

УДК 330.42 : 632.95

МЕТОДИ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ СТІЙКИМИ ПЕСТИЦИДАМИ

Т.О. Моклячук
аспірант

Інститут агроекології і природокористування НААН

З метою виявлення і подальшого запровадження оптимального методу відновлення забруднених стійкими пестицидами ґрунтів розглянуто методи оцінки екологічного ризику. Розраховано та порівняно значення ризику від забруднення за двома різними моделями — ситуаційного ризику і CalTOX. Побудовано математичну модель, яка описує розподіл забруднення ділянки стійкими пестицидами залежно від відстані від складу, та дає можливість оцінити ситуаційний ризик.

Ключові слова: рівень екологічного ризику, методи оцінювання ризику, ситуаційний ризик, CalTOX, ГДК, хлороганічні пестициди.

Широке застосування пестицидів у господарствах України в минулі роки призвело до повсюдного забруднення сільськогосподарських ґрунтів. Роботи з ліквідації запасів заборонених та непридатних пестицидів впроваджені, але дослідженню та розробленню методів відновлення ґрунту в зонах забруднення не приділяється достатньо уваги.

У зв'язку з цим виникає потреба визначити оптимальний метод очищення забруднених едафотопів, який включав би в себе однаковою мірою екологічний та економічний аспекти. Також слід володіти інформацією щодо рівня екологічного ризику, спричиненого забрудненням, щоб оцінити терміновість впровадження заходів з очищення та відновлення забрудненого ґрунту.

Останнім часом у багатьох країнах світу дедалі частіше застосовують біологічне очищення антропогенно порушених територій за допомогою рослин, які не лише самі активно беруть участь у процесі ремедіації, а й у багатьох випадках сприятливо діють на мікрофлору ґрунтів, підвищуючи ефективність процесів відновлення навколишнього середовища. Вважають, що біологічний спосіб відновлення антропогенно порушених екосистем найекономічніший і найбезпечніший. Підраховано, що вартість очищення ґрунтів, забруднених важкими металами, радіонуклідами, нафтою і пестицидами, за допомогою рослин, які використовують лише енергію сонця, становить усього 5 % витрат на інші засоби відновлення екосистем [1].

Фітотехнології пропонують ефективні інструменти й екологічно привабливі рішення щодо відновлення ґрунтів та вод, забруднених металами, радіонуклідами, пестицидами та іншими органічними сполуками, отримання

екологічно безпечної продукції і розвитку відновних джерел енергії. Сучасні фітотехнології дають змогу отримувати порівняно чисту сільгосппродукцію на забруднених землях, обмежувати горизонтальну та латеральну міграцію лабільних форм токсикантів завдяки їх концентрації в рослинах та здійснювати очищення забруднених об'єктів довкілля [2].

Концепція застосування рослин для очищення та відновлення ґрунтів використовується понад 300 років і має такі переваги, як запобігання вимиванню забруднюючих речовин, зменшення ризику незахищеності ґрунту та деструктивного впливу на нього, забезпечення контролю над ерозійними процесами, сприяння збереженню біорізноманіття, менші грошові затрати та об'єми вторинних відходів тощо [3]. Використання рослин, здатних до гіперакумуляції поллютантів, триває останні 15 років. Фіторемердіація як одна з фітотехнологій використовує зелені рослини та асоційовані з ними ризосферні організми для видалення, накопичення та деградації ксенобіотиків з ґрунту, осадів стічних вод, повітря, підземних та поверхневих вод [4].

До недоліків та обмежень застосування фіторемердіаційних технологій відносять [5] значну тривалість у часі, загрозу споживання забрудненої вегетативної маси представниками фауни, можливі труднощі з утилізацією вирощених рослин, ймовірність негативного впливу кліматичних умов на утворення біомаси, що знижує ефективність технології, глибину відновлюваного шару ґрунту (лімітується довжиною кореневої системи рослин-ремердіаторів). При цьому підраховано, що світовий ринок пропозицій у галузі фіторемердіації в 1998 р. становив 16,5 — 29,5, а в 2000 р. — 55 — 103 млн дол. [3].

Як уже було сказано, для того, щоб визначити терміновість впровадження методів відновлення ґрунту, необхідно оцінити рівень екологічного ризику, спричиненого забрудненням пестицидами.

Розрахунок величини ризику буде проведено за допомогою двох різних методів. Перший метод — модель CalTOX, розроблена Відділом небезпечних речовин Університету штату Каліфорнія [6]. Другий метод — модель ситуаційного ризику, розроблена нами і описана в [7], що є модифікацією моделі Інституту екології і токсикології ім. Л.І. Медведя (Київ, Україна) [8–10].

Основна формула моделі CalTOX має такий вигляд:

$$H(ED) = C_S(0) \times \sum_{\substack{(j \text{ шляхи} \\ \text{розповсюдження})}} \sum_{\substack{(k \text{ середовище})}} \sum_{\substack{(i \text{ шлях} \\ \text{впливу})}} [Q_j(ADD_{ijk}) \times \left(\frac{ADD_{ijk}}{ED \times C_k} \right) \times \int_0^E D\Phi[C_S(0) \rightarrow C_k, t] dx] \quad (1)$$

У цьому виразі $\Phi[C_S(0) \rightarrow C_k, t]$ — функція дисперсії, яка перетворює початкову концентрацію забруднювача $C_S(0)$, мг/кг на C_k , концентрацію забруднювача — на час t в середовищі k . (ADD_{ijk}/C_k) — середня денна потенційна доза від контакту шляхом впливу i шляхом розповсюдження j у середовищі k , розділена на C_k — середню концентрацію за весь час ED . Усі фактори впливу сумуються. $Q_j(ADD_{ijk})$ — функція, яка співвідносить потенційну дозу, ADD_{ijk} , отриману шляхом розповсюдження j з тривалістю життя індивіда [6].

Загальна формула для моделі ситуаційного ризику має такий вигляд:

$$R = \frac{1}{2Isc} \sum_{\substack{\text{діюча} \\ \text{речовина}}} [A_i + B_i + D_i], \quad (2)$$

де Isc — індекс самоочищення ґрунтів, що залежить від місцевості; A_i — навантаження i -го забруднювача за впливом на людину, тобто як певний забруднювач вплине на людину під час прямого контакту; B_i — навантаження i -го забруднювача по ГДК, тобто вплив забрудненої ділянки на навколишнє середовище в сенсі ризику; D_i — навантаження i -го забруднювача за оцінкою епіконтактності населення, тобто як вплине споживання продукції, вирощеної на забрудненій ділянці, на населення [9].

За формулою (2) обраховують ситуаційний ризик у випадку, якщо діюча речовина нерівномірно розподілена в ґрунті. Проте за наявності на території поля складу отрутохімікатів, концентрація діючої речовини на полі не є

сталою та залежить від багатьох чинників. Саме тому виникла необхідність удосконалити цей метод, врахувавши нерівномірність концентрації діючої речовини, та побудувати модель розподілу діючої речовини в ґрунті. Побудова такої моделі дасть змогу оцінити рівень ситуаційного ризику території, що перебуває під впливом забруднення.

Для розрахунку блока A_i потрібно обрахувати пряме навантаження i -го пестициду. Для розрахунку блока A_0 необхідно розрахувати величину A_n , яка являє собою масу всієї діючої речовини поділену на загальну площу впливу цієї діючої речовини. Щоб знайти A_n , побудуємо модифіковану формулу прямого навантаження, яка буде враховувати розташування складу поблизу.

Спираючись на практичні розділи теорії диференціальних рівнянь, прийmemo, що забруднення поширюється навколо складу в оберненій експоненціальній залежності від відстані. Тоді, враховуючи методи нелінійної регресії, можна записати таку формулу:

$$P_i(x) = Ps_i \times l_i \times \text{Exp}\{-m_i x + 1\}, \quad (3)$$

де $P_i(x)$ — концентрація i -го пестициду на відстані x ; Ps_i — забруднення едафотопу складу цим пестицидом; $\text{Exp}\{-m_i x + 1\}$ — експонента; l_i, m_i — регресійні коефіцієнти (для їх розрахунку використано програму Wolfram Mathematica 8).

Щоб визначити загальну масу діючої речовини при відомій залежності концентрації від відстані до складу, застосуємо методи практичних аспектів кратних інтегралів. Розділимо територію навколо складу концентричними колами на ділянки. Пронумеруємо ці ділянки в порядку зростання. Частина з цих ділянок перетнеться з територією поля, утворюючи частини секторів кругів. Нехай утворилося N частин. Площу однієї такої частини можна вирахувати так:

$$S_k = \pi \frac{\beta_k - \alpha_k}{2} (r_k^2 - r_{k-1}^2), \quad (4)$$

де α_k та β_k — відповідно початковий та кінцевий кути сектора; r_k — радіус k -го круга; r_{k-1} — радіус $k-1$ -го круга.

Площу всіх таких частин рахуємо як їхню суму:

$$S = \sum_{k=1}^N S_k, \quad (5)$$

Розділивши таким чином територію поля, можна вирахувати масу речовини, застосувавши подвійний інтеграл у полярних координатах.

Враховуючи густину ґрунту θ , загальну масу діючої речовини, яка розподілена по полю, визначаємо за формулою:

$$\begin{aligned}
 M_i &= \theta \sum_{k=1}^N \int_{\alpha_k}^{\beta_k} \int_{r_{k-1}}^{r_k} P(x) dx = \\
 &= \theta \sum_{k=1}^N \int_{\alpha_k}^{\beta_k} \int_{r_{k-1}}^{r_k} P s_i \times l_i \times \text{Exp}\{-m_i x + 1\} dx = \\
 &= \theta \sum_{k=1}^N \{ \text{Exp}\{-m_i r_{k-1}\} - \text{Exp}\{-m_i r_k\} \} \times \\
 &\quad \times (\beta_k - \alpha_k) \frac{P s_i \cdot l_i \cdot \text{Exp}\{1\}}{m_i}.
 \end{aligned}
 \tag{6}$$

Поділивши M — загальну масу діючої речовини на S — загальну площу, отримуємо пряме навантаження i -го пестициду, в кг/га. Отримавши це значення, можемо застосувати його для вирахування компонентів моделі ситуаційного

ризик у випадку наявності едафотопу складу отрутохімікатів на ділянці, що досліджується.

Отже, оцінимо екологічний ризик за двома наведеними методами. Для прикладу буде взято чотири населених пункти Крижопільського району Вінницької області, на території яких досі містяться склади отрутохімікатів.

На згаданих вище ділянках у відділі еко-токсикології ІАП було проведено скрінинговий аналіз стійких хлорорганічних пестицидів, результати якого наведені в табл. 1 і 2.

За допомогою Google Earth ми виміряли площу кожної з ділянок, а за допомогою Wolfram Mathematica 8 визначили загальну масу забруднювачів на кожній ділянці. Результати наведено в табл. 3.

За отриманими даними ми оцінили рівні ризику за допомогою моделей CalTOX та ситуаційного ризику. За контрольну використали віртуальну ділянку з рівномірним забрудненням на рівні ГДК.

Таблиця 1

Результати скрінингового аналізу ділянок

Номер ділянки	Пестицид	Концентрація, мг/кг	ГДК, мг/кг
1	Σ ГХЦГ	12,32	0,1
	Σ ДДТ	19,65	0,1
2	Σ ГХЦГ	—	0,1
	Σ ДДТ	0,13	0,1
3	Σ ГХЦГ	—	0,1
	Σ ДДТ	0,69	0,1
4	Σ ГХЦГ	—	0,1
	Σ ДДТ	58,63	0,1

Таблиця 2

Розподіл забруднення стійкими пестицидами за відстанню

Номер ділянки	Пестицид	Відстань, м					
		1	5	15	25	50	100
1	Σ ГХЦГ	12,32	9,7	8,73	6,45	3,89	1,41
	Σ ДДТ	13,86	8,02	2,65	1,25	0,38	0,06
2	Σ ГХЦГ	—	—	—	—	—	—
	Σ ДДТ	0,13	0,06	0,01	—	—	—
3	Σ ГХЦГ	—	—	—	—	—	—
	Σ ДДТ	0,69	0,32	0,07	0,01	—	—
4	Σ ГХЦГ	—	—	—	—	—	—
	Σ ДДТ	55,01	34,51	15,38	9,26	3,47	0,53

Таблиця 3

Дані про ділянки

Номер ділянки	Площа, га	Пестицид	Загальна маса пестициду, кг	Пряме навантаження, кг/га
1	41,98	Σ ГХЦГ	11,392	0,271368
		Σ ДДТ	6,281	0,149619
2	89,90	Σ ГХЦГ	–	–
		Σ ДДТ	0,861	0,00958
3	96,93	Σ ГХЦГ	–	–
		Σ ДДТ	23,73	0,2448
4	20,79	Σ ГХЦГ	–	–
		Σ ДДТ	84,453	4,06227

У табл. 4 наведено вихідні дані моделі CaTOX для вибраних ділянок.

Рис. 1–5 ілюструють розподіл доз забруднювачів, а на рис. 6 наведено рівні відносного ситуаційного ризику для кожної з ділянок.

Враховуючи густину місцевого ґрунту (1,650 t/m³) та індекс самоочищення терито-

рії області (для Вінницької області I_{sc}=0,61) [10], було розраховано компоненти моделі ситуаційного ризику. Результати обчислень наведено в табл. 5; на рис. 7 показано значення відносного рівня ризику для обраних ділянок. Контрольні значення взято зі статті [10].

Таблиця 4

Вихідні дані моделі CaTOX

Номер ділянки	Pollutant	Абсолютне значення ризику		Сумарне абсолютне значення	
		Ризик		Ризик	
1	ДДТ	Ризик	6,55×10 ⁻⁶	Ризик	7,05×10 ⁻⁶
		Рівень небезпеки	0,233	Рівень небезпеки	0,347
	ГХЦГ	Ризик	4,95×10 ⁻⁷	–	–
		Рівень небезпеки	0,114	–	–
2	ДДТ	Ризик	7,23×10 ⁻⁸	Ризик	7,23×10 ⁻⁸
		Рівень небезпеки	2,5×10 ⁻³	Рівень небезпеки	2,5×10 ⁻³
	ГХЦГ	Ризик	–	–	–
		Рівень небезпеки	–	–	–
3	ДДТ	Ризик	3,90×10 ⁻⁷	Ризик	3,90×10 ⁻⁷
		Рівень небезпеки	0,014	Рівень небезпеки	0,014
	ГХЦГ	Ризик	–	–	–
		Рівень небезпеки	–	–	–
4	ДДТ	Ризик	2,06×10 ⁻⁵	Ризик	2,06×10 ⁻⁵
		Рівень небезпеки	0,581	Рівень небезпеки	0,581
	ГХЦГ	Ризик	–	–	–
		Рівень небезпеки	–	–	–
Контроль	ДДТ	Ризик	4,02×10 ⁻⁸	Ризик	5,13×10 ⁻⁸
		Рівень небезпеки	9,25×10 ⁻⁴	Рівень небезпеки	2,61×10 ⁻³
	ГХЦГ	Ризик	4,73×10 ⁻⁷	–	–
		Рівень небезпеки	1,68×10 ⁻³	–	–

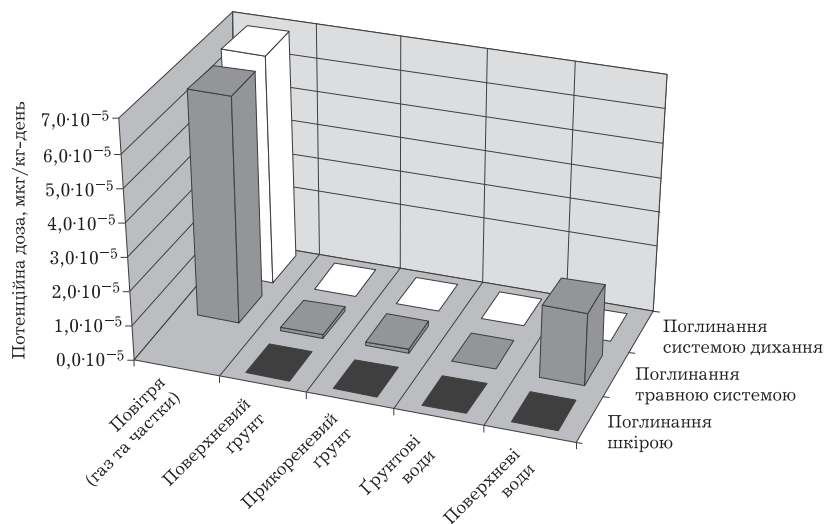


Рис. 1. Розподіл дози ДДТ на ділянці 1 за моделлю CalTOX

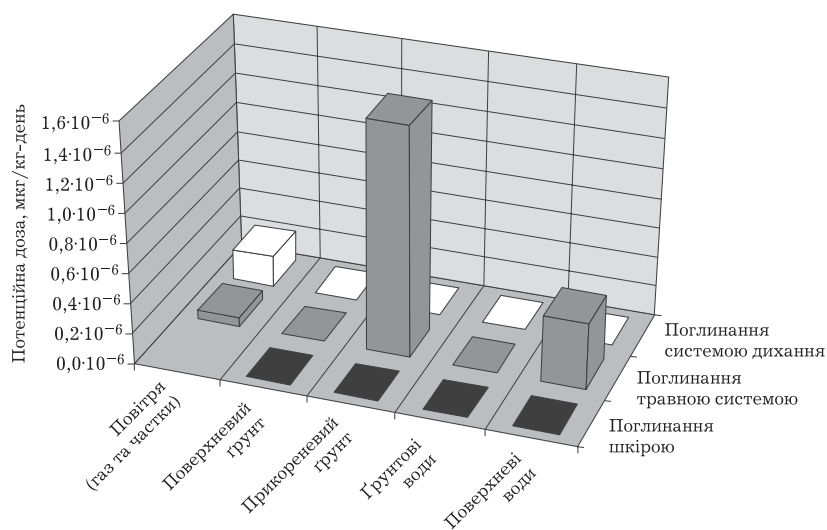


Рис. 2. Розподіл дози ГХЦГ на ділянці 1 за моделлю CalTOX

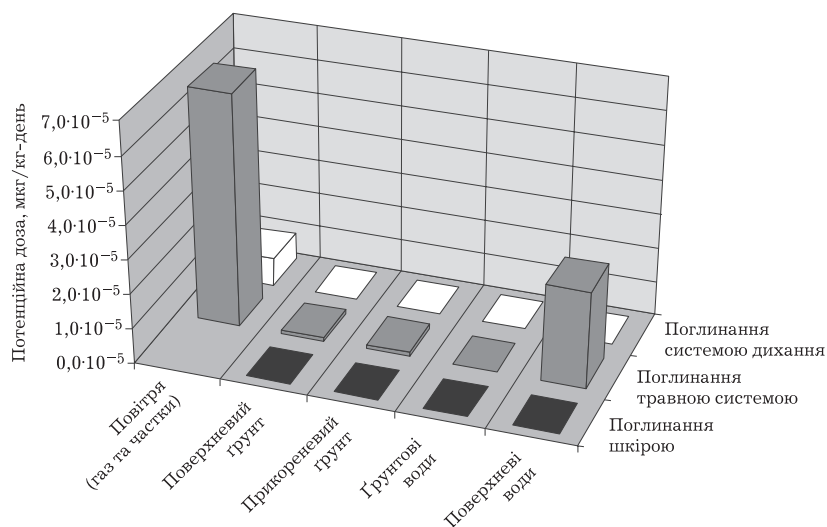


Рис. 3. Розподіл дози ДДТ на ділянці 2 за моделлю CalTOX

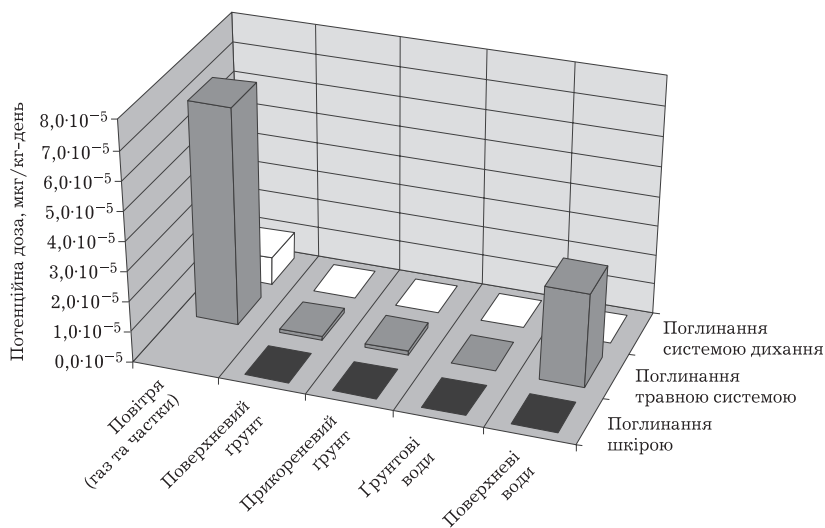


Рис. 4. Розподіл дози ДДТ на ділянці 3 за моделлю CalTOX

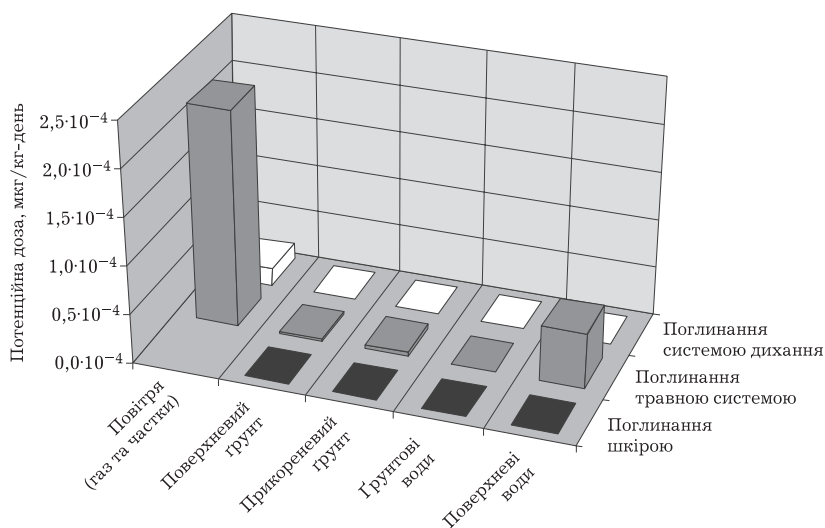


Рис. 5. Розподіл дози ДДТ на ділянці 4 за моделлю CalTOX

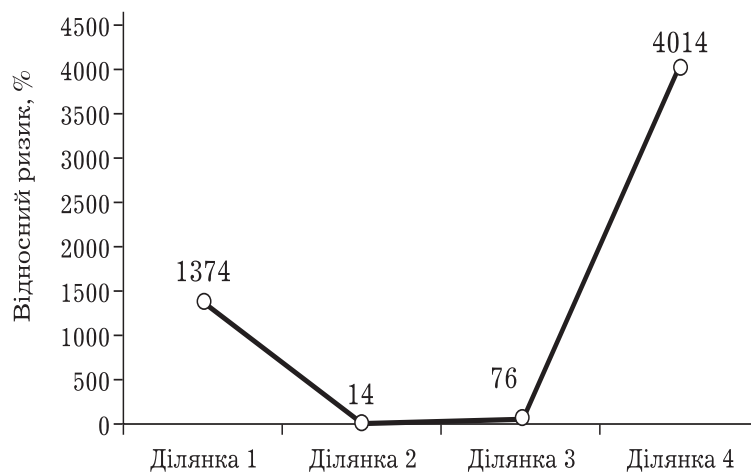


Рис 6. Відносний ризик за моделлю CalTOX

Таблиця 5

Вихідні дані моделі ситуаційного ризику

Location name	Pollutant	A0	B0	D0	Dm	Абсолютне значення ризику
1	Σ ГХЦГ	28,4936	1,99315	93,1018	0,005	203,604
	Σ ДДТ	15,71	1,72344	44,3875	0,005	101,343
	Загалом	44,2036	3,71659	137,4893	–	304,947
2	Σ ГХЦГ	–	–	–	–	–
	Σ ДДТ	1,0059	0,9088	1,49864	0,005	5,5956
3	Σ ГХЦГ	–	–	–	–	–
	Σ ДДТ	25,704	2,23759	94,287	0,005	200,375
4	Σ ГХЦГ	–	–	–	–	–
	Σ ДДТ	426,538	3,522885	2463,354	0,005	4650,505

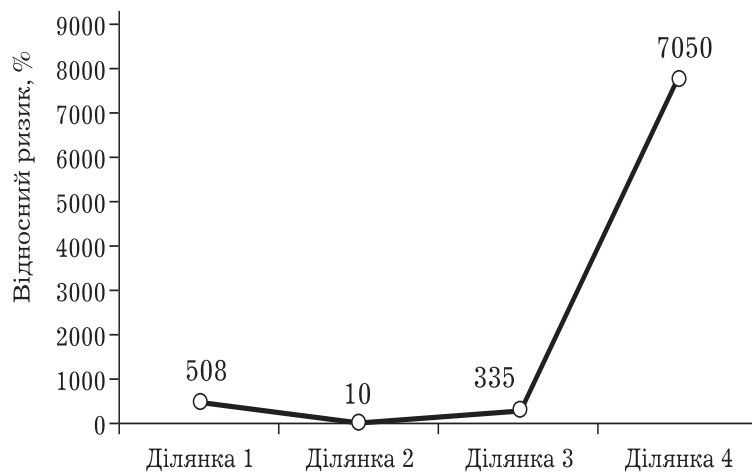


Рис. 7. Відносний рівень ризику на вибраних ділянках за моделлю ситуаційного ризику

Отже, як видно з рис. 6 і 7, обидві моделі дають схожі результати. Це означає, що вони обидві можуть бути використані для оцінки ситуаційного екологічного ризику від забруднення стійкими органічними пестицидами.

ВИСНОВКИ

Рівень ризику є дуже важливим показником. Адже саме він дає можливість визначитися з такими запитаннями: чи потрібні заходи з очищення ґрунтів від непридатних пестицидів? коли вони потрібні (наскільки терміново)? які саме заходи необхідні (наскільки вони економічно і екологічно ефективні)? Відповіді на ці запитання допоможуть зорієнтуватись у виборі методів відновлення забруднення стійкими пестицидами ґрунтів.

Як бачимо з результатів оцінки рівня ризику, його показник надто високий за двома мо-

делями. Тому слід запропонувати певні заходи з очищення ґрунтів, наприклад, фітореMediaцію — не надто дорогий та порівняно безпечний метод очищення і відновлення постраждалих від СО₂ ґрунтів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Prasad M.N.V. Trees, industrial crops, grass and legume based phytotechnologies to promote sustainable land use // Phytotechnologies to promote sustainable land use and improve food safety: 1st Scientific Workshop COST Action 859. — 14–16 June, 2005. — Pisa, Italy. — P. 177–178.
2. Сорочинський Б.В. Біотехнологічні аспекти фітореMediaції об'єктів навколишнього середовища від радіонуклідних забруднень / Б.В. Сорочинський, Н.О. Козировська // Агроекологія і біотехнологія. — 1998. — Вип. 2. — С. 123–131.

3. Henry J.R. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury [Електронний ресурс] / J.R. Henry. — Washington: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation office. — 2000. — Режим доступу: <http://www.clu-in.org>.
4. Chappell J. Phytoremediation of TCE using Populus: Status Report [Електронний ресурс] / J. Chappell. — Washington: U.S. Environmental Protection Agency, Technology Innovation Office. — 1997. — Режим доступу: <http://www.clu-in.com/phytoTCE.htm>.
5. Electrokinetic and Phytoremediation In Situ Treatment of Metal-Contaminated Soil: State-of-the-Practice, EPA/542/R-00/XXX [Електронний ресурс]. — Washington: US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office. — 2000. — Режим доступу: <http://www.clu-in.org>.
15. Introduction to Phytoremediation, EPA 600/R-99/107 [Електронний ресурс]. — Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. — 2000. — Режим доступу: <http://www.clu-in.org>.
6. CalTOX model description — 1993. — Режим доступу: <http://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/upload/techman1-2.pdf> — Назва з екрану.
7. Моклячук О. Модель екологічного ризику забруднення ґрунтів стійкими хлорорганічними пестицидами / О Моклячук, Т. Моклячук, В. Монарх. // Тези міжнар. наук.-практ. конференції «Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві». — 2013 — С. 115–117.
8. Проданчук М.Г. Модельні методичні підходи до токсиколого-гігієнічної оцінки небезпеки та прогнозу ситуаційного ризику щодо формування асортименту і обсягів застосування пестицидів в сільському господарстві України / М.Г. Проданчук, В.І. Великий, Ю.А. Кучак // Современные проблемы токсикологии. — 2001. — № 4. — С. 43–46.
9. Проданчук М.Г. Методологічні підходи до оперативної екогігієнічної оцінки асортименту та обсягів застосування пестицидів в сільському господарстві України / М.Г. Проданчук, В.І. Великий, Ю.А. Кучак // Довкілля та здоров'я. — 2003. — № 1. — С. 75–78.
10. Проданчук М.Г. Теоретично-прикладне обґрунтування скорочення обсягів застосування пестицидів з високим ситуаційним ризиком небезпеки на стадії попереджувального санітарно-гігієнічного нагляду / М.Г. Проданчук, В.І. Великий, Ю.А. Кучак // Проблеми харчування. — 2004. — №3. — С. 12–16.

УДК 338.439.52 : 631.147

ДОСТУПНІСТЬ ОРГАНІЧНОЇ ПРОДУКЦІЇ ЯК ІНДИКАТОР ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАСЕЛЕННЯ ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНИМИ ПРОДУКТАМИ ХАРЧУВАННЯ

Є.В. Гаваза
аспірант

ННЦ «Інститут аграрної економіки НААН»

Проаналізовано рівень доступності органічної продовольчої продукції для кінцевого споживача в Україні з позицій наявності та близькості місця продажу, пропонованого асортименту та ціни. Здійснено порівняння закупівельних та роздрібних цін на органічну та традиційну продукцію. Обґрунтовано напрями підвищення доступності органічної продукції.

Ключові слова: органічна продукція, ринок органічної продукції, доступність, асортимент, ціна.

Сучасний стан розвитку соціально-економічних процесів потребує підвищення рівня продовольчої безпеки держави, зокрема забезпечення населення високоякісними, екологічно безпечними продуктами харчування вітчизняного виробництва. На світовому ринку сільськогосподарської продукції та продовольства постійно зростає частка органічної продукції,

удосконалюються технології виробництва, формується ринкова інфраструктура, забезпечується державна підтримка. Зростання виробництва органічної продукції якісно поліпшує ринок сільськогосподарської продукції та продовольства, гарантує захист від потрапляння в організм залишків пестицидів, стимуля-торів