

УДК 330.142.005+004.622+504(477)

О.Г. РОГОЖИН, Є.В. ХЛОБИСТОВ, Є.О. ЯКОВЛЕВ

## ІНФОРМАЦІЙНИЙ ІНСТРУМЕНТАРІЙ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РЕСУРСІВ В УКРАЇНІ

***Анотація.** У статті розглянуто можливості технічної реалізації запропонованого авторами методичного підходу до здійснення економічної оцінки екологічних ресурсів шляхом врахування екологічної шкоди від негативних наслідків діяльності потенційно небезпечних господарських об'єктів (ПНО). Запропонована принципова схема регіональної оцінки екологічних ресурсів за реципієнтами еколого-економічних втрат від потенційних аварій на ПНО. Основу такої оцінки складає ітераційна процедура прогнозування імовірних зон ураження максимально можливими техногенними аваріями на кожному ПНО регіона. Для оцінки еколого-економічних збитків від забруднення довкілля ключовим фізичним параметром, за яким вимірюється шкода для основних природних компонентів, крім площі ураження, є середня концентрація небезпечної речовини в зоні ураження. На прикладі атмосферного повітря здійснено аналіз чинних методик математичного моделювання прогнозованої зони забруднення. Всі вони виявилися мало придатними на регіональному рівні оцінки. В рамках статистичного підходу довелося використати спрощені розрахункові схеми чисельної оцінки максимальних приземних концентрацій за віссю вітрового переносу забруднення.*

***Ключові слова:** екологічні ресурси, економічна оцінка, потенційно небезпечні об'єкти, техногенні надзвичайні ситуації, еколого-економічні збитки, моделювання зони ураження, прогнозування приземних концентрацій забруднення.*

### Вступ

Об'єктивною передумовою для розвитку в Україні «зеленої» (низьковуглецевої) економіки є жорсткий дефіцит вуглеводневих енергоносіїв власного виробництва та обмеженість їх доступних геологічних запасів. Однак ця передумова може розглядатися в контексті перспектив інвестування в альтернативні проекти тільки в разі, якщо рентабельність «зелених» виробництв буде більшою від аналогічних в «коричневій» (високовуглецевій) економіці.

Ця вимога спричинила те, що в усіх керівних документах ООН (ЮНЕП) з підтримки розвитку «зеленої» економіки акцентовано на політичних зусиллях задля її запровадження та на нормативній економіці. Зокрема, на вольовому введенні підвищеного «зеленого» тарифу для формування і захисту ринку продукції відновлювальної енергетики.

Однак в основу економічної концепції «зеленої економіки» покладені не політичні зусилля, а нове розуміння суспільної вартості та корисності природного, зокрема й екологічного ресурсу, який у постіндустріальну епоху стає капіталом (природним капіталом). Вона передбачає, що має відбутися максимізація корисності (цінності) екологічних ресурсів життєзабезпечення і природного відтворення, відповідних послуг і товарів.

Тобто для формування життєздатного «зеленого» сектора національної економіки необхідна ринкова капіталізація всіх відновлювальних і екологічних ресурсів (підтримки життя й відтворення природних ресурсів), що вимагає завершення процесів інвентаризації і економічної оцінки екологічних ресурсів як економічних активів збалансованого розвитку.

Для інституалізації оціночних процедур, серед інших організаційних зусиль, потрібно розробити і запровадити систему підтримки капіталізації зазначеної групи ресурсів, принципово відмінних від традиційних. Перешкоди на цьому шляху викликає те, що ціни на такі ресурси не можуть бути безпосередньо визначені світовим ринком (принаймні в наш час). Все ж капіталізація зазначених активів критично необхідна, оскільки без введення в економічну практику оцінок екологічних ресурсів більшість «зелених» галузей залишаться збитковими за визначенням.

Тому принциповою відмінністю архітектури інформаційної системи підтримки розвитку сегмента «зеленої» економіки є необхідність введення до її складу блоків інвентаризації та економічної оцінки екологічних ресурсів (екологічних активів). Ми зосередили увагу саме на цьому завданні. Воно виявилось зовсім не тривіальним, оскільки методи грошової оцінки екологічного ефекту розроблені недостатньо, а методологічні підходи залишаються дискусійними.

## **1. Можливий методичний підхід до економічної оцінки екологічних ресурсів**

Як засіб економічної оцінки земельних, водних, лісових, біологічних, а також мінерально-сировинних ресурсів здавна використовують кадастрові оцінки природно-ресурсних відносин з акцентом на довгострокову господарську ефективність їх використання. Однак через «поелементність» такі оцінки недостатні для створення інформаційної бази ринку власне екологічних послуг. Визначення екологічних ефектів потребує інтегрального врахування економічних взаємодій в системі природокористування від об'єкту до регіону або країни. Необхідно відобразити не лише традиційні рентні відносини, а й результати грошової оцінки асиміляційного потенціалу та виявлених взаємозалежностей між ринковою вартістю природних ресурсів і їх соціальним значенням. Тобто те, що становить природно-ресурсну складову потенціалу екологічно збалансованого регіонального розвитку.

Для оцінки складової екологічної збалансованості ми пропонуємо використати розрахунки заподіяної шкоди внаслідок господарської діяльності або нераціонального використання природних ресурсів. Тобто реалізувати підхід «оцінка від зворотного» – через врахування екологічної шкоди від небезпечних наслідків діяльності господарських об'єктів. Оскільки складовими екологічної шкоди від такої діяльності є: по-перше, поточні екологічні втрати (збитки) від їх функціонування у штатному режимі; по-друге, втрати від техногенних аварій та спричинених ними надзвичайних ситуацій (НС), що реально відбулися на зазначених об'єктах. Особливе еколого-економічне значення в цьому аспекті являють потенційно небезпечні об'єкти (ПНО) з високим рівнем екологічної шкоди та ризиком техногенних НС.

Згідно з концепцією екологічного ризику оцінюються потенційні екологічні втрати за весь період експлуатації ПНО і в штатному режимі, і від імовірних на них НС. На нашу думку, для такого розрахунку доцільно взяти до уваги гіпотетичні сценарії можливих техногенних НС, викликаних максимальними розрахунковими аваріями на ПНО. В умовах України такий підхід приваблює тому, що існує докладна методика оцінки збитків від НС природного і техногенного характеру, розроблена для колишнього МНС України і затверджена у 2003 р. (методика МНС-збитки [1]). У її складі розвинуто інструментарій, придатний, зокрема, і для визначення власне екологічних збитків.

Через це капіталізацію екологічних ресурсів в умовах України на стартовому етапі етапі розгортання інформаційної системи доцільно здійснювати саме на основі інтегральної оцінки потенційних екологічних втрат (збитків) по територіях (адміністративних одиницях) – як суму пооб'єктних потенційних збитків від ПНО, на них розміщених. Ми інтерпретуємо цю величину як мінімальну оцінку екологічних ресурсів зони впливу ПНО або відповідного регіона. Зрозуміло, що кожний ПНО, як і інші господарські об'єкти, у зоні свого екологічного впливу формують природно-техногенні системи, межі яких не збігаються з адміністративними границями. Однак апроксимацію еколого-економічних оцінок в розрізі адміністративних одиниць ми вважаємо практично прийнятною.

## 2. Уточнення предмету оцінки

Далеко не всі збитки від техногенних НС на ПНО, враховані у методиці МНС-збитки, належать до категорії екологічних. З 12 компонентів, визначених реципієнтами завдання шкоди, лише 7 (58%) стосуються втрат власне екологічних ресурсів:

- 1) втрати деревини та інших лісових ресурсів,
- 2) втрати рибного господарства,
- 3) знищення або погіршення якості рекреаційних зон,
- 4) забруднення атмосферного повітря,
- 5) забруднення поверхневих і підземних вод та джерел, внутрішніх морських вод і територіального моря,
- 6) забруднення земель несільськогосподарського призначення,
- 7) збитки, заподіяні природно-заповідному фонду.

Очевидно, що вилучення або порушення сільськогосподарських угідь та втрати тваринництва не стосуються екологічних втрат. Також очевидно, що принаймні п'ятий з наведених типів екологічних втрат потребує декомпозиції на забруднення окремо поверхневих, підземних і ґрунтових вод, морських вод (оскільки методика МНС пропонує для їх розрахунку різні алгоритми). І, відповідно, збільшення кількості реципієнтів екологічних втрат.

Згідно з версією Т.П. Галушкіної [2], значимими видами НС техногенного характеру (на відповідних ПНО) для формування екологічних збитків є: транспортні аварії; пожежі і вибухи; аварії з викидом токсичних, сильнодіючих отруйних речовин (СДОР), радіоактивних речовин (РР) і біологічно небезпечних речовин (БНР); аварії на комунальних системах життєзабезпечення; аварії на очисних спорудах; гідродинамічні аварії, включно з аварійним затопленням шахт і кар'єрів.

Ця класифікація потребує певної модифікації під задачу оцінки власне екологічних втрат та «механізмів» їх виникнення з урахуванням, по можливості, синергічних ефектів взаємодії техногенних факторів між собою і компонентами геосистем, а також їх впливу на активізацію небезпечних геологічних процесів. Зокрема, доцільно виокремити групи аварій з викидом СДОР на хіміко-небезпечних об'єктах (ХНО) за основними реципієнтами впливу викиду: атмосферний, у водойми, в ґрунти і ґрунтові води.

В результаті отримуємо типологію техногенних НС за характером негативного впливу на довкілля у категоріях екологічних втрат, що можуть бути оцінені за методикою МНС-збитки (табл. 1).

Таблиця 1 – Відмінності техногенних НС за характером потенційних екологічних збитків

Типи НС за впливом на довкілля	Реципієнти екологічних втрат								
	Лісові ресурси	Рибне госп-во	Рекреаційні зони	Забруднення:					Заповідний фонд
				атм. повітря	поверхневих вод	підземних вод	вод морів	не с/г земель	
Пожежі і вибухи	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Викид СДОР із ХНО: – атмосферний	+	–	+	+	+	–	–	+	+
– у водойми	–	+	+	–	+	+	+	–	+
– в ґрунт	+	+	+	–	+	+	–	+	+
– звалища твердих відходів	+	+	+	+	+	+	+	+	+
– шламонакопичувачі	+	+	+	–	+	+	–	+	–
– нафтопроводи	+	+	+	–	+	+	+	+	+
Викид радіоактивних речовин	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Викид біологічних речовин	+	+	+	+	+	–	+	–	+
Аварії на каналізаційних спорудах	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Аварії на тепломережах і водогонах	–	–	+	–	–	+	–	–	–
Аварії на комунальних газогонах	+	–	+	+	–	–	–	+	–
Гідродинамічні аварії	+	+	+	–	+	+	+	+	+

### 3. Вимоги до розробки інструментарію оцінки екологічних ресурсів

Всі екологічні ресурси територіально розподілені, тому виникає необхідність використання інструментів геопросторового аналізу. Тобто створення програмного комплексу економічної оцінки екологічних ресурсів регіону за

принципом «від зворотного», в силу їх геопросторової специфіки, доцільно в середовищі геоінформаційної системи (ГІС). На нашу думку, зазначений програмний комплекс має забезпечувати виконання таких основних функцій (рис. 1):

- формування і оновлення бази даних вхідної інформації для оцінки;
- вибір регіону, де здійснюється оцінка;
- актуалізація електронної топографічної основи з необхідним тематичним навантаженням;
- ітераційна процедура перебору всіх ПНО в регіоні із наступним:
  - а) пооб'єктним вибором ПНО та сценарію розрахункової аварії на ньому із визначенням реципієнтів негативного впливу на довкілля,
  - б) пооб'єктним просторовим ГІС-прогнозом зони ураження / забруднення для кожного виду реципієнтів негативного впливу на довкілля,
  - в) вибором необхідних нормативів еколого-економічних втрат для кожного виду (і категорії) реципієнтів негативного впливу,
  - г) пооб'єктним розрахунком потенційних еколого-економічних втрат для кожного виду реципієнтів негативного впливу на довкілля,
  - д) збереженням вхідних даних і результатів розрахунків у базі даних;
- розрахунок суми потенційних еколого-економічних втрат в регіоні (всього, за видами реципієнтів негативного впливу, за типами НС та ПНО).

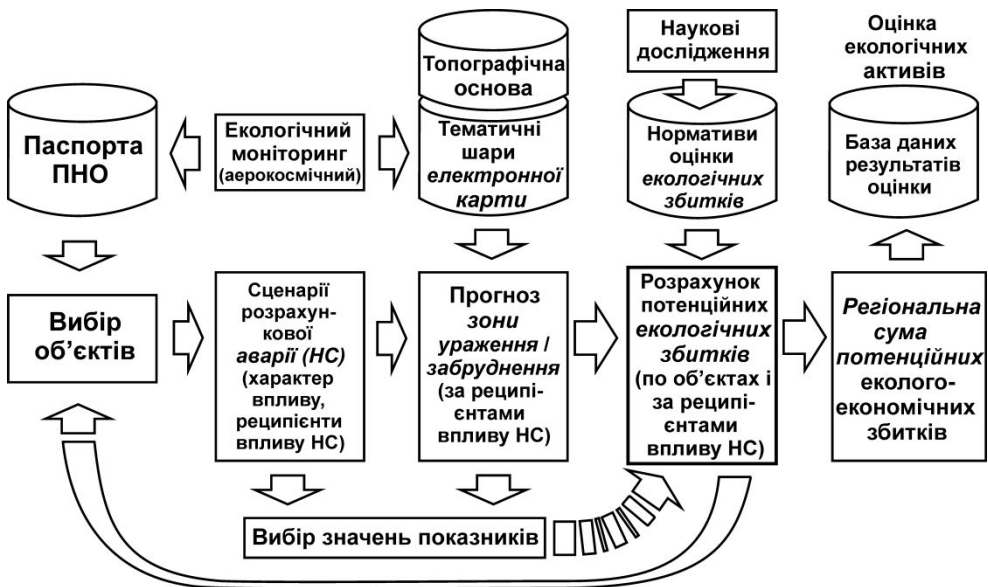


Рисунок 1 – Принципова схема оцінки екологічних ресурсів регіону методом «від зворотного»

Електронна картографічна основа для територіальної оцінки має бути крупномасштабною (не дрібніше 1:50000) і забезпечувати відображення основних технологічних і екологічних елементів ПНО та розрахунок площ: міської забудови, сільської забудови, водних об'єктів за категоріями призначення та рибогосподарським значенням; рекреаційних зон, заповідних об'єктів та земель не с/г призначення за категоріями; поширеності типів

грунтів за механічним складом; лісів за групами лісових угідь та типами лісорослинних умов тощо.

#### 4. Перешкоди для практичного використання методики МНС-збитки

Алгоритми оцінки, використані в методиці МНС-збитки, далеко не бездоганні. Їх вхідні показники орієнтовані на інформаційне забезпечення даними, зібраними в процесі аналізу наслідків реальних НС. Самі алгоритми відзначаються різним ступенем формалізації. Для деяких видів екологічних втрат потрібні суб'єктивні експертні оцінки фахівців (зокрема, для збитків рибного господарства, рекреаційних зон, заповідного фонду).

Водночас, наша спроба використати методику МНС-збитки для регіональної оцінки потенційних еколого-економічних збитків на прикладі аварій із залповим викидом СДОР в атмосферу доводить, що за своєю структурою вона може бути пристосована (із певними модифікаціями) і для оцінки наслідків гіпотетичних техногенних НС. Уточнення і зміни стосувалися, зокрема, врахування специфіки територіального аналізу у ГІС-середовищі та використання виключно тих даних, що містяться в офіційній документації – паспортах ХНО.

У загальному випадку для здійснення територіальних оцінок екологічних втрат необхідно знати дві основні групи параметрів – уражена / забруднена площа (із поділом на відповідні категорії за видами і якісними характеристиками реципієнтів негативного впливу на довкілля) та нормативи цінності еколого-економічних втрат для кожної значимої категорії угідь (екологічних ресурсів).

Однак в методиці МНС-збитки такого підходу цілком дотримано тільки для порушення/знищення лісових угідь, рекреаційних зон, об'єктів природно-заповідного фонду.

Для оцінки втрат від забруднення атмосферного повітря, водойм і морів, ґрунтів, ґрунтових вод та несільськогосподарських земель недостатньо даних про речовину, масу викиду, площу й конфігурацію. Потрібно знати середню концентрацію забруднюючої речовини в зоні ураження певної складової довкілля. Така концентрація легко вимірюється під час реальної НС, однак не завжди може бути чисельно розрахована для гіпотетичних аварій, тобто в процесі оцінки екологічних ресурсів методом «від зворотного», особливо в умовах зміни механізмів міграції забруднень в компонентах геосистем.

Ми зіштовхнулися з цією проблемою, розробляючи програмний комплекс для розрахунку еколого-економічних збитків від залпового атмосферного викиду СДОР на ХНО на основі методик МНС. Оскільки чинна методика для визначення можливої і прогнозованої зон забруднення від залпового викиду СДОР на ХНО не передбачає розрахунку концентрації токсичної речовини в зоні забруднення [3].

Проте, збитки від забруднення атмосферного повітря методика МНС-збитки пропонує розраховувати із врахуванням приземних концентрацій забруднюючої речовини (для територій населених пунктів у зоні забруднення) [2]:

$$A\phi = M_i \cdot \Pi_i \cdot (10/\Gamma ДК_i) \cdot (K_{нас} \cdot K_{\phi}) \cdot (q_i/\Gamma ДК_i), \quad (1)$$

де:  $M_i$  – маса  $i$ -ої забруднюючої речовини, що була викинута в повітря (тонн);

$\Pi_i$  – базова ставка компенсації збитків у частках мінімальної заробітної плати за одну тонну умовної забруднюючої речовини (гривень/тонну);

$ГДК_i$  – гранично допустима концентрація  $i$ -ої забруднюючої речовини, ( $мг/м^3$ );

$K_{нас}$  – коефіцієнт, що залежить від чисельності мешканців населеного пункту;

$K_{\phi}$  – коефіцієнт, що враховує господарське значення населеного пункту;

$q_i$  – середня приземна концентрація  $i$ -ої забруднюючої речовини ( $мг/м^3$ ).

Тому для того, щоб орієнтовно розрахувати такі збитки у найпершому наближенні, довелося застосувати підхід на основі нормативів питомих економічних збитків на одиницю маси викиду [2], рівномірно «розмазаного» по зоні забруднення, що надмірно узагальнює оцінку і не може бути визнане задовільним результатом.

Варіанти методик розрахунку поширення забруднень в атмосфері.

Як зазначають В.Є. Бекетов та інші [4], існують два основні підходи до прогнозування забруднення атмосфери: на основі результатів математичного моделювання процесів (імітаційний) та статистичної обробки даних емпіричних спостережень і натурних експериментів (статистичний).

Імітаційний підхід до прогнозування забруднення атмосфери полягає в математичному моделюванні процесу дифузії в атмосфері з допомогою рівняння турбулентної дифузії. Задача просторового прогнозування забруднення зводиться до розв'язання (за певних початкових і граничних умов) зазначеного рівняння, яке в декартовій системі координат набуває вигляду:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} k_x \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial C}{\partial z} - aC \quad (2)$$

де:  $C$  – концентрація домішки забруднюючої речовини;

$t$  – час;

$x$  – координати за повздовжньою віссю поширення викиду (горизонтальною);

$y$  – координати за бічною віссю поширення викиду (горизонтальною поперечною);

$z$  – координати за вертикальною віссю поширення викиду;

$u$  – середня швидкість горизонтальної дифузії (обміну) домішки;

$v$  – середня швидкість бічної дифузії домішки;

$w$  – середня швидкість вертикальної дифузії домішки;

$k_x, k_y, k_z$  – коефіцієнти дифузії по зазначених осях;

$a$  – коефіцієнт, що відображає зміни концентрації за рахунок зменшення домішки через хімічне перетворення чи осідання.

Якщо вісь  $x$  збігається із напрямом середньої швидкості вітру, то  $v = 0$ . Якщо домішка легка і не осідає під впливом гравітаційних сил (тобто газоподібна або дрібнодисперсна), то  $w = 0$ . За наявності вітру по осі  $x$  дифузійний потік значно менше конвективного, тому величину  $k_x$  припустимо не враховувати. Зміни концентрації в атмосфері зазвичай мають

квазістаціонарний характер, через що приймається  $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$ . Тому для більшості СДОР рівняння (2) спрощується до вигляду:

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial C}{\partial z} - aC \quad (3)$$

Практично важливо знати концентрації в приземному шарі повітря до  $5 \div 100$  м. Тому аналітичний розв'язок рівняння дифузії зазвичай здійснюють для наземної концентрації  $C_m$  (коли  $z = 0$ ), легкої домішки, що зберігається ( $w = a = 0$ ) і умов приземного шару повітря, де, як показали численні емпіричні дослідження, горизонтальна швидкість є логарифмічною функцією висоти, а коефіцієнт дифузії – пропорційний висоті (тобто коли  $u$  і  $k_z$  є степеневими функціями від  $z$ :  $u = u_1 z_n$ ;  $k_z = k_1 z$ ). Причому на поверхні землі граничне значення  $k_z \approx k_0$  (близьке до коефіцієнту молекулярної дифузії в повітрі) [5]:

$$C = \frac{M}{2(1-n)k_1 \sqrt{\pi k_0} x^3} e^{\frac{u_1 H^{1+n}}{(1+n)^2 k_1 x} - \frac{y^2}{4k_0 x}} \quad (4)$$

де:  $M$  – викид речовини з джерела в одиницю часу, мг/с;

$H$  – висота джерела викиду, м.

З цього розв'язку випливає, що особливістю розподілу приземних концентрацій за віссю  $x$  є наявність максимального значення  $C_m$  на відстані  $x_m$  від джерела. Саме цей екстремум особливо важливий як орієнтир для максимальної оцінки завданої шкоди.

Однак розрахунок за формулою (4) надто громіздкий і потребує попереднього оцінювання швидкості й коефіцієнтів дифузії.

Методика для цивільних інженерів-практиків. На основі «імітаційного» підходу Держкомгідрометом СРСР була розроблена методика ОДН-85 для розрахунку забруднення атмосфери з урахуванням розсіяння в повітрі. Нею досі користуються для технічного обґрунтування проектів окремих виробничих об'єктів та розрахунку гранично допустимих викидів (ГДВ). Ця методика розглядає сценарії неперервного викиду з піднятої над поверхнею землі труби із круглим чи прямокутним устям викиду або з лінійного джерела. Вона орієнтована на ситуацію штатного (фонового) забруднення і на визначення максимальних приземних концентрацій  $C_m$  (мг/м<sup>3</sup>) за несприятливих метеорологічних умов на відстані  $x_m$  (м) за низкою формул і графіків. Зокрема, для круглого устя викиду (труби) у [5] наведена така базова формула:

$$C_m = \frac{AMFm\eta}{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta T}} \quad (5)$$

де:  $A$  – коефіцієнт, залежний від температурної стратифікації атмосфери (160-200 для території України);



$M$  – маса речовини, що викидається в атмосферу за одиницю часу (г/с);  
 $F$  – коефіцієнт, що враховує швидкість осідання речовини викиду в повітрі ( $F = 1$  для газів та дрібнодисперсних аерозолів за відсутності очистки);  
 $t$  і  $n$  – коефіцієнти, що враховують умови виходу газової суміші з устя труби (визначаються за спеціальними емпіричними формулами);  
 $H$  – висота устя труби над рівнем землі (м, для наземних джерел приймається  $H = 2$  м);  
 $\eta$  – коефіцієнт для врахування рельєфа місцевості ( $\eta = 1$  за перепаду висот до 50 м на 1 км);  
 $\Delta T$  – різниця між температурою газової суміші  $T_g$  і температурою повітря  $T_v$  ( $^{\circ}\text{C}$ , для  $T_v$  приймається середня максимальна температура найжаркішого місяця);  
 $V_1$  – витрати газової суміші ( $\text{м}^3/\text{с}$ ),  $V_1 = \pi D^2 \omega_0 / 4$ ; де:  
 $D$  – діаметр устя труби (м);  
 $\omega_0$  – середня швидкість виходу газової суміші з устя труби (м/с).  
Відстань  $x_m$  (м) від джерела викиду до точки досягнення максимальної концентрації за віссю факела викиду з урахуванням швидкості вітра  $u$  (м/с) визначається у [5] за формулою:

$$x_{mu} = p \left( \frac{5 - F}{4} d H \right) \quad (6)$$

де:  $d$  і  $p$  – коефіцієнти, які знаходять за спеціальними формулами, попередньо визначаючи небезпечну швидкість вітру  $u_m$  на рівні флюгера (10 м) та інші параметри.

Так само, шляхом введення додаткових коефіцієнтів  $s_1$ ,  $s_2$ ,  $s_z$ ,  $r$ , залежних від швидкості вітру та інших параметрів, розраховуються приземні концентрації на будь-яких відстанях від джерела за вітровою  $c$ , поперечною  $c_y$  і вертикальною  $c_z$  осями факела викиду, відповідно:

$$c = s_1 C_m; \quad c_y = s_2 c; \quad c_z = r C_m s_z s_2.$$

Тобто «імітаційний» підхід і практичні методики, розроблені на його основі, крім громіздкого аналітичного апарату, потребують знання численних технічних і погодно-кліматичних параметрів, прив'язаних до конкретних об'єктів і ситуацій. Однак ці дані відсутні в паспортах ХНО і їх важко отримати з інших джерел на регіональному рівні оцінки еколого-економічних збитків, коли потрібна інформація про сотні об'єктів.

Статистичний підхід до прогнозування забруднення атмосфери. Управління з охорони навколишнього середовища США (US Environmental Protection Agency) використовує для моделювання розсіювання забруднень в атмосфері статистичну теорію [4]. Всі моделі оцінки такого розсіювання зводяться до одної функції розподілу концентрації забруднення – Гауссового розподілу (оскільки дрібні частки і гази розсіюються в атмосфері за законами нормального розподілу). Тобто осідання і хімічне перетворення вважаються не суттєвими.

Виходячи з того, що викид поширюється вздовж осі  $x$ , базове рівняння в Гауссовій теорії розсіювання набуває вигляду:

$$C(x, y, z, H) = \frac{M}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp \left[ - \left( \frac{-y^2}{2\sigma_y^2} \right) \right] \left\{ \exp \frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2} \left[ \frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[ \frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}, \quad (7)$$

де:  $C$  – концентрація (г/м<sup>3</sup>) у певній точці з координатами  $x$ ;  $y$ ;  $z$ ;

$M$  – потужність викиду (г/с), приймається постійною;

$H$  – ефективна висота джерела викиду (сума висоти труби і начального підйома струменя викиду), м;

$\bar{u}$  – середня швидкість вітру (м/с), приймається незмінною;

$\sigma_y$  – коефіцієнт бічної (поперечної) дифузії (горизонтальне стандартне відхилення);

$\sigma_z$  – коефіцієнт вертикальної дифузії (вертикальне стандартне відхилення).

Тобто розсіяння у горизонтальній і вертикальній площинах в рамках статистичного підходу описується стандартними відхиленнями нормального розподілу концентрацій  $\sigma_y$  і  $\sigma_z$  (вздовж осей  $y$  і  $z$ , відповідно). Причому враховується відбиття струменя від поверхні землі без осадження або взаємодії речовини викиду з поверхнею.

Для визначення концентрації у поверхні землі (приземної концентрації) вздовж осі викиду (координати  $z = 0$ ,  $y = 0$ ) рівняння (7) набуває вигляду:

$$C(x, 0, 0, H) = \frac{M}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp \left( \frac{-H^2}{2\sigma_z^2} \right). \quad (8)$$

У поверхні землі для наземного джерела ( $z = 0$ ,  $y = 0$ ,  $H = 0$ ):

$$C(x, 0, 0, 0) = \frac{M}{\pi u \sigma_y \sigma_z}. \quad (9)$$

Для практичного використання наведених рівнянь у кожному конкретному випадку доводиться попередньо визначати  $\sigma_y$  і  $\sigma_z$  за емпірично розрахованими діаграмами, що вкрай обтяжливо в разі оцінок регіонального рівня. Крім того, необхідно мати явне відображення залежності концентрації від відстані за вітровою віссю викиду.

Практичні похідні статистичного підходу. Застосувавши статистичний підхід для розсіяння радіоактивних речовин, В.Ф. Козлов [6] навів дещо змінену загальну формулу для середньої приземної концентрації  $\bar{C}$  від неперервно діючого джерела викиду (викид триває від 20 хвилин до кількох годин), піднятого над поверхнею землі на висоту  $H$ :

$$\bar{C} = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z u} \exp \left[ - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{H^2}{2\sigma_z^2} \right], \quad (10)$$

де:  $Q$  – потужність джерела (постійна швидкість викиду), Бк/с;

$\bar{u}$  – середня швидкість вітру, м/с;

$y$  – відстань упоперек вітру (ширина зони забруднення), м;

$H$  – висота викиду над землею поверхнею, м;

$\sigma_y, \sigma_z$  – коефіцієнти дисперсії Гауссового розподілу за турбулентної дифузії у поперечних до вітру напрямках (горизонтальному  $y$  і вертикальному  $z$ ), м;

Для довготривалих викидів швидкість вітру апроксимується кліматичними даними, що необхідно і на регіональному рівні оцінки збитків. У [6] – шляхом введення в рівняння (10) множника, що відображає багаторічну статистику частоти напрямів вітру за секторами рози вітрів:

$$\bar{C} = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \frac{0,01fQ}{\sigma_z \bar{u} (2\pi x / n)} \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_\theta^2}\right), \quad (11)$$

де:  $\bar{C}$  – середня приземна концентрація (Бк/с);

$x$  – відстань по вітру від місця викиду на час  $t$ , м;

$n$  – кількість румбів «рози вітрів» (8 або 12 секторів з кутом  $45^\circ$  або  $30^\circ$  кожний);

$2\pi x / n$  – ширина сектора (румба); при  $n = 8$  ширина сектора  $\approx 0,785x$ ;

$f$  – частота напрямів вітру в секторі з найбільшою частотою за розою вітрів, %;

$\sigma_\theta$  – стандартне відхилення горизонтального напрямку вітру, град.

Причому для наземного викиду експоненційний член рівняння зникає.

Максимальна приземна концентрація у зоні забруднення у визначається як:

$$\bar{C} = \frac{2Q}{(e\pi u H^2) (\sigma_y / \sigma_z)}, \quad (12)$$

Величини  $\sigma_y, \sigma_z$  та  $\sigma_\theta$  визначені у [6] на основі емпіричних поправок Паскуїла, пов'язаних з шістьма основними категоріями умов стійкості погоди, у спеціальних графіках для відстаней до 100 км (за умови неперервного викиду і однорідно рівної поверхні).

Для максимальної оцінки середньорічних приземних концентрацій пропонується застосувати метод «огиноючої» максимумів цих графіків, розрахованих для різних категорій стійкості погоди. Тобто виходити з припущення про одночасне існування із 100% повторюваністю всіх категорій стійкості погоди протягом року, що спрощує формулу (11) до:

$$\bar{C} = \frac{0,01fn}{u(4\pi Hx)}. \quad (13)$$

Хоч за формулами (11) і (13)  $f$  і  $\bar{u}$  припустимо розраховувати для будь-якого сектора рози вітрів, ми вважаємо, що для потреб оцінки еколого-

економічних збитків слід брати до уваги лише сектори переважаючих вітрів (для літнього і зимового періодів).

Оцінки за формулою (13) призводять до суттєвого завищення концентрації порівняно з реальними значеннями. Наші пробні розрахунки показали, що відбувається завищення у 10÷100 разів порівняно з результатами за формулою (11).

Таке завищення спонукало випробувати підхід Є.О. Яковлева щодо спрощеного моделювання концентрацій  $C_i$  у зоні забруднення за вітровою віссю викиду після досягнення точки максимальної концентрації, що виходить з факту логнормального розподілу концентрацій за вітровою віссю (рис. 2):

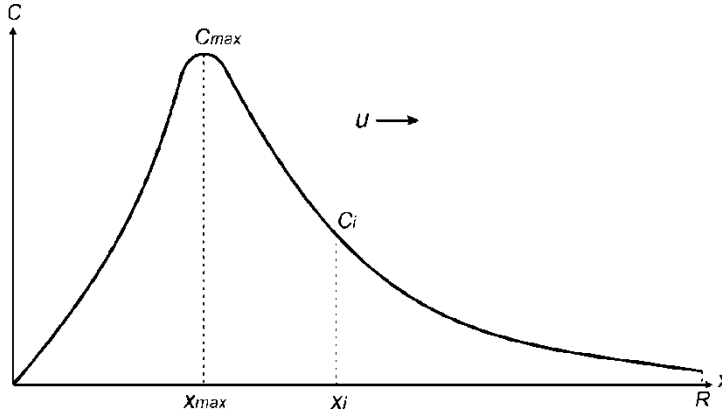


Рисунок 2 – Форма профілю концентрацій забруднення  $C$  за вітровою віссю викиду  $x$

$$C_i = \frac{C_{\max}}{\ln(R/x_{\max})} \ln(R/x_i), \quad (14)$$

де:  $C_{\max}$  – максимальна приземна концентрація в зоні забруднення за віссю викиду;

$x_{\max}$  – відстань до точки досягнення максимальної концентрації за віссю викиду;

$R$  – максимальна відстань, на яку здійснюється оцінка концентрації (100 км);

$x_i$  – відстань, на якій здійснюється розрахунок концентрації.

Залежність (14), зображена на рис. 3, важлива для визначення пунктів моніторингу зменшення концентрації  $\Delta C$  у ґрунтах, де фонові забруднення накопичуються внаслідок випадінь пилових часток з атмосферних викидів. Це підвищує обґрунтованість картографічного відображення поля геохімічного забруднення ландшафта. Кількість випадінь  $dQ$ , накопичена на поверхні ґрунту від залпового викиду (за час  $dt$ ) з урахуванням часткового розпаду або міграції  $\alpha$ , складе:  $dQ = C_i(1 - \alpha)^t dt$ .

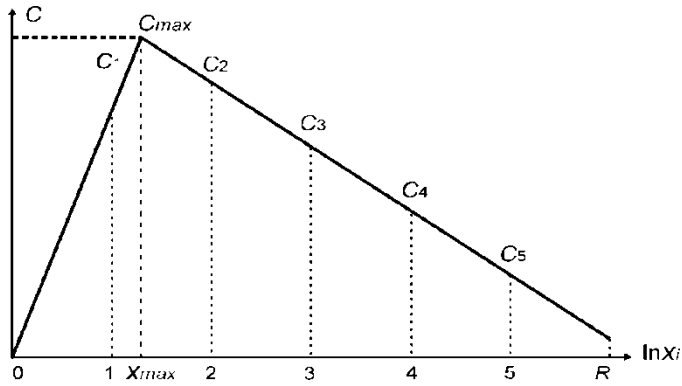


Рисунок 3 – Профіль концентрації забруднення C у логарифмічній шкалі

За тривалий проміжок часу T сумарне випадіння забруднень з приземного шару повітря та його накопичення на поверхні ґрунту становитиме:

$$Q = \int_0^T C_i (1 - \alpha)^t dt = C_{\max} T (1 - \alpha)^T. \quad (15)$$

Пробні розрахунки за формулою (14) показали близькість до результатів за формулою (13) за порядком чисел та значенням. Водночас спрощена формула (14) потребує попереднього визначення відстані і значення максимальної приземної концентрації забруднення, розрахованих, наприклад, за формулою (12), що повертає нас у вихідну точку через необхідність знання параметрів  $\sigma_y$  і  $\sigma_z$ .

Тому для розрахунку збитків від забруднення атмосфери за формулою (1) на регіональному рівні залишається використовувати орієнтовні величини приземних концентрацій забруднюючих речовин за формулою (13) у двох варіантах: максимальна оцінка із знижуючим коефіцієнтом 0,1 і мінімальна оцінка із коефіцієнтом 0,01.

Такий розрахунок дає змогу оцінити середні приземні концентрації у сегментах сектора зони забруднення із заданим кроком за вітровою віссю викиду на відстані до 100 км без врахування бокового розсіювання як середнє двох значень, що є припустимою апроксимацією на регіональному рівні. У зазначених сегментах визначаються населені пункти, які туди потрапляють. Розрахунок збитків від атмосферного забруднення здійснюється за методикою МНС-збитки (формула (1) у розрізі цих сегментів з урахуванням типу поселення (місто, село або с.м.т.) та кількості населення в них послідовно для основних видів СДОР (по кожному виду речовини – окремий розрахунок) із наступним підсумовуванням результату по всій зоні забруднення.

## Висновки

1. В умовах недостатньої розробленості методології еколого-економічних оцінок на регіональному рівні ми пропонуємо реалізувати опосередкований підхід до її здійснення «від зворотного» – шляхом визначення суми

потенційних еколого-економічних втрат від імовірних техногенних НС на всіх ПНО в межах досліджуваного регіону.

2. Перспективність реалізації такого підходу в Україні обумовлена високою щільністю ПНО, їх паспортизацією та наявністю офіційно затвердженої методики із визначення економічних збитків від НС (МНС-збитки), яка може бути модифікована під задачу оцінки еколого-економічних втрат від гіпотетичних аварій на небезпечних об'єктах.

3. Регіональна оцінка потребуватиме ітераційної процедури пооб'єктних розрахунків із прогнозуванням зон забруднення для великої кількості ПНО та накопиченням результатів за реципієнтами екологічних втрат. З огляду на необхідність обробки великих масивів інформації таке завдання може бути реалізовано лише у складі повнофункціонального програмного комплексу.

4. Вхідними даними для таких розрахунків мають бути: база даних паспортів ПНО; база даних кліматичних, гідрологічних, гідрогеологічних і літологічних параметрів; крупномасштабна топооснова; тематичні шари електронної карти із визначенням контурів всіх необхідних характеристик; база даних нормативів оцінки еколого-економічних втрат.

5. Причому при практичному застосуванні методики МНС-збитки виникає проблема чисельного прогнозування концентрацій СДОР у зонах забруднення атмосфери, водойм і ґрунтових вод в ітераційному режимі для великого числа об'єктів.

6. Для умов регіональної оцінки збитків від забруднення атмосфери внаслідок НС на ХНО доводиться оцінювати приземні концентрації за спрощеною схемою, оскільки методика ОНД – 86 виявилася мало придатною через брак даних, необхідних для розрахунків.

## **СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ**

1. Методика оцінки збитків від надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру (Затверджена Постановами Кабінету Міністрів України № 175 від 15.02.2002 р. та № 862 від 04.06.2003 р.)
2. Галушкіна Т.П. Економіка природокористування. Навчальний посібник. – Харків: Бурун Книга, 2009. – 480 с. – С. 260–261.
3. Методика прогнозування наслідків вилу (викиду) небезпечних хімічних речовин при аваріях на промислових об'єктах і транспорті. – К.: Наказ Міністерства з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи, Міністерства аграрної політики, Міністерства економіки, Міністерства екології і природних ресурсів 27.03.2001 р. № 73/82/64/122.
4. Бекетов В.Е., Евтухова Г.П., Коваленко Ю.Л. Рассеивание загрязняющих веществ в атмосферном воздухе и методики расчета приземных концентраций / Конспект лекций. – Харьков, ХНАГХ, 2011. – 74 с.
5. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. ОНД – 86. Госкомгидромет. Л. – 1987.
6. Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности. – 3-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 192 с.

*Стаття надійшла до редакції 30.07.2015*