

УДК 502:622:628.5

В.М. Шварцман, здобувач

Інститут проблем природокористування та екології НАН України

**ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ
ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ ГІРНИЧО-МЕТАЛУРГІЙНИМИ
КОМПЛЕКСАМИ**

(Представлено д.т.н., проф. Бакка М.Т.)

Стаття присвячена проблемі забруднення атмосфери компактно розташованою групою гірничо-металургійних підприємств. Особлива увага приділена впливу пароводяних викидів градирень на процеси кислотоутворення, механізми трансформації забруднювачів в атмосфері промислового району. Вказано на необхідність впровадження практики розподілу компенсації за забруднення навколишнього середовища з урахуванням трансграничного перенесення забруднення. Запропоновано показник екологічної небезпеки життєдіяльності на територіях, які підлягають впливу негативних чинників.

Аналізуючи екологічний стан території України виділяють Криворізький залізорудний басейн, параметри впливу на природні системи якого в десятки, а за деякими показниками і в сотні разів перевищують середні по країні. Однак в межах Криворізького басейну (площа якого близько 500 км²) існує унікальне з екологічної точки зору промислове скупчення. Це – зона південної групи підприємств Кривбасу (ПГПК), де на площі 130 км² розташовані: металургійний комбінат, коксохімічний і цементний заводи, два могутні гірничо-збагачувальних комбінати зі своїми кар'єрами, відвалами пустих порід, шламосховищами, під'їзними шляхами і складами. Розміщення та рівень скупчення промислових об'єктів досліджуваного регіону наведено на рис. 1. Висока концентрація гірничо-металургійного виробництва обумовила напружену екологічну ситуацію. Сумарні викиди даної промислової агломерації складають 80 % викидів м. Кривого Рогу, тобто близько мільйона тонн шкідливих речовин на рік. На один квадратний метр території ПГПК припадає 742 кг річних викидів шкідливих речовин. На прикладі даної групи підприємств розглянемо особливості забруднення атмосфери гірничо-металургійним комплексом.

Функціонуючі на території ПГПК технології вимагають значної кількості технічної води, що використовується, в основному, в оборотних системах для охолодження обладнання та продукції. Тому, крім викидів пилу, оксидів вуглецю, сірки, азоту, вуглеводів, важких металів і багатьох інших хімічних елементів, в межах зони ПГПК в атмосферу протягом року надходить більше 20 млн. т пари і 3 млн. т тонкодисперсних крапель води. Пароводяні викиди формуються внаслідок функціонування значної кількості водоохолоджуючих установок, в тому числі 31 баштової градирні, 64 секцій вентиляторних градирень і одного бризкального басейну. В об'ємному вираженні викиди пари становлять 230 млн. м³ за годину або 1178 км³ на рік. Теплове навантаження на атмосферу, спричинене градирнями ПГПК, становить 384014 ват/г. Це навантаження сумірне з енергією деяких атмосферних процесів, внаслідок цього в межах зони ПГПК спостерігається зміна вітрового режиму, температури середовища і т.ін. Крім того, вентиляційні випуски і димарі, кар'єри, відвали і шламосховища розташовані відносно близько один від одного, внаслідок чого можливе накладення пило-газових викидів внаслідок вибухових робіт, факелів викидів із забруднюючими хімічними елементами і пароводяних факелів градирень. Внаслідок цього в межах зони ПГПК виникає ряд ефектів зміни якісного стану атмосферного повітря.

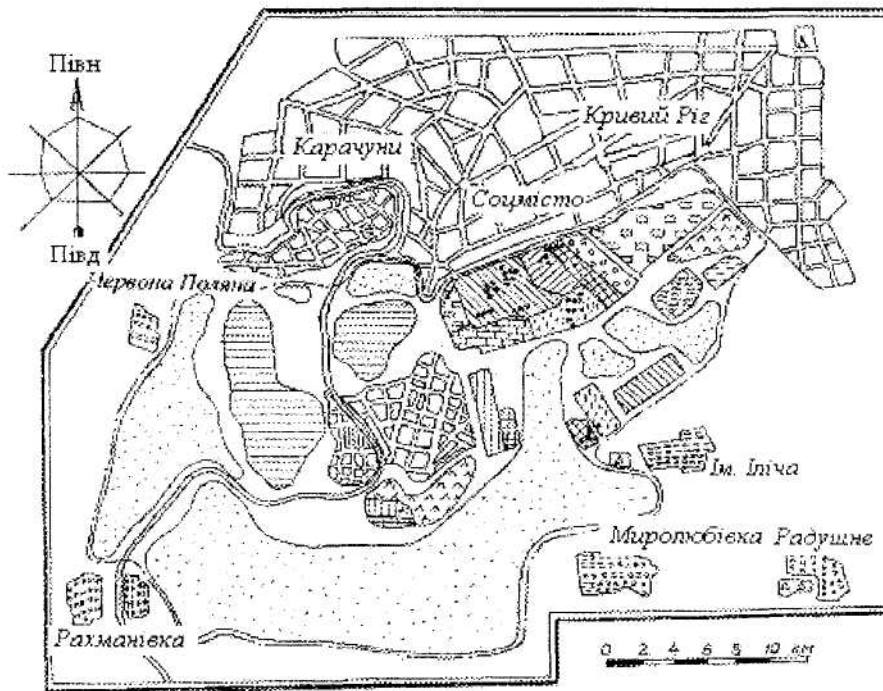
По-перше, зміна термодинамічних і фізичних параметрів атмосфери може спричинити зміну розподілу забруднюючих інгредієнтів, зокрема збільшення їх приземних концентрацій.

По-друге, з градирні неминуче винесення вологи у вигляді пари і крапель. Пароводяний факел градирні сприяє туманоутворенню, випаданню крапель в напрямку вітру, додатковому зволоженню території, утворенню хмар, обмерзанню [1].

По-третє, охолодження забруднених промислових оборотних вод в градирнях може спричинити хімічне забруднення території. За даними натурних вимірів краплинний виніс через верх вежі градирні становить 0,5–0,6 % від загальних циркуляційних витрат води. При

наявності водовловлювачів ця величина становить 0,05–0,06 %. Крайлинний винос брудного оборотного циклу для зони ПГПК становить 18,0 т/г або 0,3 % від загального об'єму пароводяних викидів.

І по-четверте, внаслідок підвищення вологості атмосфери та накладення факелів виликають умови для хімічного перетворення викидів – їх взаємодії з пароводяною фракцією, взаємодії один з одним і утворення нових видів забруднювачів, часто більш небезпечних, ніж їх початкові інгредієнти [2, 3].



Умовні позначення до рисунку

	видобуток руди		суриковий завод
	збагачення руди		допоміжне виробництво
	агломерація		коксохімічне виробництво
	виплавка чавуну		складування відходів
	виплавка сталі		склади
	прокат		міська забудова
	енергопостачання		сільська забудова
	будівельна індустрія		тваринницькі комплекси
	цементне виробництво		контур зони ПГПК
	градирні		

Рис. 1. Зонування території ПГПК

Стан атмосферного повітря в межах зони ПГПК визначається промисловими газоподібними викидами, які включають сірчаний ангідрид, окис вуглецю, оксиди азоту, летючі органічні речовини, аміак та ін. Між цими хімічними сполуками можливе проходження різних хімічних реакцій, які за характером середовища можна розподілити на три групи: такі, що проходять в газовому середовищі (в тому числі фотохімічні), на поверхні твердих часток (гетерогенні) і у водному середовищі [4].

Процес трансформації викидів, що виникає в атмосфері, покажемо на прикладі окислення двоокису сірки в рідко-краплинній фазі. Трансформація SO_2 у вологому середовищі здійснюється за рахунок хімічної реакції, що протікає в крапельках пароводяного шлейфу. Першою фазою цього перетворення є процес, протягом якого діоксид сірки поглинається крапелькою води. Розчинність діоксиду сірки в масових відсотках залежно від температури складає: 13,34 при 10 °С; 9,61 при 20 °С; 5,25 при 40 °С. Кислотність води в пароводяному шлейфі залежить від інтенсивності окислення у воді діоксиду сірки в сірчисту кислоту, при цьому потрібно враховувати реакцію нейтралізації. У другій фазі сірчиста кислота окислюється до сірчаної кислоти розчиненням у воді киснем. Ці реакції можуть мати каталітичний характер, при цьому їх швидкість зростає на 1–2 порядки. Каталізаторами також можуть виступати, наприклад, іони марганцю і заліза, концентрація яких в повітряній масі над зоною ПГПК досить значна. Швидкість окислення двоокису сірки у рідкій фазі досить висока (узагальнена константа швидкості перевищує $1,0 \text{ г}^{-1}$) [4]. Однак швидкість вилучення двоокису сірки з атмосфери цим механізмом визначається не лише хімічними реакціями, але і ймовірністю попадання молекули в рідко-крапельну фазу. Ця ймовірність при сумісному викиданні діоксидів сірки і пароводяних викидів, безумовно, велика. В сухому чистому повітрі діоксид сірки зберігається протягом 2–4 і більше днів, перш, ніж повністю перетвориться в триоксид. При високій вологості та в присутності твердих речовин, що прискорюють окислення за рахунок каталітичного ефекту, напівперіод реакції становить 10–20 хвилин. За цей час половина діоксиду перетворюється в триоксид. Повне окислення другої половини може зайняти від декількох годин до декількох діб.

Оксид азоту – другий за важливістю кислотоутворюючий елемент викидів. Характерною особливістю його поведінки в атмосфері є те, що в його перетвореннях істотну роль відіграють фотохімічні реакції, які мають добово-циклічний характер. Вдень під дією сонячних променів утворюється озон, який, взаємодіючи з оксидом азоту, окислює його до двоокису азоту. Паралельно з цим можливе протікання реакції розкладання двоокису азоту на оксид азоту і атомарний кисень. Внаслідок цих реакцій встановлюється рівновага між озоном, оксидом і діоксидом азоту, яка відповідає даному рівню сонячної освітленості. Порушення цього рівноважного стану можливе розчиненням діоксиду азоту в крапельках води з утворенням азотної кислоти. Ідеальними умовами для утворення азотної кислоти є наявність сонячного випромінювання, яке забезпечує перетворення важкорозчинного оксиду азоту в легкорозчинний діоксид азоту, і достатня кількість атмосферної вологи.

Основним нейтралізуючим лужним агентом в атмосфері промислової зони виступає аміак. Його викиди становлять 756 тонн на рік. Крім того, в атмосфері присутня значна кількість аміаку природного походження, який утворюється внаслідок життєдіяльності ґрунтоутворюючих бактерій, при розпаді сечі тварин на сільськогосподарських фермах, при внесенні в землю штучних добрив. Присутній в повітрі аміак розчиняється в краплі води і хімічно реагує з сірчаною кислотою. Це призводить до порушення рівноваги в системі газ–рідина, і як наслідок – до розчинення додаткових порцій двоокису сірки в краплі. Ті ж самі процеси відбуваються і при з'єднанні двоокису азоту і газоподібної азотної кислоти. Швидкість реакції і обсяги нейтралізації сірчистої або сірчаної кислоти залежать від наявності в атмосфері рідкої фази і аміаку. Для нейтралізації 1 т сірчаної кислоти при наявності вказаних вище сприятливих умов необхідно 173 кг аміаку.

Аналізуючи умови взаємодії газових і пароводяних викидів, необхідно врахувати такий важливий чинник, як ймовірність попадання діоксидів сірки або азоту в рідку фазу. Даний параметр важливий і за звичайних умов за рахунок високої фонові концентрації забруднювача, але він максимально проявляється у разі накладення газового і пароводяного шлейфів. Для оцінки ймовірності накладення шлейфів необхідно враховувати температуру повітря і напрям вітру, площинний чинник, який зумовлюється взаємним розташуванням джерел викидів, а також висотний чинник, що визначається термодинамічними параметрами викидів.

Вільний струмінь викидів за рахунок атмосферної турбулентності буде мати вигляд деякого криволінійного конуса, вісь якого може бути викривлена. Якщо в шлейфі на момент його утворення містяться крапельки води, і якщо вони випаровуються при перемішуванні з повітрям навколишнього середовища, то можливе пониження температури викидів і як наслідок – відхилення осі шлейфа від горизонталі до землі. Показник розсіювання визначається через

тангенс кута між лінією, яка паралельна осі конуса, та його твірною. Величина стану цього кута змінюється від 0,05 до 0,15 [5]. При поширенні до 10 км ширина шлейфа становитиме 500 і більше метрів. Висотний чинник зумовлений тим, що нагріті гази підіймаються вище, ніж ненагріті. Вплив цього ефекту на утворення кислотних опадів тим сильніший, чим ближчі між собою значення температури пароводяного і газового шлейфів. Температура газових викидів промислових підприємств коливається від 20 до 800 °С при середній температурі – 250 °С. Температура пароводяних викидів змінюється в межах 25–50 °С. Таким чином, різниця температур пароводяних і газових викидів досить істотна, що зумовлює різні параметри їх теплового підйому.

З урахуванням наведених вище чинників зроблена оцінка ймовірності контакту пароводяних і газово-повітряних викидів для різних напрямів вітру. Найбільша кількість кислотоутворюючих викидів входить у контакт з пароводяними шлейфами градирень при північно-східному вітрі (6,65 т/г) і найменша – при південно-східному вітрі (3,32 т/г). Процес нейтралізації утвореної азотної і сірчаної кислот також залежить від вищезгаданих чинників: атмосферного, просторового і висотного. Найбільший рівень нейтралізації кислоти здійснюється при південно-західному вітрі і дорівнює 0,32 т/годину. Річні об'єми кислотоутворення в межах території промислової агломерації, розрахунок яких здійснюється з урахуванням рози вітрів, становили 47,4 тис. т.

Якщо врахувати, що потенційна кількість кислоти у викидах промислових підприємств даної території дорівнює 97,1 тис. т, то видно, що близько 52 % кислотоутворюючих речовин (при швидкості вітру 1 м/с) переноситься за межі території промислової агломерації. При швидкостях вітру 4–5 м/с ця величина дорівнює 87–90 %. Тому процеси кислотоутворення можуть відбуватися за десятки і сотні кілометрів від території промислової агломерації.

Для з'ясування картини хімічного перетворення кислотоутворюючих речовин та їх надходження на земну поверхню використано математичне моделювання процесів, в основу якого покладена теорія балансу викидів. Дана теорія характеризується "прозорістю" і простотою. Вона оперує простими математичними виразами, принципом нерозривності, з якого випливає, що інгредієнти викидів або залишаються поблизу джерела, або переносяться в сусідні області простору, або можуть бути розбавлені у великому об'ємі повітря і т.ін. Цей метод може враховувати хімічні реакції, інтенсивність яких змінюється в залежності від віку викиду, метеорологічних умов, термодинамічного режиму, концентрації інгредієнтів та ін.

Просторовий розподіл викидів протягом часу t , що залежить в основному від швидкості вітру U представлено у вигляді шлейфу, що за рахунок атмосферного турбулентного розсіювання буде мати вигляд деякого криволінійного конуса. Показник розсіювання визначається через тангенс кута β між лінією, паралельною осі конуса і його твірною. Величина β залежить від швидкості вітру і визначена формулою:

$$\beta = 8U^{-0,5}, \quad (1)$$

де 8; $-0,5$ – емпіричні коефіцієнти.

При переході на регіональний рівень моделювання процесів поширення, взаємодії і кислотного осадження інгредієнтів прийняті такі допущення:

- викиди зони промислової агломерації об'єднані в єдине площинне віртуальне джерело викидів;
- поле вітру в кожному стандартному часовому інтервалі (t) приймаємо сталими за напрямом та швидкістю;
- в процесі розрахунку простежується контрольна порція викидів $M_0 \cdot \Delta t$, що виділяється джерелом в дискретний момент часу Δt ;
- перпендикулярно до своєї траєкторії поширення шлейф розбитий на окремі блоки довжиною $U \cdot \Delta t$.

Картина хімічного перетворення кислотоутворюючих сполук сірки і азоту в кожному з блоків представлена показниками швидкості перетворення, коефіцієнтами поглинання, підстилаючою поверхнею, вимиванням атмосферними опадами, окисленням під дією сполук, присутніх в атмосфері, і нейтралізацією лужними атмосферними сполуками.

Сірчана і азотна кислоти, утворені внаслідок газо-фазних реакцій окислення, представлені частками близько 1,0 мкм. Тому гравітаційне осідання таких часток не має ніякого практичного значення. Основну роль в процесі виведення кислоти з атмосфери відіграють турбулентні

атмосферні процеси, за рахунок яких кислота переміщується з будь-якої точки атмосфери до денної поверхні. При безпосередньому контакті кислотного аерозолі з поверхнею можливе його захоплення. Імовірність захоплення частки визначається фізико-хімічними властивостями поверхні. Особливо впливає на інтенсивність поглинання кислотних часток висота, вид та стан рослинності. У моделі коефіцієнт поглинання дискретно змінюється в залежності від висоти рослинного покриву земної поверхні. Коефіцієнт вимивання описує процеси вимивання всередині шлейфу (утворення краплі) та під шлейфом (падіння краплі) і залежить від інтенсивності опадів. Коефіцієнт окислення, що характеризує процес трансформації газоподібних оксидів азоту і сірки в азотну і сірчану кислоти залежить від концентрації інгредієнтів, вологості і температури повітря. Коефіцієнт швидкості протікання реакції нейтралізації залежить від відношення кількості лужних сполук до кількості кислоти в атмосфері.

Таким чином, в межах кожного блоку, з урахування кількості газоподібної речовини та кислоти, що надійшла до блоку, здійснюється розрахунок кількості кислоти, що утворилася та нейтралізувалася в блоці, її надходження на денну поверхню, а також визначається її залишкова кількість.

Деякі результати моделювання процесів трансформації кислотоутворюючих речовин, при розв'язанні задачі їх регіонального поширення наведені нижче.

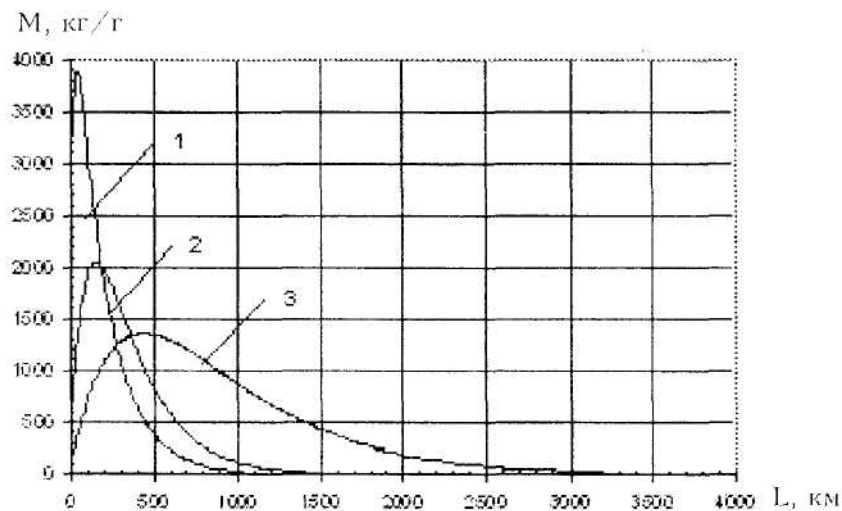


Рис. 2. Інтенсивність масопереносу сірчаної кислоти через поперечний перетин шлейфу:

- 1 - накладання шлейфів кислототворюючих викидів і викидів пари;
- 2 - викиди кислототворюючих речовин в атмосферу вологостю 80–85%;
- 3 - викиди кислототворюючих речовин в суху атмосферу (вологість 30–35%)

На рис. 2 представлена зміна інтенсивності масопереносу сірчаної кислоти (кг/г) в міру поширення шлейфу при швидкості вітру 2 м/год для трьох випадків: накладання шлейфів кислототворюючих і пароводяних викидів (крива 1), викидів кислототворюючих сполук в атмосферу підвищеної вологості (крива 2) та викидів в суху атмосферу (крива 3). Максимальна кількість масопереносу сірчаної кислоти спостерігається на відстані відповідно 45, 300 і 600 км. На рис. 3 для цих же умов наведені результати розрахунку надходження на земну поверхню сірковмісних речовин (SO_2 і H_2SO_4). При накладенні газового і пароводяного шлейфів надходження кислотних речовин на земну поверхню локалізовано поблизу підвітряного кордону південної промислової агломерації м. Кривого Рогу. При південно-західному вітрі інтенсивність випадання кислотних опадів досягає $14 \text{ кг/год}\cdot\text{м}^2$ (крива 1). За аналогічних умов, але при низькій вологості атмосферного повітря надходження кислотних речовин на земну поверхню викидів буде на порядок менше (крива 3). У зв'язку з цим можна зробити висновок, що надходження кислотних опадів на земну поверхню поблизу великих промислових агломерацій істотно залежить від вологості атмосферного повітря. За відсутності атмосферної вологи вони можуть розповсюджуватися на 400 і більше кілометрів. При

наивності на промділянці градирень зона максимального забруднення території кислою становить 30–50 км.

Наведений аналіз показує, що безпечні, на перший погляд, пароводяні викиди градирень, за більш поглибленого розгляду можуть перейти в розряд таких, які є істотним чинником погіршення стану навколишнього середовища регіону. У зв'язку з цим при оцінці техногенної безпеки території необхідно обов'язково враховувати цей чинник, оскільки випадання "кислотних дощів" значно впливає не тільки на економіку, але і на стійке функціонування екосистем.

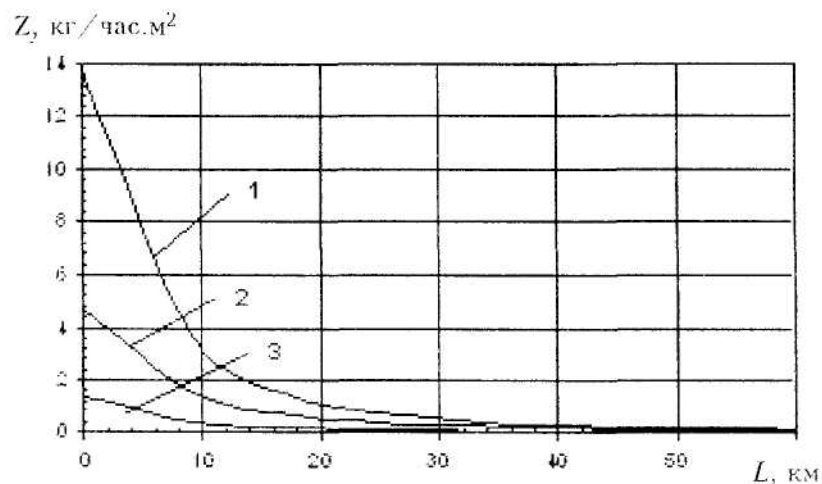


Рис. 3. Інтенсивність надходження на земну поверхню сірчистої кислоти (позначення кривих 1–3 (рис. 2))

Актуальною проблемою масштабного забруднення атмосферного повітря є проблема компенсації за збитки, нанесені навколишньому середовищу та здоров'ю. Часто технологічні об'єкти гірничодобувних і металургійних підприємств розташовані на територіях різного адміністративного підпорядкування, і в цьому випадку платежі за забруднення навколишнього середовища надходять за адресою адміністративної "прописки" підприємства, незважаючи на те, що відвали, шламосховища та інші екологічно небезпечні об'єкти розташовані на територіях сусідніх адміністративних районів. Так, підприємства ППК, що в адміністративному плані підпорядковані м. Кривий Ріг, надсилають платежі за забруднення в його позабюджетні фонди, в той час, коли населення суміжних сільськогосподарських районів, що безпосередньо відчувають на собі вплив гірничодобувних і металургійних підприємств, позбавлене компенсації за збитки, нанесені їх здоров'ю та довкіллю. Подібні ситуації є типовими і для інших промислово розвинутих регіонів.

У зв'язку з цим в Інституті проблем природокористування і екології НАН України розроблена методика розподілу платежів за викиди в атмосферне повітря забруднюючих речовин з урахуванням їх трансграничного перенесення. Методика базується на результатах моделювання розсіювання забруднюючих речовин в атмосфері. При цьому встановлюється маса забруднюючих речовин, що викидаються стаціонарними джерелами підприємств і переносяться під впливом метеорологічних умов за адміністративну межу районів їх розташування.

Формування гірничо-металургійного комплексу, який представляє південна група підприємств Кривого Рогу, здійснювалося за 50–60 років, коли екологічна специфіка враховувалася недостатньо. У результаті цього – селітебні території даної промислової агломерації розташовуються безпосередньо біля промислових об'єктів. У більшості промислових підприємств не витримано санітарно-захисні зони. У деяких випадках відстань між джерелом викиду і житловою забудовою становить 50–100 м. У зв'язку з цим для зони ППК дуже важливим є оцінка взаємодії систем розселення з об'єктами техногенного впливу на навколишнє середовище. Екологічна рівновага урбанізованих територій безпосередньо пов'язана з щільністю населення. Критичні антропогенні навантаження в промислових районах виникають при щільності населення більше, ніж 285–335 чол./км². У Німеччині граничною (критичною) щільністю населення в місті є щільність 100–150 чол./км². У США "екологічною

поромою" вважається 30 тис. м² на 1 людину, що відповідає щільності 33 чол./км². Крім того, екологічна рівновага урбанізованої території визначається таким важливим параметром, як співвідношення промислово урбанізованих, сільськогосподарських і природних територій. У США це співвідношення становить 1:1:1, в Німеччині – відповідно 28, 42 і 30 %.

Аналізуючи стан території, суміжної з ПГПК за містобудівними показниками, можна зробити висновок про значне перевищення фактичної щільності населення над її нормативним значенням. Так, наприклад, для території соціста щільність населення перевищує нормативну більше, ніж в 20 разів. Співвідношення урбанізованих територій до природно-сільськогосподарських становить орієнтовно 85 і 15%, що також далеко від екологічно прийнятного співвідношення.

У цій ситуації рано чи пізно виникає проблема екологічної реабілітації даної території, яка повинна вирішуватися як з урахуванням містобудівного аспекту, так і з урахуванням небезпеки впливу шкідливих речовин, що викидаються в атмосферу промисловими підприємствами.

Науковий підхід щодо оцінки небезпеки впливу шкідливих речовин почав формуватися тільки в 90-ті роки. Для того, щоб зробити науково обґрунтований вибір між різними варіантами реабілітаційних або природоохоронних заходів, необхідно спрогнозувати і оцінити наслідки реалізації розглянутих рішень. На практиці це часто пов'язано з великими труднощами, особливо для багатоаспектних завдань, до яких належить і це завдання. Поняття „користь”, „небезпека” або „шкідливість” в таких випадках не мають універсального характеру, навіть якщо вони відображають інтереси великих груп людей. Індивідуальні уявлення про них надто відрізняються через різні мотиви та погляди. Ця відмінність може бути зменшена, якщо розглядати „корисність” рішень в екологічному аспекті. Проте і тут залишається можливість суб'єктивної оцінки. Тому виникає завдання встановлення однозначних правил для виконання оцінки екологічної ефективності технічного рішення. Така оцінка з одного боку повинна базуватися на вже існуючих нормативних показниках якості навколишнього середовища і, з іншого – відповідати поставленим в роботі завданням.

В основу екологічної оцінки, що пропонується, покладено фактичне забруднення території кислотоутворюючими викидами і кислотними опадами, що мають значний негативний вплив на територію. На теперішній час оцінка екологічної небезпеки в гірничо-металургійних промислових районах проводиться через значний проміжок часу за результатами практичної реалізації природоохоронних або реабілітаційних заходів. Причому проводиться вона фрагментарно і часто в якісній формі. Специфіка суміжної із зоною ПГПК території диктує необхідність застосування в оцінках екологічної небезпеки ситуаційну характеристику забруднення цього району і врахування особливості шкідливих речовин, що надходять з джерел викидів на ці території.

В основу існуючих методів чисельної оцінки екологічної небезпеки покладено параметр токсичності T (м³/мг), що є параметром обернено пропорційним до гранично допустимій концентрації забруднювача (ГДК). Даний параметр, як і параметр ГДК, широко використовується в практиці екологічних оцінок.

Якщо помножити концентрацію шкідливої речовини в атмосферному повітрі C_i на параметр його токсичності T_i , то отримаємо безрозмірний коефіцієнт екологічної небезпеки K_{en} :

$$K_{en} = C_i \cdot T_i = \frac{C_i}{ГДК_i} \quad (2)$$

Однак оцінка екологічної небезпеки за коефіцієнтом K_{en} повинна забезпечувати можливість урахування різних чинників, що суттєво впливають на екологічну ситуацію в районах гірничо-металургійного виробництва і які можна змінювати за рахунок природоохоронних заходів. Існуючі методи оцінки мало придатні для цього. Вони не дозволяють враховувати кліматичні чинники (розу вітрів, швидкість вітру), близькість місць поселення людей, щільність населення на території, що зазнала впливу, та ряд інших чинників. У всіх випадках проведення оцінки екологічної небезпеки необхідна територіальна диференціація забруднення повітря. На основі методики, що викладена на попередніх сторінках, можливо визначення кислотних опадів у будь-якій точці, суміжній з територією ПГПК, і проведення районування території за чинником її забруднення. Тому визначення K_{en} не являє методичної труднощі. Проте одне і те ж значення показника (K_{en}) може характеризувати як нежиттєздатну зону відвалів, так і зону

сільськогосподарських насаджень сільської або міської житлової забудови. На цих територіях щільність населення істотно розрізняється. Тому показник абсолютної екологічної небезпеки в цих випадках повинен бути різним і по-різному відтворювати якісну сторону техногенного впливу. Даний аспект пропонується врахувати шляхом введення коефіцієнта K_k , що характеризує в кількісному вираженні важливість об'єкта щодо забезпечення стійкого функціонування всієї природно-соціальної системи території. У загальному випадку коефіцієнт K_k визначається за формулою:

$$K_k = N/n, \tag{3}$$

де N – кількість випадків контакту із забруднюючими речовинами;

n – параметр одиничного випадку контакту.

Для різних екологічних ситуацій величини N і n можуть мати різну фізичну суть: загальна площа регіону і середня площа ареалу мешкання; загальне число популяції тварин у регіоні та число тварин конкретного підвиду в конкретному біоценозі; кількість жителів і середній розмір сім'ї і т.ін. Для нашого випадку величини N і n є щільністю населення (чол./км²) і одиничною щільністю (1 чол./км²) відповідно.

Наступним важливим з екологічної точки зору чинником є тривалість контакту об'єкта, що зазнає впливу з токсичною речовиною.

Спочатку розглянемо випадок коли тривалість контакту перевищує 24 години. У цьому випадку в формулі (2) використовується величина середньодобової граничнодопустимої концентрації (ГДК_{сд}). Враховуючи те, що норматив ГДК_{сд} встановлюється для випадків постійної дії забруднювача, тривалість контакту розраховуємо через коефіцієнт тривалості контакту K_{mk} , що дорівнює відношенню тривалості впливу несприятливого чинника T_k до максимально можливої тривалості впливу T_p (кількість днів у році):

$$K_{mk} = T_k/T_p. \tag{4}$$

Таким чином, показник екологічної небезпеки життєдіяльності A_{en} визначиться за формулою:

$$A_{en} = K_{en} \cdot K_c \cdot K_{mk}, \tag{5}$$

а з урахуванням розшифровки коефіцієнтів K_{en} , K_k і K_{mk} ця формула буде мати такий вигляд:

$$A_{en} = \frac{C_i}{ГДК_{сд}} \cdot \frac{T_k}{T_p} \cdot \frac{N}{n}. \tag{6}$$

У випадку, коли тривалість контакту невелика і обчислюється хвилинами, при визначенні K_{en} замість ГДК_{сд} потрібно застосовувати максимальну разову гранично-допустиму концентрацію ГДК_{мр}.

Коефіцієнт екологічної небезпеки життєдіяльності змінюється від одиниці ($C_i = ГДК_i$) до конкретного позитивного числа. При $C_i < ГДК_i$ небезпека відсутня, отже в цьому випадку формула (6) не застосовується.

Коефіцієнт тривалості контакту – це завжди додатне число, яке змінюється від нуля (вплив відсутній) до одиниці (вплив здійснюється протягом максимально можливого розрахункового часу: 365 днів – для випадку ГДК_{сд}; нормативного часу – для ГДК_{мр}).

Коефіцієнт важливості об'єкта змінюється від одиниці (при впливі на одиничний або локальний об'єкт) до деякого додатного числа, що досягає 8000-10000.

Отже, область існування безрозмірного показника A_{en} змінюється від нуля до деякого максимально можливого додатного числа. Головним чинником, що обумовлює такий діапазон значень показника A_{en} , є щільність населення. Тому даний показник більш правильно трактувати як показник екологічної небезпеки життєдіяльності. Методику визначення показника екологічної небезпеки життєдіяльності розглянемо на конкретному прикладі.

Інтенсивність сумарного масового викиду кислотоутворюючих речовин в межах ППІК становить 2241 г/с. При південному вітрі інтенсивність кислотоутворення з урахуванням реакції нейтралізації становить 1422 г/с в перерахунку на H₂SO₄. Концентрація кислотного розчину становить 0,2 мг/м³, середня щільність населення для міських районів Кривого Рогу – 650 чол./км². Тривалість контакту протягом року, що визначається тривалістю південних вітрів, дорівнює 32 дням. Показник екологічної небезпеки життєдіяльності, що визначається за формулою (5), дорівнює 1139.

При північному вітрі інтенсивність кислотоутворення дорівнює 1654 г/с, концентрація кислотних розчинів у атмосферному повітрі суміжних територій – 0,23 мг/м³, щільність населення для сільських територій – 122 чел./км². Тривалість північних вітрів 73 дні. У цьому випадку показник екологічної небезпеки життєдіяльності дорівнює 56.

Розглянуті вище метеорологічні ситуації обумовлюють різні об'єми кислотоутворення. При північному вітрі концентрація кислоти в атмосферному повітрі на 13 % вища, ніж при південному, але екологічна небезпека життєдіяльності в цьому випадку в 1,03 раза нижче, ніж при південному вітрі.

Аналогічним чином можливе виконання оцінки екологічної небезпеки життєдіяльності при здійсненні масових вибухів за різних метеорологічних умов, а також виконання оцінки впливу при будь-яких інших технологічних ситуаціях.

На рис. 4 показано вплив виробництв ПГПК на суміжні території за показником екологічної небезпеки життєдіяльності. Для побудови даного рисунку послідовно виконувалися розрахунки з утворення, поширення і випадання кислотних опадів при всіх напрямках вітру. За даними цих розрахунків була побудована карта забруднення території з ізолініями концентрації кислотного забруднювача. При накладенні карти щільності населення на карту забруднення території з урахуванням тривалості контакту, що визначається коефіцієнтом $K_{\text{нк}}$, було побудовано рис. 4.

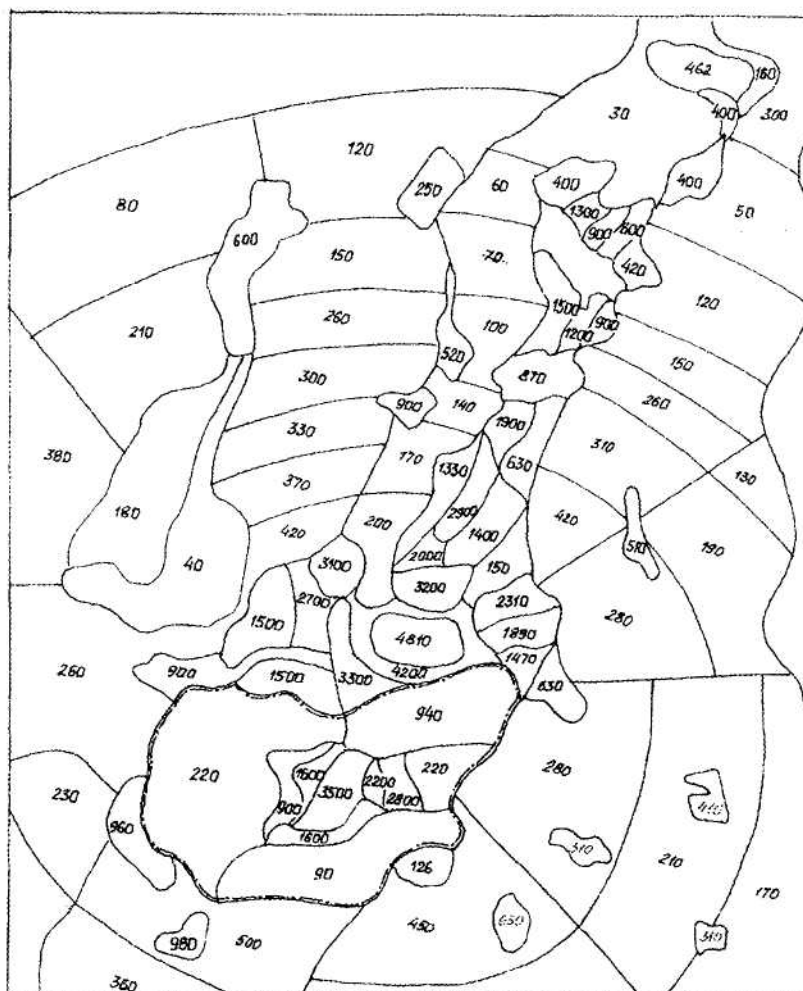


Рис. 4. Схема впливу виробництв ПГПК на суміжні території підприємств ПГПК за показником екологічної небезпеки життєдіяльності:

4810 – чисельне значення показника екологічної небезпеки життєдіяльності;

— — — — — контур зони ПГПК

З використанням запропонованого в роботі показника екологічної небезпеки життєдіяльності $A_{\text{ен}}$ можливе здійснення районування суміжних з промисловою зоною

територій. У цьому випадку даний показник може бути критерієм оцінки ефективності конкурентноспроможних природоохоронних заходів. Перевагу потрібно віддавати заходу, при якому сумарний показник (на різних ділянках суміжної території) екологічної небезпеки життєдіяльності мінімальний, тобто якщо виконується умова:

$$\sum_{j=1}^k A_{en}^j \cdot S_j / \sum_{j=1}^k S_j \rightarrow \min, \quad (7)$$

де j – номер ділянки суміжної території;

k – кількість ділянок;

S – площа районованих ділянок території.

Таким чином, в регіонах з інтенсивною технологічною діяльністю здійснення науково обгрунтованого районування території, планування реабілітаційних і природоохоронних заходів для виділених районів, їх ранжування з метою встановлення першочергових заходів доцільно виконувати застосуванням показника екологічної небезпеки життєдіяльності, що дозволить підвищити ефективність розробки і прийняття управлінських рішень.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Пономаренко В.С., Арефьев Ю.И. Градири промышленных и энергетических предприятий. – М.: Энергоатомиздат, 1998. – 364 с.
2. Кислотные дожди / Ю.А. Израэль и др. – Л.: Гидрометеониздат, 1983. – 206 с.
3. Хорват Л. Кислотный дождь. – М.: Стройиздат, 1990. – 80 с.
4. Заиков Г.Е., Маслов С.А., Рубайло В.Л. Кислотные дожди и окружающая среда. – М.: Химия, 1991. – 144 с.
5. Скоррер Р.С. Аэрогидродинамика окружающей среды. – М.: Мир, 1980. – 349 с.
6. Поляков Ю.Н., Рычковский В.М. Основы классификации объектов по степени опасности // Уголь. – 1999. – №10. – С. 65–67.

ШВАРЦМАН Віктор Михайлович – здобувач Інституту проблем природокористування та екології НАН України.

Наукові інтереси:

- підвищення ефективності функціонування промислових водоохолоджуючих систем;
- екологічна безпека промислово навантажених територій.

Подано 30.12.02