

**ВПЛИВ АВТОТРАНСПОРТУ НА ТРАНСФОРМАЦІЮ ЕКОСИСТЕМ ПРИДОРОЖНІХ ЗОН**

**МАДАНИ М.М.** – кандидат технічних наук, доцент  
[orcid.org/0000-0001-9386-7364](https://orcid.org/0000-0001-9386-7364)  
Одеський національний технічний університет

**Постановка проблеми.** Автотранспорт є специфічним джерелом забруднення природного середовища, що складається з безлічі наземних точкових джерел, зосереджених на різних автомагістралях. Роль одного окремо взятого транспортного засобу у зміні геохімічного складу ґрунтів незначна. Проте за регулярності такого впливу вона багаторазово зростає. Транспортний потік перетворюється на постійно діюче джерело техногенного забруднення повітряного середовища, зміни фізико-хімічних властивостей ґрунтів, їх переущільнення, забруднення важкими металами (ВМ), підвищення їх фітотоксичності, що призводить до погіршення умов зростання зелених насаджень [1; 2].

Такий негативний вплив техногенного навантаження, характерний для урбоєкосистем, найбільш яскраво проявляється у придорожній зоні. Зелені насадження цієї смуги перебувають у пригніченому стані, знижується їх фізіологічна активність, вони не можуть повною мірою здійснювати свої екологічні функції. Особливо яскраво це явище виражене у великих промислових містах, де інтенсивність руху автотранспортного потоку досягає своїх максимальних значень.

Одеса є містом, для якого протягом останнього десятиліття автотранспорт є одним із основних джерел забруднення навколишнього середовища, чисельність автопарку у місті неухильно зростає з кожним роком, що зумовлює актуальність досліджень з комплексної оцінки забруднення придорожньої зони автотранспортом.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** У зв'язку із зростанням числа автотранспортних засобів та різким погіршенням екологічної обстановки урбанізованих територій все більша увага приділяється вивченню впливу на навколишнє середовище забруднюючих речовин, що містяться у викидах автотранспорту, адже при роботі ДВЗ з вихлопними газами викидається понад 200 найменувань різних речовин [3; 4]. В результаті експлуатації автотранспорту до навколишнього середовища надходить широкий спектр ВМ: Pb, Cu, Cr, що містяться у вихлопних газах автомобіля; Co, Cu, Zn, Cr, Ni внаслідок стирання деталей автомашин; Zn при зношуванні автопокришок. На сьогоднішній день ВМ є загальноновизнаними забруднювачами довкілля на всіх рівнях.

Підвищена концентрація автомобілів на обмежених територіях викликає перехід кількісних змін впливу автомобільного транспорту на середовище на якісні. Так, забруднення автотранспортом атмосферного повітря в містах зі зростанням автомобілізації з локального, що виникає біля окремих джерел забруднення, перетворюється на дифузне (загальне) забруднення [5].

Не менш важливе значення на забруднення екосистеми придорожньої смуги мають елементи вулично-дорожньої мережі. Ширина та рельєф вулиць, а також

загальна довжина дорожньої мережі також зумовлюють рівень забруднення екосистеми придорожньої смуги. На відкритій території розсіювання викидів автотранспорту відбувається значно інтенсивніше і в міру віддалення від автомагістралі рівень забруднення істотно знижується. Невелика площа вулично-дорожньої мережі є причиною виникнення пробок та низької швидкості руху автотранспорту. В результаті зростає кількість вихлопних газів автомобілів [4; 6].

В даний час особлива увага вчених приділяється питанням зміни геохімічного складу ґрунтового покриву урбанізованих територій, зміни його фізико-хімічних та агрохімічних властивостей [7–9]. Найбільш значним змінам піддаються такі характеристики ґрунтів як кислотність середовища ґрунтового розчину, кількість та склад органічної речовини, вміст хімічних елементів [9–11].

Значному техногенному навантаженню піддається поверхневий шар міських ґрунтів. Саме у верхньому шарі відбувається інтенсивне накопичення забруднюючих речовин та закріплення їх за рахунок високого вмісту органічної речовини, зміщення рН у лужну сторону, наявності великої кількості солей. В результаті змінюється природний режим міграції хімічних елементів в екосистемі [12; 13].

Проблемою забруднення міських ґрунтів ВМ займаються вчені у всьому світі [11; 14–20], оскільки за небезпечністю впливу на живі організми ВМ ділять перше місце із пестицидами. Небезпека ситуації посилюється і тим, що кардинальних заходів щодо виведення ВМ із ґрунтів не існує.

Аналіз робіт українських та зарубіжних дослідників показує, що більшість з них вважають усі міські ґрунти забрудненими ВМ у тій чи іншій мірі. Найбільш поширеними, неспецифічними є Pb, Cu, Zn, Cd. Багато авторів основним джерелом забруднення довкілля цією групою елементів вважають викиди автотранспорту і промислових підприємств [11; 14; 15–19; 20; 21; 22].

Деякі автори [17–19] відзначають, що міські ґрунти характеризуються високою варіабельністю вмісту ВМ, яка пов'язана з нерівномірним випаданням газопилових викидів на підстильну поверхню та їх подальшим перерозподілом у ґрунті залежно від мікрорельєфу та фізико-хімічних властивостей.

Негативний вплив техногенного навантаження, найбільш яскраво проявляється у придорожній зоні. Зелені насадження цієї смуги перебувають у пригніченому стані, знижується їх фізіологічна активність, вони не можуть повною мірою здійснювати свої екологічні функції [2; 12; 15]. Особливо яскраво це явище виражене у великих промислових містах, де інтенсивність руху автотранспортного потоку досягає своїх максимальних значень.

Проте питання комплексної оцінки забруднення придорожньої зони автотранспортом досліджено ще недостатньо. У зв'язку з цим оцінка техногенного впливу автотранспорту на екосистему придорожніх зон є дуже актуальною.

**Мета** дослідження – інтегральна оцінка екологічного стану придорожніх зон (на прикладі м. Одеси).

**Матеріали та методи досліджень.** Дослідження виконувались у 2016-2021 роках на території м. Одеси.

Особливості природно-кліматичних умов м. Одеси відобразили за багаторічним спостереженням Одеського Центру гідрометеорології та моніторингу навколишнього середовища.

Особливості розташування та геометричні параметри вулично-дорожньої мережі, інтенсивність та склад автотранспортних потоків на території м. Одеси вивчали за допомогою «Методики розрахунку викидів від автотранспортних засобів залежно від структури транспортного потоку» [23]. Дослідження проводились в різні сезони року, у робочі та вихідні дні 3 рази на день з 6 до 22 години: ранковий час (6:00–11:00), денний час (11:00–16:00), вечірній час (16:00–22:00). Усього було обстежено 2342 вулиці міста, які були розділені на 6324 перегони (перегін – відстань між центрами сусідніх перехресть). Для подальших досліджень у кожному районі міста були виділені найбільш типові перегони з різною інтенсивністю руху.

Для оцінки геохімічного складу верхнього шару ґрунтів придорожньої зони зразки відбирали згідно з ДСТУ 17.4.4.02:2019. Місця відбору проб визначали згідно з [24]. Пробні майданчики закладали у придорожній смузі найбільш типових транспортних перегонів з урахуванням рельєфу, метеорологічних, гідрологічних умов місцевості. Дані майданчики розташовували в місцях підрахунку інтенсивності руху автотранспорту, приблизно в середині досліджуваного перегону. Відбір зразків ґрунту проводили в травні, липні, жовтні у придорожніх зонах тих же перегонів, на яких досліджували інтенсивність руху автотранспортних засобів. Відбір проб проводився з двох боків дороги на відстані 1 м, 5 м, 10 м, 20 м, 30 м, 40 м, 50 м від дорожнього полотна. На кожній з відстаней визначали 3 точки відбору проб, що знаходяться на відстані 3–4 м між собою. Одна змішана проба складалася з 5 точкових, відібраних із глибини 0–15 см загальною вагою 400 г. Зразки ґрунту відбиралися буром Малькова. Усього було відібрано 974 зразка верхнього шару ґрунту. Як контроль використовувалися зразки ґрунту, відібрані на території парку ім. Т.Г. Шевченка.

Значення рН визначали за допомогою іономіру ЕВ-74, кількість вуглецю у ґрунті встановлювали об'ємним хромовим методом [25]. Визначення загального вмісту ВМ проводили за стандартними методиками на атомно-адсорбційному спектрофотометрі С-115-М1. Рухому форму ВМ витягали з ґрунту амонійно-ацетатним буферним розчином з рН 4,8, кількісне визначення здійснювали атомно-адсорбційною спектроскопією.

Коефіцієнт концентрації та сумарний показник концентрації ВМ визначали згідно з [24]. Рівень забруднення ґрунту визначали відповідно з ДСТУ 4288:2004.

Визначення катіонно-аніонного складу ґрунту проводили за ДСТУ 8346:2015 у водній витяжці.

Фітотоксичність ґрунту придорожньої смуги досліджували за допомогою крес-салату [26]. Як субстрат, для пророщування цієї рослини, використовували ґрунтового витяжки. Паралельно проводили контрольне пророщування крес-салату у дистильованій воді. Дослід проводили в 4-кратному повторенні. Оцінку фітотоксичності здійснювали за кількістю пророслого насіння та за зміною довжини коренів проростків у відношенні до контролю. Фітотоксичний ефект визначали згідно з [26].

Достовірність виявлених відмінностей між середніми показниками обчислювали за критерієм Стьюдента. Для визначення зв'язку між окремими параметрами обчислювали коефіцієнти кореляції [27] та проводили дисперсійний аналіз. Статистичну обробку отриманих даних проводили за допомогою пакета MS Excel 2019 загальноприйнятими алгоритмами.

### Результати досліджень

#### Аналіз автотранспортних потоків м. Одеси.

Планувальна схема вулично-дорожньої мережі має різні види. Для м. Одеси характерна прямокутно-діагональна і радіально-кільцева схема вулично-дорожньої мережі.

Інтенсивність руху автотранспорту дорогами міста дуже різноманітна. Залежно від вимірної середньої інтенсивності руху автотранспортних засобів усі перегони на території м. Одеси без урахування складу автотранспортного потоку можна поділити на 5 категорій (табл. 1).

Таблиця 1

#### Класифікація транспортних перегонів м. Одеси

Категорія перегону	Назва перегону за інтенсивністю	Кількість авт./год	Кількість перегонів
V	вкрай низька	<50	2087
IV	низька	50-500	1871
III	помірна	500-1300	1348
II	висока	1300-2500	976
I	вкрай висока	2500-4000	42

Більшість транспортних перегонів на території м. Одеси належить до V, IV, III категорій, тобто до перегонів з вкрай низькою, низькою та помірною інтенсивністю руху. На їхню частку припадає близько 84% всієї кількості транспортних перегонів. Ці перегони, як правило, розташовані всередині районів та у складі транспортних потоків, що проходять по них, відсутні транзитні транспортні засоби. Лише 16% становлять перегони з високою та вкрай високою інтенсивністю руху, які й становлять найбільшу екологічну небезпеку навколишнього середовища. Дані перегони відносяться до доріг державного та обласного значення, крім цього, вулиці, що складаються з перегонів I, II категорії розташовані у промислово-адміністративних кварталах та центрі міста.

Для м. Одеси характерне варіювання інтенсивності автотранспортних засобів від 3 авт./год до 3943 авт./год залежно від розташування та призначення перегонів. На значній частині перегонів була відзначена інтенсивність руху до 1294 авт./год і лише для 1/6 частини всіх транспортних перегонів було відзначено висока та

вкрай висока інтенсивність руху з варіюванням значень від 1311 авт./год до 3943 авт./год.

Для м. Одеси кількість легкового транспорту, автобусів, вантажного транспорту в автотранспортному потоці співвідноситься як 40:10:1 відповідно. Але це співвідношення варіює залежно від категорії перегону.

Для автотранспортних потоків м. Одеси характерна залежність інтенсивності руху автотранспорту від тимчасових факторів (сезону року та часу доби) та пов'язана з особливостями експлуатації автотранспортних засобів.

**Техногенний вплив автотранспорту на ґрунт придорожніх зон.** Переважна більшість вивчених зразків верхнього шару ґрунту придорожніх зон складалася з насипного ґрунту та мали значення рН в межах  $6,42 \pm 0,06 - 9,23 \pm 0,11$  залежно від категорії перегону та району міста. Незначна частина зразків ґрунту (3% від загального числа), відібраних у придорожній зоні V категорії перегонів, що знаходяться на околиці міста та в районі садівницьких товариств, були слабокислі, їх рН  $\sim 6,5$ . Деякі зразки ґрунту перегонів з вкрай високою інтенсивністю руху мали рН  $= 9,12 \pm 0,07 - 9,23 \pm 0,11$ . Основна частина відібраних зразків (94%) мали значення рН  $= 6,7 \pm 0,03 - 8,9 \pm 0,07$ , у контрольних же пробах значення рН  $= 6,39 \pm 0,07$ .

Для всіх категорій перегонів характерно зміщення значень рН в лужний бік у безпосередній близькості від дорожнього полотна (до 5м). Це пов'язано з різноманітним складністю та неоднозначністю процесів, що протікають у ґрунтового розчині, зокрема, утворенням сполук кальцію ( $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{Ca(OH)}_2$ ), висока концентрація яких може призводити до підлугування ґрунтів.

Викиди автотранспорту та застосування протиожеледних реагентів для покращення стану дорожнього полотна в зимовий період провокує процес засолення ґрунту. Найбільш сильне забруднення іонами кальцію, хлору та натрію встановлено для перегонів з вкрай високою інтенсивністю руху автотранспорту. На відстані 1м від дорожнього полотна концентрації цих іонів досягають свого максимуму, і складають для кальцію 0,91 ммоль на 100 г ґрунту, для хлору – 0,63 ммоль/100 г, а для натрію 0,45 ммоль/100 г. У контролі концентрація даних іонів знижується до 0,23 ммоль/100 г, 0,15 ммоль/100 г та 0,07 ммоль/100 г відповідно.

З викидами автотранспорту до придорожньої зони поряд із солями надходять вуглеводні техногенного походження, ВМ. Підвищений вміст цих елементів у ґрунті призводить до придушення процесів гумусоутворення [2; 15; 28]. В результаті ґрунт придорожньої зони урбоєкосистем містить мінімальний відсоток гумусу, але загальний вміст вуглецю зростає.

Вміст вуглецю в досліджуваних зразках ґрунту змінюється в межах від  $2,47 \pm 0,04\%$  до  $6,91 \pm 0,07\%$  залежно від категорії перегону. Найменші значення вуглецю визначалися в пробах ґрунту, взятих на перегонах із вкрай низькою інтенсивністю руху автотранспортних засобів, свого максимуму вміст вуглецю досягав у верхньому

шарі ґрунту перегонів із вкрай високою інтенсивністю, що говорить про його техногенне походження (рис. 1). Максимальні показники вмісту вуглецю характерні для ґрунтових зразків, відібраних на відстані 1–5 м від дороги.

**Основні закономірності акумуляції та трансформації ВМ у ґрунті придорожніх зон.** ВМ, що надходять від автотранспорту (Pb, Cu, Ni (вихлопні газ); Cu, Ni, Zn (частинки, що утворюються під час стирання деталей машин); Zn, Cd (пластмаси та фарба); Zn (автопокришки)) в ґрунт, акумулюються в придорожній зоні, трансформуються та мігрують міською територією.

На всіх категоріях перегонів встановлено перевищення фонових значень та ГДК рухомої форми для всіх досліджуваних ВМ (табл. 2). Найбільше перевищення ГДК у 5,09–19,11 разів зафіксовано для Cu. Концентрація Ni, Zn та Pb перевищує допустиму норму в 1,17–8,79 разів. Перевищення ГДК Cd на перегонах з високою та вкрай високою інтенсивністю руху становить 1,38–2,46 рази. На перегонах з інтенсивністю руху автотранспортних засобів менше 1300 авт./год перевищення ГДК рухомої форми для Cd зафіксовано не було.

Відповідно до ДСТУ 4288:2004 за всіма досліджуваними ВМ забруднення ґрунту придорожніх зон відноситься до помірного рівня забруднення. Виняток склав лише перегін Київське шосе при в'їзді на Клеверний міст. Для цього транспортного перегону характерне одне з найвищих значень інтенсивності руху автотранспортних засобів, яке у «години-пік» досягає 3943 авт./год. Через не достатню пропускну спроможність моста на даній ділянці постійно утворюються затори. Всі ці фактори сприяють збільшенню техногенного навантаження на даному перегоні і призводять до додаткового забруднення цієї ділянки Київського шосе. Цей перегін за забрудненням Cd відноситься до середнього рівня забруднення.

Відповідно до орієнтовної шкали небезпеки забруднення ґрунтів перегони з інтенсивністю руху понад 1500 авт./год відносяться до небезпечних ( $32 < Zc < 128$ ). До помірно небезпечних можна віднести перегони з інтенсивністю 180–1500 авт./год, а перегони з вкрай низькою інтенсивністю руху (менше 50 авт./год) характеризуються допустимим рівнем забруднення ( $Zc < 16$ ). Достовірно встановлено, що концентрація ВМ у ґрунті придорожніх зон залежить від категорії перегону, тобто від інтенсивності руху автотранспортних засобів.

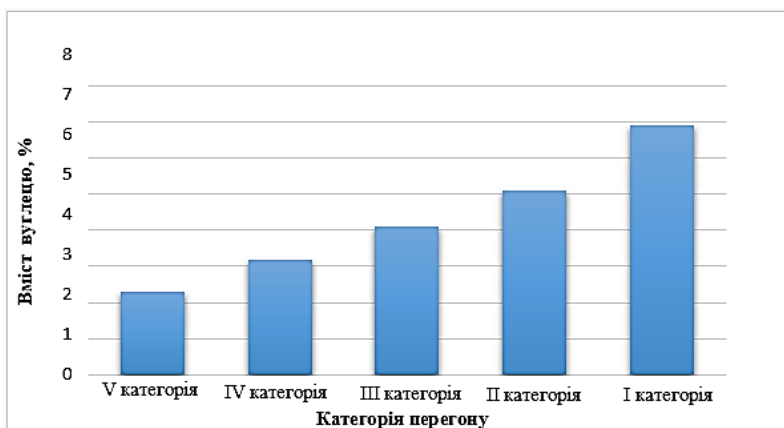


Рис. 1. Зміна середніх значень вуглецю за категоріями перегонів

Таблиця 2

## Вміст рухомої форми ВМ у верхньому шарі ґрунту придорожніх зон (мг/кг)

Категорії перегонів		I	II	III	IV	V	C <sub>ф</sub>	ГДК р.ф.
Cu	B	239±4	181±3	166±3	97±2	77±2	15-20	3
	P	57±1	41±1	35±1	20±2	15±1		
	K <sub>c</sub>	11,97	9,06	8,33	4,86	3,89		
Zn	B	519±5	391±4	349±5	289±4	276±4	18-30	23
	P	136±3	95±2	79±3	62±3	61±3		
	K <sub>c</sub>	17,34	13,02	11,66	9,46	9,12		
Ni	B	135±5	105±5	82±3	54±4	23±1	12-20	4
	P	35±1	26±1	20±2	12±1	5±1		
	K <sub>c</sub>	6,75	5,25	4,13	2,71	1,17		
Cd	B	4±0,6	3±0,4	2,5±0,6	2±0,4	1±0,3	3-5	0,5
	P	1,3±0,3	0,8±0,2	0,5±0,2	0,4±0,2	0,2±0,1		
	K <sub>c</sub>	1,56	0,9	0,89	0,88	0,35		
Pb	B	65±2	61±1	52±1	36±1	27±1	10-15	6
	P	20±1	17±1	14±1	9±1	6±1		
	K <sub>c</sub>	5,42	5,05	4,35	2,96	2,25		
Z <sub>c</sub>		39,04	39,04	29,28	25,36	16,87	12,78	

B – валова форма ВМ; P – рухома форма ВМ; K<sub>c</sub> – коефіцієнт концентрації ВМ; Z<sub>c</sub> – сумарний показник концентрації ВМ; C<sub>ф</sub> – фоновий вміст ВМ.

Однофакторний дисперсійний аналіз показав, що вміст ВМ у верхньому шарі ґрунту придорожніх зон залежить від сезону року. Максимальні значення концентрацій для всіх ВМ спостерігаються у весняний період, що пояснюється підвищеною рухливістю ВМ у верхньому шарі ґрунту через більший вміст вуглецю та зниження значень рН. У літній сезон вміст ВМ зменшується внаслідок активного їх поглинання рослинами. До осені значення концентрації рухомої форми ВМ знову зростають через вторинне забруднення верхнього шару ґрунту ВМ, що містяться в листяному опаді, зміни кислотності, обумовленої опадами у вигляді дощу.

При вивченні закономірностей розподілу ВМ у ґрунті з віддаленням від джерела забруднення були виявлені деякі закономірності у міграції ВМ. Встановлено, що для міської забудови Одеси характерні 3 варіанти поширення ВМ з віддаленням від дорожнього полотна (рис. 2). Поширення ВМ за I варіантом харак-

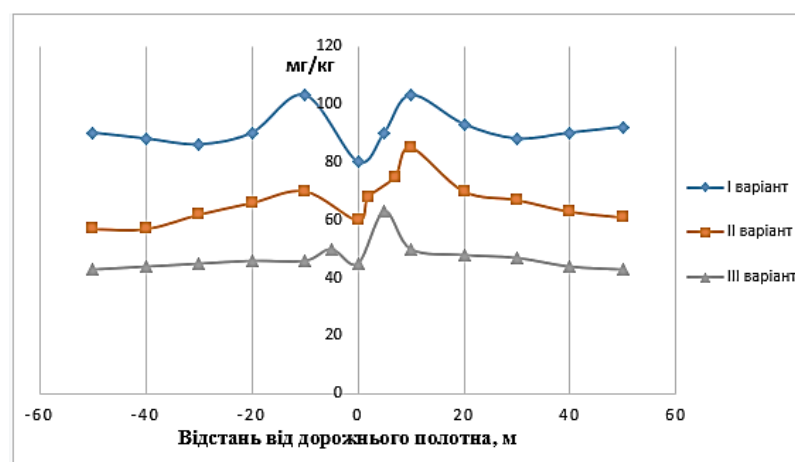


Рис. 2. Варіанти розповсюдження ВМ від дороги з урахуванням міської забудови

терне для більшої частини міста. Воно спостерігається у Суворівському, Малиновському районах, на частині Київського району та прибережній зоні Приморського району. У цьому варіанті суттєву роль у поширенні ВМ відіграє напрямок та швидкість вітру. Більшість забруднюючих речовин, що надходять від автотранспорту, акумулюється за переважним напрямком вітру на відстані 5–10 м від краю дороги. Ширина дорожнього полотна цих транспортних перегонів варіює від 8 до 15 м, що дає достатню пропускну спроможність, і утворення заторів на них відбувається лише на окремих ділянках у «години-пік». Зелені насадження вздовж них складаються з дерев віку 30–50 років, що знаходяться на відстані 3–4 м один від одного. Місцями зелені насадження повністю відсутні. Такі умови в комплексі призводять до того, що частина забруднюючих речовин затримується зеленими насадженнями на відстані 1–5 м від дорожнього полотна, а частина, що залишилася, вільно поширюється придорожньою зоною. Міська забудова, розташована у цих районах міста на відстані 40–80 м від автошляхів є другою перешкодою на шляху поширення ВМ на міській території. На відстані 50 м відзначається незначне збільшення вмісту ВМ у ґрунті.

Для центральної історичної частини міста характерний II варіант поширення ВМ від джерела забруднення. На відміну від I варіанта акумуляція ВМ у верхньому шарі ґрунту не залежить від напрямку вітру, концентрація досліджуваних ВМ зростає в 1,2–1,6 рази та на відстані 40 м спостерігається повторне значне збільшення їхнього вмісту. Всі ці особливості у поширенні ВМ пов'язані зі своєрідністю міської забудови (знаходиться на відстані 1–20 м від дорожнього полотна) та практично пов-

ною відсутністю вздовж них зелених насаджень. Крім цього, ширина дорожнього полотна становить 5–10 м, що за високої інтенсивності руху призводить до виникнення заторів на магістралях у центрі міста.

У мікрорайоні Вузівський, житлових масивах «Південний», «Шкільний» та селищі Таїрова поширення ВМ відбувається за III варіантом, який суттєво відрізняється від попередніх. Житлова забудова у цьому районі розташована на відстані 80–150 м від дороги, ширина дорожнього полотна варіює від 10 до 25 м, що підвищує пропускну здатність автошляхів та перешкоджає на них утворенню заторів. Широки проспекти та прямокутна схема вулично-дорожньої мережі сприяють вільному переміщенню повітряних мас, що сприяє зниженню вмісту забруднюючих речовин, що надходять із викидами автотранспорту. Зелені насадження вздовж основних автодорожніх магістралей складаються з деревної та чагарникової рослинності, що має вік 10–30 років, причому рослини посаджені досить щільно, утворюючи захисний бар'єр. Внаслідок чого відбувається зміщення піку акумуляції ВМ безпосередньо до дорожнього полотна, знижується загальна забрудненість придорожньої смуги.

**Фітотоксичність ґрунту придорожніх зон.** Визначали ступінь токсичності ґрунту за допомогою біотестування. Тест-рослиною на токсичність ВМ був крес-салат (*Lepidium sativum*). Аналіз схожості насіння тест-культури у різних варіантах дослідження показав, що найкраще насіння крес-салату сходило в пробах, відібраних вздовж перегонів V категорії з вкрай низькою інтенсивністю руху (табл. 3). Незначне підвищення інтенсивності руху автотранспортних засобів (на 100 авт./год) призводить до зниження схожості насіння крес-салату на 4,3%. Збільшення ж інтенсивності руху автотранспортних засобів на 1000–2500 авт./год викликає різке зниження схожості насіння, яке варіює в межах від 15,4% до 34,6%. У контрольному досліді схожість насіння крес-салату склала 100%.

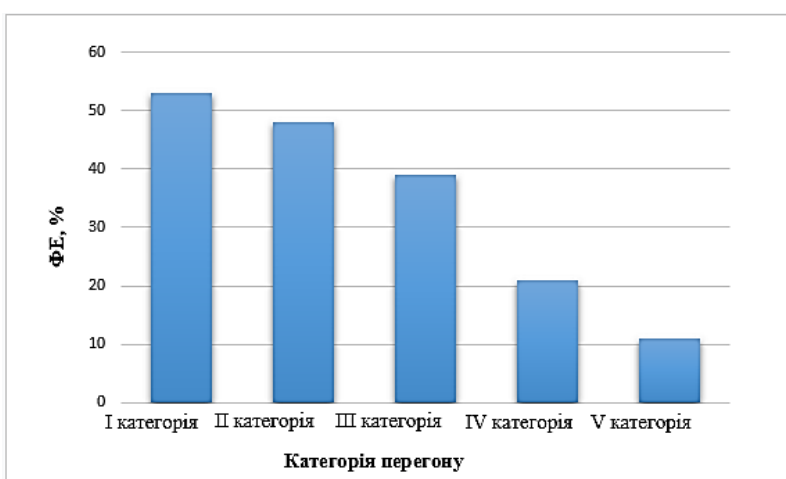


Рис. 3. Фітотоксичність ґрунтів перегонів різних категорій

високою інтенсивністю фітотоксичність досягає 53%, то для перегонів з помірною інтенсивністю руху вона становить 39% і продовжує знижуватися із зменшенням техногенного навантаження. При інтенсивності руху до 10 авт./год фітотоксичність варіює в межах 7,5–9%, що дозволяє говорити про те, що такі ґрунти є чистими.

Для всіх категорій перегонів максимальних значень фітотоксичності досягає в безпосередній близькості до полотна, потім починає поступово знижуватися, але, на відстані 50 м від дороги чистими можна вважати ґрунти лише вздовж перегонів з інтенсивністю руху автотранспортних засобів не більше 50 авт./год.

#### Висновки

1. Інтенсивність руху автотранспортних засобів на магістралях м. Одеси варіює від 3 до 3943 авт./год залежно від їх розташування та призначення. У середньому інтенсивність руху на автотрасах складає 1294 авт./год. В автотранспортному потоці співвідношення легкового транспорту, автобусів, вантажного транспорту складає відповідно 40:10:1. Інтенсивність руху магістралями міста характеризується сезонною динамікою і має виражені піки з 7.30 до 9.00 та з 16.30 до 18.30.

2. Придорожні ґрунти, забруднені викидами автотранспорту, характеризуються значеннями рН, що змінюються в межах 6,42–9,23 залежно від інтенсивності руху автотранспорту та району міста. Значення рН знижуються з віддаленням від дорожнього полотна. Вміст вуглецю в ґрунтах придорожніх зон м. Одеси варіює від 2,47 до 6,91 і має сезонну та просторову динаміку.

3. Вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах придорожніх зон перевищує ГДК, визначається ступенем завантаженості доріг, має сезонну динаміку, знижується в міру віддалення від автошляхів. Виняток становить Cd, концентрація якого, в основному, не перевищує ГДК.

4. Придорожні ґрунти транспортних перегонів з інтенсивністю руху 1300 – 4000 авт./год характеризуються високим рівнем фітотоксичності (до 53,8%), що знижується зі зменшенням техногенного навантаження автотранспорту. Фітотоксичність, що відповідає нормі мають ґрунти перегонів з інтенсивністю руху менше 50 авт./год.

Таблиця 3

#### Схожість насіння крес-салату (*Lepidium sativum*)

Категорія перегону	Схожість насіння, %
I категорія	62,1±0,58
II категорія	73,0±0,33
III категорія	81,3±0,87
IV категорія	92,5±0,61
V категорія	96,7±0,57

Визначення фітотоксичного ефекту ґрунтів придорожніх зон щодо зміни довжини коренів проростків у відношенні до контролю (дистильована вода) показало, що найбільшу фітотоксичність мають ґрунти перегонів з високою і вкрай високою інтенсивністю руху, що належать до I та II категорій (рис. 3).

Зі зменшенням інтенсивності руху знижується і фітотоксичність ґрунтів. Так якщо для перегонів із вкрай

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Холодова О. О., Семченко Н. О., Левченко О. С. Проблема забруднення атмосферного повітря автомобільним транспортом в м. Харків. *Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету*. 2020. № 90. С. 155–161. <https://doi.org/10.30977/BUL.2219-5548.2020.90.0.155>
2. Лук'янчук Н.Г., Чмир Р.М. Вплив автомобільного транспорту на паркові фітоценози м. Львова. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2007. № 7. С. 71–74.
3. Архіпова Г. І., Ткачук І.С. Аналіз впливу відпрацьованих автомобільних газів на стан атмосферного повітря в густонаселених районах. *Вісник НАУ*. 2009. № 1. С. 78–83.
4. Екологія та автомобільний транспорт : навч. посіб. для вищ. навч. закл. / Ю.Ф. Гутаревич та ін. Київ : Арістей, 2008. 296 с.
5. Коваленко Л.О., Гунько І.С. Визначення викидів забруднюючих речовин з урахуванням режимів руху транспортного потоку. *Екологічні науки*. 2020. № 1(28). С. 206–210. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.32>
6. Канило П. М., Подгорный А.Н., Христик В.А. Энергетические и экологические характеристики ГТД при использовании углеводородных топлив и водорода. Киев: Наукова думка, 1987. 224 с.
7. Сплодитель А. Еколого-геохімічна оцінка ґрунтово-рослинного покриву урбанізованих ландшафтів (на прикладі м. Бровари). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: географія*. 2021. № 5(2). С. 179–196. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.21.2.21>
8. Rodriguez-Espinoso T., Navarro-Pedreno J., Gomez-Lucas I., Jordan-Vidal M. Urban areas, human health and technosols for the green deal. *Environ Geochem Health*. 2021. № 43. P. 5065-5086. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00953-8>
9. Splodytel A.O. Regularities of distribution of heavy metals in soil of urban landscapes (on the example of Brovary city). *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2019. № 4. P. 148–167.
10. Хохрякова, А. І. Ґрунти міст: особливості генезису, класифікації та діагностики. *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*. 2016. № 21(1). С. 110-125.
11. Meuser H., Blume H. Characteristics and classification of anthropogenic soils in the Osnabruck area, Germany. *Plant. Nutr. Soil Sci*. 2001. № 164. P. 351–358.
12. Мадані М. М. Оцінка антиоксидантного потенціалу рослин урбоекосистем в умовах антропогенного забруднення ґрунту. *Аграрні інновації*. 2022. № 11. С. 50–59. <https://doi.org/10.32848/agrar.innov.2022.11.7>
13. Мельник М.А., Шукайло С.П., Тягур В.К., Романова С.А. Сучасний стан забезпеченості ґрунтів Херсонської області мікроелементами. *Збірник наукових праць. Охорона ґрунтів*. 2018. № 7. С. 76–85.
14. Moreno A., Perez L., Genzaler J. *Soil parameters contributing to heavy metal dynamics in perimetropolitan farmland areas*: Proceedings of the Int. Symp. Environ. Biogeohem, Salamanca, 27 Oct. 1993. P. 132–145.
15. Горбань В. А. Співвідношення екологічних функцій ґрунтів та їх екологічних властивостей. *Ґрунтознавство*. 2008. № 1–2. С. 124–127.
16. Дядькова К., Романюк Н., Козловський В. Біогеохімія Cu, Zn, Cd, Mn, Fe, Co в зелених зонах міста Мелітополя (Запорізька область, Україна). *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2013. № 62. С. 188–195.
17. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ґрунти. Метали у ґрунтах: монографія / за заг. ред. О.Є. Пахомова. Дніпропетровськ : ЛІРА, 2016. 180 с.
18. Цвей Я.П., Широконос А.М., Феденко П.Я., Звягинцев С.С. Вміст важких металів на моніторингових ділянках біосферного заповідника «Асканія-Нова». *Наукові записки. Біологія та екологія*. 2001. № 19(2-1). С. 83–85.
19. Яковишина Т.Ф. Екологічна оцінка токсичної дії важких металів та заходів з їх детоксикації на біологічну активність ґрунту. *Вісник ЖНАЕУ*. 2009. № 1. С. 36–45.
20. Manta D.S. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo Sicily, Italy. *The Science of the Total Environment*. 2002. № 300. P. 229–243.
21. Вовк О.Б. Еколого-функціональні особливості ґрунтового покриву міських парків (на прикладі м. Львова). *Ґрунтознавство*. 2004. № 5(1–2). С. 86–92.
22. Мірзак О.В. Досвід дослідження ґрунтів великих промислових центрів степової зони України (на прикладі м. Дніпропетровська). *Ґрунтознавство*. 2001. № 1(1–2). С. 87–92.
23. Пляцук Л.Д., Васькін Р.А., Соляник В.О., Васькіна І.В. Методика розрахунку викидів від автотранспортних засобів залежно від структури транспортного потоку. *Екологічна безпека*. 2011. № 2 (21). С. 116–118.
24. Безпека. Методи контролю важких металів у довкіллі та сільськогосподарській продукції : навчальний посібник / заг. ред В.І. Корнієнко. Київ : ТОВ Прінтеко, 2022. 252 с.
25. Гаськевич В., Підвальна Г. Лабораторно-аналітичні роботи з ґрунтознавства. Львів : Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2006. 96 с.
26. Рабош І. О., Кофанова В.О. Оцінка фітотоксичності міських ґрунтів, забруднених об'єктами автотранспортної інфраструктури. *Наукові доповіді НУБіП України. Біологія, біотехнологія, екологія*. 2019. № 1. С. 30–37. <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2019.01.003>
27. Дрогомирецька Х.Т. Теорія ймовірностей та математична статистика. Львів : Львівська політехніка, 2012. 256 с.

## REFERENCES:

1. Kholodova, O. O., Semchenko, N. O., Levchenko, O. S. (2020). Problema zabrudnennia atmosfernoho povitria avtomobilnym transportom v m. Kharkiv [The problem of atmospheric air pollution by road transport in the city of Kharkiv]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho avtomobilno-dorozhnoho universytetu*, 90, 155–161. <https://doi.org/10.30977/BUL.2219-5548.2020.90.0.155> [in Ukrainian].
2. Lukianchuk, N.H., Chmyr, R.M. (2007). Vplyv avtomobilnoho transportu na parkovi fitotsenozy m. Lvova [The impact of road transport on park phytocenoses of Lviv]. *Naukovyi visnyk NLTU Ukrainy*, 7, 71–74 [in Ukrainian].
3. Arkhipova, H. I., Tkachuk, I.S. (2009). Analiz vplyvu vidpratsovanykh avtomobilnykh haziv na stan atmosfernoho povitria v hustonaselenykh raionakh [Analysis of the impact of exhaust gases on atmospheric air

- in densely populated areas]. *Visnyk NAU*, 1, 78–83 [in Ukrainian].
4. Hutarevych, Yu.F., Zerkalov, D.V., Hovorun, A.H., Korpach, A.O., Merzhyievska, L.P. (2008). *Ekolohiia ta avtomobilnyi transport* [Ecology and road transport]. Kyiv : Aristei [in Ukrainian].
  5. Kovalenko, L.O., Hunko, I.S. (2020). Vyznachennia vykydiv zabrudniuiuchykh rečovyn z urakhuvanniam rezhy-miv rukhu transportnoho potoku [Determination of pollutant emissions taking into account traffic flow modes]. *Ekolohichni nauky*, 1(28), 206–210. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.32> [in Ukrainian].
  6. Kaniło, P. M., Podgornyj, A.N., Hristik, V.A. (1987). *Jenergeticheskie i jekologicheskie charakteristiki GTD pri ispol'zovanii uglevodorodnyh topliv i vodoroda* [Energy and environmental characteristics of GTE using hydrocarbon fuels and hydrogen]. Kiev: Naukova dumka [in Russian].
  7. Splodytel, A. (2021). Ekoloho-heokhimichna otsinka gruntovo-roslynnoho pokryvu urbanizovanykh landshaftiv (na prykladi m. Brovary) [Ecological and geochemical assessment of the soil and vegetation cover of urbanized landscapes (on the example of the city of Brovary)]. *Naukovi zapysky Ternopil'skoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu im. V. Hnatiuka. Seriya: heohrafiia*, 5(2), 179–196. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.21.2.21> [in Ukrainian].
  8. Rodriguez-Espinosa, T., Navarro-Pedreno, J., Gomez-Lucas, I., Jordan-Vidal, M. (2021). Urban areas, human health and technosols for the green deal. *Environ Geochem Health*, 43, 5065–5086. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00953-8>
  9. Splodytel, A.O. (2019). Regularities of distribution of heavy metals in soil of urban landscapes (on the example of Brovary city). *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 4, 148–167
  10. Khokhriakova, A. I. (2016). Grunty mist: osoblyvosti henezysu, klasyfikatsii ta diahnozyky [Soils of cities: peculiarities of genesis, classification and diagnosis]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu. Heohrafichni ta heolohichni nauky*, 21(1), 110–125 [in Ukrainian].
  11. Meuser, H., Blume, H. (2001). Characteristics and classification of anthropogenic soils in the Osnabruck area, Germany. *Plant. Nutr. Soil Sci.*, 164, 351–358 [in English].
  12. Madani, M. M. (2022). Otsinka antyoksydantnoho potentsialu roslyn urboekosystem v umovakh antropohennoho zabrudnennia gruntu [Evaluation of the antioxidant potential of plants of urboecosystems in conditions of anthropogenic soil pollution]. *Ahrarni innovatsii*, 11, 50–59. <https://doi.org/10.32848/ahrar.innov.2022.11.7> [in Ukrainian].
  13. Melnyk, M.A., Shukailo, S.P., Tiahur, V.K., Romanova, S.A. (2018). Suchasnyi stan zabezpechenosti gruntiv Khersonskoi oblasti mikroelementamy [The current state of provision of soils of the Kherson region with trace elements]. *Zbirnyk naukovykh prats. Okhorona gruntiv*, 7, 76–85 [in Ukrainian].
  14. Moreno, A., Perez, L., Genzaler, J. (1993). *Soil parameters contributing to heavy metal dynamics in perimetrepolitan farmland areas*, Proceedings of the Int. Symp. Environ. Biogeochem. Salamanca
  15. Horban, V. A. (2008). Spivvidnoshennia ekolohichnykh funktsii gruntiv ta yikh ekolohichnykh vlastyvostei [Correlation of ecological functions of soils and their ecological properties]. *Gruntoznavstvo*, 1–2, 124–127 [in Ukrainian].
  16. Diadkova, K., Romaniuk, N., Kozlovskiy, V. (2013). Bioheokhimiia Cu, Zn, Cd, Mn, Fe, Co v zelenykh zonakh mista Melitopolia (Zaporizka oblast, Ukraina) [Biogeochemistry of Cu, Zn, Cd, Mn, Fe, Co in the green zones of the city of Melitopol (Zaporizhia region, Ukraine)]. *Visnyk Lvivskoho universytetu. Seriya biolohichna*, 62, 188–195 [in Ukrainian].
  17. Pakhomova, O. Ie. (Ed.) (2016). *Biolohichne riznomanitia Ukrainy. Dnipropetrovska oblast. Grunty. Metaly u gruntakh* [Biodiversity of Ukraine. Dnipropetrovsk region. Soils. Metals in soils]. Dnipropetrovsk : LIRA [in Ukrainian].
  18. Tsvei, Ya.P., Shyrokonos, A.M., Fedenko, P.Ia., Zviahintsev, S.S. (2001). Vmist vazhkykh metaliv na monitorynhovykh diliankakh biosfernoho zapovidnyka "Askania-nova" [The content of heavy metals in the monitoring areas of the "Askania-nova" biosphere reserve]. *Naukovi zapysky. Biolohiia ta ekolohiia*, 19(2-1), 83-85 [in Ukrainian].
  19. Yakovyshyna, T.F. (2009). Ekolohichna otsinka toksychnoi dii vazhkykh metaliv ta zakhodiv z yikh detoksykatsii na biolohichnu aktyvnist gruntu [Ecological assessment of the toxic effect of heavy metals and measures for their detoxification on the biological activity of the soil]. *Visnyk ZhNAEU*, 1, 36–45 [in Ukrainian].
  20. Manta, D. S. (2002). Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo Sicily, Italy. *The Science of the Total Environment*, 300, 229–243 [in English].
  21. Vovk, O.B. (2004). Ekoloho-funktsionalni osoblyvosti gruntovoho pokryvu miskykh parkiv (na prykladi m. Lvova) [Ecological and functional features of the soil cover of city parks (on the example of the city of Lviv)]. *Gruntoznavstvo*, 5(1–2), 86–92 [in Ukrainian].
  22. Mirzak, O.V. (2001). Dosvid doslidzhennia gruntiv velykykh promyslovykh tsestriv stepovoi zony Ukrainy (na prykladi m. Dnipropetrovska) [Experience of soil research in large industrial centers of the steppe zone of Ukraine (on the example of the city of Dnipropetrovsk)]. *Gruntoznavstvo*, 1(1-2), 87–92 [in Ukrainian].
  23. Pliatsuk, L. D., Vaskin, R. A., Solianyuk, V. O., Vaskina, I. V. (2011). Metodyka rozrakhunku vykydiv vid avtotransportnykh zasobiv zalezno vid struktury transportnoho potoku [The method of calculating emissions from motor vehicles depending on the structure of the traffic flow]. *Ekolohichna bezpeka*, 2 (21), 116–118 [in Ukrainian].
  24. Kornienko, V. I. (Ed.) (2022). *Bezpeka. Metody kontroliu vazhkykh metaliv u dovkilli ta silskohospodarskii produktsii* [Security. Methods of controlling heavy metals in the environment and agricultural products]. Kyiv : TOV Printeko [in Ukrainian].
  25. Haskevych, V., Pidvalna, H. (2006). Laboratorno-analitychni roboty z gruntoznavstva [Laboratory and analytical works in soil science]. Lviv: Vydavnychiy tsentr LNU imeni Ivana Franka [in Ukrainian].
  26. Rabosh, I. O., Kofanova, V.O. (2019). Otsinka fitotoksychnosti miskykh gruntiv, zabrudnennykh ob'ektamy avtotransportnoi infrastruktury [Assessment of phytotoxicity of urban soils contaminated by objects of motor transport infrastructure]. *Naukovi dopovidi NUBiP Ukrainy. Biolohiia, biotekhnolohiia, ekolohiia*, 1, 30–37. <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2019.01.003> [in Ukrainian].
  27. Drohomiretska, Kh. T. (2012). *Teoriia ymovirnostei ta matematychna statystyka* [Probability theory and mathematical statistics]. Lviv : Lvivska politehnika [in Ukrainian].

**Мадані М.М. Вплив автотранспорту на трансформацію екосистем придорожніх зон**

**Мета.** Інтегральна оцінка екологічного стану придорожніх зон (на прикладі м. Одеси).

**Методи.** Комплексне використання польового, лабораторного, математично-статистичного, розрахунково-порівняльного методів і системного аналізу.

**Результати.** Проведено аналіз особливостей акумуляції та міграції ВМ у ґрунті придорожніх зон у міських умовах.

Визначено значення інтенсивності руху автотранспортних засобів, що викликають неприпустимий ступінь фітотоксичності ґрунту придорожніх зон.

Запропоновано класифікацію транспортних перегонів, характерних для урбанізованих територій. Виявлено закономірності поширення ВМ у ґрунті придорожніх зон залежно від різних варіантів міської забудови та наявності або відсутності зелених насаджень.

Дані про вміст рухомих форм ВМ у ґрунті придорожніх зон, отримані в ході

дослідження, можуть бути використані в ході проведення екологічного моніторингу на території м. Одеси та служити критерієм оцінки ступеня техногенного впливу. Відомості про особливості розподілу автотранспортних потоків на магістралях міста можуть допомогти скоординувати дії щодо модернізації вулично-дорожньої мережі міста та зниження забруднення придорожніх зон міської території. Дані про міграції ВМ у придорожній зоні та особливостях їх накопичення у рослинах необхідно враховувати під час проведення робіт із озеленення міста.

**Висновки.** Встановлено, що інтенсивність руху автотранспортних засобів на магістралях м. Одеси варіює від 3 до 3943 авт./год залежно від їх розташування та призначення. В автотранспортному потоці співвідношення легкового транспорту, автобусів, вантажного транспорту складає відповідно 40:10:1. Інтенсивність руху магістралями міста характеризується сезонною динамікою і має виражені піки з 7.30 до 9.00 та з 16.30 до 18.30.

Виявлено, що придорожні ґрунти характеризуються значеннями рН, що змінюються в межах 6,42–9,23 залежно від інтенсивності руху автотранспорту та району міста. Значення рН знижуються з віддаленням від дорожнього полотна. Вміст вуглецю в ґрунтах придорожніх зон м. Одеси варіює від 2,47 до 6,91 і має сезонну та просторову динаміку.

Визначено, що вміст рухомих форм ВМ у ґрунтах придорожніх зон перевищує ГДК, визначається ступенем завантаженості доріг, має сезонну динаміку, знижується в міру віддалення від автошляхів. Виняток становить Cd, концентрація якого, в основному, не перевищує ГДК.

Встановлено, що придорожні ґрунти транспортних перегонів з інтенсивністю руху 1300–4000 авт./год характеризуються високим рівнем фітотоксичності (до 53,8%), що знижується зі зменшенням техногенного навантаження автотранспорту. Фітотоксичність, що відповідає нормі мають ґрунти перегонів з інтенсивністю руху менше 50 авт./год.

**Ключові слова:** техногенне забруднення, урбоекологія, автотранспорт, екосистема, придорожні зони, важкі метали, фітотоксичність.

**Madani M.M. The influence of motor vehicles on the transformation of ecosystems of roadside zones**

**Goal.** Integral assessment of the ecological state of roadside zones (on the example of Odessa). **Methods.** Complex use of field, laboratory, mathematical-statistical, calculation-comparative methods and system analysis. **Results.** The analysis of the features of accumulation and migration of HM in the soil of roadside zones in urban conditions was carried out.

The value of the intensity of the movement of motor vehicles, which causes an unacceptable degree of phytotoxicity of the soil of roadside zones, was determined.

A classification of transport races characteristic of urbanized areas is proposed. The regularities of the distribution of HM in the soil of roadside zones were revealed, depending on different options of urban development and the presence or absence of green spaces.

Data on the content of mobile forms of HM in the soil of roadside zones, obtained during the course research, can be used in the course of ecological monitoring on the territory of Odessa and serve as a criterion for assessing the degree of man-made impact. Information on the peculiarities of the distribution of motor vehicle flows on the city's highways can help coordinate actions to modernize the city's street and road network and reduce pollution in roadside zones of the city territory. Data on the migration of HMs in the roadside zone and the features of their accumulation in plants must be taken into account when carrying out work on landscaping the city.

**Conclusions.** It was established that the intensity of motor vehicle traffic on highways in Odessa varies from 3 to 3,943 vehicles per hour depending on their location and destination. In the traffic flow, the ratio of cars, buses, and trucks is 40:10:1, respectively. The intensity of traffic on the highways of the city is characterized by seasonal dynamics and has pronounced peaks from 7.30 to 9.00 and from 16.30 to 18.30.

It was found that roadside soils are characterized by pH values that vary between 6.42 and 9.23, depending on the intensity of traffic and the area of the city. The pH values decrease with distance from the road surface. The carbon content in the soils of roadside zones in Odessa varies from 2.47 to 6.91 and has seasonal and spatial dynamics.

It was determined that the content of mobile forms of HM in the soils of roadside zones exceeds the LPC, is determined by the degree of road congestion, has seasonal dynamics, and decreases with distance from highways. The exception is Cd, the concentration of which, in general, does not exceed the LPC.

It was established that the roadside soils of transport races with the intensity of movement of 1300–4000 vehicles/hour are characterized by a high level of phytotoxicity (up to 53.8%), which decreases with a decrease in the man-made load of motor vehicles. Phytotoxicity, which corresponds to the norm, has racing soils with a traffic intensity of less than 50 vehicles per hour.

**Key words:** technogenic pollution, urban ecology, motor transport, ecosystem, roadside zones, heavy metals, phytotoxicity.