

*А.І. Гузан
(Національний авіаційний університет, Україна)
О. С. Кофанов, к.т.н., к.е.н., О. В. Кофанова, д.пед.н., к.хім.н., проф.
(КПІ ім. Ігоря Сікорського, Україна)*

Аналіз рівня забруднення рекреаційних зон міста Києва

Із використанням побудованих просторових математичних моделей розсіювання основних поллютантів – інгредієнтів відпрацьованих газів автомобілів, встановлено значну небезпеку для відпочинку людей на досліджуваних територіях, розташованих поблизу напружених автомагістралей. Надано відповідні рекомендації щодо зменшення негативного впливу на довкілля і здоров'я громадян.

Техногенне навантаження на міське середовище, у тому числі й від автотранспорту, значно впливає на всі його компоненти – погіршує якість повітря, поверхневих і підземних вод, ґрунту тощо. Це, у свою чергу, створює загрози й ризики для здоров'я населення, особливо в зонах відпочинку, рекреації тощо. Отже, моніторинг і оцінювання змін у якості компонентів міського середовища, а також розробка науково-обґрунтованих управлінських заходів з контролю забруднення зон відпочинку людей є вкрай важливими.

Вивченню рекреаційного потенціалу міських територій і особливостей його використання присвятили свої роботи багато дослідників. Зокрема, науковці розглядають рекреаційні можливості територій як економічно значимі чинники, а антропогенний тиск на них – як коло для досліджень (О. О. Бейдик, І. М. Яковенко). Такі території, на думку Г. Ш. Уварової [1], є сукупністю природних і антропогенних, культурних і соціально-економічних передумов організації відпочинку людей на відповідній території. Дослідженню рекреаційного потенціалу столиці присвячено також роботи О. О. Любцевої, К. В. Мезенцевої, А. М. Полтавець, Н. М. Сажневої, О. В. Токаревої та інших учених.

Зонами рекреації у містах, відповідно до Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», є земельні та водні території, призначені для організованого відпочинку населення і туризму [2]. Отже, зона громадського відпочинку м. Києва – не лише зелені зони і водні об'єкти, а й рекреаційно-оздоровче середовище, яке складається з багатокомпонентних ландшафтно-рекреаційних систем – Центральної, Дарницької, Конча-Заспівської, Правобережної.

Сьогодні автомобілі є джерелом емісії в атмосферу багатьох хімічних сполук, склад яких залежить не тільки від типу двигуна, виду палива та умов експлуатації автотранспортного засобу (АТЗ), але й від ефективності нейтралізації викидів двигунів внутрішнього згоряння (ДВЗ). Потрапляючи в атмосферу, відпрацьовані гази (ВГ) ДВЗ, з одного боку, змішуються між собою і розсіюються в атмосферному повітрі, з іншого – зазнають складних перетворень,

фізико-хімічних змін, які потенційно можуть призвести до утворення нових, більш небезпечних сполук.

Проте на сьогодні ДВЗ все ще залишаються рушійною силою системи національного автотранспорту. На думку фахівців, єдиним шляхом вирішити енергетичну проблему транспортних засобів є використання альтернативних та/або більш екологічно сприятливих видів палива, які, не погіршуючи роботу двигуна, при спалюванні у камері згоряння якомога менше утворюють забруднювальних речовин.

Відповідно до поставлених завдань, дослідження стану водойм у зонах відпочинку людей, розташованих поряд з напруженими автодорогами, проводили у весняно-осінню пору року кондуктометричним методом як одним з методів експрес-аналізу (МЕА) систем. Для встановлення впливу викидів автотранспортних потоків проби ґрунту і води відбирали відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667-4-2003 «Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб з природних та штучних озер» [3] у 5-х пунктах спостережень приблизно на однаковій відстані від автодороги.

pH природної води з певного джерела є, як правило, майже сталим, що зумовлено «роботою» буферної системи «водний розчин вуглекислого газу – гідрокарбонати». Тому суттєві зміни pH середовища свідчать про забруднення води промисловими чи побутовими стоками, впливом викидів автотранспорту тощо. Отже, активна концентрація іонів H^+ (точніше, H_3O^+) у водному розчині визначається хімічним складом і концентрацією розчинених речовин, а найважливішою характеристикою при цьому є кількісне співвідношення концентрацій карбонатної кислоти і аніонів її кислотних залишків.

У нейтральному водному середовищі концентрації іонів H^+ і OH^- рівні – $[H^+] = [OH^-] = 10^{-7}$ моль/л. Для поверхневих вод, які містять невеликі кількості CO_2 , як правило, характерна лужна реакція. Проте у природі зміни показника кислотності води тісно пов'язані з інтенсивністю перебігу процесів фотосинтезу завдяки споживанню вуглекислого газу водяною рослинністю. Природним джерелом іонів H^+ є гумусові кислоти ґрунту, хоча й гідроліз солей деяких металів також відіграє значну роль.

Потенціометричний метод визначення pH дає змогу встановити його значення досить точно. Він базується на застосуванні індикаторних електродів, потенціал яких безпосередньо залежить від концентрації іонів H^+ у розчині. Як електрод порівняння у дослідженні використовували хлорсрібний електрод, а як індикаторний – скляний електрод.

Актуальна кислотність ґрунту обумовлена наявністю вільних іонів H^+ у ґрунтовому розчині. Її визначають у водній витяжці при співвідношенні ґрунт : вода 1 : 5 або 1 : 2,5 та позначають pH(H_2O). Потенціальна кислотність обумовлена наявністю іонів Гідрогену і Алюмінію, що містяться в ґрунтово-вбирному комплексі. За способом визначення кислотність поділяють на обмінну і гідролітичну. Отже, саме гідролітична кислотність H_g надає повну характеристику щодо потенційної кислотності ґрунтів; її виражають у ммоль/100 г ґрунту.

Актуальна лужність визначається за вмістом у ґрунтовому розчині гідролітично лужних солей, переважно карбонатів і гідрокарбонатів лужних та

лужноземельних металів (за значенням рН водної витяжки). Потенційна лужність ґрунтів встановлюється за вмістом обмінного іону Na^+ , який, переходячи до ґрунтового розчину, підлогує його. Отже, потенційну лужність ґрунтів також оцінюють за рН водної ґрунтової витяжки.

У дослідженні визначення рН водної ґрунтової витяжки проводили потенціометричним методом. За методикою зразок ґрунту висушували упродовж декількох діб для припинення мікробіологічних процесів; розрівнювали шар (1...2) см завтовшки, надаючи форму квадрата/кола, і проводили квартування. Для цього дві протилежні частини відкидали, а ті, що залишались, об'єднували. Процедуру повторювали до одержання середньої проби ~0,5 кг, яку розтирали у ступці і просіювали через сито діаметром 1 мм. Просіювання здійснювали з закритою кришкою, яку відкривали не раніше (2...3) хв після закінчення процедури. Частину проби, що пройшла крізь сито, використовували для аналізу. Ґрунт, що залишився на ситі, зважували на технічних вагах і визначали вміст вихідної маси.

Для приготування водної витяжки брали наважку 10 г повітряно-сухого ґрунту і вмішували її у конічну колбу; додавали 50 мл дистильованої води, яку попередньо кип'ятили 30 хв для вилучення CO_2 . Вміст колби збовтували декілька хвилин й залишали у темному місці на 24 год. Отриману суспензію фільтрували за допомогою паперового беззольного фільтра. Якщо фільтрат був каламутним, першу порцію відкидали. Визначення проводити одразу після фільтрування.

Обмінну кислотність ґрунтової витяжки визначали аналогічно. Для цього відібрану середню пробу розтирали, просіювали через сито з отворами 1 мм. Наважку ґрунту 20 г вмішували в конічну колбу на 100 cm^3 , доливали 50 мл розчину KCl (1 моль/л). Вміст колби збовтували і у закритому вигляді залишали на 24 год. Після цього суспензію обережно переносили у склянку, визначали рН розчину.

Для контролю якості води і ґрунту часто застосовують мікробіологічний аналіз, а також фізико-хімічні методи визначення органолептичних, токсикологічних та інших показників [4, 5]. Проте реagentні методи є трудомісткими, дорогими і потребують витрат часу. Крім того, такі дослідження є статичними, оскільки між відбором проби і аналізом проходить тривалий час. У свою чергу, комплексне застосування таких фізико-хімічних МЕА, як кондуктометрія та потенціометрія надає змогу отримати оперативну інформацію стосовно змін екологічного стану досліджуваного середовища, зробити прецизійні висновки щодо потенційних джерел забруднення, можливих наслідків для здоров'я людей, які відпочивають на забрудненій території або купаються у забрудненій воді.

Отже, при потрапленні забруднювачів до ґрунтів чи поверхневих вод за допомогою описаних МЕА можна швидко встановити випадки раптового забруднення і розробити необхідні заходи зі зменшення ризику для здоров'я людей. Після встановлення факту забруднення певного компонента середовища можна застосувати й аналітичні методи ідентифікації забруднювачів, а також кількісний аналіз умісту домішок у середовищі.

Для побудови просторових математичних моделей розсіювання (полів

дисперсії) поллютантів, які є інгредієнтами викидів АТЗ, і встановлення рівня екологічної небезпеки досліджуваних територій було проведено обстеження транспортних потоків (ТП) на вулицях столиці, прилеглих до зон відпочинку людей. Спостереження записували за допомогою відео-зйомки; також використовували деякі з онлайн-сервісів (веб-камер).

Запис проводили 3 рази по 20 хв для кожного поста в обох напрямках руху ТП. Інтенсивність потоку N_{TP} визначали за кількістю АТЗ, що пройшли через досліджуваний відрізок шляху протягом 20 хв. Щільність ТП ρ_{TP} розраховували за кількістю АТЗ, які знаходились у певний момент часу в зоні дослідження. Фіксували завантаженість дороги, дорожні та погодні умови. Склад потоку визначали відношенням АТЗ до певного типу – легкових автомобілів, вантажівок тощо; окремо встановлювали частку дизельного автотранспорту.

Для моделювання полів дисперсії поллютантів, окрім основних характеристик ТП, визначали також географічне розташування дороги (застовували Google Maps, GPS); ширину тротуарів, проїжджої частини, захисної «зеленої» смуги; довжину ділянки; за наявності – вулиць, що її перетинають; середню швидкість руху ТП.

Висновки. За допомогою побудованих просторових математичних моделей розсіювання основних поллютантів, що є інгредієнтами ВГ автомобілів, було встановлено значну небезпеку для відпочинку людей на досліджуваних територіях, розташованих поблизу напружених автомагістралей. Особливо це стосується забруднення такими небезпечними речовинами, як оксид Карбону (II) і оксиди Нітрогену, концентрації яких у декілька разів перевищували ГДК_{м.р.} поблизу досліджуваних територій. На територіях поблизу деяких ставків та на узбережжі Дніпра спостерігали також небезпечне скупчення побутового сміття, продукти розкладу якого також спричиняють погіршення здоров'я людей, які відпочивають на таких територіях.

Під час дослідження змін у екологічному стані зон відпочинку людей паралельно проводили біоіндикаційні спостереження [6], зокрема, за флуктуаційною асиметрією листя берези повислої (за наявності). За цими даними рівень пошкодження листя майже на всіх ділянках був незначним, хоча, наприклад, рівень асиметрії листків характеризувався у більшості випадків як значно деградований. Таким чином, враховуючи роль зелених насаджень, їх здатність поглинати вуглекислий газ і зменшувати концентрацію аерозолів у повітрі вважаємо, що смуга деревно-чагарникових насаджень шириною до 15 м або високий трав'яний покрив можуть значно знизити ризик від таких токсикантів у повітрі, як чадний і вуглекислий газ, оксиди Нітрогену тощо.

Актуальними залишаються й необхідність удосконалення конструкцій двигунів; застосування електромобілів і гібридних АТЗ; перехід на альтернативні джерела енергії, у тому числі й рослинного походження; використання відходів промисловості для отримання високоякісного моторного палива; підтримання належного технічного стану АТЗ та інші заходи.

Список літератури

1. Уварова Г. Ш. Рекреаційний потенціал Києва. Географія та туризм: науковий збірник. 2019. Вип. 48. С. 93–103.
2. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 16.10.2012 р. № 5456. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 10.11.2021).
3. Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб з природних та штучних озер ДСТУ ISO 5667-4-2003 (ISO 5667-4:1987, IDT). К. : Держспоживстандарт, 2003. 11 с.
4. Фещенко В. П. Раціональне використання та відновлення водних ресурсів : монографія; за заг.ред. В. П. Фещенка. Житомир : Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2016. 250 с.
5. Борисов О. О., Кофанова О. В. Інтегральний показник геохімічного забруднення міських рекреаційних зон внаслідок автотранспортного навантаження. Енергетика : економіка, технології, екологія. 2019. № 1. С. 117–129.
6. Петрук Р. В., Костюк В. В., Троч І. А. Метод біоіндикації екологічно забруднених територій. Екологічні науки : науково-практичний журнал. 2015. № 10–11. 332 с. URL: <http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2015/10-11/30.pdf>