

МОДЕЛЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

О.В. Макарова, маг. кафедри прикладної екології,

В.Г. Ільїна, доц. к.г.н

Одеський державний екологічний університет

Ступінь забруднення ґрунту і рослин токсичними елементами та сполуками в умовах інтенсивної хімізації - це нова, досить актуальна екологічна проблема. Тому важко вибрати вірний метод визначення важких металів у ґрунті, а також методіку визначення токсичного рівня важких металів у ґрунті. Важкі метали необхідно вивчати в усьому біологічному ланцюгу: ґрунт - рослина - тварина - людина. Саме в ґрунтах необхідно нормувати вміст важких металів, так як ґрунти впливають на хімічний склад природних вод, повітря, рослин, на продукти тваринного походження, а отже і на здоров'я людини.

Найбільш токсичними важкими металами є кадмій, мідь, цинк та свинець. Тому в рамках роботи було виконано оцінку забруднення ґрунтів Херсонської області важкими металами.

Головний чинник, що визначає вміст Cd у ґрунтах – це хімічний склад материнських порід. Активність, а з нею і здатність рослин поглинати Cd, сильно залежить від рН ґрунту: він найбільш рухомий в інтервалі рН 4,5 - 5,5, а із збільшенням його значення рухливість падає [1].

В основному Cd локалізується в корінні і в менших кількостях у вузлах стебел, черешках і головних жилках листя. Кадмій вважається токсичним елементом для рослин, і основна причина його токсичності пов'язана з порушенням ензиматичної активності.

Детальний аналіз даних про поглинання Pb корінням рослин дозволив прийти до висновку, що спосіб його поглинання – пасивний. Швидкість поглинання знижується при вапнуванні і низьких температурах. Не дивлячись на погану розчинність Pb у ґрунті, він поглинається кореневими волосками і затримується в стінках кліток [2].

Переносимий повітрям Pb – головне джерело свинцевого забруднення – також легко поглинається рослинами через листя. Токсичність органічних форм Pb не лише перевершує токсичність неорганічних форм, але і що викликаються цими двома типами агентів ефекти розрізняються якісно. Проте симптоми свинцевого токсикозу в рослин не дуже специфічні.

Сприятливий режим фосфору знижує токсичну дію Pb. Це взаємодія – наслідок здатності Pb до утворення нерозчинних фосфатів в рослинних тканинах і ґрунтах. Відомо, що S уповільнює перенесення Pb з коріння у стебла [3].

Розчинні форми Zn доступні для рослин, і за наявними даними вжиток Zn лінійно зростає з підвищенням його концентрації в живлячому розчині і в ґрунтах. Швидкість поглинання Zn сильно вагається залежно від вигляду рослин і умов середовища зростання. Велике значення має склад живлячого розчину, особливо присутність Ca [4].

Дані про рухливість Zn у рослинах досить суперечливі. Проте, є загальні закономірності: кореневі системи часто містять значно більше Zn, чим надземні частини, особливо, якщо рослина виросла на ґрунті, багатому Zn. При оптимальному рівні вмісту Zn у ґрунті цей елемент може переміщатися з коріння і накопичуватися у верхніх частинах рослин. За опублікованими даними Zn концентрується в хлоропластах. Також, ймовірно, він накопичується в рідині, що заповнює вакуолі, і в клітинних мембранах [5].

Передбачити, при яких концентраціях в ґрунті виникнуть токсичні ефекти в рослинах надзвичайно складно. Вже задовго до того, як симптоми отруєння і зниження врожайності стануть очевидні, продукти живлення, що отримуються з сільськогосподарських культур з підвищеним рівнем вмісту Cu, представлятимуть значну небезпеку для здоров'я людей.

Накопичення важких металів рослиною розглядається в залежності від утримання рухомих форм важких металів у ґрунті. Швидкість надходження важких металів у рослину описується формулою:

$$\frac{\Delta A_q^{\text{погл}(o)}}{\Delta t} = \frac{86,4 \alpha_q^{\text{погл}} \bar{A}_q^{\text{почв}} m_r^j}{a_r} \quad (1)$$

де $\frac{\Delta A_q^{\text{погл}}}{\Delta t}$ – швидкість поглинання важких металів корінням рослини, $\text{мгм}^{-2}\text{доб}^{-1}$; $\alpha_q^{\text{погл}}$ – поглинальна здібність кореню, мс^{-1} ; $\bar{A}_q^{\text{почв}}$ – концентрація рухомих форм q -го виду важких металів у ґрунті, мгкг^{-1} ; a_r – радіус кореню, см; q – вид важкого металу.

У зв'язку з можливим підвищенням рівню антропогенного забруднення ґрунту та рослин важкими металами врахуємо їх фітотоксичний вплив за допомогою коефіцієнту фітотоксичності $K_{\text{вм}}$, визначеного за принципом Лібіха з великої кількості коефіцієнтів фітотоксичності кожного виду важких металів

$$K_{\text{м.М}}^j = \min \left\{ K_q^j \right\}, q \in \text{Cd, Cu, Hg, Pb, Sr, Zn} \quad (2)$$

кожний з яких визначається з виразу:

$$K_q^{\text{кр}j} = 1 - \left(\frac{\mu A_q}{A_q^{\text{кр}2} - A_q^{\text{кр}1}} \right) \cdot A_q^{\text{рост}(j)} \quad (3)$$

де μA_q – зниження продуктивності рослин в інтервалі критичних величин концентрації важких металів у рослині $A_q^{\text{лз}1}$ і $A_q^{\text{лз}2}$ (мг кг^{-1}) [6].

У таблиці 1 наведені дані про параметри формули 1 для розрахунку швидкості поглинання важких металів зерновими культурами.

Таблиця 1 – Параметри для розрахунку рівня забруднення зернових культур важкими металами

Види важких металів	Поглиналина здібність коріння, м/с^2	Концентрація у ґрунті, мг/кг	Радіус кореня
Мідь Cu	0,000028	0,74	0,0105
Цинк Zn	0,000025	3,30	0,01
Кадмій Cd	0,00003	0,13	0,023
Свинець Pb	0,000005	1,38	0,025

Херсонська область є однією з найнавантажениших областей стосовно вмісту у ґрунтового покриві важких металів.

На рисунку 1 представлена динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області важкими металами (рухлива форма).

Аналізуючи діаграму, видно, що найбільше забруднення завдає свинець, а найменше – кадмій. Максимальні значення спостерігались в 1992 році – для міді (1,367 мг/кг) і для цинку (8,644 мг/кг), в 1999 році – для свинцю (1,771 мг/кг) і для кадмію (0,0957 мг/кг). Мінімальні значення спостерігались в 1993 році – для міді (0,233 мг/кг), в 1994 році – для цинку (0,685 мг/кг) і для кадмію (0,0137 мг/кг), в 2002 році – для свинцю (0,676 мг/кг).

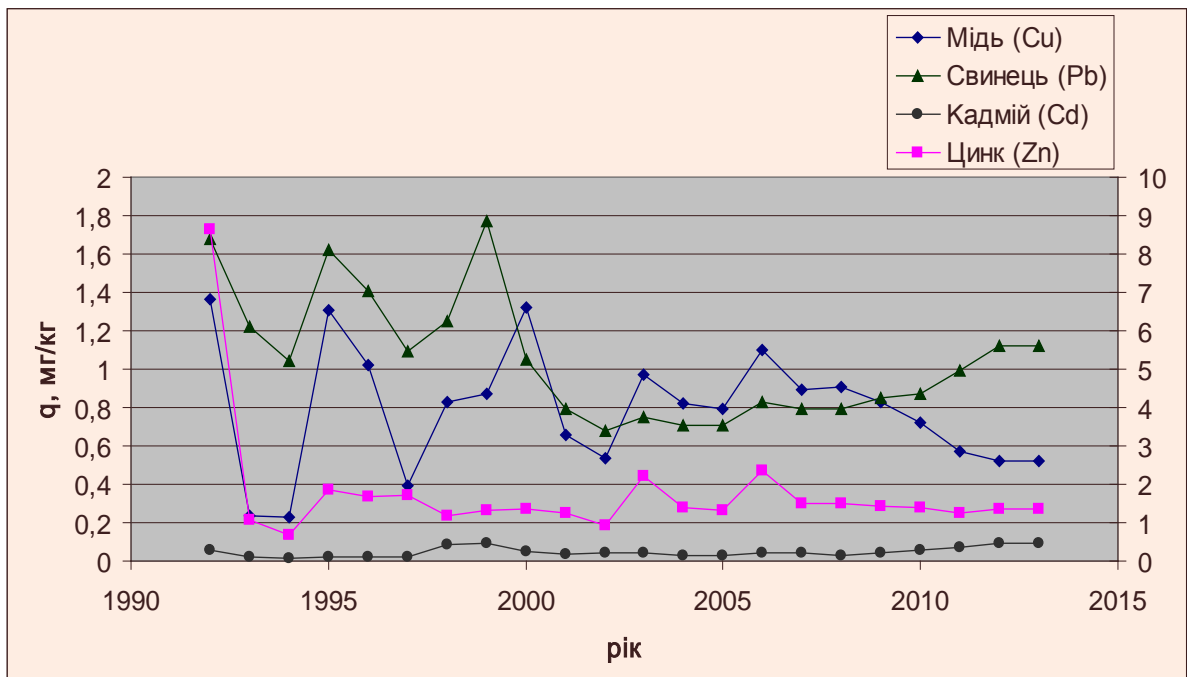


Рис.1 – Динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області важкими металами (рухлива форма)

На рисунку 2 представлена динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області міддю (рухлива форма).

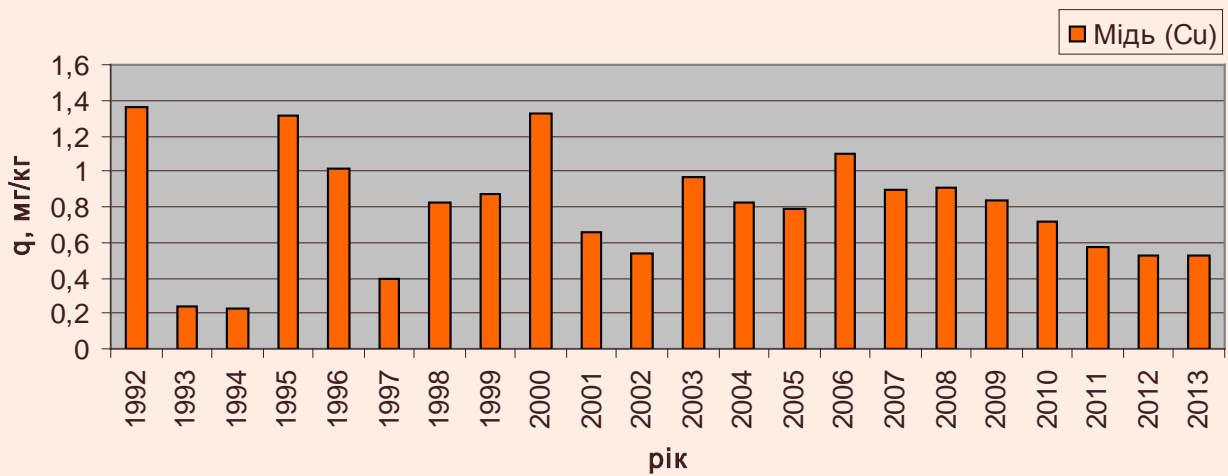


Рис.2 – Динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області міддю (рухлива форма)

Аналізуючи діаграму, видно, що розподіл динаміки забруднення ґрунтів міддю є нерівномірним. Спостерігається 3 максимуми у 1992, 1995 і 2000 роках зі значеннями 1,367 мг/кг, 1,308 мг/кг і 1,324 мг/кг відповідно. Мінімальні значення спостерігаються у 1993 і 1994 роках – 0,233 мг/кг і 0,226 мг/кг відповідно.

На рисунку 3 представлена динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області цинком (рухлива форма).

Аналізуючи діаграму, видно, що розподіл динаміки забруднення ґрунтів цинком є майже нерівномірним. Максимальне значення спостерігається у 1992 році і становить 8,644 мг/кг. Мінімальне значення спостерігається у 1994 році і становить 0,685 мг/кг.

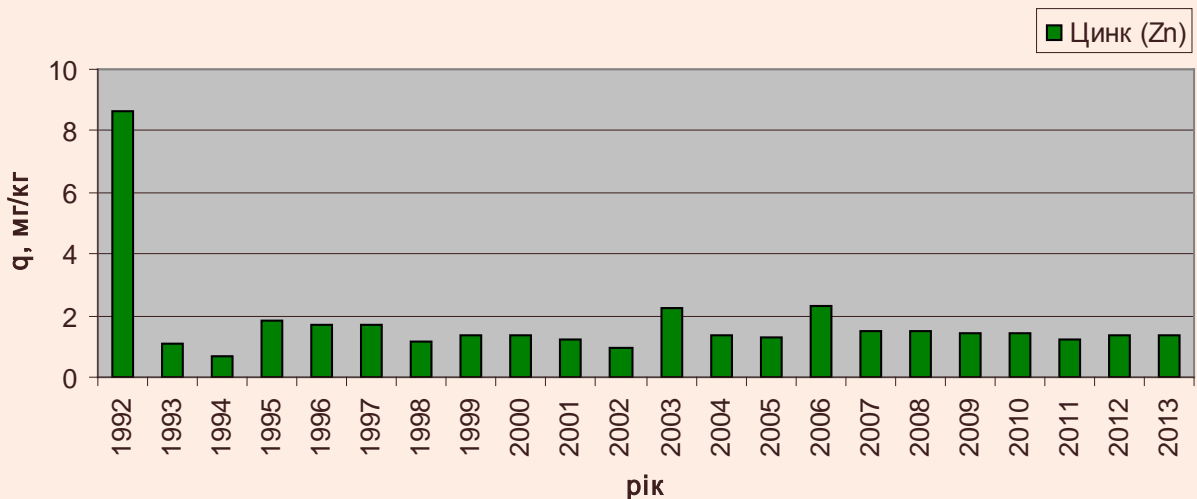


Рис. 3 – Динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області цинком (рухлива форма)

На рисунку 4 представлена динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області свинцем (рухлива форма).

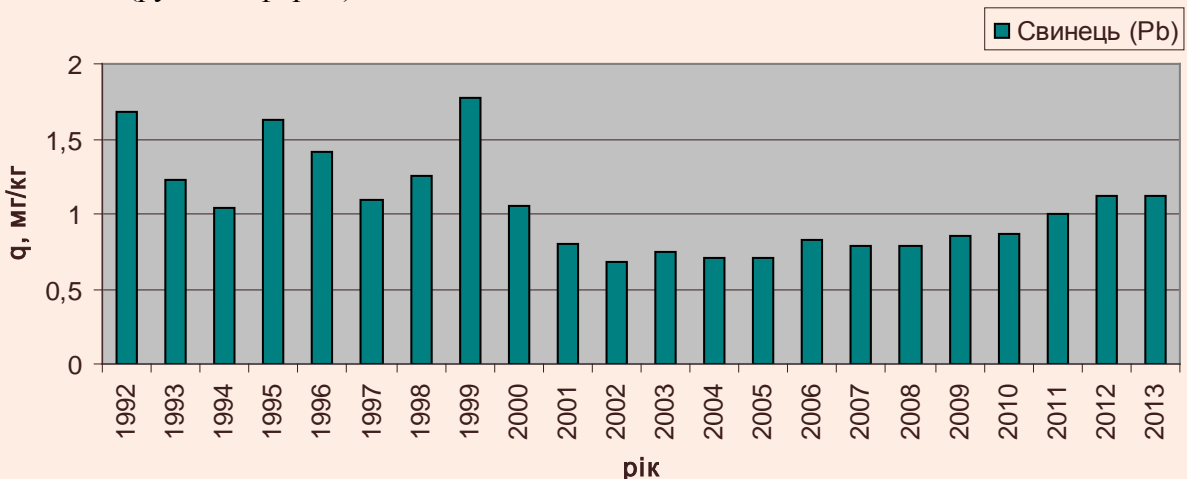


Рисунок 3.4 – Динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області свинцем (рухлива форма)

Аналізуючи діаграму, видно, що розподіл динаміки забруднення ґрунтів свинцем є нерівномірним. Спостерігається 3 максимуми у 1992, 1995 і 1999 роках зі значеннями 1,687 мг/кг, 1,624 мг/кг і 1,771 мг/кг відповідно. Мінімальне значення спостерігається у 2002 році і становить 0,676 мг/кг.

На рисунку 5 представлена динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області кадмієм (рухлива форма)

Аналізуючи діаграму, видно, що розподіл динаміки забруднення ґрунтів міддю є нерівномірним. Спостерігається спад з 1993 по 1997 роки, а також з 2000 по 2009 роки. Максимальне значення становить 0,0957 мг/кг (1999 р.), а мінімальне дорівнює 0,0137 мг/кг (1994 р.).

Таким чином можна зробити висновок про те, що моделювання та прогнозування стану довкілля – це галузь науково-практичної діяльності, яка спрямована на вивчення

основних закономірностей забруднення навколишнього середовища, яка може використовуватися для оцінки стану забруднення ґрунтів Херсонської області кадмієм (Cd)

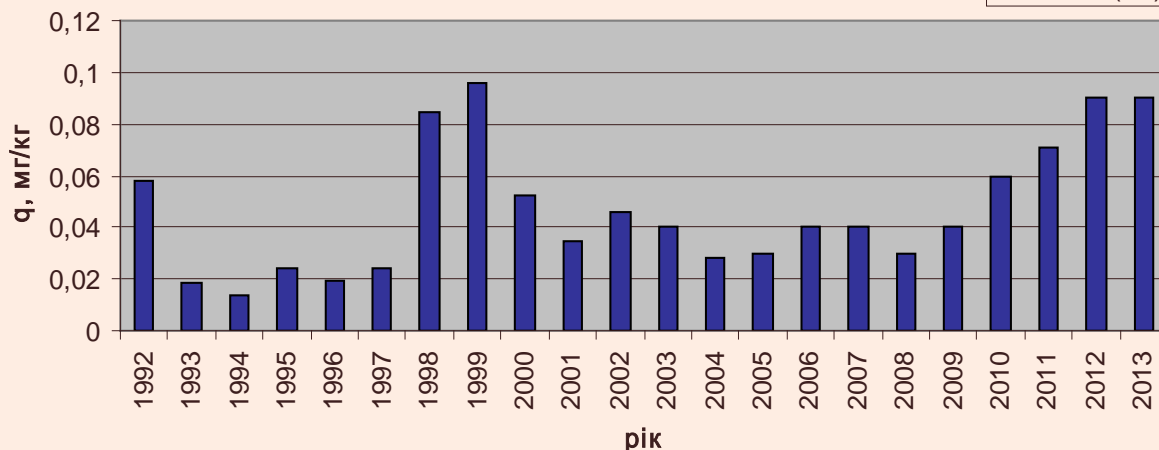


Рис.5 – Динаміка забруднення ґрунтів Херсонської області кадмієм (рухлива форма)

У подальшому буде виконано оцінку вмісту важких металів в основних сільськогосподарських рослинах, які вирощуються в Херсонській області.

ЛІТЕРАТУРА

1. Агроекологія / В.А. Черников, Р.М. Алексахин, А.В. Голубев и др.; под. ред. Черникова, А. И. Чекереса. – М.: Колос, 2000. – 536 с.
2. Грабак Н.Х., Топіха І.Н., Давиденко В.М., Шевель І.В. Основи ведення сільського господарства та охорона земель: навчальний посібник, 2-е видання. К.: ВД «Професіонал», 2006 – 496 с.
3. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. – К.: Наукова думка, 2002. – 213 с.
4. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата Пендиас, Х.Пендиас; пер. с. англ. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
5. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. / Утв. А Г. Ефремов издание 2-е, М.: 1992. – 27 с.
6. Сиротенко О.Д. Математическое моделирование водно-теплового режима и продуктивности агроэкосистемы. – Л.: Гидрометеиздат, 1981. – 167с
7. Регіональна доповідь про стан навколишнього середовища Херсонської області за 2013 рік, 5, 37, 130 – с.