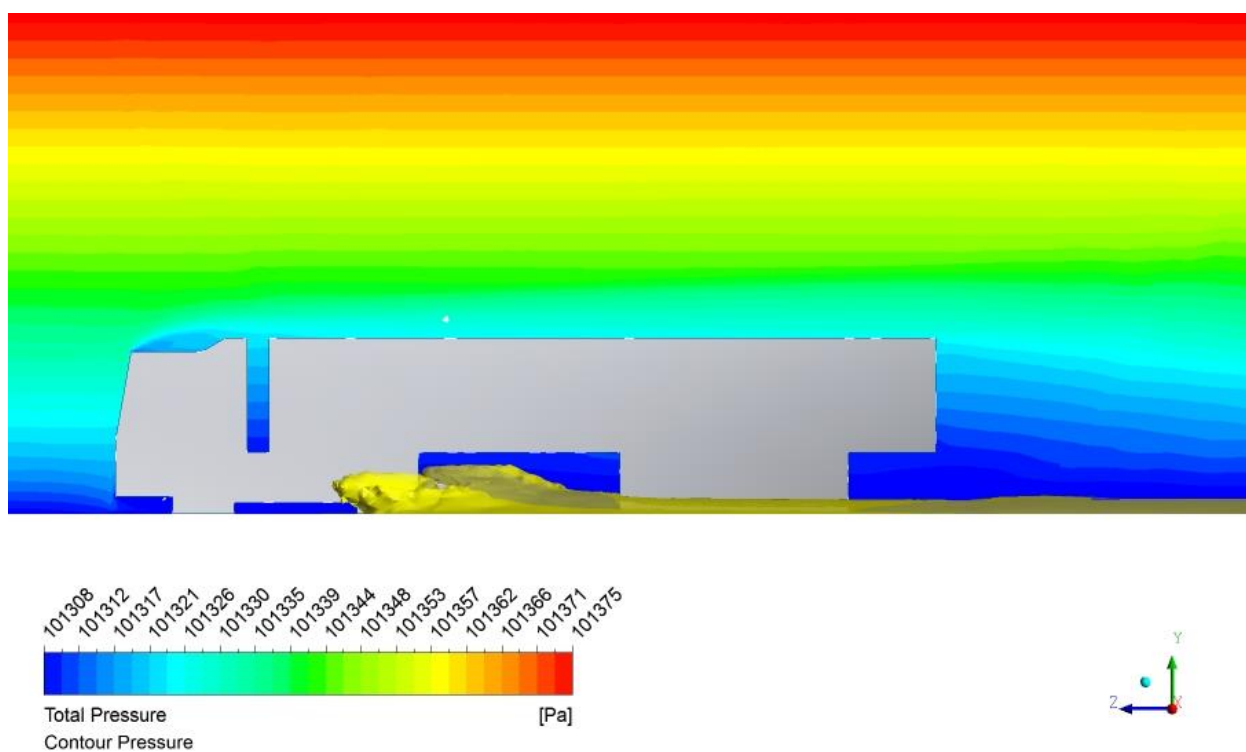


Рисунок 3.5 – Розподіл тисків навколо вантажного рухомого автомобіля

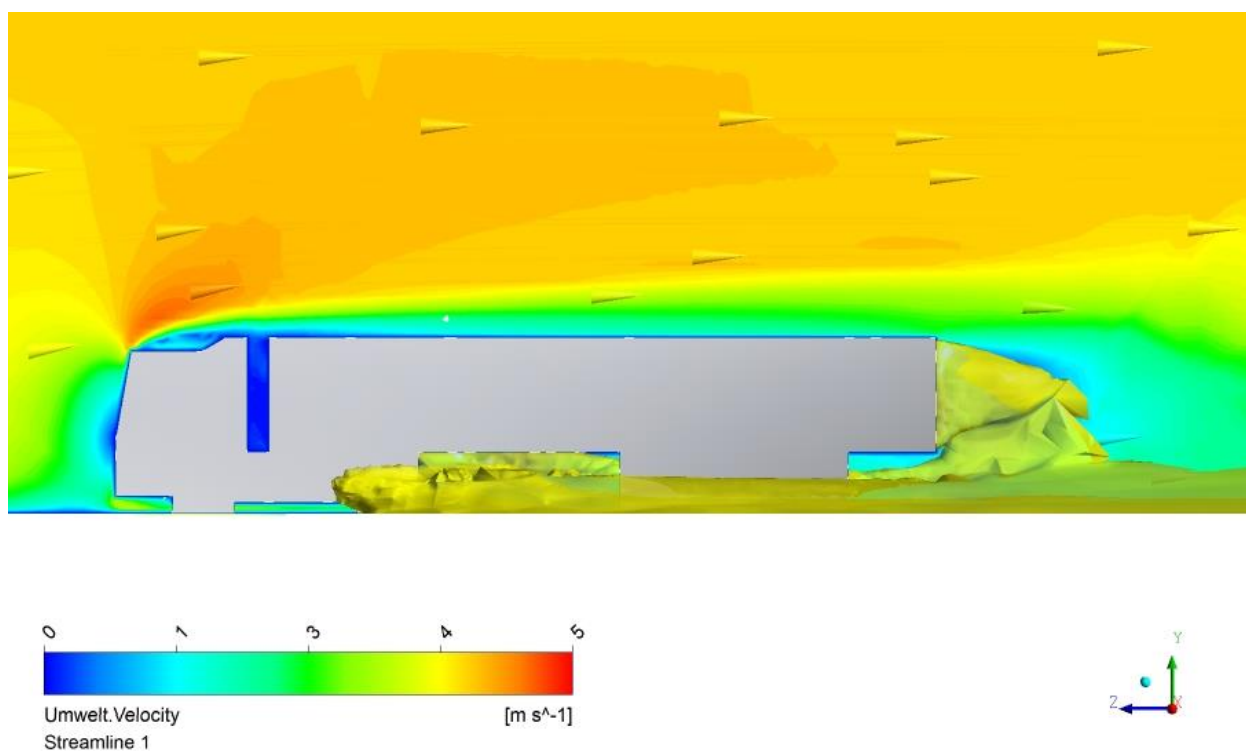


Рисунок 3.6 – Розподіл швидкостей та утворення вихорів навколо вантажного рухомого автомобіля

Як бачимо з рис. 3.5, позаду автомобіля утворюється область низького тиску, за рахунок чого відбувається утворення вихорів (рис. 3.6), які піднімають осілі раніше на поверхню дороги домішки, призводячи до вторинного занесення їх в атмосферу. В той самий час область підвищеного тиску над автомобілем не дає забруднюючим речовинам від автотранспорту розсіюватися, а зосереджує їх у приземному шарі повітря.

На рисунку 3.7 наведено результати моделювання процесу поширення відхідних газів, що утворюються внаслідок руху одиночного вантажного автомобіля.

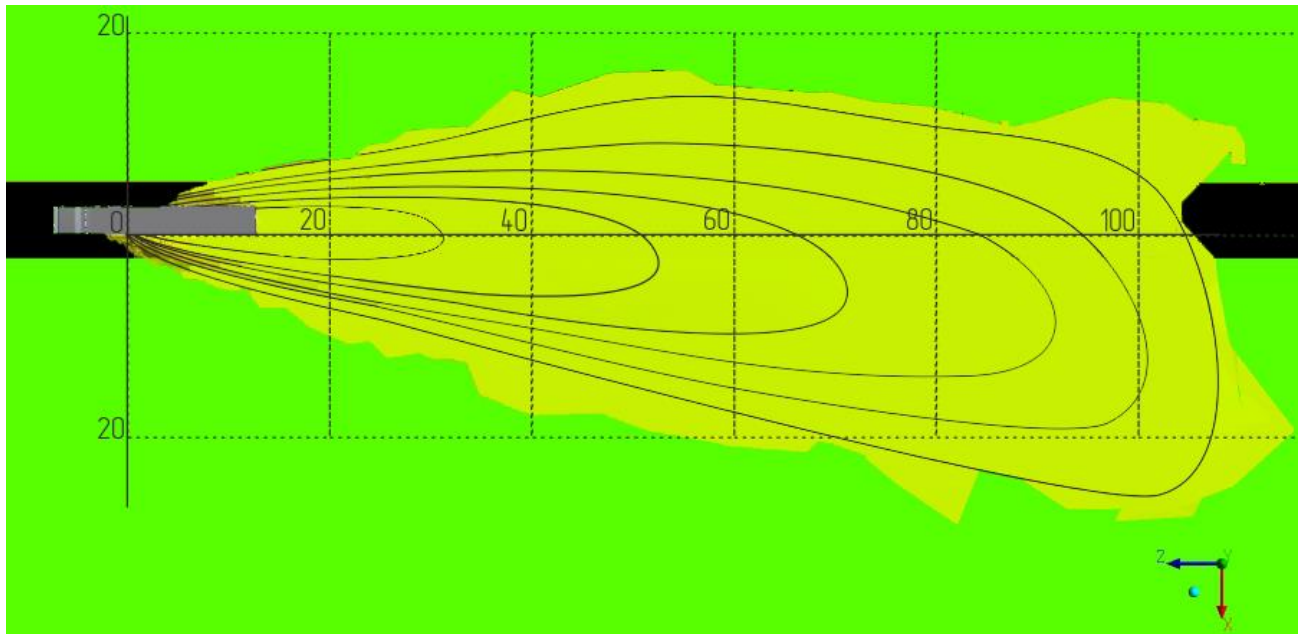


Рисунок 3.7 – Поширення забруднюючих речовин від одиночного вантажного автомобіля (цифрами позначена відстань у метрах)

Комп'ютерне моделювання показало, що відстань, на яку поширюються ЗР від одиночного вантажного автомобіля, становить 110 м за віссю дороги. Відповідно транспортний потік створює суцільну хмару забруднюючих речовин над автомобільною дорогою. Поширення токсичних компонентів ВГ вантажного автомобіля в бік від дороги відбувається на відстань 20–30 м (за відсутності вітру). За наявності вітру буде відбуватися зміна конфігурації хмари відповідно до напрямку та сили вітру.

3.2 Математична модель процесу змивання забруднюючих речовин з дорожнього полотна та їх міграції у ґрунті

Під впливом природних умов певна частина ЗР випадає на підстилаючу поверхню (згідно з рівняннями (3.23), (3.27)), де з часом розчиняється у дощових стоках, а основна частина ЗР унаслідок абсорбції розчиняється у дощових краплях та випадає у вигляді кислих опадів на поверхню, мігруючи у ґрунті. Для урахування такого типу забруднення придорожньої зони розглянемо модель процесів міграції ЗР у ґрунті й рослини.

В якості фізичної моделі розглядаємо підстилаючу поверхню придорожньої смуги, що вкрита шаром дощових крапель.

Забруднюючі речовини абсорбуються дощовими краплями під час опадів. Вихідна концентрація ЗР у дощових стоках зумовлена їх концентрацією у повітрі і залежить насамперед від швидкості абсорбції θ , мг/(с·м³), та розчинності ЗР у воді R , м³/м³.

Припустимо, що крапля дощу падає з рівномірною швидкістю ω , м/с, з висоти h . Тоді за час падіння h/ω вона абсорбує таку кількість газу:

$$G = \theta \cdot \frac{h}{\omega} \cdot V, \quad (3.33)$$

де V – об'єм краплі, в якому концентрація ЗР стане такою, що дорівнює $\theta \cdot \frac{h}{\omega}$, м³.

У той самий час граничне значення концентрації забруднювача в краплі дощу практично не може бути досягнуто, через обмеження його розчинності у воді. Розчинність забруднювачів у 100 мл води при зміні температури розчину можна описати емпіричними залежностями [28]:

$$R_{CO} = (2,691 - 0,0021T) \exp(-0,0218T), \quad (3.34)$$

$$R_{NO_x} = (2,401 - 0,000113T) \exp(-0,0343T), \quad (3.35)$$

$$R_{SO_x} = (208,2 - 0,293T) \exp(-0,032T), \quad (3.36)$$

де T – температура, К.

Найбільша розчинність спостерігається в оксидів сульфуру, тоді як розчинність оксидів нітрогену та карбону на порядок менша. Зі зростанням температури розчинність зазвичай зменшується. Значення розчинності у воді R , мл/л, для деяких газів наведена у табл. 3.1 [28].

Таблиця 3.1 – Розчинність R газоподібних забруднювачів у воді залежно від температури ($P = 760$ мм рт. ст.) [13]

Найменування ЗР	Температура, °С					
	0	10	15	20	30	40
Оксид нітрогену (I) N_2O	1,05	0,88	0,74	0,63	–	–
Нітроген (II) оксид NO_2	0,074	0,057	0,051	0,047	0,04	0,035
Сульфур (IV) оксид SO_2	79,8	56,6	47,3	39,4	27,2	18,8
Гідроген сульфід H_2S	4,62	3,36	2,91	2,55	2,01	1,64
Карбон (II) оксид CO	0,035	0,028	0,025	0,023	0,02	0,018

Для вихідної концентрації ЗР у воді з урахуванням розчинності одержимо такі значення:

$$\begin{cases} C_{0p} = \theta \frac{h}{\omega} \text{ при } \theta \frac{h}{\omega} < \rho_2 \cdot R \\ C_{0p} = \rho_2 \cdot R \text{ при } \theta \frac{h}{\omega} \geq \rho_2 \cdot R \end{cases} \quad (3.37)$$

де C_p – концентрація ЗР у рідині, кг/м³;

ρ_2 – густина газу за нормальних умов (0 °С, 101, 325 кПа), кг/м³.

Міграція забруднюючих речовин за глибиною ґрунтового профілю відбувається під дією фільтрації забрудненої рідини в зернистому матеріалі

грунту. Беремо, що коефіцієнт дифузії D в напрямку, перпендикулярному руху рідини, дорівнює 0.

З урахуванням швидкості фільтрації рівняння руху забруднюючих речовин у воді, що рухається в порах ґрунту, запишемо у вигляді [148]:

$$m \frac{\partial C_p}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_p}{\partial z^2} - \vartheta \frac{\partial C_p}{\partial z} + \lambda C_p, \quad (3.38)$$

де m – пористість ґрунту, $\text{м}^3/\text{м}^3$ (значення пористості найпоширеніших типів ґрунтів за даними [72] наведені у додатку Ж):

$$m = \frac{V_n}{V_z}, \quad (3.39)$$

де V_n – об'єм пор ґрунту, м^3 ;

V_z – загальний об'єм ґрунту разом із порами, м^3 ;

C_p – концентрація ЗР у рідині, $\text{кг}/\text{м}^3$;

D – коефіцієнт дифузії, $\text{м}^2/\text{с}$;

ϑ – швидкість фільтрації, $\text{м}/\text{с}$;

λ – швидкість адсорбції газу поверхнею частинок ґрунту, в частках за одиницю часу, с^{-1} .

Із матеріального балансу зв'язок між концентрацією ЗР у мокрому ґрунті C_{zp} , $\text{мг}/\text{кг}$, та у воді в порах ґрунту C_p , $\text{мг}/\text{л}$, буде таким:

$$C_{zp} = \frac{C_p}{\rho_{zp}} m, \quad (3.40)$$

де ρ_{zp} – насипна щільність ґрунту, $\text{кг}/\text{м}^3$.

Необхідно врахувати, що із загальної концентрації частка ЗР, що зв'язана із твердим каркасом ґрунту, буде дорівнювати $\int_0^t \lambda C_{zp} \partial \tau$.

Вважаючи $V_z, m, D, \lambda, \vartheta, C_0, C_1$ сталими, та прийнявши граничні умови (початкова умова $C_p = C_0$ при $t = 0, Z > 0$, гранична $C_p = C_1$ при $x = 0, t > 0$), застосуємо до рівняння (3.38) перетворення Лапласа:

$$L(C_p) = \int_0^{\infty} e^{-\rho_{zp}t} C_p(t, z) \partial t = \tilde{C}(\rho_{zp}, z). \quad (3.41)$$

У зображеннях одержимо рівняння:

$$\frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial z^2} - \frac{V_{zp}}{D} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial z} - \frac{m\rho_{zp}}{D} \tilde{C} - \frac{\lambda}{D} \tilde{C} = -\frac{m}{D} C_0. \quad (3.42)$$

Аналогічно подамо у зображеннях початкові умови:

$$\tilde{C} = \frac{C_1}{\rho} \quad (3.43)$$

при $z = 0$ та обмеженості розв'язку при $z = \infty$.

Розв'язок неоднорідного лінійного рівняння у зображеннях (3.42) подамо у вигляді суми частинного розв'язку неоднорідного рівняння \tilde{C}_1 та загального розв'язку однорідного рівняння (без правої частини) \tilde{C}_2 :

$$\tilde{C} = \tilde{C}_1 + \tilde{C}_2 \quad (3.44)$$

Частинний розв'язок C_1 подамо у такому вигляді:

$$\tilde{C}_1 = \frac{mC_0}{m\rho_{zp} + \lambda}. \quad (3.45)$$

Розв'язок для однорідного рівняння без правої частини подамо як:

$$\tilde{C}_2 = A \exp(k_1 z) + B \exp(k_2 z). \quad (3.46)$$

де k_1, k_2 – корені характеристичного рівняння:

$$k^2 - \frac{V_z}{D}k - \frac{m\rho_{zp} + \lambda}{D} = 0, \quad (3.47)$$

$$k_{1,2} = \left\{ \frac{V_z}{2D} \pm \sqrt{\frac{V_z^2}{4D^2} + \frac{m\rho_{zp} + \lambda}{D}} \right\}. \quad (3.48)$$

З умови обмеженості розв'язку при $z \rightarrow \infty$ у розв'язку (3.48) необхідно прийняти $A = 0$ для кореня $k_1 > 0$.

Тоді загальний розв'язок (3.46) рівняння (3.42) запишемо у такому вигляді:

$$\tilde{C} = \tilde{C}_1 + B \exp(k_2 z) = \frac{mC_0}{m\rho_{zp} + \lambda} + B \exp \left\{ \left[\frac{V_z}{2D} - \sqrt{\frac{V_z^2}{4D^2} + \frac{m\rho_{zp} + \lambda}{D}} \right] z \right\} \quad (3.49)$$

Із початкової умови (3.43) знаходимо константу B :

$$B = \frac{C_1}{\rho_{zp}} - \frac{C_0}{\rho_{zp} + \frac{\lambda}{m}}. \quad (3.50)$$

З урахуванням (3.50) розв'язок (3.49) у зображеннях має вигляд

$$\tilde{C}(\rho_{zp}, z) = \frac{mC_0}{m\rho_{zp} + \lambda} + \left(\frac{C_1}{\rho_{zp}} - \frac{C_0}{\rho_{zp} + \frac{\lambda}{m}} \right) \exp \left[\left(\frac{V_z}{2D} - \sqrt{\frac{V_z^2}{4D^2} + \frac{m\rho_{zp} + \lambda}{D}} \right) z \right]. \quad (3.51)$$

Для переходу від зображення (3.51) до оригіналу $C_p(t, z)$ використаємо теорему зміщення та таблиці зображень і оригіналів:

$$L[\exp(\rho_0 t) C_p] = \tilde{C}(\rho - \rho_0, z). \quad (3.52)$$

Для одержаного розв'язку в розрахунках необхідно знати числові значення констант, що характеризують процеси фільтрації, дифузії та абсорбції, і враховувати властивості ґрунтів.

Унаслідок перетворень одержимо кінцевий розв'язок в оригіналах [148]:

$$C_p(t, z) = C_0 \exp \left[- \left(\lambda \frac{\mathcal{G}^2}{4D} \right) \frac{t}{m} \right] + \exp \left(z \sqrt{\frac{\psi}{D}} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{z + 2t \sqrt{\frac{\psi}{D}}}{2t \sqrt{\frac{D}{m}}} \right) - C_0 \exp \left(- \frac{\lambda t}{m} \right) \times$$

$$\times \left\{ \exp \left(- \frac{z \mathcal{G}}{2D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{z - \frac{\mathcal{G}t}{m}}{\sqrt{\frac{Dt}{m}}} \right) + \frac{1}{2} \exp \left(\frac{\mathcal{G}z}{2D} \right) \cdot C_1 \cdot \left[\exp \left(- z \sqrt{\frac{\psi}{D}} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{z - 2t \sqrt{\frac{\psi}{D}}}{2t \sqrt{\frac{D}{m}}} \right) + \right. \right.$$

$$\left. \left. + \exp \left(\frac{z \mathcal{G}}{2D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{z - \frac{\mathcal{G}t}{m}}{\sqrt{\frac{Dt}{m}}} \right) \right] \right\}, \quad (3.53)$$

$$\text{де } \psi = \lambda + \frac{\mathcal{G}^2}{4D}.$$

Вивчення механізму міграції забруднювачів показало, що вони переміщуються за ґрунтовим профілем із гравітаційною водою під дією різності тисків. Тому поряд із пористістю ґрунту необхідно враховувати поверхневу пористість (просвітність) – m_n , під якою розуміють відношення площі просвітів S_n до всієї площі перерізу S :

$$m_n = \frac{S_n}{S}. \quad (3.54)$$

Витрату води через переріз можна виразити так:

$$Q = S_n \cdot \mathcal{G}_n = m_n \cdot S \cdot \mathcal{G}_n = \mathcal{G} \cdot S, \quad (3.55)$$

де $\mathcal{G} = m_n \cdot \mathcal{G}_n$ – швидкість фільтрації, м/с;

\mathcal{G}_n – швидкість потоку рідини, нормальна до перерізу, м/с.

Середнє значення просвітності за висотою H визначається як середньоінтегральна величина за формулою

$$m_n = \frac{1}{H} \int_0^H m_n(z) dz = \frac{1}{H \cdot S} \int_0^H S \cdot m_n(z) dz = \frac{1}{V_{ep}} \int_0^H S_n \cdot m_n(z) dz = \frac{V_n}{V_{ep}} = m. \quad (3.56)$$

Тобто середня об'ємна пористість m збігається із середньою поверхневою пористістю m_n .

Фільтрація відбувається під дією різниці гідростатичних напорів (тисків).

Для невеликих напорів, характерних для ґрунтів придорожньої смуги можна використовувати закон Дарсі для швидкості фільтрації:

$$g = -k \frac{\partial h}{\partial z}, \quad (3.57)$$

де k – коефіцієнт фільтрації, що залежить від температури, м/с (значення коефіцієнтів фільтрації для найпоширеніших ґрунтів наведені в додатку Ж);

$$h = \frac{P}{\gamma} - z - \text{гідростатичний напір, м;}$$

z – глибина просочування, м;

$$P = P_a - \gamma \cdot h_k, \quad (3.58)$$

де $\gamma = \rho_{ep} \cdot g$.

Відповідно до механізму переміщення дощових стоків підняття води по капілярах відбувається під дією сил поверхневого натягу на висоту h_k . Висота капілярного підняття h_k для різних ґрунтів наведена в додатку Ж (табл. Ж.3) [88].

Швидкість фільтрації залежить від інтенсивності надходження дощових вод на поверхню ґрунту. В розрахунках як інтенсивність дощу візьмемо величину q_{20} (атмосферні опади тривалістю 20 хвилин для нашої місцевості).

При цьому необхідно врахувати, що утворюється поверхневий стік і в ґрунт проникатиме вода з інтенсивністю q :

$$q = q_{20} \frac{q_f}{F}, \quad (3.59)$$

де F – площа стоку, м^2 .

До моменту часу t буде накопичено шар дощової води товщиною q_t . Частина його H буде розміщена над поверхнею ґрунту, а інша частина проникне в ґрунт на глибину просочування $z(t)$. У кожен момент часу дійсна рівність

$$q_t = H(t) + m \cdot z(t). \quad (3.60)$$

Із рівняння нерозривності $\frac{\partial \mathcal{G}}{\partial z} = 0$ випливає, що швидкість фільтрації залежить лише від часу t і не залежить від z , тому напір h є лінійною функцією від z . Тоді

$$\frac{\partial h}{\partial z} = - \frac{H + h_k + z - \frac{P_a}{\gamma}}{z}. \quad (3.61)$$

Для швидкості фільтрації маємо співвідношення

$$\mathcal{G} = m \frac{dz}{dt}. \quad (3.62)$$

Зіставляючи (3.57), (3.59), (3.60), одержимо рівняння для визначення глибини просочування $z(t)$:

$$z(t) = m \frac{dz}{dt} = k \frac{qt + z(1-m) + h_k - \frac{P_a}{\gamma}}{z}, \quad (3.63)$$

яке інтегрується за умови $z = 0$ при $t = 0$.

Вищедержані співвідношення дійсні лише при $t < 20$ хв, тобто на час дощу.

Після закінчення дощу (тобто через 20 хв) замість співвідношення (3.60) необхідно в рівняння (3.63) підставити

$$H = H_{20} + m(z_{20} - z), \quad (3.64)$$

де z_{20} , H_{20} – значення $h(t)$, $H(t)$ при $t = 20$ хв.

Співвідношення (3.64) виражає собою баланс мас. З урахуванням цього рівняння (3.63) набуває такого вигляду:

$$m \frac{dz}{dt} = k \frac{H_{20} + m \cdot z_{20} + z(1-m) + h_k - \frac{P_a}{\gamma}}{z} \quad (3.65)$$

за умови $z_{20} = y$ при $t = t_{\partial}$, де $t_{\partial} = 20$ хв – тривалість дощу.

Розв'язком (3.65) за цієї умови є інтеграл

$$k(t - t_{жс}) = \frac{m}{(1-m)^2} \left[(1-m) \cdot (z - z_{20}) - n \ln \left| \frac{n + z(1-m)}{n + z_{20}(1-m)} \right| \right], \quad (3.66)$$

де

$$n = H_{20} + m \cdot z_{20} + h_k - \frac{P_a}{\gamma} \quad (3.67)$$

Розв'язок (3.66) правильний до моменту часу $t_{жс}$, коли $H = 0$, тобто над ґрунтом не буде води. З урахуванням (3.64) $z = z_{жс}$ набуває значення:

$$z_{жс} = z_{20} + \frac{H_{20}}{m}. \quad (3.68)$$

Підставляючи (3.68) в розв'язок (3.66), одержимо:

$$t_{жс} = t_{\delta} + \frac{m}{k(1-m)^2} \left[(1-m) \frac{H_{20}}{m} - n \ln \left| \frac{n + \left(y_{20} + \frac{H_{20}}{m} \right) (1-m)}{n + y_{20} (1-m)} \right| \right] \quad (3.69)$$

На інтервалі часу $t_{жс} < t < t_{\delta}$ величину швидкості фільтрації \mathcal{G} беремо такою, що дорівнює середньому значенню $m \frac{dy}{dt}$, яку можна подати через приріст функції в формі

$$\mathcal{G} = m \frac{y_L - y_{20}}{t_L - t_R} \quad (3.70)$$

Початкові умови (3.48) набувають вигляду $C = C_p$, при $t = t_z$, $z > 0$, де C_p одержуємо з розв'язку (3.53).

Після моменту часу $t_{жс}$ рівняння, яке описує подальше проникнення ЗР у ґрунт, залишається таким самим, але в розв'язку необхідно врахувати рухомість верхньої межі змочування ґрунту.

На відміну від існуючих моделей у розробленій моделі [148] аналітичні залежності зведені до рівня інженерних, що полегшує прогностичні розрахунки з достатньою точністю, оскільки функція Макдональда задана у вигляді апроксимаційної залежності, а не таблично.

Для оцінювання розчинності забруднюючих речовин в атмосферних опадах були використані спостереження за забрудненням повітряного середовища 6 липня 2016 року, коли під час спостережень йшов дощ. Сульфур діоксид на відміну від інших ЗР (карбон (II) оксид, нітроген (IV) оксид) практично повністю вимивається опадами з атмосфери і надходить на поверхню ґрунту. Концентрацію сульфур (IV) оксиду в дощовій воді визначали за вмістом сульфатної кислоти в пробах. На рисунку 3.8 показано зміну концентрації сульфур діоксиду на глибині 1 мм та 10 мм залежно від часу випадання опадів за інтенсивності дощу 0,36 м³/год.

Розрахунок концентрацій C_p за рівнянням (3.53) розробленої моделі було проведено для таких вихідних даних:

– інтенсивність дощу брали такою, що дорівнює $0,0001 \text{ м/с} = 0,36 \text{ м}^3/\text{год}$ (дощу малої інтенсивності);

– вміст SO_2 у дощовій воді брали таким, що дорівнює граничній розчинності сульфур діоксиду за температури навколишнього повітря $15 \text{ }^\circ\text{C}$:

$$R = 47,3 \text{ мл/л}; C_p^{\text{SO}_2} = \rho - R = 2,9 \cdot 266 \cdot 27347,3 / 288 = 131,2 \text{ мг/л} = C_1(z = 0, t > 0);$$

– ґрунт – суглинок: $m = 0,35$, $k = 10^{-6} \text{ м/с} = 0,0036 \text{ м/год}$;

– капілярна висота підйому $h_k = 2,25 \text{ м}$;

– коефіцієнт масопередачі $\lambda = 1,6$, $\text{Re}^{0,54} D / d^2 = 0,04 \text{ м/с}$, при $d = 0,002 \text{ м}$, $V = 10^{-6} \text{ м}^2/\text{с}$, $\omega = 1 \text{ м/с}$, $D = 2 \cdot 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$ – коефіцієнт дифузії газів у воді [76].

Підставляючи дані в (3.55), одержимо для двох варіантів значення $2C_p/C_1$ та C_p . Результати розрахунку наведені в табл. 3.6, графічна інтерпретація – на рис. 3.2.

Таблиця 3.2 – Розрахунок концентрацій SO_2 в дощовій воді на поверхні ґрунту при інтенсивності дощу $R = 0,36 \text{ м}^3/\text{год}$

$t_1, \text{ с}$	Координата $z = 0,001 \text{ м}$		Координата $z = 0,01 \text{ м}$	
	$2C_p/C$	$C_p, \text{ мг/л}$	$2C_p/C$	$C_p, \text{ мг/л}$
10	0,0712	4,67	0,000271	0,0178
15	0,184	12,07	0,0050	0,328
20	0,25	16,4	0,00563	0,369
25	0,177	11,61	0,0164	1,08
30	0,1494	9,8	0,0264	1,732
60	0,147	9,64	0,0408	2,676
600	0,142	9,32	0,0221	1,45

Розрахунки показали, що зі зміною часу дощу концентрація сульфур діоксиду зростає майже на порядок і сягає максимуму вже в перші секунди після початку дощу за рахунок активної абсорбції сульфур діоксиду водою.

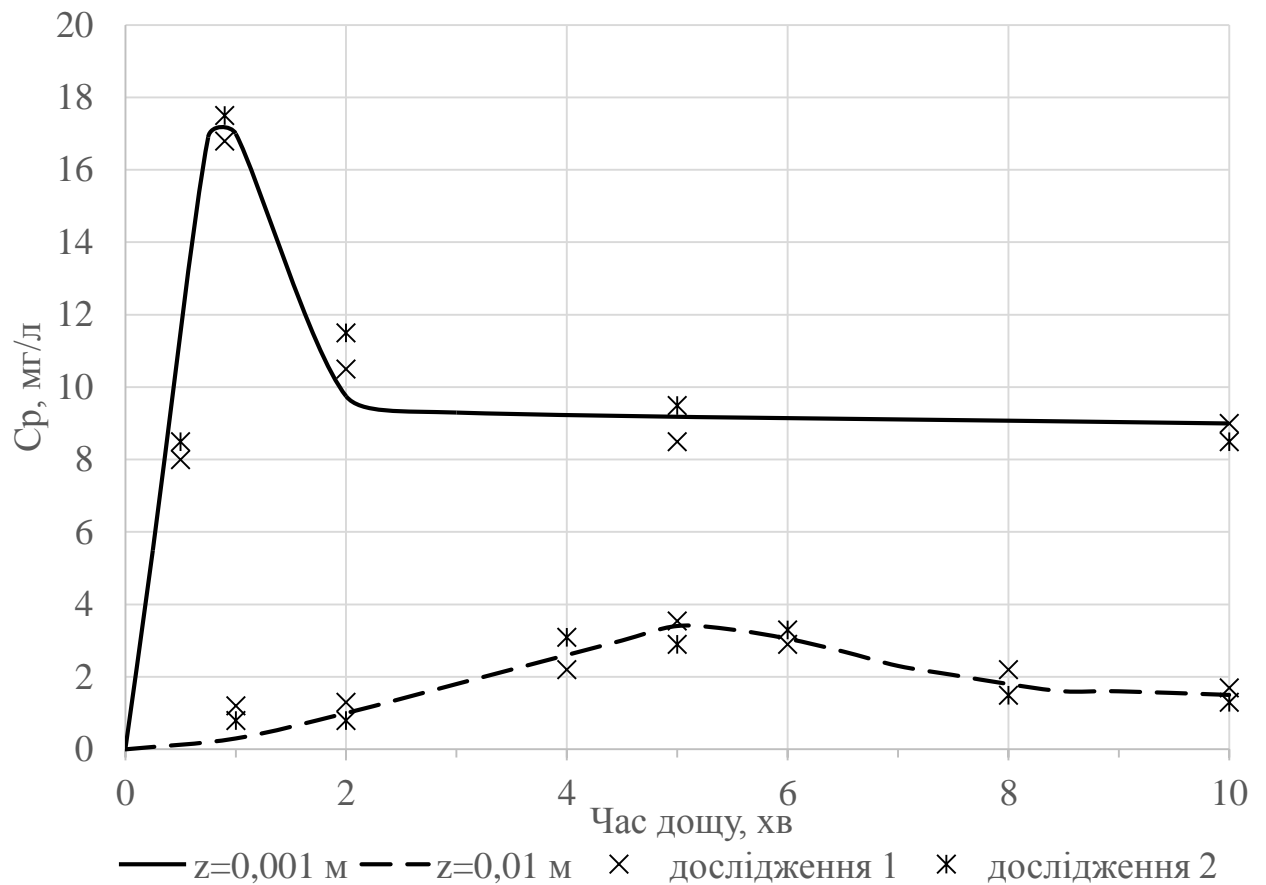


Рисунок 3.8 – Зміна концентрації сульфур діоксиду під час дощу
Порівняння результатів моделювання та експериментальних вимірювань

Аналіз графіків свідчить, що зі збільшенням часу випадіння опадів концентрація сульфур діоксиду у воді зростає, при цьому асимптотично наближаючись до стану насичення. Так, на глибині 0,001 м (поверхня водної плівки на ґрунті) концентрація сягає 16 мг/л, а на глибині 0,01 м = 3 мг/л. Експериментальні дані задовільно корелюються із розрахунковими. Розбіжність не перевищує 15 %.

3.3 Теоретична оцінка викидів забруднюючих речовин від автотранспортних засобів

Шляхом розрахунку та прогнозування обсягів викидів від автотранспорту можна вирішити науково-практичне завдання підвищення рівня екологічної безпеки. Однак, оцінювання викидів забруднюючих речовин

від автотранспортних засобів (АТЗ) є досить складною проблемою через те, що залежить від численних факторів: технічного стану й режиму руху автомобіля, структури дорожньої мережі, якості автомобільного пального й дорожнього покриття, інтенсивності й потоковості руху автотранспорту, природно-кліматичних умов місцевості й навіть культури водіння [149].

Існуючі підходи до оцінки викидів ґрунтуються в основному на урахуванні середньої витрати палива і не враховують структуру автотранспортних засобів, вид палива, що використовується та транспортно-експлуатаційні особливості автодороги, які ми розглядали у п. 2.2. Тому в цій роботі запропоновано удосконалити підхід до розрахунку обсягів викидів АТЗ з урахуванням низки додаткових параметрів, що дозволить підвищити точність прогнозування техногенного навантаження на екосистеми, спричиненого такими викидами.

Сумарний викид Q_a (т) автотранспортними засобами, що використовують різні види палива визначаємо за формулою:

$$Q_a = M_{зв} (\varepsilon_b \cdot q_b + \varepsilon_d \cdot q_d + \varepsilon_g \cdot q_g), \quad (3.71)$$

де $M_{зв}$ – зведена маса автопалива, т;

$\varepsilon_b, \varepsilon_d, \varepsilon_g$ – частка АТЗ із бензиновим, дизельним і газовим паливом;

q_b, q_d, q_g – питомі коефіцієнти викидів забруднюючих речовин із відпрацьованими газами двигунів автомобілів (табл. 3.3), т/т.

Зведений питомий викид $q_{зв}$ на одиницю зведеної маси автопалива визначаємо виходячи з рівняння

$$q_{зв} = \frac{Q_a}{M_{зв}}. \quad (3.72)$$

Підставивши значення Q_a з формули (3.71), одержимо:

$$q_{зв} = \varepsilon_b \cdot q_b + \varepsilon_d \cdot q_d + \varepsilon_g \cdot q_g. \quad (3.73)$$

Таблиця 3.3 – Питомі коефіцієнти викидів шкідливих речовин із відпрацьованими газами двигунів автомобілів, т/т [127]

Значення коефіцієнта	Вид автомобільного палива		
	бензин q_b	дизельне пальне q_d	природний газ q_g
Карбон (I) оксид, CO	0,42	0,05	0,09
Вуглеводні, CH	0,046	0,019	0,021
Альдегіди, RCHO	0,0012	0,0034	0,0019
Тверді частинки	0,0011	0,0092	–
Бензопірен	$0,1 \cdot 10^{-12}$	$0,14 \cdot 10^{-12}$	$0,01 \cdot 10^{-12}$
Оксиди нітрогену, NO _x	0,027	0,033	0,016
Оксиди сульфуру, SO _x	0,0015	0,022	0,0011
Разом	0,5	0,2	0,13

Питомий викид на одиницю автотранспорту розраховуємо за співвідношенням

$$q_a = \frac{Q_a}{n_a}, \quad (3.74)$$

де n_a – кількість автотранспортних засобів, од.

Тоді валовий викид від автотранспорту визначаємо за формулою

$$Q_a = q_a \cdot n_a. \quad (3.75)$$

Ця формула дає сумарні значення викиду забруднюючих речовин.

Практично в усіх працях з оцінки впливу автотранспортних засобів на довкілля, виходячи із принципу адитивності, викиди (л/100 км) шкідливих речовин (витрата палива) на 100 км транспортним потоком на перегонах визначають за формулою [130]:

$$Q_j = \sum_j \sum_i \sum_n Q_i P_{in} N_a, \quad (3.76)$$

де Q_i – пробігова витрата палива або викиди i -го виду АТЗ, л/100 км;

P_{in} – імовірність потрапляння i -ї групи АТЗ у n -й діапазон швидкостей руху потоку;

N_a – інтенсивність потоку, авт./годину.

На ділянці магістралі із заданою інтенсивністю потоку N_{ik} визначаємо загальний викид шкідливих речовин від усіх груп АТЗ Q_k за рівнянням

$$Q_k = \sum_k \sum_i q_{ki} \cdot N_{ik}, \quad (3.77)$$

де Q_k – загальний викид від усіх груп АТЗ, т/год.;

q_{ki} – питомий викид i -ї групи АТЗ, т/од.;

N_{ik} – інтенсивність руху i -ї групи АТЗ, од./год..

Тоді питомий викид i -ї групи АТЗ, що проїжджають ділянкою магістралі q_{ki} , визначаємо за таким виразом:

$$Q_i = K_p \cdot \varepsilon_i \cdot q_a, \quad (3.78)$$

де ε_b , ε_d , ε_z – частка i -ї групи АТЗ із бензиновим, дизельним і газовим паливом; K_p – режимно-технічний коефіцієнт, що враховує швидкісні режими руху АТЗ, технічний стан доріг і автомобілів, оснащеність дорожньої мережі та інші фактори (п. 2.2). Визначення цього коефіцієнта дає можливість більш точно розрахувати кількість викидів від автотранспорту.

$$K_p = C_n + C_d + C_a + C_m + C_{кл} + C_e, \quad (3.79)$$

де C_n – коефіцієнт, що враховує опір АТЗ потоку повітря;

C_d – коефіцієнт, що враховує дорожні умови (поздовжній профіль доріг, ширина дороги, тип і стан покриття, нерівності, радіус кривини, повороти і т. д.);

C_a – коефіцієнт, що враховує технічний стан автотранспорту (термін експлуатації, тип двигуна і палива, надійність двигуна, маса та вантажопідйомність, форма кузова, стан ходової частини);

C_m – транспортний коефіцієнт, що враховує щільність потоку, режим руху, вид вантажу;

$C_{кл}$ – коефіцієнт, що оцінює вплив атмосферно-кліматичних умов (температура повітря, барометричний тиск, вологість, опади, видимість);

C_e – коефіцієнт, що враховує рівень експлуатації автомобіля (кваліфікація і дисципліна водія, контроль дорожньою поліцією ділянки дороги).

Усі 6 коефіцієнтів взаємозв'язані, і їх значення наведені у додатку Г.

Таким чином, використовуючи формулу (3.79) можна більш точно задатися вихідними даними для оцінювання емісії забруднюючих речовин.

Висновки до розділу 3

1. Розроблено математичну модель процесу забруднення повітря легкими і важкими домішками з урахуванням їх випадіння на підсталаючу поверхню і повторного занесення потоками повітря, що виникають під час руху автотранспорту. Модель передбачає визначення середньої концентрації газоподібних домішок та важких частинок і враховує дифузійні процеси в приземному шарі повітря, що визначаються рухом АТЗ [150]. Для перевірки адекватності розробленої моделі здійснено розрахункове та експериментальне (за допомогою газоаналізатора Draeger Pac 7000) визначення концентрації сульфур діоксиду в атмосферному повітрі на різній відстані від дороги. Показано, що розбіжність теоретичних розрахунків та результатів інструментального вимірювання становить 15 %, що є допустимим рівнем.

2. Розроблено математичну модель розчинності ЗР у дощових стоках та їх подальшої міграції у ґрунті з урахуванням виду ЗР, типу ґрунту та інтенсивності атмосферних опадів. Одержано аналітичні залежності, що дозволяють прогнозувати забруднення екосистем придорожньої смуги шляхом змивання осілих ЗР із поверхні дороги атмосферними опадами [148]. Розрахунковим шляхом визначено зміну концентрації сульфур діоксиду в дощовій воді на поверхні ґрунту залежно від тривалості дощу. Концентрація

SO₂ на поверхні утвореної водної плівки (1 мм) набуває найвищого значення 16,4 мг/мл вже через 20 с після початку дощу (за інтенсивності опадів 0,36 м³/год) і потім спадає і залишається на рівні 9,32 мг/л (через 10 хвилин після початку дощу). На глибині калюжі, що утворилася на поверхні ґрунту під час дощу, в 1 см концентрація сульфур діоксиду на порядок нижча і змінюється від 0,0178 мг/мл у перші 10 с дощу, набуваючи максимального значення 2,676 мг/мл через 1 хвилину. Через 10 хвилин після початку дощу за рахунок притоку опадів концентрація SO₂ на глибині 1 см знижується до 1,45 мг/мл. Розроблена модель перевірена на адекватність експериментальним визначенням концентрації сульфат-іонів у воді під час дощу (з використанням методу титриметрії за допомогою тест-набору VisocolorEco Сульфати). Розбіжність результатів розрахунку та експериментальних даних не перевищує 15 %.

3. За одержаними аналітичними залежностями здійснено візуалізацію процесів поширення забруднюючих речовин від вантажного автомобіля у придорожні екосистеми, яка показала, що за відсутності вітру шкідливі речовини поширюються на відстань 110 м за віссю дороги, а вбік від дороги основна їх частина осідає в межах 30 м.

4. Удосконалена модель розрахунку кількості викидів від АТЗ з урахуванням транспортно-експлуатаційних показників дороги. У розрахунках запропоновано використання режимно-технічного коефіцієнта K_p , який враховує такі показники, що впливають на кількість викидів, як опір АТЗ потоку повітря, дорожні умови (поздовжній профіль і ширину дороги, тип і стан дорожнього покриття, нерівності, повороти), технічний стан автотранспорту (термін експлуатації, тип двигуна і палива, надійність двигуна, маса та вантажопідйомність, форма кузова, стан ходової частини), щільність потоку, режим руху, атмосферно-кліматичні умови (температура повітря, барометричний тиск, вологість, опади, видимість), рівень експлуатації автомобіля (кваліфікація і дисципліна водія).

РОЗДІЛ 4

РЕЗУЛЬТАТИ БІОМОНІТОРИНГОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПРИДОРОЖНІ ЕКОСИСТЕМИ

4.1 Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми методом визначення показника флуктуаційної асиметрії

Визначення показника флуктуаційної асиметрії здійснювали на листі тополі чорної та берези повислої згідно з методикою, наведеною в п. 2.3.1. Обрані породи дерев є фоновими і траплялися на всіх досліджуваних ділянках. Збирання рослинного матеріалу здійснювали у період серпня – жовтня (після припинення росту листя з метою визначення сформованих відхилень від норми та накопичення неорганічних речовин). Досліджувані дерева – тополя чорна (*Populus nigra L.*) та береза повисла (*Betula pendula Roth*), характеристика яких наведена у п. 2.3.1. Рельєф місцевості рівнинний (ухил поверхні не більше ніж 7°). Переважальний напрямок вітру – південно-східний зі швидкістю 5–7 м/с. Середньорічна кількість опадів – 603 мм, вологість – 78 %, температура – +6,6 °С.

Під час вивчення параметрів листя тополі чорної і берези повислої для визначення інтегрального показника величини флуктуаційної асиметрії (ФА) виявили такі закономірності: з 5 вимірів листка максимальні відхилення від норми спостерігаються у варіюванні розмірів центральної жилки, як у листі берези повислої (0,98–0,33), так і у тополі чорної (0,96–0,52).

Найбільші клітинні зміни в центрі листка можна, ймовірно, пов'язати з комплексом факторів:

- 1) спочатку з бруньки відбувається формування центральної жилки листка, тобто вона більш тривало контактує з повітряним середовищем, що і призводить до найбільших відхилень від стабільності розвитку;

2) відхилення від стабільності розвитку в структурі листка можуть закладатися ще на внутрішньобруньковому рівні, що пов'язано з надходженням води з розчиненими неорганічними речовинами з ґрунту через кореневу систему;

3) центральна жилка листка є основною жилкою, що несе воду в листок, тому найбільше скупчення неорганічних речовин спостерігається саме тут, а відповідно і зміни тут закономірні. Погіршує ситуацію також пил, що осів на листок з розчиненими газоподібними і неорганічними речовинами і, зазвичай, концентрується в його центральній частині.

У листі тополі чорної великі зміни в розвитку відбуваються і між кінцями 1-ї і 2-ї жилок (2,05–0,63). Тобто його листки рівномірно схильні до порушень в розвитку залежно від умов росту, тоді як у листя берези по краях листка відхилення мінімальні (0,29–0,05). Ймовірно, у листка берези повислої механізми надходження неорганічних речовин із водою з центральної жилки по бічних жилках різного порядку більш вибагливі. Тому, перебуваючи в однакових умовах росту, величина ФА у листі тополі чорної сильніше виражена, ніж у листі берези повислої.

Найбільша варіабельність спостерігається у листі берези повислої за параметром – відстані між кінцями 1-ї і 2-ї жилок (0,14–0,97), у листі тополі чорної – довжині 2-ї жилки (0,77–0,04), тобто ці показники формуються у відповідь на вплив середовища росту рослини, що і дає нам можливість говорити про рівень забруднення середовища.

Дослідження інтегральних показників величини ФА листя тополі чорної свідчать про те, що ступінь порушення стабільності розвитку цього виду виражена сильніше від інших досліджених видів, тобто вплив змін умов довкілля помітно позначається на його реакціях відхилення від норми (табл. 4.1, рис. 4.1).

Таблиця 4.1 – Результати оцінки забруднення досліджуваних ділянок за величиною показників ФА тополі чорної та берези повислої

Авто– мобільна дорога	Тополя чорна		Береза повисла	
	інтегральний показник ФА (ф. 2.4)	бал/ характеристика забруднення	інтегральний показник ФА (ф. 2.4)	бал/ характеристика забруднення
М02	0,07065 ± 0,002	IV/вище від середнього	0,05585 ± 0,001	V/ дуже сильне
М03	0,06866 ± 0,002	IV/вище від середнього	0,05163 ± 0,001	IV/вище від середнього
Н07	0,06834 ± 0,002	IV/вище від середнього	0,04844 ± 0,001	III/відчутне забруднення
Н12	0,07001 ± 0,002	IV/вище від середнього	0,05375 ± 0,001	IV/вище від середнього
Р44	0,06582 ± 0,002	IV/вище від середнього	0,04898 ± 0,001	III/відчутне забруднення
Контроль	0,03752 ± 0,001	I/умовна норма	0,03674 ± 0,001	I/умовна норма

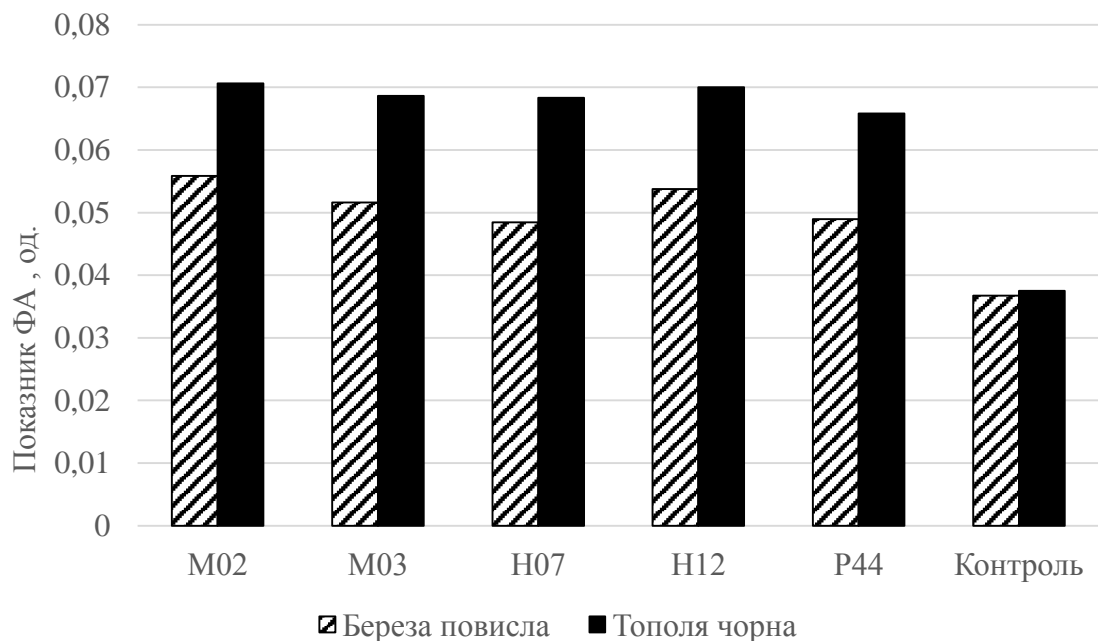


Рисунок 4.1 – Графічна інтерпретація результатів розрахунку показника ФА досліджуваних порід дерев уздовж ділянок автомагістралей

За величиною ФА листя тополі чорної можна констатувати, що у цього виду, який росте в усіх досліджуваних районах, спостерігаються відхилення від норми вище від середнього, що свідчить про підвищені рівні забруднення всіх досліджуваних територій. У досліджених придорожніх зонах найбільші відхилення від норми спостерігаються у листя з ділянок доріг М03, М02 та Н12. Ці автодороги характеризуються найбільшою інтенсивністю руху автотранспортних засобів. Підвищення значення показників флуктуаційної асиметрії спостерігається також у місцях із незадовільним станом дорожнього покриття. Очевидно, що це впливає на режими руху АТЗ, а отже, і на кількість викидів.

Виявлені інтегральні показники величини ФА листя берези повислої свідчать про те, що флуктуація сильніше виражена там, де автотранспортне навантаження вище. Це дозволяє припускати пряму залежність відхилень білатеральних ознак листя берези повислої від ступеня забруднення досліджуваного району.

Беручи до уваги те, що рослини відображають стан навколишнього середовища на даний період їх розвитку, виявлені зміни можуть бути основою для прогнозу негативного впливу техногенного забруднення на організм людини.

4.2 Результати визначення зольних елементів і важких металів у листі досліджуваних дерев

Для дослідження були обрані ті самі листяні рослини: тополя чорна (*Populus nigra L.*), береза повисла (*Betula pendula Roth*). З огляду на різну інформативність обраних листяних рослин (за результатами проведених вимірювань ФА) їх спільна оцінка дає найбільш комплексну характеристику техногенного впливу на довкілля.

У таблиці 4.2 наведено вміст зольних елементів (%) в листі тополі чорної та берези повислої, а також бал, який свідчить про ступінь забруднення

досліджуваної ділянки. Показник зольності листя досліджуваних порід дерев графічно поданий на рис. 4.2.

Таблиця 4.2 – Уміст зольних елементів (%) у листі досліджуваних дерев

Автомобільна дорога	Тополя чорна (<i>Populus nigra L.</i>)		Береза повисла (<i>Betula pendula Roth</i>)	
	сумарний вміст неорганічних речовин, %	бал/ характеристика забруднення	сумарний вміст неорганічних речовин, %	бал/ характеристика забруднення
М02	55,40	II високе забруднення	61,07	II високе забруднення
М03	64,10	I дуже високе забруднення	67,53	I дуже високе забруднення
Н07	47,88	III підвищений рівень забруднення	46,12	III підвищений рівень забруднення
Н12	41,59	III підвищений рівень забруднення	36,53	IV забруднення вище від середнього
Р44	38,90	IV забруднення вище від середнього	36,00	IV забруднення вище від середнього
Контроль	18,60	VII умовна норма	18,50	VII умовна норма

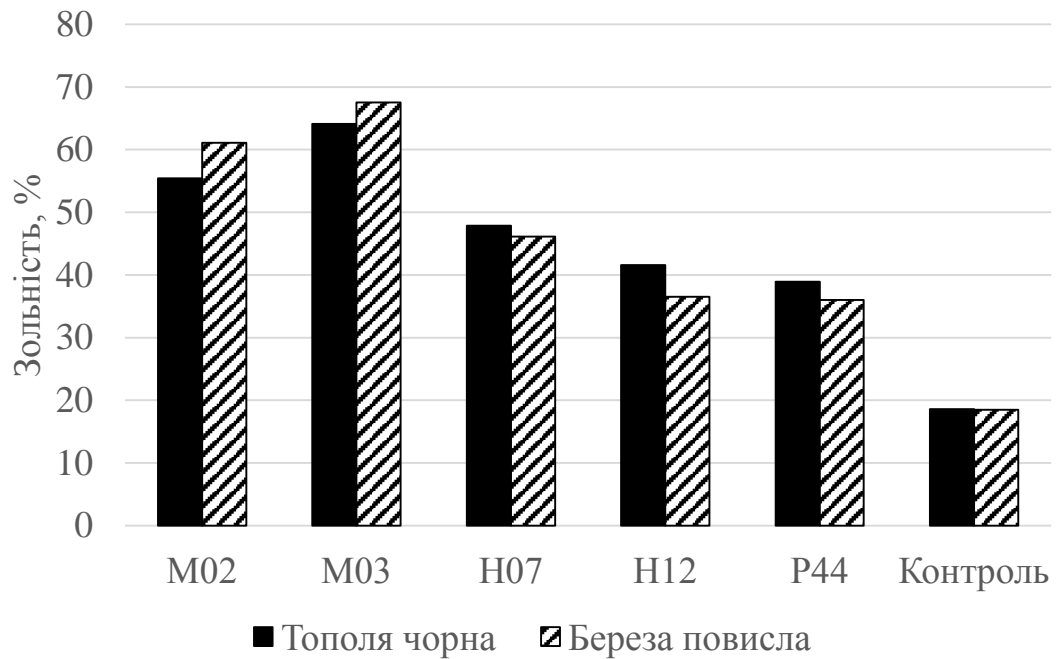


Рисунок 4.2 – Показник зольності (%) листя досліджуваних порід дерев

Неорганічні речовини потрапляють у рослини не лише з атмосферного повітря. Коренева система різних видів рослин здатна до вибірного якісного і кількісного поглинання неорганічних речовин, розчинених у ґрунтових водах. Дослідження накопичення зольних елементів у листі тополі чорної і берези повислої дозволяють зробити висновок про те, що тополя чорна є більш сильним поглиначем, ніж береза повисла. Одержані дані свідчать про те, що, перебуваючи в однакових умовах зростання, тополя накопичує неорганічних речовин більше, ніж береза.

Для оцінювання впливу важких металів (мідь, цинк) на придорожні екосистеми ми провели дослідження на вміст важких металів у листі тополі чорної та берези повислої. Надходження солей важких металів у тканини досліджуваних рослин відбувається з ґрунту та в процесі дихання рослин через відкриті продихи. Процес дихання у рослин відбувається у світлу пору доби, коли продихи відкриті. Найбільш істотне атмосферне забруднення також припадає на денні години доби. Особливо активне накопичення відбувається за відсутності опадів, коли концентрація ЗР сягає максимуму, а процеси самоочищення атмосфери відбуваються повільно.

Найбільше накопичення неорганічних речовин (за визначенням зольного залишку) в тканинах тополі чорної і берези повислої виявлено в зразках, які ростуть у придорожній зоні поблизу автомагістралей міжнародного значення (М02, М03). З огляду на високу інтенсивність потоку автотранспорту простежується чітка залежність із вмістом зольних елементів і важких металів та кількістю викидів АТЗ.

Вміст солей важких металів у золі листя тополі чорної та берези повислої наведений у табл. 4.3 та на рис. 4.3–4.4.

Таблиця 4.3 – Середній уміст солей важких металів у золі листя досліджуваних порід дерев

Автомобільна дорога	Тополя чорна (<i>Populus nigra L.</i>)		Береза повисла (<i>Betula pendula Roth</i>)	
	Zn, мг/кг	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Cu, мг/кг
М02	200,76	8,16	271,55	2,16
М03	203,41	8,45	210,53	1,93
Н07	144,73	4,62	187,76	1,36
Н12	168,45	4,93	165,37	1,41
Р44	93,15	3,27	121,18	0,87
Контроль	31,56	1,54	42,74	0,37

На рисунку 4.3 показана концентрація цинку у золі листя досліджуваних порід дерев. У золі берези повислої з різних ділянок уміст цинку сягає 271,55 мг/кг, міді – 2,16 мг/кг, а в золі тополі чорної – 203,41 мг/кг та 8,45 мг/кг відповідно.

У золі листя досліджуваних рослин у кількісному відношенні переважає цинк. Найбільша його кількість виявлена у пробах із ділянок магістралей М03 та М02.

Установлено, що цинк інтенсивніше накопичує береза повисла, а мідь – тополя чорна.

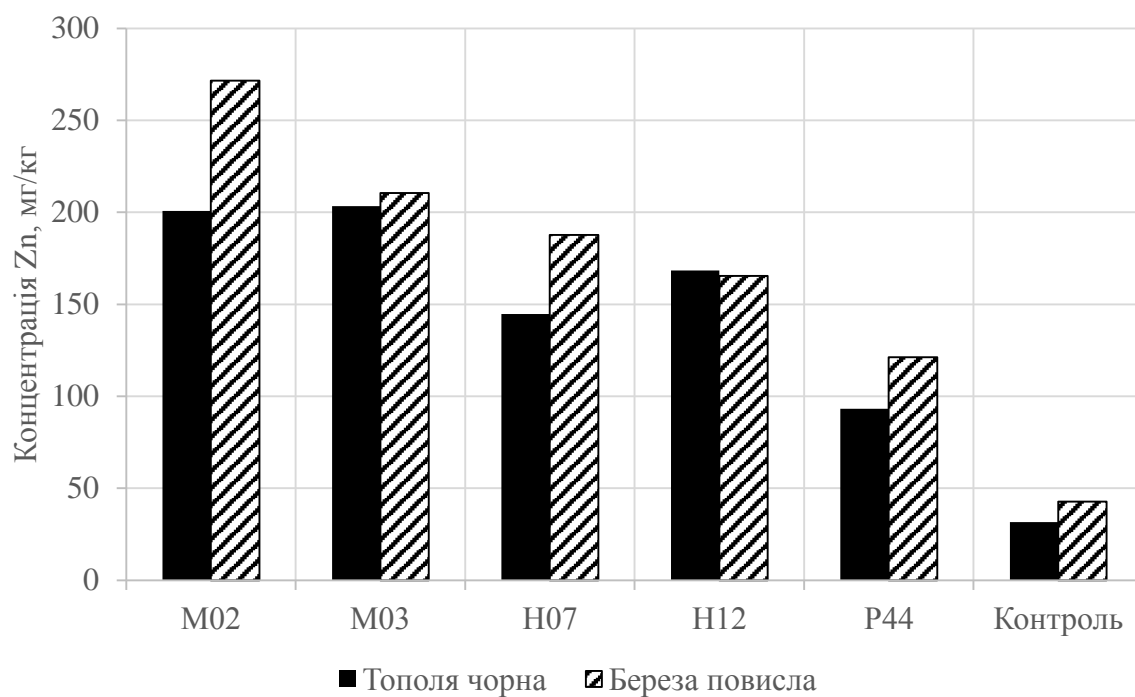


Рисунок 4.3 – Уміст цинку у золі досліджуваних порід дерев

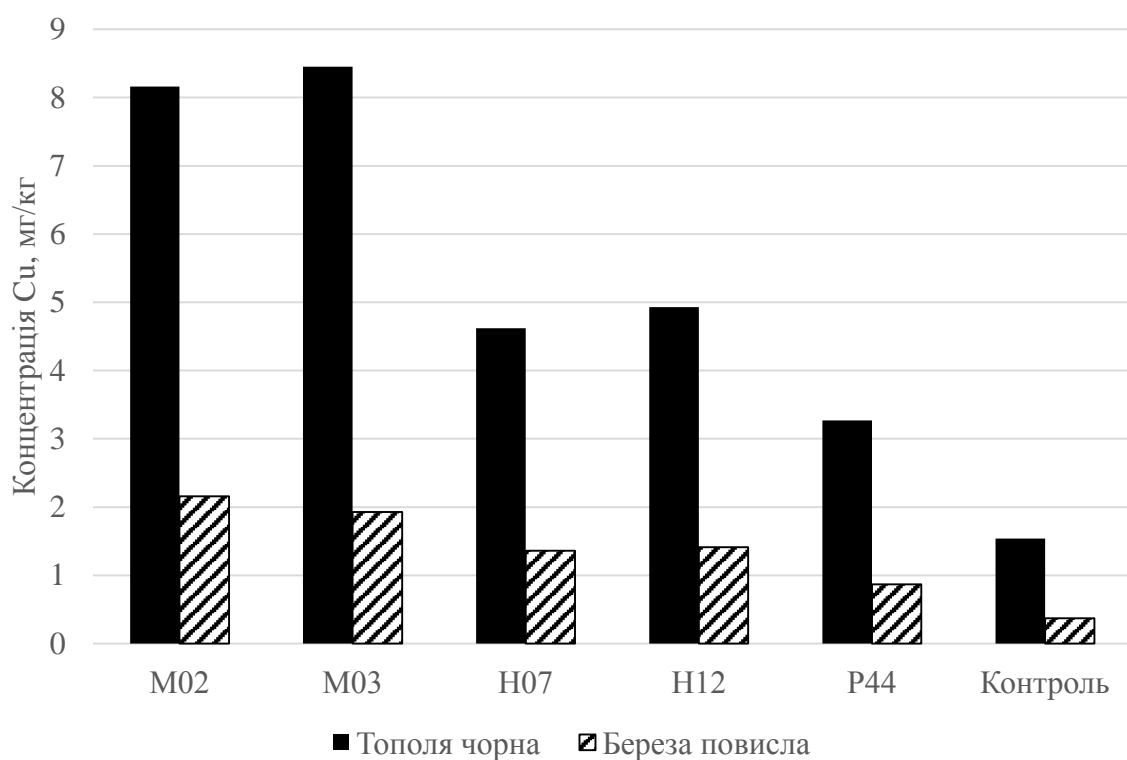


Рисунок 4.4 – Уміст міді у золі досліджуваних порід дерев

Унаслідок впливу викидів автомобілів, рослини як біоіндикатори реагують насамперед сильніше там, де рівень забруднення вищий, а саме в районах із найбільшою інтенсивністю руху.

4.3 Результати ліхенологічних досліджень придорожніх екосистем

Ліхенологічні спостереження проводилися у період із 2012 р. до 2016 р. У процесі спостережень виявили, що субстратом для поселення лишайників були придорожні камені, а також різні дерева [151]. Було проаналізовано наявність і видовий склад лишайників на досліджуваних ділянках. Для оцінювання забруднення атмосфери автодоріг досліджували дерева по обох боках від дороги. Під час спостережень фотографували наявні на ділянках лишайники. Першим етапом дослідження було виявлення типів лишайників на відповідних ділянках. Результати спостережень подані у табл. 4.4.

Таблиця 4.4 – Результати ліхенологічних спостережень за досліджуваними ділянками

Ділянка	Наявність та характеристика лишайників на досліджуваних деревах
М02 (Київ – Глухів)	Наявні тверді накипні лишайники
М03 (Київ – Харків)	Накипних лишайників мало, на північній стороні стовбура наліт водорості
Н07 (Суми – Київ)	Наявні накипні лишайники
Н12 (Суми – Харків)	Наявні накипні лишайники
Р44 (Суми – Глухів)	Наявні листуваті лишайники

Для більш детального аналізу забруднення атмосфери сірчистим ангідридом були визначені такі параметри:

- загальна кількість видів лишайників;
- міра покриття сланями лишайників кожного дерева;

- частота кожного виду;
- кількість кожного виду.

За 3 роки на досліджуваних ділянках ми обстежили більше ніж 60 дерев (у середньому по 15 на кожній досліджуваній ділянці) [151] і визначили 13 видів лишайників, що наведені у додатку И: *Evernia prunastri* – Евернія сливова; *Caloplaca discolor* – Калоплака безбарвна; *Caloplaca marina* – Калоплака морська; *Caloplaca pyracea* – Калоплака вогняна; *Hypotrachyna revoluta* – Гіпотрахіна відігнута; *Parmelia acetabulum* – Пармелія блюдчаста; *Parmelia caperata* – Пармелія козяча; *Parmelia vagans* – Пармелія блукаюча; *Physcia adscendens* – Фісція висхідна; *Cetraria glauca* (L.) Ach. – Цетрарія сиза; *Physconia grisea* – Фісконія сіра; *Ramalina pollinaria* – Рамалина запилена; *Xanthoria parietina* – Ксанторія настінна; *Xanthoria polycarpa* – Ксанторія багатоплідна. При визначенні видів лишайників користувалися їх фотографіями, одержаними на місці росту та електронними визначниками [152].

Результати спостережень та розрахунків наведені в додатку И. З одержаних результатів можна зробити висновок, що найбільш поширеними на досліджуваних ділянках є види лишайників *Parmelia caperata*, *Parmelia acetabulum*, *Xanthoria parietina*. Перші два види відносять до класу стійких, останній – до середньочутливих, що свідчить про наявність забруднення оксидами сірки на даній ділянці.

Відповідно до цієї шкали лишайники, що були виявлені на досліджуваних ділянках, було класифіковано згідно з [103] за чутливістю (див. табл. 4.5). Відсоткове співвідношення класів токсикотолерантності до SO₂ видів лишайників, що були виявлені на всіх досліджених ділянках, наведене на рис. 4.5. Як бачимо, найбільший відсоток становлять лишайники класу Т (Tolerance) – 60 %, що свідчить про підвищений уміст оксидів сірки в атмосферному повітрі на досліджуваних ділянках [145].

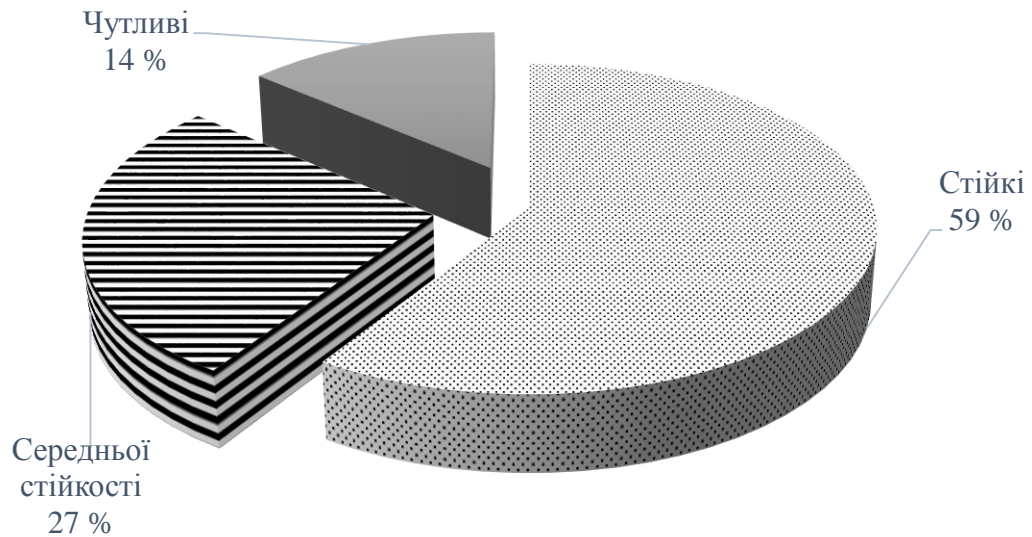


Рисунок 4.5 – Відсоткове співвідношення класів токсикотолерантності до SO₂ виявлених видів лишайників на всіх досліджених ділянках

Таблиця 4.5 – Розподіл видів лишайників на досліджуваних ділянках за чутливістю згідно [119]

Чутливість	Лишайники
Клас S (англ. sensitive) – чутливі	– <i>Caloplaca discolor</i> – Калоплака безбарвна – <i>Caloplaca marina</i> – Калоплака морська – <i>Cetraria glauca (L.) Ach.</i> – Цетрарія сиза
Клас I (англ. intermediate) – середньочутливі	– <i>Anaptychia ciliaris</i> – Анаптихія віїчаста – <i>Physcia adscendens</i> – Фісція висхідна – <i>Ramalina pollinaria</i> – Рамалина запилена – <i>Xanthoria parietina</i> – Ксанторія настінна – <i>Xanthoria polycarpa</i> – Ксанторія багатоплідна
Клас T (англ. tolerant) – стійкі	– <i>Hypotrachyna revoluta</i> – Гіпотрахіна відігнута – <i>Parmelia acetabulum</i> – Пармелія блюдчаста – <i>Parmelia caperata</i> – Пармелія козяча – <i>Parmelia vagans</i> – Пармелія блукаюча – <i>Caloplaca pyracea</i> – Калоплака вогняна – <i>Physconia grisea</i> – Фісконія сіра

На рисунку 4.6 графічно подане середнє проєктивне покриття лишайників на досліджуваних ділянках, де числове значення характеризує рівень забрудненості ділянок: чим більше значення, тим нижчий рівень забруднення.

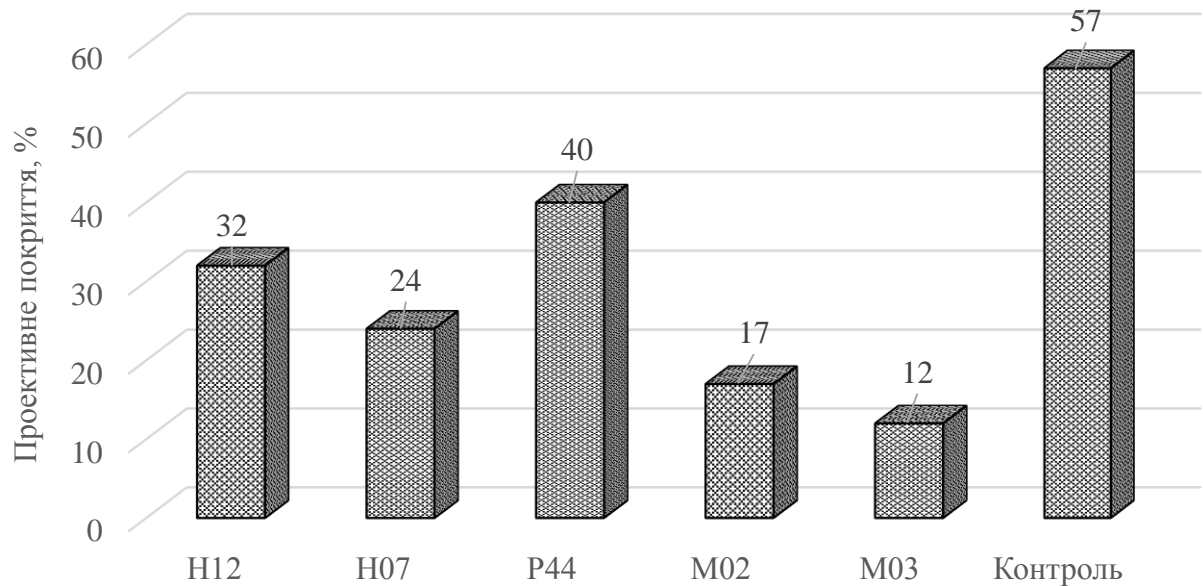


Рисунок 4.6 – Середнє проєктивне покриття лишайників на досліджуваних ділянках, %

Проаналізувавши дані, одержані під час дослідження, можемо зробити такі висновки. На ділянці вздовж автодороги M03 спостерігається найменша кількість лишайників. Ці лишайники відносять до класу стійких. Чутливі та середньочутливі види відсутні. Оцінка за шкалою Браун-Бланке – 2.

На ділянках уздовж траси M02 рівень проєктивного покриття більший на 42 %, а на ділянках уздовж H07 та H12 – перевищує показники на ділянці M03 на 200 та 267 % відповідно. Це дає можливість віднести дані ділянки до категорії менш забруднених та оцінити їх за шкалою Браун-Бланке на 3 бали [145].

На ділянці вздовж автодороги P44 трапляються 8 видів лишайників, більшість із них належать до чутливих та середньочутливих. Середнє проєктивне покриття 40 %. Оцінка за шкалою Браун-Бланке – 4. Отже, ділянка не зазнає значного впливу сульфур діоксиду.

Можна зробити припущення, що максимальна концентрація SO_2 відзначається на ділянках автомагістралей M02 та M03 з найбільш інтенсивним рухом автотранспорту, зокрема і вантажного. Тут виявлено лише стійкі види лишайників, ступінь проектного покриття 10–25 %. Мінімальна концентрація SO_2 відзначається вздовж ділянки автодороги P44, де виявлено три класи лишайників, ступінь проективного покриття 50–75 %. Наші спостереження підтверджують таку закономірність: чим більша інтенсивність руху автотранспорту, тим більш явний вплив на проективне покриття лишайників ділянки [145]. Такі самі висновки ми зробили за результатами власних досліджень, які проводили раніше у м. Сумах [153].

Результати розрахунку індексу I.A.P. та загальні результати досліджень наведені у табл. 4.6, 4.7.

За цими результатами, найнижчий вплив поллютантів зазнає ділянка вздовж автодороги P44. Найбільшого – M03 та M02, що пояснюється інтенсивним рухом транспорту зокрема вантажного (згорання дизельного автомобільного палива є вагомим джерелом сульфур діоксиду).

Таблиця 4.6 – Результати розрахунків індексу атмосферної чистоти (I.A.P.)

Ділянка	Загальна кількість видів на ділянці	Екологічний показник виду Q_i	Оцінка зустрічаємості покриття (за шкалою Браун-Бланке), F_i	I.A.P. фактичне (ф. 2.8)
M02	3	2	3	0,6
M03	3	2	2	0,4
H07	6	5	3	1,8
H12	5	4	3	1,2
P44	8	8	4	3,2
Контроль	9	8	5	4,0

Таблиця 4.7 – Результати ліхенологічних досліджень [145]

Ділянка	Зона забруднення (за шкалою Браун-Бланке)	Середнє проективне покриття, %	Оцінка забруднення	I.A.P.	Концентрація SO ₂ у зоні забруднення, мг/м ³ (ГДК _{сд} =0,05)
M02	3 Наявні накипні лишайники	17	Середнє	0,6	0,05–0,2
M03	2 Накипних лишайників мало, на північній стороні стовбура наліт водорості	12	Досить сильне	0,4	0,3
H07	3 Наявні накипні лишайники	24	Середнє	1,8	0,05–0,2
H12	3 Наявні накипні лишайники	32	Середнє	1,2	0,05–0,2
P44	4 Наявні листуваті лишайники	40	Невелике	3,2	< 0,05
Контроль	5 Наявні всі типи лишайників	57	Невелике	4,0	< 0,05

Таким чином, інформація, одержана за допомогою методу розрахунку індексу атмосферної чистоти, не суперечить попереднім дослідженням. Отже, найнижчий вплив полютантів зазнає ділянка вздовж автодороги P44. Найбільшого – M03 та M02, що пояснюється інтенсивним рухом транспорту, зокрема вантажного (згоряння дизельного автомобільного палива є вагомим джерелом сульфур діоксиду).

4.4 Результати визначення фітотоксичності ґрунтів

Як тест-культуру було вибрано овес згідно з методикою МР 2.1.7.2297–07 [141]. Овес – однорічна однодольна рослина, що має підвищену чутливість до забруднення ґрунту. Цей біоіндикатор відрізняється швидким проростанням насіння і майже стовідсотковою схожістю, яка помітно зменшується за наявності забрудників [123].

Крім того, стебла і корені цієї рослини під дією забрудників піддаються помітним морфологічним змінам (затримка росту і викривлення рослин, зменшення довжини і маси коренів, а також кількості і маси насіння). Овес як біоіндикатор зручний ще і тим, що дію стресорів можна вивчати одночасно на великій кількості рослин за невеликої площі робочого місця.

Овес куцить ся сильніше, ніж пшениця, але слабше, ніж ячмінь. Овес має добре розвинену кореневу систему. При одночасній появі сходів овес утворює вторинні корені на 6–8 днів раніше від інших злакових культур. Уже під час утворення 2–3 листочків коренева система вівса проникає на глибину 70–80 см, а в період формування і наливання зерна – на 1,5–2,0 м.

Насіння вівса починає проростати за температури 1–2 °С, але для появи сходів потрібна більш висока температура (3–4 °С). Сходи переносять короткочасні заморозки до – 8–9 °С. Овес витримує підвищену кислотність ґрунту [124].

На коренях вівса велика кількість кореневих волосків, поверхня яких становить більше ніж 90 % поверхні усієї кореневої системи. Такі волоски мають підвищену активність, тому коренева система вівса відрізняється високою поглинальною здатністю, що великою мірою зумовлює його індикаційні можливості [125].

Дослідження проводилис у вересні – жовтні 2016 року. Було відібрано ґрунтові зразки з п'яти різних ділянок. Проби ґрунту відбирали на відстані 5 м від дороги. Усі проби відбирали в один і той самий день, за однакових метеорологічних умов. Відбір проб ґрунту здійснювали згідно з ДСТУ ISO 10381-1:2004 [140]. Відібрані проби були пронумеровані і зареєстровані.

На всіх досліджуваних ділянках тип ґрунту було визначено за методикою ДСТУ ISO 14688–2:2009 [154] як сірий лісовий.

Упродовж усього періоду вегетації проводили фенологічні спостереження, рослини фотографували на різних стадіях росту (див. додаток К). Фенологічні спостереження потрібні і дуже важливі в цьому

досліді. Мета їх полягає у встановленні відмінностей в рості і розвитку рослин у період вегетації в різних пробах ґрунту, часу настання фаз розвитку рослин. Фенологічні спостереження допомагають пояснити позитивні та негативні зрушення в розвитку досліджуваної культури. Результати вимірювань висоти сходів досліджуваної культури наведені на рис. 4.7 [145].

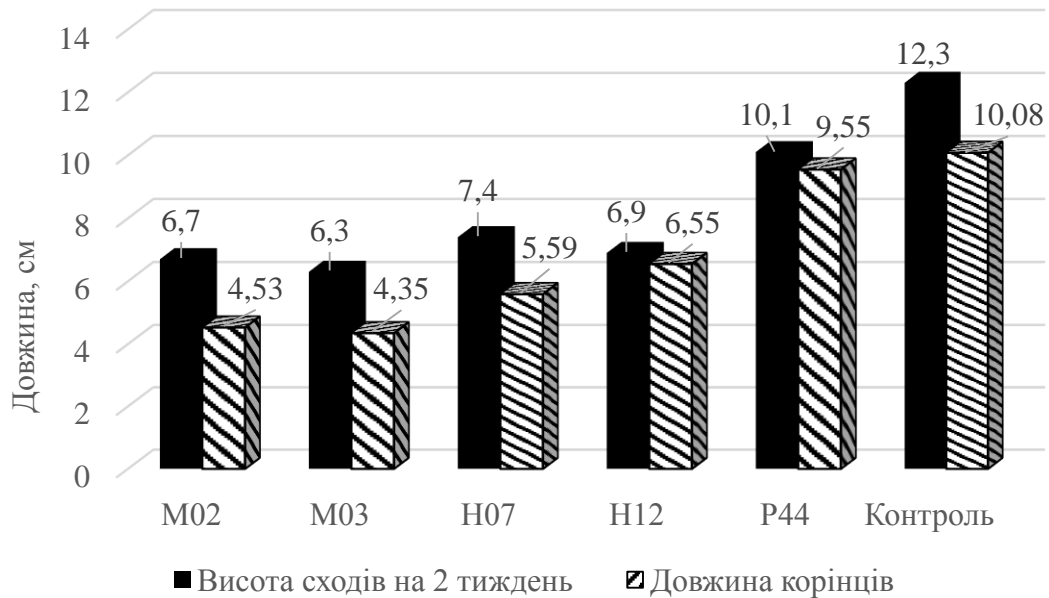


Рисунок 4.7 – Графічна інтерпретація результатів вимірювань висоти сходів та довжини коренів

Із рисунка 4.7 добре бачимо, що найменша довжина коренів зафіксована у пробах із ділянок M02 та M03.

Завданням дослідження є вимірювання довжини коренів із різних проб ґрунту. Візуально довжина і сила коренів проростків вівса відрізнялися у різних пробах. Вимірювання довжини коренів виконували у програмі Adobe Photoshop. Одержані результати вимірювань занесені до таблиці Л.1.

Для оцінювання токсичності ґрунту визначали фітотоксичний ефект (ефект гальмування), який залежить від середньої довжини коренів у досліді і середньої довжини коренів у контролі. Результати розрахунку наведені у таблиці 4.8 і графічно подані на рис. 4.8.

Таблиця 4.8 – Результати розрахунку фітотоксичного ефекту (за формулою (2.9))

Проба ґрунту з досліджуваної ділянки	Фітотоксичний ефект, %
M02	52,3
M03	58
H07	25,2
H12	34,3
P44	18,2
Контроль	13,8

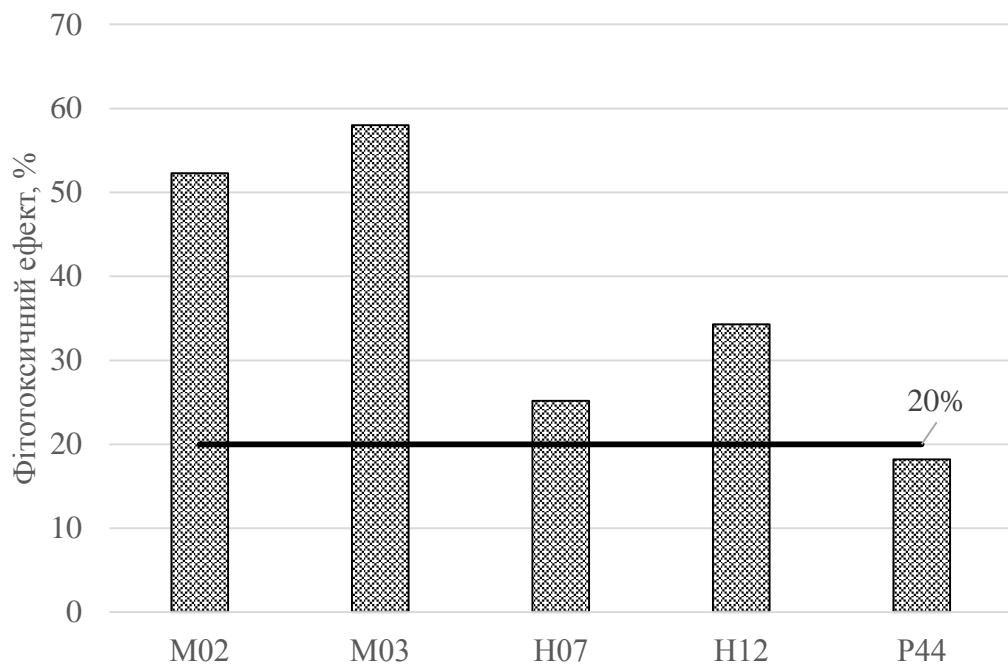


Рисунок 4.8 – Графічна інтерпретація результатів розрахунку фітотоксичного ефекту

Фітотоксична дія вважається доведеною, якщо фітотоксичний ефект (FE) становить 20 % і більше. У досліді фітотоксичний ефект у всіх пробах крім однієї (з ділянки дороги P44), вищий за 20 %. А найбільші показники, 58 % та 52 %, відповідають ділянкам уздовж автодоріг M03 та M02, тому в цих зразках фітотоксичність є доведеною.

Очевидно, що фітотоксичний ефект має прямо пропорційну залежність з інтенсивністю руху автотранспорту, а відповідно і з категорією автомобільної дороги. Але постає питання, чому при достатньо істотних відмінностях

інтенсивності руху на дорогах міждержавного і національного значення (рис. 2.2) розраховані значення фітотоксичності мають меншу відмінність. На нашу думку, ще одним параметром, що впливає на забруднення придорожніх екосистем викидами автотранспорту, є стан дорожнього покриття, а саме наявність вибоїн, ям. Незадовільний стан дорожнього покриття зумовлює зміни параметрів руху автомобіля. Водію доводиться їхати з низькою швидкістю, часто пригальмовувати. Подібні зміни збільшують викиди шкідливих речовин із відпрацьованими газами.

Висновки до розділу 4

1. Уперше проведено комплексне біоіндикаційне дослідження стану придорожніх екосистем уздовж ділянок доріг різної категорії. Визначено показники флуктуаційної асиметрії листя деревних порід (тополя чорна та береза повисла) і вміст зольних елементів та важких металів у цьому листі; оцінено чистоту атмосферного повітря методом ліхеноіндикації; визначено рівень токсичності ґрунтів за показником фітотоксичності.

2. За інтегральним показником флуктуаційної асиметрії листя тополі чорної та берези повислої визначено, що забруднення придорожніх екосистем уздовж автомагістралі М02 характеризується як «дуже сильне», М03, Н12 та «вище від середнього». Вздовж автошляхів Н07 та Р44 рівень забруднення характеризується як «вище від середнього» (за показником ФА тополі чорної) та «відчутне забруднення» (за показником ФА берези повислої).

3. Визначення вмісту зольних елементів у листі досліджуваних дерев показало, що його величина змінюється з 36 % (автодорога Р44) до 67,53 % (автодорога М03) і відповідає характеристиці забруднення досліджуваних ділянок, одержаної відповідно до розрахунку показника ФА.

4. Методом атомно-абсорбційної спектрометрії визначено вміст важких металів (цинк та мідь) у золі листя досліджуваних дерев. Він досягає максимуму 200,76–271,55 мг/кг (для цинку) та 2,16–8,16 мг/кг (для міді) на ділянці

автодороги М02. Мінімальне значення зафіксовано вздовж ділянки автодороги Р44 (93,15 мг/кг цинку та 0,87 мг/кг міді).

5. Досліджено видовий склад та проективне покриття лишайників уздовж досліджуваних ділянок автодоріг. Визначено 13 видів лишайників та класифіковано їх за шкалою стійкості Браун-Бланке. Розрахований індекс чистоти атмосферного повітря дав можливість охарактеризувати рівень забруднення придорожніх екосистем на досліджуваних ділянках та визначити приблизну концентрацію сульфур діоксиду. На всіх ділянках, крім автодороги Р44, концентрація сульфур діоксиду перевищує ГДК_{сд} (0,05 мг/м³) сягаючи максимуму 0,3 мг/м³ на ділянці вздовж автомагістралі М03 [145].

6. Для оцінювання токсичності ґрунту визначено фітотоксичний ефект. Для ділянки дороги М03 він становив 58 %, М02 – 52,3 %, Н12 – 34,3 %, Н07 – 25,2 %, Р44 – 18,2 %. Фітотоксичність ґрунту перевищує 20 % і є доведеною на всіх ділянках, крім автодороги Р44 [145].

7. Аналіз одержаних результатів біомоніторингових досліджень показав, що переважальний вплив на рівень забруднення придорожніх екосистем спостерігається в місцях інтенсивного руху автотранспорту та ділянках із незадовільним станом дорожнього покриття (наявність вибоїн, нерівностей). Незадовільний стан дорожнього покриття зумовлює зміни параметрів руху автомобіля. Водію доводиться їхати з низькою швидкістю, що збільшує викиди шкідливих речовин із відпрацьованими газами.

РОЗДІЛ 5

РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО МОНІТОРИНГУ ПРИДОРОЖНІХ ЕКОСИСТЕМ

5.1 Принципи моніторингу придорожніх екосистем

Загроза незворотньої деградації придорожніх екосистем в умовах інтенсивного впливу автотранспорту потребує прогнозування рівня їх забруднення та попередження несприятливих наслідків, пов'язаних з цим. Моніторинг за забрудненням примагістральних територій, зазвичай, обмежується визначенням концентрацій забруднюючих речовин у повітряному середовищі, ґрунтах і рослинах і здійснюється внаслідок інструментальних вимірювань основних параметрів, що складають критерії визначення якості оточуючого повітря і біосфери.

Основними показниками якості придорожніх екосистем є концентрації нітроген (IV) оксиду, сульфур (IV) оксиду, карбон (II) оксиду, важких вуглеводнів, важких металів, а також щільність потоку маси забруднюючих речовин, що випадають на підстилаючу поверхню та мігрують із дощовими стоками в придорожні ґрунти.

Інструментальні методи доволі дорогі і трудомісткі, тому моніторинг придорожніх екосистем доцільно здійснювати на підставі математичного моделювання та біоіндикації з вибіркоvim інструментальним підтвердженням моделей і подальшим контролем якості навколишнього середовища із застосуванням ЕОМ.

Вплив автодоріг на придорожні екосистеми залежить від екологічної класифікації дорожніх об'єктів, яка визначається відповідно до нормативних документів [155] і залежить від інтенсивності руху. Розміри зон впливу автодоріг на довкілля визначені в нормативних документах орієнтовно і враховують лише інтенсивність руху автотранспорту та наявні дорожні

споруди. Відповідно зона впливу має дуже розмиті межі і варіюється від 300 до 2 000 м.

Відповідно до [155] схема автомагістралі має такі елементи як: проїзна частина, резервно-технологічна смуга (12–30 м), захисна смуга (30–300 м) та зона впливу (до 2 000 м) залежно від категорії автомобільної дороги. Визначено, що в межах резервно-технологічної та захисної смуги землі непридатні для сільськогосподарського використання внаслідок постійного негативного впливу автотранспорту за рахунок перевищення санітарних норм забруднення повітря, ґрунтів та водних ресурсів. У той самий час на більшій території України сільськогосподарські поля безпосередньо прилягають до полотна дороги. Подекуди ця відстань не перевищує 30 м і межа поля не відокремлюється ні захисними лісосмугами, ні іншими (інженерними) спорудами. Так, у ході проведених досліджень на ділянках автодоріг М02, М03, Н07, Н12 та Р44 було виявлено переважання агроекосистем у складі придорожніх та відсутність захисних лісових або кущистих зелених насаджень (див. додаток В).

У реальних умовах на ширину смуги забруднення придорожніх екосистем впливає низка динамічних і стаціонарних чинників. Зокрема, можна виділити такі основні групи факторів:

1. Автотранспорт і дорожньо-експлуатаційна діяльність, що є джерелом викидів забруднюючих речовин.
2. Споруди на автомобільній дорозі та в придорожній смузі, що впливають на перерозподіл токсичних речовин (земляне полотно, насип, виїмка, кювети, водовідвідні споруди, лісозахисні смуги).
3. Природні фактори: рельєф, метеорологічні елементи – вітровий режим, температура повітря, вологість повітря, опади, природний стан ґрунту і рослинного покриву.

Із розвитком нормативної бази в галузі природоохоронної діяльності вимоги до екологічного обґрунтування проектів будівництва та реконструкції автомобільних доріг збільшилися. Цей процес повинен ще більше

активізуватися, щоб привести автомобільні дороги України у відповідність до європейських стандартів та зменшити їх негативний техногенний вплив на довкілля. Саме тому створення нових методик розрахунку забруднень атмосфери, ґрунтів, рослинності та води, характеристик шумового забруднення та прогнозування їх впливу є актуальним завданням. Велику увагу необхідно також приділяти екологічному вихованню водіїв та працівників дорожньо-транспортної галузі.

Існуючі методичні документи в галузі дорожнього проектування відповідають вимогам державних органів, але є ряд питань, які потребують вирішення. Ці проблеми можна поділити на дві групи: організаційно-технологічні та науково-методичні.

Організаційно-технологічні проблеми:

- недостатня підготовка фахівців органів управління, проектувальників і будівельників у галузі екології та екологічного законодавства;

- відсутність достовірної та надійної інформації про екологічний стан об'єктів проектування і практично повне усунення замовників від роботи з одержання цієї інформації.

Науково-методичні проблеми:

- нестача надійних стаціонарних даних щодо вивчення геохімічних потоків в ґрунтах, водних об'єктах та рослинному покриві;

- відсутність методичних розробок у галузі проектування, які дозволяють оцінювати вплив автомобільних доріг на екосистеми, тваринний та рослинний світ з урахуванням тривалості впливу;

- невідповідність методик розрахунку кількості змивання забруднюючих речовин із поверхні мостів і дорожнього полотна сучасним вимогам;

- розробка автоматизованих систем моніторингу придорожніх екосистем.

Розв'язання більшості організаційно-технологічних питань залежить від виховання і підтримки високої екологічної культури всіх фахівців із дорожнього проектування та повинні вирішуватися як у процесі навчання у вищій і середній школі, так і створенням постійно діючих центрів підвищення кваліфікації.

Інформаційні проблеми можна вирішити шляхом створення постійно діючої служби моніторингу, яка повинна бути невід'ємною частиною служби експлуатації доріг. Служба моніторингу повинна передбачати два напрямки: контроль технології будівництва, ремонту та експлуатації автомобільної дороги й інженерних споруд на ній; екологічну безпеку довкілля і придорожніх екосистем.

Служба інженерного забезпечення з фахівців, які мають великий досвід у будівництві та експлуатації доріг, та комплекс обладнання і приладів для контролю стану навколишнього середовища може здійснювати інструментальний контроль функціонування дорожніх конструкцій для забезпечення відповідного рівня екологічної безпеки.

На підставі теоретичних і практичних досліджень, поданих у цій роботі, може бути створена система автоматизованого моніторингу, розроблена методика прогнозних оцінок впливу автомобільних доріг на придорожні екосистеми.

Вирішення теоретичних і практичних завдань екологічної безпеки, моніторингу придорожніх екосистем, розглянутих у даній роботі, дозволить розширити більшість питань науково-методичного забезпечення, обґрунтувати надійну теоретичну базу для подальшого розвитку методології проектування автодоріг. Залучення математичного моделювання процесів перенесення та трансформування поллютантів в екосистемах дозволяє одержати більш точні прогнози наслідків техногенного впливу.

На підставі комплексу проведених досліджень рекомендуємо під час проектування автодоріг здійснювати такі заходи, впровадження яких дозволить

знизити техногенний вплив на придорожні екосистеми та підвищити рівень екологічної безпеки:

- впровадити системи регулярного (не рідше 1 разу на рік) екологічного моніторингу автомобільних доріг всіх категорій та екологічних класів із застосуванням запропонованої математичної моделі;

- впровадити в екологічний моніторинг комплексну шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми біоіндикаційними методами, з подальшим розширенням показників контролю;

- для перешкодження поширенню полютантів за межі захисної смуги та зниження рівня забруднення провести реконструкцію захисних лісосмуг з приведенням їх до рівня, що відповідає перспективним екологічним вимогам;

- при проектуванні захисних лісосмуг використовувати газостійкі та солестійкі види рослин (дерева та чагарники), які дають також можливість отримати репрезентативні дані біомоніторингу;

- з метою захисту придорожніх ґрунтів створювати у захисній смузі автомобільних доріг стійкий до забруднення трав'яний покрив із використанням рекомендованих нормативними документами [156] сумішей трав;

- вжити заходів щодо регулювання сільськогосподарської діяльності в захисній смузі автодоріг: заборонити вирощування овочевих, зернових і кормових культур, ближче ніж на 50 м від дорожнього полотна через ризик перевищення показників гранично допустимих доз у сільськогосподарській продукції.

5.2 Моніторинг стану придорожніх екосистем із використанням ЕОМ

Дослідження поширення відпрацьованих газів від автотранспортних засобів, що включають, окрім газоподібних токсикантів, частинки пилу, сажі, важких металів, демонструють хвильовий характер їх міграції над придорожніми екосистемами. Важливими параметрами, які визначають

процеси осадження важких домішок на поверхню ґрунтів та рослин, що перебувають у безпосередній близькості до автомобільного полотна, є швидкість потоку забруднюючих речовин та його турбулізація. Через це за однакових параметрів викидів рівень забруднення атмосфери значно залежить від напрямку, інтенсивності сонячної радіації, що обумовлює фотохімічні перетворення домішок і виникнення вторинних продуктів забруднення повітря, кількості й тривалості атмосферних опадів, які призводять до вимивання домішок з атмосфери.

Як показують теоретичні та експериментальні дослідження, поширення ЗР у придорожній екосистемі, максимальні концентрації їх спостерігаються на відстані 5–10 м від краю дороги (розділ 3). А основна маса забруднюючих речовин осідає у зоні 30 м від дороги.

На сьогодні існує певна суперечність щодо рекомендацій із захисту автодоріг від викидів автотранспорту. Захисні споруди вздовж автодоріг (лісозахисні смуги, шумо- та снігозахисні екрани), установлені на нормативній відстані від полотна автодороги, одночасно створюють екологічно небезпечну ситуацію у придорожніх екосистемах, спричиняючи підвищення техногенного навантаження шляхом акумуляції і цій зоні токсичних компонентів, що містяться у відпрацьованих газах двигунів АТЗ. Розміщення таких споруд на неоптимальній (відмінній від нормативної) відстані сприяє накопиченню поллютантів концентраціями вище від ГДК на полотні дороги та поблизу неї.

Наявність перешкод під час дифузійного переміщення повітряних мас та забруднюючих речовин сприяє турбулізації потоку та його взаємодії з підстилаючою поверхнею, де відбувається накопичення поллютантів, спричиняючи вторинне забруднення повітряного басейну. Тому досить часто багаторядні захисні смуги відіграють негативну роль і запобігають дифузійному або вітровому переміщенню та розсіюванню відпрацьованих газів. Лісозахисні смуги перешкоджають також розсіюванню ЗР та їх розбавленню незабрудненим потоком повітря. Вихори, утворені

лісозахисними смугами, не відрізняються від вихорів, утворених штучними інженерними спорудами (шумо- та снігозахисні екрани, щити).

Дерева, що ростуть з обох боків від автомобільної дороги, сприяють накопиченню ЗР у придорожній смузі та негативно впливають на придорожні екосистеми. На деяких ділянках доріг у літній період спостерігається смог, який зависає над дорогою між сусідніми лісосмугами. Зниження його шкідливого впливу може бути забезпечене за рахунок продування проїзної частини автодороги з метою розсіювання шкідливих речовин та зниження концентрацій до гранично допустимих.

Для виконання умови зниження концентрацій ЗР доцільно у конструкціях лісосмуг використовувати високорослі чагарники (3–6 м) замість дерев. Це дозволить забезпечити продування придорожніх територій та призведе до розсіювання поллютантів. Конструкцію лісозахисних смуг необхідно робити з провітністю 20–40 % залежно від швидкості вітру та її розташування від полотна автодороги.

Прогнозне оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми на етапах будівництва та реконструкції автодоріг доцільно проводити на основі математичних моделей, наведених у розділі 3, з використанням ЕОМ. Оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми складається з таких операцій:

1. Визначаємо характеристику транспортного потоку – інтенсивність

руху та склад транспортного потоку
$$N_{npi}^{доб} = \frac{N_{npi} \cdot 100}{k_{доб}} .$$

2. На підставі даних за складом транспортного потоку і коефіцієнтів приведення визначаємо емісію вихлопних газів від конкретних автомобілів

$$Q_i = K_p \cdot \varepsilon_i \cdot q_a .$$

3. Визначаємо складові коефіцієнта дифузії:
$$D_z = \frac{\sigma_z^2 w y}{2 y} , \quad D_\theta = \frac{\sigma_\theta^2 w g}{2 y} .$$

4. Визначаємо концентрації газоподібних

$$C_2 = \frac{g_L}{4\pi D_2} (1,48 - 1,7U + 0,725U^2 - 0,108U^3) \exp\left(\frac{v_6}{4\pi D_2}\right)$$

та важких

$$C_6 = \frac{Q}{4\pi D_2 t} \exp\left[-\left(\delta + \frac{w_g + \alpha D_6}{H_a}\right)t + \frac{x^2 + (y - v_6 t)^2}{4D_2 t}\right]$$

складових викидів вихлопних газів одиночного наведеного автомобіля.

5. Визначаємо щільність випадання важких частинок на 1 м поверхні придорожньої території

$$g_L = C_{cp} \left(\frac{w_2 + \alpha D_6}{H}\right) \cdot \frac{Q}{4\pi D_2 t} \exp\left[-\left(\delta + \frac{w_2 + \alpha D_6}{H}\right)t + \frac{x^2 + (y - v_6 t)^2}{4D_2 t}\right];$$

6. Визначаємо концентрацію забруднюючих речовин в зливових стоках із поверхні автодороги під час дощу за формулою

$$C_p(t, z) = C_0 \exp\left[-\left(\lambda \frac{g^2}{4D}\right) \frac{t}{m}\right] + \exp\left(z\sqrt{\frac{\psi}{D}}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z + 2t\sqrt{\frac{\psi}{D}}}{2t\sqrt{\frac{D}{m}}}\right) - C_0 \exp\left(-\frac{\lambda t}{m}\right) \times$$

$$\times \left\{ \exp\left(-\frac{z\theta}{2D}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z - \frac{9t}{m}}{\sqrt{\frac{Dt}{m}}}\right) + \frac{1}{2} \exp\left(\frac{9z}{2D}\right) \cdot \left[C_1 \cdot \left[\exp\left(-z\sqrt{\frac{\psi}{D}}\right) \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{z - 2t\sqrt{\frac{\psi}{D}}}{2t\sqrt{\frac{D}{m}}}\right) + \exp\left(\frac{z\theta}{2D}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z - \frac{9t}{m}}{\sqrt{\frac{Dt}{m}}}\right) \right] \right] \right\}.$$

7. Визначаємо глибину просочування ЗР за ґрунтовим профілем

$$z(t) = m \frac{dz}{dt} = k \frac{qt + z(1 - m) + h_k - \frac{P_a}{\gamma}}{z}$$

з урахуванням розчинності ЗР у дощових краплях, властивостей ґрунтів та умов фільтрації.

8. Порівнюємо одержані значення концентрації ЗР із нормативними з урахуванням фонових.

Такі розрахунки варто виконувати із застосуванням ЕОМ. Можливе написання прикладної комп'ютерної програми на підставі одержаних аналітичних залежностей. Це значно скоротить час розрахунку та підвищить точність одержаних числових значень.

Основні етапи оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми із застосуванням розроблених математичних моделей схематично подані на рис. 5.1.

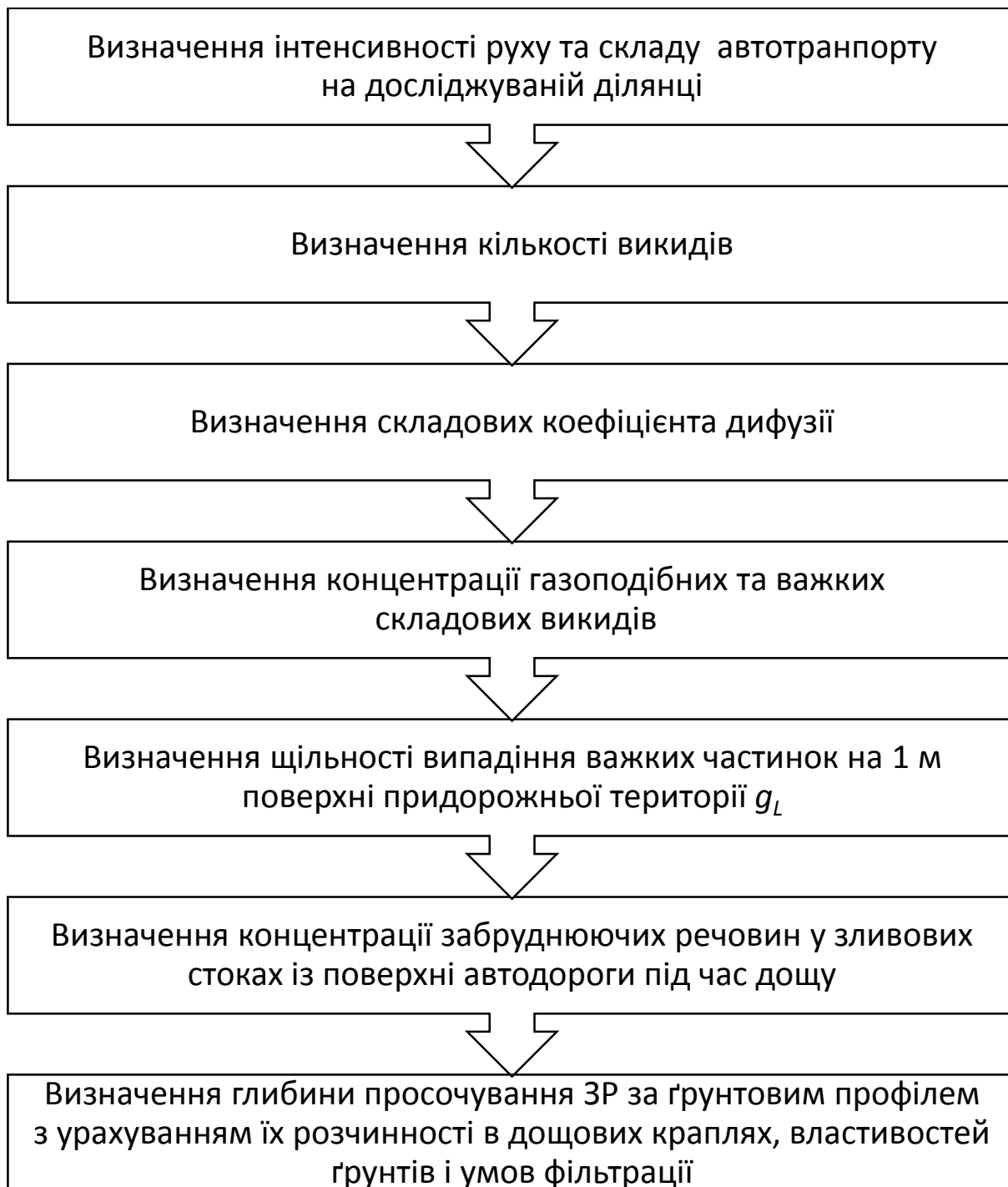


Рисунок 5.1 – Алгоритм оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми

5.3 Моніторинг екосистем із використанням біоіндикаційних методів

Біоіндикаційні дослідження стану придорожніх екосистем дозволили виявити та встановити фактори, що впливають на величину техногенного навантаження на них. Одержані результати дозволяють удосконалити підходи до моніторингу таких екосистем з урахуванням особливостей їх розташування.

Аналіз результатів біоіндикаційних досліджень засвідчив, що рівень забруднення придорожніх екосистем залежить від забезпечення рівномірного руху автомобілів із такою оптимальною швидкістю, за якої викидається найменша кількість забруднюючих речовин. Адже автомобілі, які рухаються з постійною швидкістю, що не мають перешкод руху, виділяють менше токсичних компонентів, ніж за нерівномірного руху. Рівень викидів у повітряне середовище зростає при частих зупинках і русі з малою швидкістю. На досліджених ділянках доріг Н07 та Н12, де інтенсивність руху менша порівняно із М02 та М03, а стан дорожнього покриття не є задовільним, виявлено, що техногенне навантаження на придорожні екосистеми характеризується як високе. Адже з точки зору екологічної безпеки найбільш оптимальним є додержання швидкісного режиму руху 70–90 км/год. Тоді як на ділянках доріг із нерівностями, вибоїнами, обмеженою видимістю швидкість АТЗ знижується, іноді сягаючи й такого екологічно небезпечного діапазону, як 35–45 км/год.

Дослідження також показали, що найбільшу кількість забруднюючих речовин викидають вантажні автомобілі та пасажирські автобуси навіть з урахуванням того, що їх частка у транспортному потоці менша порівняно із легковими автомобілями. На досліджуваних ділянках автомагістралей, де кількість вантажних автомобілів та міжміських пасажирських автобусів вища, спостерігається і підвищення рівня техногенного навантаження на придорожні екосистеми. Так, найбільшого впливу зазнають екосистеми вздовж автомобільних доріг М02 та М03, де інтенсивність руху перевищує 1 000 авт./год., а частка вантажних становить від 29 до 34 %. На ділянках

вздовж цих доріг зафіксований підвищений рівень забруднення придорожніх екосистем важкими металами, сажею, сульфур діоксидом, що зумовлює зміни у компонентах екосистем, включаючи живі організми та ґрунти.

Зниженню токсичності сприяє раціональна організація транспортного процесу, тобто забезпечення оптимального руху транспортного потоку із переважанням оптимальної швидкості руху на перегонах без зайвої необхідності гальмування. Для багатьох доріг України характерне перевищення ГДК пилю в десятки разів, що пов'язане з відсутністю своєчасного ремонту покриттів.

Поганий стан доріг, що спостерігається в Україні, особливо після закінчення зимового сезону, у разі збільшує викиди шкідливих речовин в атмосферу. Так, через низький технічний рівень автомобільних доріг, аварійність окремих ділянок, перевантаження доріг на підходах до міст не реалізуються швидкісні можливості автомобілів, витрачається в 1,3–1,5 рази більше палива і відповідно збільшуються викиди токсичних компонентів у довкілля.

Для адекватного моніторингу стану придорожніх екосистем необхідно враховувати всі вищеперелічені параметри, що впливають на кількість викидів від автотранспорту. Тому рекомендуємо при визначенні кількості викидів розраховувати режимно-технічний коефіцієнт (див. п. 3.1), який враховує такі показники, як аеродинаміку автомобіля, поздовжній профіль і ширину дороги, тип і стан дорожнього покриття, технічний стан автотранспорту, тип двигуна й палива, інтенсивність та щільність руху автомагістраллю, атмосферно-кліматичні умови і навіть кваліфікацію водія.

Спостереження за станом придорожніх екосистем та багаторічною динамікою їх змін доцільно проводити біоіндикаційними методами. На підставі проведених автором дисертаційних досліджень пропонуємо таку шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми, що наведена у таблиці 5.1.

Таблиця 5.1 – Комплексна шкала оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних методів

Показник біоіндикаційного контролю	Характеристика техногенного навантаження			
	низький рівень IV	середній рівень III	Вище від середнього II	високий рівень I
Показник флуктуаційної асиметрії	< 0,040	0,041–0,054	0,055–0,070	> 0,071
Показник зольності рослинного матеріалу	< 20 %	20–40 %	40–50 %	> 50 %
Коефіцієнт чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.)	> 2	1,0–2,0	0,5–1	< 0,5
Наявність лишайників	Кущисті лишайники	Листуваті та накипні лишайники, кущисті відсутні, або дуже мало	Накипні лишайники	Лишайники відсутні або їх мало
Проективне покриття лишайників	> 50 %	25–50 %	10–25 %	< 10 %
Значення фітотоксичності ґрунту	< 20 %	20–30 %	30–40 %	> 40 %

Біоіндикаційні методи необхідно використовувати комплексно, кількістю не менше трьох, обираючи методи так, щоб проаналізувати вплив на різні компоненти екосистеми (атмосфера, ґрунти, рослини, тварини, водні ресурси). Рівень техногенного навантаження визначається простою більшістю зафіксованих рівнів.

Оцінювання зручно робити графічно, використовуючи наведену таблицю (табл. 5.1). Якщо рівень техногенного навантаження неможливо оцінити точно через однакову кількість показників, що характеризують різний рівень техногенного навантаження (наприклад, два показники показали високий рівень забруднення, а два – вищий від середнього), то беруть вищий із двох рівнів.

Відповідно до запропонованої шкали було оцінено техногенне навантаження на досліджувані ділянки автодоріг. Результати оцінювання за кожним із параметрів наведені у додатку М. Відповідно ділянки автодоріг М02 та М03 характеризуються високим рівнем техногенного навантаження, Н07 та Н12 – рівень техногенного навантаження, вищий від середнього, Р44 – середній рівень навантаження (додаток М).

Висновки до розділу 5

1. Виділено групи факторів, що впливають на екологічний стан придорожніх екосистем. Серед них найбільш вагомими є викиди автотранспорту, споруди на дорозі та в придорожній смузі, що впливають на перерозподіл токсичних речовин (земляне полотно, насип, виїмка, кювети, шумозахисні вали, водовідвідні споруди, лісозахисні смуги), природні фактори (рельєф, вітровий режим, температура повітря, вологість повітря, опади, природний стан ґрунту і рослинного покриву).

2. Визначено науково-методичні, організаційно-технічні та інформаційні недоліки існуючої системи моніторингу й запропоновані заходи для їх вирішення.

3. На підставі розробленої математичної моделі (розділ 3) запропоновано алгоритм прогнозування забруднення придорожніх екосистем газоподібними домішками й аерозолями з урахуванням процесів атмосферної дифузії та змивання ЗР із поверхні автодороги під час опадів розрахунковим методом.

4. Запропоновано комплексну шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних методів. Користуючись розробленою шкалою можна визначити рівень техногенного навантаження на придорожні екосистеми за станом різних компонентів екосистем (атмосферне повітря, ґрунти, рослини тощо), використовуючи різні біоіндикатори (але не менше трьох біоіндикаційних методів). Шкала передбачає чотири рівні техногенного навантаження: I – високий рівень техногенного навантаження, II – рівень техногенного навантаження, вищий від середнього, III – середній рівень, IV – низький рівень.

На підставі цієї шкали здійснена оцінка досліджуваних ділянок автомобільних доріг (додаток М) і визначено, що чим вища категорія автомобільної дороги, тим більшого техногенного навантаження зазнають придорожні екосистеми. Так, наприклад, екосистеми, розташовані вздовж автодоріг М02 та М03, зазнають високого техногенного навантаження, вздовж Н07 та Н12 – вищого від середнього, а Р44 – середнього. Контрольна ділянка характеризується низьким рівнем техногенного навантаження. Цю шкалу можна застосовувати для оцінювання придорожніх екосистем як міських, так і за межами міста (вздовж автомагістралей).

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішене актуальне науково-практичне питання щодо оцінювання та прогнозування техногенного впливу автомагістралей на придорожні екосистеми. Визначено, що інтенсивний рух автотранспорту чинить дестабілізуючий вплив на всі види екосистем, обумовлюючи тим самим зниження рівня екологічної безпеки в зоні впливу викидів.

1. Здійснено аналіз особливостей техногенного впливу автомагістралей на придорожні екосистеми з метою постановки завдань дослідження. Визначено, що переважаючий вплив на кількість викидів в атмосферне повітря здійснюється при нерівномірному русі автотранспорту – розгоні, гальмуванні, русі з малою швидкістю (30–50 км/год). Також визначено, що істотний вплив на стан придорожніх екосистем у період експлуатації автодоріг здійснює стан дорожнього покриття. У місцях з незадовільним станом дорожнього покриття (вибоїни, напливи, тріщини) спостерігається зростання рівня забруднення порівняно з тими ділянками дороги, де стан покриття кращий.

2. Для коректного прогнозування техногенного впливу викидів автотранспорту на придорожні екосистеми визначено чинники, що впливають на емісію та поширення забруднюючих речовин, що дозволило удосконалити методику оцінки кількості викидів від автотранспорту. Запропоновано використання режимно-технічного коефіцієнту, який враховує такі показники як аеродинамічний опір автотранспортного засобу потоку повітря, дорожні умови, технічний стан автотранспорту, щільність потоку, режим руху, атмосферно-метеорологічні умови, рівень експлуатації автомобіля.

3. З метою прогнозування техногенного навантаження на довкілля розроблено математичну модель і одержано аналітичні залежності для оцінювання концентрацій забруднювачів у повітрі, що дозволяє врахувати нестационарність транспортного потоку та визначити середні концентрації газоподібних домішок та важких частинок, ураховуючи дифузійні процеси в

приземному шарі повітря. Здійснено експериментальне визначення концентрації сульфур діоксиду у атмосферному повітрі на різній відстані від дороги на прикладі автомагістралі Н12. Визначено, що концентрація сульфур діоксиду змінюється експоненціально залежно від відстані від дороги і на відстані 30 м знижується втричі, досягаючи рівня $0,8 \text{ мг/м}^3$. Розбіжність теоретичних розрахунків та результатів інструментального вимірювання становить 15 %, що є допустимим рівнем.

4. Для визначення області забруднення здійснено візуалізацію процесів емісії забруднюючих речовин від вантажного автотранспорту у придорожній екосистемі з використанням прикладного пакета Ansys 17.0, завдяки чому одержано поля концентрацій відповідних шкідливих речовин у придорожній зоні та визначено місця вторинного занесення осілих шкідливих домішок з дорожнього полотна знов в атмосферне повітря. З урахуванням цього удосконалено математичну модель поширення забруднюючих речовин від автомагістралей.

5. Розроблено математичну модель розчинності ЗР у дощових стоках та їх подальшої міграції у ґрунті з урахуванням виду ЗР, типу ґрунту та інтенсивності атмосферних опадів. Одержано аналітичні залежності, що дозволяють прогнозувати забруднення екосистем придорожньої смуги шляхом змивання осілих ЗР з поверхні дороги атмосферними опадами. Визначено зміну концентрації сульфур діоксиду в дощовій воді на поверхні ґрунту залежно від тривалості дощу. Концентрація SO_2 на поверхні водної плівки (1 мм) набуває найвищого значення $16,4 \text{ мг/мл}$ уже через 20 с після початку дощу (за інтенсивності опадів $0,36 \text{ м}^3/\text{год}$) і потім спадає і залишається на рівні $9,32 \text{ мг/л}$ у діапазоні часу від 1 до 10 хвилин. На глибині 1 см концентрація сульфур діоксиду на порядок нижча і має максимальне значення $2,676 \text{ мг/мл}$ через 1 хвилину. Через 10 хвилин після початку дощу за рахунок притоку опадів концентрація SO_2 на глибині 1 см знижується до $1,45 \text{ мг/мл}$. Одержані експериментальні дані задовільно корелюють із розрахунковими.

6. Для оцінки техногенного впливу викидів від автотранспорту на деревну рослинність визначено інтегральний показник флуктуаційної асиметрії листя тополі чорної та берези повислої, а також зольність листя та вміст у золі листя важких металів. З'ясовано, що забруднення придорожніх екосистем вздовж автомагістралі М02 характеризується як «дуже сильне», М03, Н12 та «вище від середнього». Уздовж автошляхів Н07 та Р44 рівень забруднення характеризується як «вище від середнього» (за показником ФА тополі чорної) та «відчутне забруднення» (за показником ФА берези повислої). Величина зольності змінюється з 36 % (автодорога Р44) до 67,53 % (автодорога М03) і відповідає характеристиці забруднення досліджуваних ділянок, одержаної відповідно до розрахунку показника ФА. Вміст важких металів (цинк та мідь) у золі листя досліджуваних дерев сягає максимуму 200,76–271,55 мг/кг (для цинку) та 2,16–8,16 мг/кг (для міді) на ділянці автодороги М02. Мінімальне значення 93,15 мг/кг цинку та 0,87 мг/кг міді зафіксовано вздовж ділянки автодороги Р44.

7. З метою оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми досліджено видовий склад, проективне покриття лишайників та розрахований індекс чистоти атмосферного повітря на досліджуваних ділянках. Проведені дослідження показали, що концентрація сульфур діоксиду вздовж ділянок автодоріг М02, М03, Н07 та Н12 перевищує ГДК_{сд} (0,05 мг/м³), сягаючи максимуму 0,3 мг/м³ на ділянці вздовж автомагістралі М03. На ділянці автодороги Р44 цей показник не перевищує ГДК 0,05 мг/м³ [145].

8. З метою оцінювання екологічного стану придорожніх ґрунтів здійснено визначення фітотоксичності проб ґрунту з досліджуваних ділянок шляхом вирощування на них вівса. Виявлено, що на всіх ділянках доріг, крім Р44, показник фітотоксичності перевищує граничний показник 20 %, а на ділянках доріг М02 та М03 перевищує 50 %. На ділянці дороги Р44 показник фітотоксичності становить 18,3 %, що наближається до граничного і свідчить про наявний техногенний вплив.

9. Для забезпечення комплексного моніторингу стану придорожніх екосистем розроблено алгоритм прогнозування їх забруднення газоподібними домішками й аерозолями, складений на підставі розроблених математичних моделей з урахуванням процесів атмосферної дифузії та змивання забруднюючих речовин із поверхні автодороги під час дощу. Запропоновано комплексну шкалу оцінювання техногенного навантаження на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних методів, користуючись якою можна визначити рівень техногенного навантаження на придорожні екосистеми за станом різних компонентів екосистем (атмосферне повітря, ґрунти, рослини тощо). Шкала передбачає чотири рівні техногенного навантаження: I – високий рівень, II – рівень техногенного навантаження, вищий від середнього, III – середній рівень, IV – низький рівень.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Закон України «Про автомобільний транспорт». Відомості Верховної Ради України. – К., 2001. № 22. С. 105.
2. Закон України «Про автомобільні дороги». Відомості Верховної Ради України. Київ. 2005. № 51. С. 556.
3. Макаренко М., Мироненко В. Україна – транзитна держава? *Економіст*. 2012. № 11. С. 4–8.
4. ДБН В.2.3-4-2000. Споруди транспорту. Автомобільні дороги.
5. МС-218-103-2007. Методика спостережень і оцінки екологічного стану на територіях, прилеглих до автомобільних доріг і виробничих баз. Київ, 2007. 38 с.
6. ГБН В.2.3-218-007:2012. Екологічні вимоги до автомобільних доріг. Проектування. Київ, 2012. 45 с.
7. ГБН В.2.3-218-540:2012. Охорона довкілля при будівництві, ремонті та експлуатаційному утриманні автомобільних доріг. Київ, 2012. 32 с.
8. М 218–02070915–254–2004. Методика екологічних вишукувань при проектуванні автомобільних доріг. Київ, 2004. 11 с.
9. М 218–02070915–630:2007. Методика комплексної оцінки будівництва та реконструкції автомобільних доріг з урахуванням соціально-економічної та екологічної ефективності. Київ, 2007. 32 с.
10. М 218-02070915-694:2011. Методика оцінювання інгредієнтного і параметричного забруднення придорожного середовища системою «транспортний потік – дорога». Київ, 2011. 40 с.
11. ГСТУ 218-02-071168-096-2003 Охорона навколишнього середовища. Автомобільні дороги загального користування. Оцінка та прогнозування екологічного стану доріг та виробничих баз. Київ, 2003. 42 с.
12. ДСТУ 3587–97. Автомобільні дороги, вулиці та залізничні переїзди. Вимоги до експлуатаційного стану. Київ, 1997. 23 с.

13. М 218–02071168–626:2007. Методика оцінки екологічного впливу автомобільної дороги загального користування на навколишнє середовище. Київ, 2007. 23 с.

14. Внукова Н. В. Методологія екологічної безпеки комплексу АДС (автомобіль–дорога–середовище): монографія. Харків, 2011. 196 с.

15. Delaney A., Langford J., Corben B. F., Newstead S. V., Jacques N. Roadside Environment Safety. *Contract report prepared for RACV by Monash University Accident Research Centre*. 2002.

16. Юрченко В. О., Михайлова Л. С. Вплив автомобільної дороги на стан екосистем придорожного простору. *Людина і довкілля. Проблеми неоекології: наук. Журнал Харківського НУ ім. В.Н Каразіна*. 2010. №2(15). С. 63–67.

17. Нахаев З. Н. Техногенное воздействие автомобильных дорог на экосистемы придорожной полосы. *Труды лесоинженерного факультета ПетрГУ*. 2003. С. 1–3.

18. Внукова Н. В., Желновач Г. М., Підгорна Т. В. Оцінка автомобільної дороги з точки зору її екологічної безпеки. *Вестник ХНАДУ: сб.науч. трудов*. 2010. Вып. 48. С. 108–111.

19. Амбарцумян В. В., Носов В. Б., Тагасов В. И. Экологическая безопасность автомобильного транспорта. Москва, 1999. 208 с.

20. Евгеньев И. Е., Каримов Б. Б. Автомобильные дороги в окружающей среде. Москва, 1997. 285 с.

21. Кавтарадзе Д. Н., Николаева Л. Ф., Поршнева Е. Б., Флорова Н. Б. Автомобильные дороги в экологических системах (проблемы взаимодействия). Москва, 1999. 240 с.

22. Канило П. М., Шадрина М. В. Экологохимическая опасность легковых автомобилей с различными ДВС. *Автомобильный транспорт*. 2005. Вып. 17. С. 35–39.

23. Луканин В. Н., Буслаев А. П., Трофименко Ю. В., Яшина М. В. Автотранспортные потоки и окружающая среда. Москва, 2001. 646 с.

24. Dossler H.-G., Bortitz S. Air pollution and its influence on vegetation. Viena, 1988. 159 p.
25. Азарова О. В. Автотранспортний комплекс та екологія. *Екологія і ресурси*. 2005. Вип. 11. С. 152–159.
26. Гольдфейн М. Д., Кожевников Н. И., Фетисова Н. А. Расчетный мониторинг распространения выбросов автомобильного транспорта в крупном промышленном городе. *Успехи современного естествознания*. 2006. №4. С. 35–36.
27. Kuhnert H., Trute J. Verkersokologie – eine Zukunftsorientierte Wissenschaftsdisziplin. *Verkehr*. 1990. № 23. P. 34-40.
28. Manahan S. E. Environmental Chemistry. New–York, 1994. 789 p.
29. Alloway B. J., Ayres D. C. Chemical Principles of Environmental Pollution. Glasgow: Blackie Academic Professional, 1994. 291 p.
30. Парфенова Е. А. Оценка загрязнения почв тяжелыми металлами в результате влияния выбросов автотранспорта. *Известия пензенского государственного педагогического университета им. В. Г. Белинского*. 2011. С. 590–592.
31. Нечитайло Н. А. Влияние проектирования нежестких дорожных одежд на экологическую безопасность. *Вестник ХНАДУ*. 2011. № 52. С. 142–145.
32. Канищев А. Н. Экология автодорожного комплекса. Воронеж, 2001. 152 с.
33. Подольский В. П., Артюхов В. Г., Турбин В. С., Канищев А. Н. Автотранспортное загрязнение придорожных территорий. Воронеж, 1999. 276 с.
34. Дордоль О. Екологія і розвиток транспортної системи. *Екологія і ресурси: Збірник наукових праць*. 2003. Вип. 8. С. 95–103.
35. Луканин В. Н., Трофименко Ю. В. Промышленно-транспортная экология. Москва, 2001. 273 с.

36. Русіло П. О., Костюк В. В., Афонін В. М. Вплив на довкілля автомобільного транспорту на всіх стадіях його життєвого циклу. Науковий вісник НЛТУ України. 2008. Вип. 18. С. 85–89.

37. Вайганг Г. О. Комплексна оцінка та прогнозування забруднення придорожнього середовища транспортними потоками / автореф. дис. ... канд. техн. наук. Київ, 2014. 23 с.

38. Внукова Н. В., Юрченко В. О., Бригада Е. В., Василенко Е. А. Комплексное экспериментальное исследование экологических последствий влияния автомобильной дороги на прилегающие территории в г. Харькове. Труды III Международной научно–практ. конф. «Проблемы экологии: наука, промышленность, образование». (Белгород, 25–27 октября 2006). Белгород, 2006. №14. С. 37–41.

39. Калетина Н. И. Токсикологическая химия. Метаболизм и анализ токсикантов. Москва, 2008. 1016 с.

40. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами. Ростов н/Дону, 2000. 230 с.

41. Илькун Г. М. Загрязнители атмосферы и растения. Киев, 1987. 247 с.

42. Якунина В. Н. Особенности техногенных изменений среды обитания в условия роста автотранспортной нагрузки. :автореф. дис. ...канд. биол. наук. Москва, 2003. 24 с.

43. Пляцук Л. Д., Бойко В. В. Оцінка впливу поля вітру та коефіцієнта турбулентності при моделюванні поширення викидів в атмосфері. *Вісник КДПУ ім. М. Остроградського*. 2011. № 1(66). С. 141–144.

44. ГН 2.1.7.2511–09. Название рус.: Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Дата актуализации текста: 27.04.2010. Дата добавления в базу: 27.04.2010. Дата введения: 01.07.2009. Разработан в: Роспотребнадзор 127994, Москва, Вадковский пер., д. 18/20.

45. Матвійчук Л. Ю. Особливості забруднення важкими металами приавтомагістральних територій Волинської області: дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.01 / Львівський національний ун-т ім. Івана Франка. Львів, 2007.

46. Ємець О., Мельничук О. Вплив автомобільного транспорту на навколишнє середовище. *Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва*. 2009. Випуск 1(17). С. 296–300.

47. Шевченко Ю. С. Розробка моделей оцінки та підвищення ефективності зниження шуму транспортних потоків : автореф. дис. ... канд. техн. наук. Київ, 2016. 20 с.

48. Внукова Н. В. Науково-методологічні основи екологічної безпеки комплексу автомобіль–дорога–середовище : дис. ... доктора техн. наук./ НДУ «Український НДІ екологічних проблем» Міністерства екології та природних ресурсів України та Харківському національному університеті імені В. Н. Каразіна МОН України. Харків, 2015. 450 с.

49. Матейчик В. П. Наукові основи підвищення екологічної безпеки дорожніх транспортних засобів: автореф. дис. ...доктора тех. наук. Київ, 2004. 34 с.

50. Воробейчик Е. Л., Сазыков П. Г., Ферафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург, 1994. 280 с.

51. Желновач Г. М. Оцінка якості та підвищення екологічної безпеки придорожного простору : автореф. дис. ... канд. техн. наук. Харків, 2012. 20 с.

52. Веснін А. В. Зниження шкідливого впливу відпрацьованих газів автотранспортних потоків на склад атмосфери кар'єрів : автореф. дис. ... канд. техн. наук. Кривий Ріг, 2008. 20 с.

53. Bileysh A. General structure of the system of ecological monitoring of motor transport and main highways of general usage in Ukraine. *Автомобильный транспорт*. 2006. № 18. С. 75–77.

54. Измалков В. И. Экологическая безопасность, методология прогнозирования антропогенных загрязнений и основы построения химического мониторинга. Санкт–Петербург, 1994. 131 с.

55. Звонов В. А., Козлов А. В., Симонова Е. А. Оценка и контроль выбросов дисперсных частиц с отработавшими газами дизелей. Москва, 2005. 132 с.

56. Марков В. А., Баширов Р. М., Габитов И. И. Токсичность отработавших газов дизелей. Москва, 2002. 256 с.

57. Мамчик Н. П., Каменева О. В., Мельников Л. Я. Влияние автомобильного транспорта на загрязнение атмосферного воздуха города. *Региональные проблемы охраны здоровья населения ЦЧ: Материалы научно–практической конференции.* (Белгород, 13–14 октября 2000). Белгород, 2000. С. 203–204.

58. Taeko Sano. NO_x formation in laminar flames. *Combustion Science and technology.* 1992. Vol. 29. P. 261–275.

59. Козлов Ю. С., Святкин И. А. Экологическая безопасность автотранспорта. Москва, 2000. 176 с.

60. Левченко О. В. Метод комплексної оцінки і прогнозування потужності викидів оксиду азоту із газотурбінних установок та зниження техногенного забруднення атмосфери.: автореф. дис. ... к–та техн. наук. Київ, 2001. 23 с.

61. Васькіна І. В. Аналіз впливу автотранспортних засобів на навколишнє середовище в селітебних зонах міст. *Екологічна безпека.* 2009. Вип. 4. С. 16–19.

62. Kin Fai Ho, Steven Sai Hang Ho, Shun Cheng Lee, Peter Kwok Keung Louie, Junji Cao, Wenjing Deng. Volatile Organic Compounds in Roadside Environment of Hong Kong. *Aerosol and Air Quality Research.* 2013. P. 1331–1347.

63. Исаева Л. К. Контроль химических и биологических параметров окружающей среды. Санкт–Петербург, 1998. 144 с.

64. Gloria J., Jacob M., Reiko H., Jennifer C. GS–MS Determination of Volatile Organic Compounds in Gasoline and Diesel Emissions. *Dartmouth undergraduate journal of science*. 2006. P. 47–53.

65. Гутаревич Ю. Ф., Матейчик В. П., Копач А. О. Шляхи підвищення екологічної безпеки дорожніх транспортних засобів. *Вісник східноукраїнського НУ ім. Володимира Даля*. 2004. № 7 (77). Ч. 1. С. 11–15.

66. Канило П. М., Сарапина М. В. Интегральные эколого–химические показатели автомобилей с поршневыми двигателями. *Автомобильный транспорт*. 2007. Вып. 20. С. 68–74.

67. Прокопенко О. М. Довкілля України за 2015 рік. Статистичний збірник. Київ, 2016. 242 с.

68. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Аналіз динаміки забруднення атмосферного повітря України викидами автотранспорту. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. 2009. Вип. 5 (58), Ч. 1. С. 109–112.

69. Колесник С. І. Статистична оцінка забруднення атмосферного повітряавтомобільним транспортом: автореф. дис. ... к-та. екон. наук. Київ, 2004. 23 с.

70. Постанова КМУ від 13.03.2002 р. № 303 «Про затвердження Порядку розроблення та затвердження нормативів вмісту забруднюючих речовин у відпрацьованих газах та впливу фізичних факторів пересувних джерел забруднення атмосферного повітря».

71. Внукова Н. В., Желновач Г. М. Додаткові фактори збільшення негативного впливу автодоріг на навколишнє середовище. V Międzynarodowej naukowo–praktycznej konferencji “*Europejska nauka XXI powieka – 2009*”. Vol. 13. (Przemysl, 3–8 kwiecień 2009). Przemysl, 2009. P. 69–70.

72. Альферович В. В. Токсичность двигателей внутреннего сгорания. Минск, 2016. 54 с.

73. Коротков М. В., Бондаренко Е. В. Пробег и экологическая безопасность автомобиля. *Автомобильная промышленность*. 2003. № 5. С. 8–10.

74. Юрченко В. А., Михайлова Л. С., Беспалова М. В. Исследование влияния автомобильной дороги на экосистемы придорожного пространства. *Вестник ХНАДУ: сб. науч. трудов*. 2008. Вып. 48. С. 29–32.
75. Желновач Г. М. Комплексний екологічний моніторинг автомобільних доріг України. *Вестник ХНАДУ*, 2010. Вип. 52. С. 15–18.
76. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Ленинград, 1975. 448 с.
77. Бызова Н. Л., Гаргер Е. Г., Иванов В. Н. Экспериментальные исследования атмосферной диффузии и расчеты рассеяния примесей. Ленинград, 1991. 273 с.
78. Кундас С. П., Гишкелюк И. А., Коваленко В. И., Хилько О. С. Компьютерное моделирование миграции загрязняющих веществ в природных дисперсных средах. Минск, 2011. 212 с.
79. Шмандій В. М., Пляцук Д. Л., Гурець Л. Л. Алгоритм розрахунку техногенного навантаження від викидів забруднюючих речовин в атмосферу. *Науковий журнал «ScienceRise»*. 2015. Т. 5. № 2. С. 43–48.
80. ДБН А.2.2-1-2003. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд. Київ, 2003. 24 с.
81. Ложкина О. В., Попов В. В., Кузнецова А. Д. Анализ физико–математических моделей атмосферной диффузии применительно к оценкам воздействия автотранспорта на городскую среду. *Научно-аналитический журнал Вестник Санкт-Петербургского университета государственной противопожарной службы МЧС России. Серия Математическое моделирование, компьютерные технологии в теории управления сложных процессов*. 2012. №1. С. 59–66.
82. Розенберг Г. С., Шитиков В. К., Брусиловский П. М. Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов). Тольятти, 1994. 182 с.

83. The wind field model [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://indic-airviro.com>.

84. Kukkonen J., Härkönen J., Walden J. Evaluation of the dispersion model CAR–FMI against data from a measurement campaign near a major road. *Atmospheric Environment*. 2001. Vol. 35/5. P. 949–960.

85. Шаповалов А. Л. Прогнозирование загрязнения атмосферного воздуха в придорожном пространстве. *Вестник ХНАДУ. Сб. научн. тр.* 2002. Вып. 19. С. 82–84.

86. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий ОНД–86. Ленинград, 1987. 93 с.

87. Немчинов М. В., Шабуров С. С., Пашкин В. К., Коганзон М. С. и др. Экологические проблемы строительства и эксплуатации автомобильных дорог: Воздействие автомобильных дорог на окружающую среду. Москва–Иркутск, 1997. 232 с.

88. Bear J., Verruijt A. Modeling Groundwater Flow and Pollution. Reidel Publishing Co, 1987. 414 p.

89. Kundas S., Kovalenko V., Gishkeluk I. Application of computer modeling for analysis and forecasting of radionuclide's migration in soil. *J. of the University of Applied Sciences Mittweida (Germany)*. 2006. № 10. P. 44–49.

90. Шмандій В. М., Пляцук Д. Л. Математична модель розсіювання забруднювальних речовин в атмосфері від стаціонарних джерел. *Екологія и промисленность*. 2015. №1. С. 51–55.

91. Степаненко С. Н., Волошин В. Г., Типцов С. В. Решение уравнения турбулентной диффузии для стационарного точечного источника. *Украинский гидрометеорологический журнал*. 2008. №3. 24 с.

92. Семенчин Е. А., Кузякина М. В. Стохастические методы решения обратных задач в математической модели атмосферной диффузии. Москва, 2012. 176 с.

93. Панчук В. І., Панчук О. В., Ночвай В. І. Математична модель для прогнозування забруднення повітряного басейну міста. *Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації: Збірник наукових праць*. 2006. С. 212–217.

94. Попов В. М., Пинаев С. В., Рыкунова И. О., Чепиков Н. А. Математическое моделирование процессов рассеивания выбросов автотранспорта в воздушной среде. *Известия Юго-Западного государственного университета*. 2009. С. 81–87.

95. Муровський С. П. Оцінка впливу об'єктів автотранспортного комплексу на навколишнє природне середовище в умовах гірського рельєфу (на прикладі м. Сімферополь): автореф. дис. ... канд. техн. наук. Сімферополь, 2008. 19 с.

96. Öztürk H S., Özkan I. Effects of Evaporation and Different Flow Regimes on Solute Distribution in Soil. *Transport in Porous Media*. 2004. Vol. 56. №3. P. 245–255.

97. Внукова Н. В., Кухарская А. В. Математическая модель прогнозирования уровня загрязненности почв тяжелыми металлами на придорожных территориях. *Экология и промышленность*. 2007. №4. С. 50–53.

98. Кундас С. П., Гишкелюк И. А., Гринчик Н. Н. Численное моделирование миграции примесей в почве. *Природопользование и окружающая среда: сб. науч. ст.* Минск, 2008. С. 56–60.

99. Кундас С. П., Гринчик Н. Н., Гишкелюк И. А. Математическая модель миграции радионуклидов в почве. *Вестник Полоцкого государственного университета. Фундаментальные науки*. 2005. № 3. С. 56–60.

100. Кудряшов Н. А., Алексеева И. К. Численное моделирование миграции радионуклидов в почве после радиоактивных выпадений. *Инженерно-физич. журнал*. 2001. Т. 71. № 6. С. 976–982.

101. Кундас С. П., Гишкелюк И. А. [и др.]. Моделирование процессов термовлагоденоса в капиллярно-пористых средах. Минск, 2007. 292 с.

102. Мостепан О. В. Оцінка впливу забруднення зливових вод з поверхні автомобільних доріг на навколишнє середовище: дис. ... канд. техн. наук: 21.06.01./Укр. НДІ екол. пробл. Харків, 2004.

103. Шуберт Р. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем. Москва, 1988. 348 с.

104. Копцик Г. Н., Соколова Т. А., Макаров М. И. и др. Деградация почв под влиянием кислых осадков. В кн.: Деградация и охрана почв. Москва, 2002. С. 290–331.

105. Перович Л. М., Ванчура Р. Вплив автомобільного транспорту на забруднення земельних ресурсів. *Геодезія, картографія і аерофотознімання*. 2010. Вип. 73. С. 103–109.

106. Рябова О. В. Техногенное воздействие дорожно–транспортного комплекса на экосистемы придорожной полосы: дис. ... д-ра техн. наук: 03.00.16. Воронеж, 2006. 198 с.

107. Батурин В. К. Техногенное воздействие на растительность и почву придорожной полосы. *Наука и техника в дорожной отрасли*. 2002. №1. С. 29.

108. Бубнов А. Г., Буймова С. А., Гуцин А. А., Извекова Т. В. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды. Иваново, 2007. 112 с.

109. Куриленко В. В, Зайцева О. В., Новикова Е. А. Основы екогеології, біоіндикації і біотестування екосистем. Москва, 2003. 448 с.

110. Ільницький О. А. Бойко М. Ф., Федорчук М. І. Основы фітомоніторингу. Херсон, 2007. 345 с.

111. Коростелева Т. В. О методах биоиндикации загрязнений наземных экосистем. Москва, 2005. Вып. 4. С. 63–65.

112. Луговской А. М. Оценка качества окружающей природной среды методом дендроиндикации. Москва, 2004. Вып. 6. С. 33–37.

113. Мартин Ю. Л. Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллин, 1982. Ч. 1. С. 24–47.

114. Кондратюк С. Я. Індикація стану навколишнього середовища України за допомогою лишайників. Київ, 2008. 336 с.
115. Луцкан Е. Г., Шадріна Е. Г. Биоиндикационная оценка состояния окружающей среды города на основе анализа флуктуирующей асимметрии березы плосколистной. *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2013. №8. С. 139–141.
116. Федорова А. И., Черкасова В. В. Возможности биомониторинга по реакциям древесных растений. *Природные ресурсы Воронежской области, их воспроизводство, мониторинг и охрана*. 1995. С. 150–162.
117. Коровина Е. В., Сатаров Г. А. Вклад автотранспорта в трансформацию почвенного покрова придорожных зон. *Современные наукоемкие технологии*. 2009. №3. С. 17–19.
118. Суханова І. П. Лехіоіндикація якості повітряного середовища дендропарку «Софіївка» НАН України. *Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г.С. Сковороди. Біологія та валеологія*. 2012. Вип. 14. С. 162–170.
119. Трасс Х. Х. Классы полеотолерантности лишайников и экологический мониторинг. *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем*. 1985. Т. 7. С. 122–137.
120. Кормиков И. И. Адаптация лишайников к условиям техногенно загрязненной среды. Київ, 1996. 238 с.
121. Пчелкин А. В. Использование лишайников для мониторинга изменений состояния природной среды. Научные аспекты экологических проблем России. Москва, 2001. 197 с.
122. Романова Е. В. Лишайники – биоиндикаторы атмосферного загрязнения. Кемерово. *Вестник Томского государственного университета. Биология*. 2012. № 4 (20). С. 203–214.
123. Лисовицкая О. В., Терехова В. А. Фитотестирование: основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения. *Доклады по экологическому почвоведению*. 2010. №1. Вып. 13. С. 1–18.

124. Єфремова О. О., Крайнов І. П. Біотестування. Сучасний стан практичного використання. *Вісник КДПУ*. 2006. Вип. 6 (41). Ч. 1. С. 1–4.
125. Мелехова О. П., Егорова Е. И., Евсеева Т. И. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование. Москва, 2007. 288 с.
126. ГСТУ 218-02070915-102-2003. Автомобільні дороги. Визначення транспортно-експлуатаційних показників дорожніх покриттів. Методи та засоби. Київ, 2003 . 33 с.
127. Пляцук Л. Д. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Моделювання поширення викидів від автотранспорту у селітебних територіях міст. *Екологічна безпека*. 2011. №2 (12). С. 36–38.
128. Васькіна І. В. Аналіз впливу автотранспорту та об'єктів його інфраструктури на природне середовище. *Сучасні проблеми біології екології та хімії: матеріали II Міжнародної конференції*. (Запоріжжя, 1–3 жовтня 2009). Запоріжжя, 2009. С. 223–224.
129. Евграфов А. Н. Аэродинамика автомобиля. Москва, 2010. 356 с.
130. Caton J. A. Detailed results for nitric oxide emissions as determined from a multiple–zone cycle simulation for a spark–ignition engine. *Proceedings of 2002 Fall Technical Conference of the ASME–ICED* (New Orleans, 8–11 Sept. 2002). New Orleans, 2002. P. 1–18.
131. Гордієнко Т. Б. Дослідження нормативно-методологічних засад впровадження методик оцінки та верифікації викидів парникових газів (на прикладі транспортного сектору) : автореф. дис. ... канд. тех. наук. Львів, 2007. 22 с.
132. Васькіна І. В., Волинець Н. В. Теоретичні основи моделювання транспортних потоків. *Международная научно-практическая конференция при участии молодых ученых «Эколого-правовые и экономические аспекты экологической безопасности регионов»*. (Харьков, 19–21 октября 2011). Харьков, 2011. С. 132–134.

133. Захаров В. М., Кларк Д. М. Биотест: интегральная оценка здоровья среды экосистем и отдельных видов. Москва, 1993. 68 с.
134. Пляцук Д. Л. Проведення інтегральної експрес-оцінки якості атмосферного повітря в умовах зміни промислової інфраструктури регіону. *Восточно-европейский журнал передових технологій*. 2015. № 3. С. 58–63.
135. Le Blanc P., De Sloover J. Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 1970. V. 48., № 8. P. 1485–1496.
136. Лиштва А. В. Лихенология. Иркутск, 2007. 121 с.
137. ДСТУ ISO 11269–2:2002. Якість ґрунту визначання дії забрудників на флору ґрунту. Частина 2: Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин (ISO 11269-2:1995, IDT). Київ, 2004. 22 с.
138. Шепелева О. А. Влияние техногенного загрязнения на окружающую среду и здоровье детского населения в условиях города Липецка: автореф. дис. канд. биол. наук. Липецк, 2009. 22 с.
139. ДСТУ ISO 11269-1:2004. Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1: Метод визначання інгібіторної дії на ріст коренів (ISO 11269–1:1993, IDT). Київ, 2005. 23 с.
140. ДСТУ ISO 10381-1:2004 Якість ґрунту. Відбір проб. Частина 1. Настанови щодо складання програми відбирання проб. Київ, 2006. 68 с.
141. МР 2.1.7.2297-07. Методические рекомендации обоснования класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности. Москва, 2007. 17 с.
142. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. Москва, 1989. 62 с.
143. ПНД Ф 14.1:2.108-97 Методика выполнения измерений массовых концентраций сульфатов в пробах природных и очищенных сточных вод титрованием солью свинца в присутствии дитизона.
144. Тюленєва В. О., Васькіна І. В. Вплив транспортно-експлуатаційних показників доріг на навколишнє середовище. *Екологічні проблеми*

природокористування на сучасному етапі: матеріали міжнародної науково-практичної конференції. (Харків, 22–23 жовтня 2009 р.). Харків, 2009. С. 272–274.

145. Plyatsuk L., Moiseev V., Vaskin R., Ablicieva I., Vaskina I. Bioidicative studies of roadside ecosystems. *Technology audit and production reserves*. 2018. Vol. 1, No. 3(39). P. 40–45.

146. Гадельшин В. К., Сухинов А. А. Модель и комплекс программ для численного расчета пространственно-трехмерных процессов переноса загрязнений от автотранспорта в воздушной среде города. *Труды международного научного симпозиума*. 2005. С. 12–18.

147. Дёч Г. Руководство к практическому применению преобразования Лапласа и Z–преобразования. Москва, 1971. 276 с.

148. Plyatsuk L. D., Vaskina I. V., Kozii I. S., Solianyk V. A., Vaskin R. A., Yakhnenko O. M. Modeling of waterborne pollution of roadside soils. *Journal of Engineering Sciences*. 2017. Volume 4. Issue 2. P. G1–G5.

149. Пляцук Л. Д. Васькін Р. А., Соляник В. О., Васькіна І. В. Оцінка викидів шкідливих речовин від автотранспортних засобів. *Екологічна безпека*. 2011. №2 (12). С. 116–118.

150. Васькін Р. А., Соляник В. О., Васькіна І. В. Моделювання розподілу концентрації викидів від автотранспорту у просторі. *Журнал інженерних наук*. 2015. №2. Т.2. С. G1–G5.

151. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Визначення забруднення атмосфери двоокисом сірки методом ліхеноіндикації. *Сучасні технології у промисловому виробництві: матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студ. факультету технічних систем та енергоефективних технологій.* (Суми, 14–17 квітня 2015). Суми, 2015. С. 179.

152. Електронний визначник лишайників [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.ecosystema.ru/08nature/lich/098p.htm>.

153. Васькіна І. В., Пустовгар Л. Г. Анализ загрязнения атмосферы г. Сумы методом лишеноиндикации. *Международная молодежная научная*

конференция «Экология и рациональное природопользование агропромышленных регионов». (Белгород, 12–14 ноября 2013 г.). Белгород, 2013. С. 5–9.

154. ДСТУ ISO 14688–2:2009. Дослідження та випробування геотехнічні. Ідентифікація та класифікація ґрунтів. Частина 2. Принципи класифікації. Київ, 2011. 36 с.

155. Методика определения выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух от автотранспортных потоков, движущихся по автомагистралям. Санкт–Петербург, 2005. 8 с.

156. МП 218–03449261–610:2006. Методичний посібник з охорони навколишнього природного середовища та раціонального використання земельних ресурсів. Київ, 2006. 56 с.

ДОДАТОК А

Список публікацій здобувача

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Васькіна І. В. Аналіз впливу автотранспортних засобів на навколишнє середовище в селітебних зонах міст. *Екологічна безпека*. 2009. Вип. 4. С. 16-19.
2. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Аналіз динаміки забруднення атмосферного повітря України викидами автотранспорту. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. 2009. Вип. 5(58), Ч. 1. С. 109–112.
3. Пляцук Л. Д., Васькін Р. А., Соляник В. О., Васькіна І. В. Оцінка викидів шкідливих речовин від автотранспортних засобів. *Екологічна безпека*. 2011. №2 (12). С. 116–118.
4. Васькін Р. А., Соляник В. О., Васькіна І. В. Моделювання розподілу концентрації викидів від автотранспорту у просторі. *Журнал інженерних наук*. 2015. №2. Т.2. С. G1–G5.
5. Plyatsuk L. D., Kozii I. S., Solianyuk V. A., Vaskin R. A., Yakhnenko O. M., Vaskina I. V. Modeling of waterborne pollution of roadside soils. *Journal of Engineering Sciences*. 2017. Vol. 4, Issue 2. P. G1–G5.
6. Plyatsuk L., Moiseev V., Vaskin R., Ablieieva I., Vaskina I. Bioidicative studies of roadside ecosystems. *Technology audit and production reserves*. 2018. Vol. 1, No. 3 (39). P. 40-45.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

7. Васькіна І. В. Аналіз впливу автотранспорту та об'єктів його інфраструктури на природне середовище. *Сучасні проблеми біології екології та хімії: матеріали II Міжнародної конференції*. (Запоріжжя, 1–3 жовтня 2009 р.). Запоріжжя, 2009. С. 223–224.
8. Тюленєва В. О., Васькіна І. В. Вплив транспортно-експлуатаційних показників доріг на навколишнє середовище. *Екологічні проблеми природокористування на сучасному етапі: матеріали міжнародної науково-*

практичної конференції. (Харків, 22–23 жовтня 2009 р.). Харків, 2009. С. 272–274.

9. Васькіна І. В., Волинець Н. В. Теоретичні основи моделювання транспортних потоків. *VI Международная научно-практическая конференция при участии молодых ученых «Эколого-правовые и экономические аспекты экологической безопасности регионов»*. (Харьков, 19–21 октября 2011). Харьков, 2011. С. 132–134.

10. Васькина И. В., Пустовгар Л. Г. Анализ загрязнения атмосферы г. Сумы методом лишеноиндикации. *Международная молодежная научная конференция «Экология и рациональное природопользование агропромышленных регионов»*. (Белгород, 12-14 ноября 2013 г.). Белгород, 2013. С. 5–9.

11. Васькін Р. А., Васькіна І. В. Визначення забруднення атмосфери двоокисом сірки методом ліхеноіндикації. *Науково-технічна конференція «Сучасні технології у промисловому виробництві»* (Суми, 14–17 квітня 2015 р.). Суми, 2015. С. 179.

ДОДАТОК Б
Впровадження результатів дисертаційних досліджень

ЗАТВЕРДЖУЮ
 Директор ДП «Роменське лісове господарство»
 _____ Салов О. О.
 (підпис)
 _____ 10 _____ 2017 р.



АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи
Васькіної Ірини Валеріївни на тему «Оцінка техногенного навантаження на
придорожні екосистеми» для оцінки техногенного впливу на лісові екосистеми

Цей акт затверджує, що результати дисертаційних досліджень Васькіної Ірини Валеріївни на тему «Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми» виконаної у Сумському державному університеті використовуються у діяльності ДП «Роменське лісове господарство».

На основі запропонованої комплексної шкали оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми з використанням біоіндикаційних методів здійснюється оцінка стану таких екосистем на ділянках ДП «Роменське лісове господарство», що примикають до автомобільних шляхів. Матеріали, що містять методику проведення досліджень та оціночну шкалу передані для користування. За результатами досліджень буде провадитись моніторинг стану придорожніх екосистем.

Від ДП «Роменське лісове господарство»

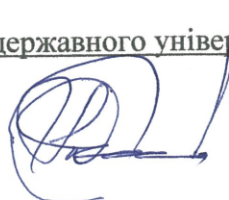
Головний інженер



Пашко І.О.

Від Сумського державного університету

Завідувач кафедри прикладної екології,
 д.т.н. професор



Пляцук Л.Д.

Асистент кафедри прикладної екології



Васькіна І.В.

Впровадження результатів дисертації у навчальний процес

ЗАТВЕРДЖУЮ
Перший проректор

Карпуніа В. Д.
" 19 " _____ 2017 р.



АКТ про впровадження результатів дисертаційної роботи Васькіної Ірини Валеріївни на тему «Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми» у навчальний процес

Комісія в складі:

Голова комісії: Декан факультету технічних систем та енергоефективних технологій, кандидат технічних наук, доцент Гусак О. Г.

Члени комісії: 1. Заст. завідувача кафедри прикладної екології, кандидат технічних наук, доцент Трунова І. О.
2. Доцент кафедри прикладної екології, кандидат технічних наук, доцент Козій І. С.

провела роботу щодо визначення фактичного впровадження результатів дисертаційних досліджень Васькіної Ірини Валеріївни на тему «Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми» в навчальний процес факультету технічних систем та енергоефективних технологій Сумського державного університету (СумДУ).

За результатами розгляду дисертаційної роботи Васькіної Ірини Валеріївни «Оцінка техногенного навантаження на придорожні екосистеми» комісією встановлено:

1. Розроблені в дисертаційній роботі науково-методичні підходи до визначення техногенного впливу на придорожні екосистеми; математична модель процесу розповсюдження забруднюючих речовин відпрацьованих газів автотранспорту в атмосфері з наступним їх осіданням на дорожнє полотно та змиванням на прилеглі ґрунти; удосконалену методика розрахунку кількості викидів токсичних речовин від автомобільного транспорту використовуються у курсах лекцій дисциплін «Хімія геосистем» за темами «технічна діяльність людини та її геохімічні наслідки», «Ландшафтознавство» за темою «Антропогенні зміни природних ландшафтів», «Моделювання та прогнозування стану довкілля» за темами «Моделювання поширення забруднень в атмосферному повітрі», «Моделювання поширення забруднень водним шляхом»

2. Науково-практичні основи оцінки техногенного навантаження на придорожні екосистеми методами біоіндикації; методичні положення моніторингу стану придорожніх екосистем використовуються для проведення практичних занять з дисципліни «Моніторинг довкілля» за темами «Методи біомоніторингу стану екосистем».

Голова комісії: _____ Гусак О. Г.

Члени комісії: _____ Трунова І. О.

_____ Козій І. С.

ДОДАТОК В
Досліджувані ділянки автомагістралей



а)



б)

Рисунок В.1 - Ділянка автомобільного шляху М03 міжнародного значення на території України, Київ – Харків – КПП Довжанський, біля м. Пирятин



в)



г)

Рисунок В.1 (аркуш 2)



а)



б)

Рисунок В.2 - Ділянка автомобільного шляху М02 міжнародного значення на території України, Кіпті — Глухів — Бачівськ, біля м. Батурин



в)



г)

Рисунок В.2 (аркуш 2)



а)



б)

Рисунок В.3 - Ділянка автомобільного шляху Н12 національного значення на території України, Суми – Полтава, біля м. Охтирка



в)



г)

Рисунок В.3 (аркуш 2)



а)



б)

Рисунок В.4 - Ділянка автомобільного шляху Н07 національного значення на території України, Київ – Суми – Юнаківка, біля м. Ромни



в)



г)

Рисунок В.4 (аркуш 2)



а)



б)

Рисунок В.5 - Ділянка автомобільного шляху Р44 регіонального значення на території України, Глухів – Суми, біля м. Білопілля



в)

Рисунок В.5 (аркуш 2)

ДОДАТОК Г

Таблиця Г.1 – Значення пробігових викидів (г/км) для різних груп АТЗ

Найменування АТЗ	Викид, г/км						
	СО	NO _x (в перерах. на NO ₂)	СН	Сажа	SO ₂	Формальдегід	Бензопірен
Легкові виробництва СНД	5,0	1,3	1,1	0,03	0,03	0,005	0,4·10 ⁻⁶
Легкові закордонного виробництва	2,0	0,7	0,4	0,02	0,03	0,002	0,2·10 ⁻⁶
Мікроавтобуси	12,0	2,0	2,5	0,08	0,06	0,011	0,8·10 ⁻⁶
Автобуси бензинові	35,0	5,2	8,5	-	0,04	0,04	1,2·10 ⁻⁶
Автобуси дизельні	7,0	6,0	5,0	0,3	0,07	0,025	2,0·10 ⁻⁶
Вантажні бензинові >3,5 т (включаючи такі, що працюють на зкrapленому газі)	60,0	5,2	10,0	-	0,05	0,05	4,0·10 ⁻⁶
Вантажні дизельні <12 т	9,0	7,0	5,5	0,4	0,1	0,025	2,0·10 ⁻⁶
Вантажні дизельні >12 т	12,0	8,0	6,5	0,5	0,12	0,03	2,4·10 ⁻⁶

Таблиця Г.2 – Питомі викиді ЗР різних АТЗ* під час прогрівання двигуна (на відкритому повітрі у холодний період року), г/хв

Найменування групи АТЗ	Викид, г/хв				
	СО	NO _x (в перерах. на NO ₂)	СН	Сажа	SO ₂
Легкові бензинові карбюраторні (об'єм двигуна 1,2-1,8 л)	6,0	0,03	0,47	-	0,012
Легкові дизельні (об'єм двигуна 1,2-1,8 л)	0,29	0,12	0,1	0,006	0,048
Легкові бензинові карбюраторні (об'єм двигуна 1,8-3,5 л)	8,8	0,04	0,66	-	0,14
Легкові дизельні (об'єм двигуна 1,8-3,5 л)	0,53	0,2	0,17	0,01	0,058
Автобуси бензинові вітчизняні (габаритна довжина 10,5-12 м)	42	0,3	7,7	-	0,043
Автобуси дизельні вітчизняні (габаритна довжина 10,5-12 м)	8,2	2	1,1	0,16	0,136
Автобуси дизельні (габаритна довжина 10,5-12 м)	2,23	1,04	0,79	0,04	0,12
Вантажні дизельні < 12 т	2,0	0,77	0,71	0,038	0,12
Вантажні дизельні > 16 т	2,5	0,93	0,96	0,046	0,134

* - АТЗ закордонного виробництва

Продовження додатку Г

Значення складових режимно-технічного коефіцієнта K_p

C_n – набуває значень від 0,3 до 0,8 (легковик – 0,3, мікроавтобус – 0,4, пасажирський автобус – 0,7, вантажний автомобіль – 0,8).

C_d – визначається відповідно до табл. Г.3:

Таблиця Г.3 – Значення коефіцієнтів, що враховують зміну кількості ЗР, що викидаються, в залежності від швидкості руху

	Швидкість руху АТЗ (V, км/год)												
	10	15	20	25	30	35	40	45	50	60	75	80	100
C_d	1,35	1,28	1,2	1,1	1,0	0,88	0,75	0,63	0,5	0,3	0,45	0,5	0,65

Примітка: для нітроген діоксиду значення коефіцієнта приймається постійним і таким, що дорівнює 1 до швидкості 80 км/год.

C_a – набуває значень: для двигуна, що працює на бензині – 0,5, для дизельного двигуна – 0,2, для двигуна, що працює на природному газі – 0,1;

C_m – набуває значень: 0,85 при низькій щільності потоку АТЗ (інтервал руху більше 4 с), 1,15 – при високій інтенсивності (інтервал руху $\leq 1,5$ с).

Приймає значення 1 при оптимальній інтенсивності руху – інтервал 2,5 с;

$C_{кл}$ – визначається за формулою (2.30) для різних станів атмосфери;

C_e – набуває значень: 0,3 – при додержанні швидкісного режиму руху, 0,8 – при перевищенні середньої швидкості руху більше ніж на 20 км/год, та 1,2 – при зменшеній швидкості руху більше ніж на 20 км/год від середньої на автодорозі.

Таблиця Г.4 – Розміри смуги впливу, захисної та резервно-технологічної смуг для доріг різних екологічних класів [6]

Найменування прилеглої території, що зазнає впливу автодороги	Відстань від краю проїзної частини, м		
	I клас	II клас	III клас
Смуга впливу	3 000/1 500	2 000/1 000	600
Захисна смуга	300/200	150/90	60/30
Резервно-технологічна смуга	30	12	7,5

ДОДАТОК Д

Методика проведення атомно-абсорбційних досліджень

Важкі метали в рослинних пробах визначають в їх зольних розчинах на атомно-абсорбційному спектрофотометрі.

Використовують аналітичні лінії: для цинку – 213,8 нм, для міді – 324,7 нм. Для атомізації елементів використовують повітряно-ацетиленове полум'я.

Мінералізацію проб рослин проводять методом сухого озолення за ГОСТ 26657-85 [39]. Визначення вмісту Cu, Zn, проводять в розчині золи після мінералізації аналізованого матеріалу.

Золу змочували декількома краплями бідистильованої води, потім дозатором до золи додавали 10 куб. см нітратної кислоти розведеної (1:1), покривали тигель годинниковим склом і витримували на киплячій водянній бані протягом 30 хв.

Вміст тигля фільтрують у мірну колбу місткістю 50 куб. см через маленький фільтр "біла стрічка". Фільтр попередньо ретельно промивають розведеною HNO. Тигель та фільтр декілька разів сполоскують гарячою бідистильованою водою, доводячи об'єм розчину до мітки. Вміст колби перемішують та залишають до наступного дня для відстоювання. Після відстоювання розчини використовують для аналізу.

Одночасно проводять контрольний дослід, включаючи всі стадії аналізу, крім відбору проб рослинного матеріалу.

Визначення важких металів у розчинах золи на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-600.

Вміст металів у досліджуваних пробах рослин розраховується за формулою:

$$x = \frac{V \cdot (A_1 - A_0)}{m} \cdot K \quad (\text{Д.1})$$

де x – масова концентрація метала, що визначається, у рослинній пробі, млн⁻¹

V – об'єм досліджуваного розчину золи, куб. см;

Продовження дод. Д

A_1 – концентрація металу в розчині золи, мг/куб. дм (визначається за градувальним графіком);

A_0 – концентрація металу в холостій пробі, мг/куб. дм (визначається за градувальним графіком);

m – маса повітряно-сухої проби рослин, г;

K – коефіцієнт, що враховує зменшення маси наважки рослинної проби (приймали $K = 1$).

Аналізи проводили з двома паралельними, середнє арифметичне двох паралельних – результат визначення однієї проби.

Результати розраховували до другого десяткового знаку. Допустимі розбіжності між результатами двох паралельних визначень за імовірності $P=0,95$ не перевищували 30 %.

ДОДАТОК Е

Визначення вмісту сульфур діоксиду у атмосферному повітрі та у воді на поверхні ґрунту під час дощу

Е.1. Вимірювання вмісту сульфур діоксиду у атмосферному повітрі газоаналізатором Draeger Pac 7000

Газоаналізатор Draeger Pac 7000 призначений для вимірювання об'ємної частки кисню, карбон діоксиду, сульфур діоксиду та інших шкідливих газів у повітряному середовищі.

Принцип дії приладу – електрохімічний і заснований на вимірюванні електропровідності поглинальних розчинів під час поглинання компонента газової суміші, що аналізується.

Draeger Pac 7000 являє собою автоматичний портативний прилад безперервної дії. Конструктивно складається з одного блоку, в якому встановлений електрохімічний сенсор, мікропроцесор та блок живлення. Прилад має цифровий дисплей, дві кнопки управління, пристрій сигналізації двох регульованих меж спрацьовування з світловим, звуковим та вібросигналом, а також ІК-порт для зв'язку із персональним комп'ютером. Вбудований мікропроцесор керує всім процесом вимірювань і перетворює сигнали сенсорів у показання на дисплеї.

Засіб подачі газу, що аналізується – дифузійний.

Програмне забезпечення газоаналізатора Draeger Pac 7000 здійснює такі функції:

- розрахунок вмісту компонента, що визначається;
- відображення результатів вимірювання вмісту компонентів, що визначаються на графічному ЖКІ дисплеї приладу;
- передавання даних вимірювань через ІК-інтерфейс на комп'ютер;
- контроль цілісності програмних кодів, налаштувальних та калібрувальних констант;

– контроль заряду батареї.

Методика проведення вимірювань наведена у документі «Газоаналізатори Draeger Pac моделей Pac 3500, Pac 5500, Pac 7000. Рекомендації з експлуатації». Габаритні розміри 64×84×20 см. Маса не більше 106 г.

При визначенні вмісту SO₂ діапазон вимірювань об'ємної частки (ppm) складає 0–100 млн⁻¹. ГДК_{SO₂} – 3,8 ppm. Допустима похибка вимірювань ±20 %. Час встановлення показів – 15 с. Межі допустимої похибки від впливу температури навколишнього середовища на кожні 10°C: ±0,5 в долях від межі допустимої похибки вимірювань; від впливу вологості – ±0,5 в долях від межі допустимої похибки вимірювань; від впливу атмосферного тиску – на кожні 3,3 Па ±0,5 в долях від межі допустимої похибки вимірювань.

Вимірювання проводились при температурі навколишнього середовища 13 °С, відносній вологості 65%, нормальному атмосферному тиску. Результати вимірювань занесені у табл. Е.1.

Таблиця Е.1 – Результати вимірювання концентрації сульфур діоксиду у атмосферному повітрі на досліджуваній ділянці автомагістралі Н12

Номер заміру	Відстань від дороги, м						
	0	5	10	15	20	25	30
1	0,2249	0,2083	0,1517	0,1159	0,1143	0,0976	0,0713
	0,59	0,53	0,4	0,29	0,29	0,26	0,19
2	0,2377	0,2172	0,1795	0,1178	0,1126	0,0912	0,0638
	0,6	0,57	0,45	0,3	0,28	0,24	0,17

* в чисельнику наведено результати вимірювання об'ємного вмісту сульфур діоксиду (у ppm), у знаменнику – перерахунок концентрації SO₂ у мг/м³

Е.2 Визначення вмісту сульфур діоксиду у водному розчині

Сульфур діоксид у воді визначали за наявністю сульфат-іонів. Визначення проводили титрометричним методом за допомогою тест-набору VISOCOLOR® ECO Сульфати. Основою методу титрування є додавання по краплі титрувального розчину до певного об'єму розчину проби. Активна речовина у титранті реагує з речовиною, що визначається у пробі. Після завершення реакції подальше додавання титранта викликає перенасичення активної речовини. Точка завершення реакції (точка еквівалентності) визначається за зміною кольору індикаторі, доданого до проби.

Титрометричний метод визначення масової концентрації сульфатів заснован на здатності сульфатів утворювати з іонами плюмбуму слабозрозчинний осад $PbSO_4$. В точці еквівалентності надлишок іонів плюмбуму реагує з дитизоном з утворенням комплексної сполуки. При цьому забарвлення розчину змінюється з синьо-зеленого на червоно-фіолетовий.

Підготовка проби та проведення аналізу виуконували за стандартною методикою ПНД Ф 14.1:2.108-97 Методика выполнения измерений массовых концентраций сульфатов в пробах природных и очищенных сточных вод титрованием солью свинца в присутствии дитизона.

Масову концентрацію сульфатів в пробі води знаходили за формулою:

$$X = \frac{48,03 \cdot 1000 \cdot C_{Pb} \cdot V_{Pb(NO_3)_2} \cdot 0,95}{V},$$

де X – масова концентрація сульфатів у воді, мг/дм³; $V_{Pb(NO_3)_2}$ – об'єм розчину нітрата плюмбуму, витрачений на титрування проби, см³; C_{Pb} – концентрація розчину $Pb(NO_3)_2$, моль/дм еквівалента; 0,95 – поправка, що враховує систематичну похибку визначення; V – об'єм проби води, взятий для титрування, см³; 48,03 – молярна маса еквівалента SO_4^{2-} , г/моль.

Продовження дод. Е

Отримані результати занесено у таблицю Е.2.

Таблиця Е.2 – Результати визначення концентрації сульфатів у воді, мг/л

Час дощу, хв	Глибина відбору проб			
	1 мм		10 мм	
0,5	8	8,5	-	-
1	17	17,2	0,9	1,3
2	12	10,7	1,2	1,4
3	10,0	9,4	1,8	1,9
4	9,6	9,3	2,8	2,2
5	9,4	9,6	3,2	3,8
6	9,4	9,7	3,4	2,9
7	8,6	8,9	2,7	2,3
8	8,7	9,1	1,7	2,0
9	9,2	9,4	-	-
10	8,9	9,1	1,7	1,8

ДОДАТОК Ж

Довідкові дані для моделювання міграції розчинних забруднюючих речовин у ґрунтах

Таблиця Ж.1 - Значення пористості для різних ґрунтів [88]

Тип ґрунта	Пористість, м ³ /м ³
Гравій (Ø 2÷20 мм)	0,30–0,40
Пісок (Ø 0,05÷2 мм)	0,30–0,45
Супісок	0,35–0,45
Суглинок	0,35–0,50
Глина	0,40–0,55
Торф	0,60–0,80
Чорнозем	0,50–0,70

Таблиця Ж.2 - Коефіцієнт фільтрації для різних ґрунтів, *k*, см/с

Тип ґрунта	Коефіцієнт фільтрації, <i>k</i> , см/с
1	2
Дерново-слабопідзолисті піщані і глинисто-піщані на давньоалювіальних і воднольодовикових відкладах і морені	0,00100–0,00225
Дерново-середньопідзолисті супіщані на давньоалювіальних і воднольодовикових відкладах і морені	0,00025–0,00077
Дерново-середньо і сильнопідзолисті поверхнево-оглесні	0,0002–0,0005
Світлі і темно-сірі опідзолені і чорноземи опідзолені, переважно на лесових породах	0,0003–0,0007
Темно-сірі реградовані і чорноземи реградовані переважно на лесових породах	0,00095–0,00173
Чорноземи потужні слабогумусовані, малогумусні середньогумусні і остаточно-солонцюваті на лесових породах	0,00010–0,00035
Чорноземи звичайні малогумусні і середньогумусні на лесових породах	0,00020–0,00040
Чорноземи південні, слабогумусовані, малогумусні і остаточно-солонцюваті на лесових породах	0,00020–0,00050

Продовження додатку Ж

Кінець табл. Ж.2

1	2
Лучно-чорноземні і їх поверхнево-солонцюваті види переважно на лесових породах	0,00015-0,00040
Лучно-чорноземні глибоко-солонцюваті переважно на лесових породах	0,000050-0,00030
Темно-каштанові і каштанові солонцюваті на лесових породах	0,00020-0,00050
Темно-каштанові і каштанові солонцюваті в комплексі з солонцями	0,00023–0,00035
Лучні на делювіальних і алювіальних відкладах	0,00025-0,00080
Лучно-болотні і болотні на алювіальних, делювіальних і воднольодовикових, торфяно-болотні і низинні торфовища	0,00015-0,00400
Лучно-чорноземні і дернові осолоділі глейові і солоді	0,00001-0,00006
Дернові переважно оглеєні піщані, глинисто-піщані і супіщані в комплексі зі слабогумусованими пісками	0,0005-0,0009
Дернові опідзолені суглинкові і їх оглеєні види	0,0003-0,0007
Дернові піщані та глинисто-піщані переважно неоглеєні в комплексі зі слабогумусованими пісками і чорноземними піщаними ґрунтами	0,00500-0,00800
Бурі горно-лісові , буроземно-підзолисті , дерново-буроземні і коричневі гірські на елювії-делювії щільних порід	0,00030-0,00060

Таблиця Ж.3 - Висота підйому води по капілярах ґрунту

Ґрунт	Висота підйому, h_k , см
Глина	400-200
Суглинок	300-150
Супісок	150-100
Пісок	100-50
Лес	450-250
Торф	150-120
Підзолисті	40-35

ДОДАТОК И
 Лишайники, що були виявлені на досліджуваних ділянках



Evernia prunastri
 Евернія сливова



Hypotrachyna revoluta
 Гіпотрахіна відігнута



Caloplaca discolor
 Калоплака безбарвна



Parmelia vagans
 Пармелія блукаюча

Рисунок И.1 – Фото лишайників, виявлених на досліджуваних ділянках

Продовження дод. И



Caloplaca pyracea
Калоплака вогняна



Caloplaca marina
Калоплака морська



Parmelia caperata
Пармелія козяча



Parmelia acetabulum
Пармелія блюдчаста

Рисунок И.1 (аркуш 2)

Продовження дод. И



Physconia grisea
Фісконія сіра



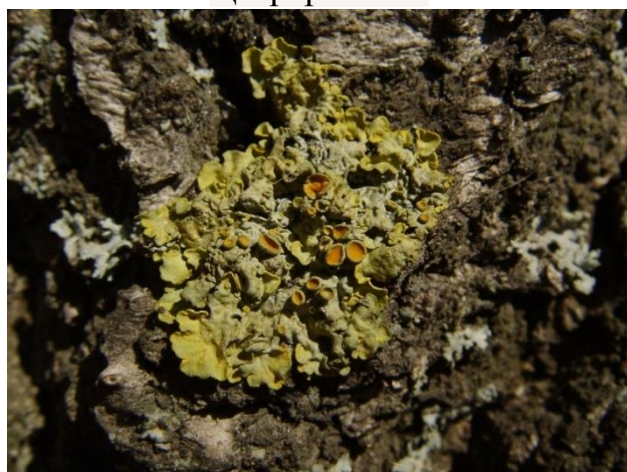
Physcia adscendens
Фісція висхідна



Cetraria glauca (L.) Ach.
Цетрарія сиза



Xanthoria polycarpa
Ксанторія багатоплідна



Xanthoria parietina
Ксанторія настінна

Рисунок И.1 (аркуш 3)

Продовження дод. И

Таблиця И.1 – Зведена таблиця спостережень на досліджуваних ділянках

Ділянка	Вид лишайника	Чутли- вість виду	К-ть даного виду	Проект. покриття виду на ділянці (%)	Середнє проект. покриття (%)	Оцінка за шкалою Браун- Бланке
1	2	3	4	5	6	7
М03 (Київ- Харків)	<i>Parmelia acetabulum</i> – Пармелія блюдчата <i>Parmelia caperata</i> – Пармелія козяча <i>Parmelia vagans</i> – Пармелія блукаюча	Клас Т Клас Т Клас Т	3 4 4	14% 8% 14%	12%	2
М02 (Київ- Глухів)	<i>Parmelia acetabulum</i> – Пармелія блюдчата <i>Parmelia caperata</i> – Пармелія козяча <i>Hypotrachyna revoluta</i> – Гіпотрахіна відігнута <i>Physconia grisea</i> – Фисконія сіра	Клас Т Клас Т Клас Т Клас Т	3 6 4 4	14% 22% 19% 13%	17%	3
Н07 (Суми-Київ)	<i>Parmelia acetabulum</i> – Пармелія блюдчата <i>Parmelia vagans</i> – Пармелія блукаюча <i>Physcia adscendens</i> – Фисція висхідна <i>Caloplaca pyracea</i> – Калоплака вогняна <i>Ramalina pollinaria</i> – Рамалина запилена <i>Physconia grisea</i> – Фисконія сіра	Клас Т Клас Т Клас І Клас S Клас І Клас Т	7 3 2 5 4 2	37% 24% 8% 44% 13% 18%	24%	3
Н12 (Суми- Харків)	<i>Parmelia acetabulum</i> – Пармелія блюдчата <i>Parmelia vagans</i> – Пармелія блукаюча <i>Physcia adscendens</i> – Фисція висхідна <i>Caloplaca pyracea</i> – Калоплака вогняна <i>Ramalina pollinaria</i> –	Клас Т Клас Т Клас І Клас S Клас	6 3 2 5 4	50% 32% 6% 52% 18%	32%	3

Продовження дод. И

Кінець табл. И.1

1	2	3	4	5	6	7
	Рамалина запилена <i>Physconia grisea</i> – Фисконія сіра	I Клас T	2	34%		
P44 (Суми- Глухів)	<i>Parmelia acetabulum</i> – Пармелія блюдчата <i>Parmelia caperata</i> – Пармелія козяча <i>Caloplaca discolor</i> – Калоплака безбарвна <i>Caloplaca marina</i> – Калоплака морська <i>Evernia prunastri</i> - Евернія сливова <i>Xanthoria parietina</i> – Ксанторія постінна <i>Xanthoria polycarpa</i> – Ксанторія багатоплідна	Клас T Клас T Клас S Клас S Клас I Клас I Клас I	6 8 6 4 3 4 3	25% 70% 30% 38% 22% 55% 43%	40%	4

ДОДАТОК К

Вигляд паростків вівса віком 2 тижні у різних пробах ґрунту



а) зразок з автомагістралі Н12



б) зразок з автомагістралі Н07



в) зразок з автомагістралі М03



г) зразок з автомагістралі М02

Рисунок К.1 - Вигляд паростків вівса віком 2 тижні у різних пробах ґрунту

Продовження додатку К.1



д) зразок з контрольної ділянки



е) зразок з автомагістралі Р44

Рисунок К.1 (аркуш 2)

ДОДАТОК Л

Дослідження довжини коренів вівса з різних проб ґрунту

Таблиця Л.1 – Результати замірів довжини коренів

Досліджувана ділянка	Довжина коренів, см	Середня довжина коренів, см	Досліджувана ділянка	Довжина коренів, см	Середня довжина коренів, см
M02	4,7	4,53	M03	4,2	4,35
	4,9			4,5	
	4,4			4,1	
	4,5			4,3	
	4,3			4,2	
	4,6			4,3	
	4,5			4,4	
	4,4			4,7	
	4,7			4,3	
	4,3			4,5	
H07	5,3	5,59	H12	7,2	6,55
	6,1			6,8	
	5,5			7,5	
	6,5			6,5	
	6,0			6,4	
	5,7			6,5	
	5,2			6,3	
	5,3			6,0	
	5,1			6,1	
	5,2			6,2	
P44	9,0	9,55	Контроль	10,0	10,08
	10,1			10,3	
	9,3			10,5	
	10,5			9,7	
	9,4			10,1	
	9,5			10,4	
	9,7			10,1	
	9,4			9,9	
	9,4			9,7	
	9,2			10,1	

Продовження додатку Л



а) контроль



б) M02



H07



д) H12



е) M03



е) P44

Рисунок Л.1 – Зовнішній вигляд коренів вівса з різних проб ґрунту

ДОДАТОК М

Характеристика техногенного навантаження досліджуваних ділянок доріг

Таблиця М.1 – Ділянка дороги М02

Показник біоіндикаційного контролю	Характеристика техногенного навантаження			
	Низький рівень IV	Середній рівень III	Вище середнього II	Високий рівень I
Показник флуктуаційної асиметрії				
Показник зольності рослинного матеріалу				
Коефіцієнт чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.)				
Значення фітотоксичності ґрунту (ФЕ)				
Наявність лишайників				
Проективне покриття лишайників				

Таблиця М.2 – Ділянка дороги М03

Показник біоіндикаційного контролю	Характеристика техногенного навантаження			
	Низький рівень IV	Середній рівень III	Вище середнього II	Високий рівень I
Показник флуктуаційної асиметрії				
Показник зольності рослинного матеріалу				
Коефіцієнт чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.)				
Значення фітотоксичності ґрунту (ФЕ)				
Наявність лишайників				
Проективне покриття лишайників				

Продовження додатку М

Таблиця М.3 – Ділянка дороги Н07

Показник біоіндикаційного контролю	Характеристика техногенного навантаження			
	Низький рівень IV	Середній рівень III	Вище середнього II	Високий рівень I
Показник флуктуаційної асиметрії				
Показник зольності рослинного матеріалу				
Коефіцієнт чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.)				
Значення фітотоксичності ґрунту (ФЕ)				
Наявність лишайників				
Проективне покриття лишайників				

Таблиця М.4 – Ділянка дороги Н12

Показник біоіндикаційного контролю	Характеристика техногенного навантаження			
	Низький рівень IV	Середній рівень III	Вище середнього II	Високий рівень I
Показник флуктуаційної асиметрії				
Показник зольності рослинного матеріалу				
Коефіцієнт чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.)				
Значення фітотоксичності ґрунту (ФЕ)				
Наявність лишайників				
Проективне покриття лишайників				

Продовження додатку М

Таблиця М.5 – Ділянка дороги Р44

Показник біоіндикаційного контролю	Характеристика техногенного навантаження			
	Низький рівень IV	Середній рівень III	Вище середнього II	Високий рівень I
Показник флуктуаційної асиметрії				
Показник зольності рослинного матеріалу				
Коефіцієнт чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.)				
Значення фітотоксичності ґрунту (ФЕ)				
Наявність лишайників				
Проективне покриття лишайників				

Таблиця М.6 – Контрольна ділянка

Показник біоіндикаційного контролю	Характеристика техногенного навантаження			
	Низький рівень IV	Середній рівень III	Вище середнього II	Високий рівень I
Показник флуктуаційної асиметрії				
Показник зольності рослинного матеріалу				
Коефіцієнт чистоти атмосферного повітря (І.А.Р.)				
Значення фітотоксичності ґрунту (ФЕ)				
Наявність лишайників				
Проективне покриття лишайників				