

Некос А. Н.
Бодак І. В.

Еколого-геохімічні аспекти формування забруднення рослинної продукції в різних ландшафтних умовах

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, м. Харків
e-mail: alnekos@yandex.ru, innabodak@mail.ru

Анотація. Стаття присвячена аналізу особливостей акумуляції важких металів у рослинній продукції, вирощеній в різних ландшафтних умовах. У статті представлені результати оцінки рівня забруднення рослинної продукції за допомогою серії геохімічних показників: коефіцієнту концентрації (K_c), сумарного показника забруднення (Z_{Σ}), показника інтенсивності забруднення природного компонента (P_j) та ін. Встановлено, що в умовах атмосферного забруднення листові надґрунтові овочі, вирощені у межах агроландшафтів заплави, потенційно є більш екологічно небезпечними порівняно з рослинною продукцією агроландшафтів вододілів.

Ключові слова: рослинна продукція, агроландшафти, важкі метали, геохімічна міграція, рівень забруднення.

Вступ

Інтенсифікація антропогенного пресингу на довкілля відображається у поліметалічній трансформації природних компонентів геосистем не лише урбанізованих територій і промислових районів, але і аграрних регіонів. Потрапляючи у навколишнє середовище, важкі метали включаються у ланцюги біогеохімічної міграції, створюючи таким чином ризик їх надмірного накопичення у компонентах агроєкосистем. Будучи по своїй суті штучним біогеоценозом з однотипним видовим складом, агроценози не здатні до саморегуляції, що посилює імовірність забруднення природних складових агроценозу в результаті порушення міграції хімічних сполук.

Рослинна продукція як невід'ємна складова частина агроценозу також виступає важливою ланкою біогеохімічного кругообігу речовин [22]. Поглинаючи із середовища живлення певні хімічні сполуки та виключаючи їх із геохімічного потоку шляхом акумуляції в певних органах, рослини відображають у своєму хімічному складі неоднорідність земної поверхні, підкреслюючи територіальний розподіл геохімічних аномалій як природного, так і техногенного походження [5, 15, 16]. Таким чином, за умов значного антропогенного навантаження на довкілля якість рослинної продукції є результатом біогеохімічної міграції хімічних елементів у компонентах ландшафту.

Оскільки міграція хімічних елементів у природних компонентах, у тому числі рослинах, є результатом комплексного впливу цілої низки факторів, то формування якості рослинної продукції необхідно розглядати в аспекті ландшафтних умов, в яких вона вирощувалась. Ландшафти, як комплексне утворення, є ареною міжкомпонентної міграції хімічних елементів, відображаючи вплив як природних, так і антропогенних факторів. Як зазначає В. М. Гуцуляк, характер поширення природних і техногенних геохімічних аномалій значною мірою зумовлений ландшафтними умовами території [9, 10]. Л. Л. Малишева підкреслює, що ландшафтно-морфологічна структура є своєрідним орографічним бар'єром на шляху латеральної міграції хімічних елементів [20].

Зважаючи на те, що для природних і техногенних геохімічних потоків характерне розсіювання, акумуляція та трансформація у природних компонентах, які є елементами ландшафтних систем [7, 9, 10, 11, 20], то еколого-геохімічні підходи до вивчення міграції мікроелементів набувають особливого значення у вирішенні проблеми якості рослинної продукції. У зв'язку з цим у наших дослідженнях процеси міжтериторіальної транслокації хімічних елементів розглядаються як потенційних фактор впливу на формування забруднення рослинної продукції.

Слід відзначити, що накопичення полютантів у природних компонентах певних ландшафтних комплексів залежить від низки як природних, так і антропогенних факторів. Пріоритетну роль у процесах міграції хімічних елементів у компонентах ландшафту відіграють геоморфологічні умови.

Численні дослідження геохіміків, зокрема О. П. Виноградова [5], О. І. Перельмана [21], М. А. Глазовської [8], С. М. Касимова [8, 21], Л. Л. Малишевої [20], В. М. Гуцуляка [9, 10] та ін. свідчать, що на перерозподіл важких металів у природних компонентах дуже впливає характер рельєфу та ступінь горизонтального та вертикального розчленування території (річкові долини, водорозділи, борово-терасові комплекси, яружно-балкова мережа), які визначають характер поверхневого стоку, водну та атмосферну міграцію мікроелементів.

В. В. Добровольський зазначає, що мікроелементи виносяться з поверхневим стоком із вододілу та високих терас у долини річок і заплави, внаслідок чого відбувається диференціація мікроелементів. У заплавах затримуються важкі метали, а більш рухливі мікроелементи (Sr, B, Li, F) мігрують разом із поверхневими водами [12]. В. М. Гуцуляк відзначає, що заплави та низькі тераси є більш вразливими

до антропогенного впливу, оскільки «...їх забруднення посилюється як атмосферними випаданнями, так і за рахунок мігрантів із природно-техногенних комплексів, розташованих вище» [10, с. 116].

Міграційні потоки ґрунтових і поверхневих вод, спрямовані до русла річок і днищ долин і балок, сприяють осіданню та акумуляції в намулах значної кількості хімічних елементів. Крім того, розміщення у долинних формах рельєфу на терасових комплексах промислових підприємств, які є потужним джерелом атмосферних викидів, є небажаним, оскільки для цих ландшафтів характерні штильові погодні умови, інверсійно-теплові явища та часті тумани [10].

Таким чином, разом із поверхневим стоком відбувається перенесення рухомих, найбільш небезпечних у трофогеографічному аспекті, форм важких металів та їх акумуляція або розсіювання у знижених формах рельєфу – долинних і балково-долинних [17, 18]. Тому, як підкреслює В. М. Гуцуляк, ландшафти високих терас і вододілів є найбільш стійкими до забруднення завдяки своїй відносній автономності [9, 10].

Слід зазначити, що техногенні потоки хімічних елементів збільшують еколого-геохімічну мозаїчність природно-територіальних і природно-антропогенних комплексів, що посилює біогеохімічну контрастність ландшафтів та їх компонентів. У зв'язку з цим, особливої актуальності набувають дослідження особливостей розподілу хімічних елементів у компонентах ландшафту в умовах антропогенного пресингу. При цьому пріоритетним напрямком наукових пошуків має бути виявлення особливостей акумуляції полютантів у рослинній продукції як компонента агроландшафту.

Метою даних досліджень є оцінка поліметалічного забруднення рослинної продукції за різних ландшафтних умов вирощування через призму еколого-геохімічного підходу.

Матеріали і методи

Дослідження проводились протягом 2011-2013 рр. на території Сватівського району Луганської області. Польові експерименти були реалізовані на тестових майданчиках, які представляли собою локальні ділянки агроландшафтів – приватні городні ділянки. В ландшафтному аспекті тест-майданчики були закладені в долині р. Красна (за протяжністю та площею водозбору належить до середніх річок басейну р. Сіверський Донець) на території м. Сватове і приурочені до різних геоморфологічних рівнів – вододілу та заплави. Подібне розташування тест-ділянок дає можливість простежити особливості міграції важких металів у системі «ґрунт-рослина» в різних ландшафтних умовах. Для території дослідження характерно атмосферне забруднення, спричинене викидами автотранспорту, адже тест-ділянки розташовані на відстані 50-60 м від територіального автошляху Т 1303 (Р 07) з інтенсивністю руху 120-130 авт./год. Оскільки на території дослідження представлений однотипний характер антропогенного навантаження, можна стверджувати, що в даному випадку ландшафтні умови виступають в ролі домінуючого фактора, який визначає відмінності в акумуляції хімічних елементів у рослинній продукції та спряжених з нею ґрунтах.

Емпіричну базу дослідження складають результати 108 аналітичних визначень вмісту 9 важких металів у рослинній продукції та ґрунтах. Загалом за період досліджень на тест-майданчиках було відібрано зразки ґрунту (чорнозем звичайний середньогумусний на вододілі та чорнозем лучний на заплаві) та зразків рослинної овочевої продукції – капусти білокачанної (лат. *Brassica oleracea* L. var. *capitata* L.) та буряку столового (лат. *Beta vulgaris* L.). Відбір зразків проводився відповідно до методичних рекомендацій та діючих стандартів: для ґрунту – ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.4.02-84, ДСТУ 4287:2004; для рослинної продукції – ДСТУ ISO 874–2002. Польові дослідження охоплювали два сезони вегетації досліджуваних сільськогосподарських культур.

Відібрані зразки аналізувались на вміст рухомих форм 9 важких металів – Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Cr, Cd методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на атомному спектрофотометрі ААС-115 ПК. Вміст рухомих форм мікроелементів у ґрунті визначався згідно з ДСТУ 4770.1:2007 – ДСТУ 4770.9:2007; у рослинній продукції – згідно з ГОСТ 30178–96 з попередньою мінералізацією зразків рослинного матеріалу методом сухого оголення за ГОСТ 26929–94. Хімічний аналіз проводився у лабораторії екологічних аналітичних досліджень екологічного факультету ХНУ імені В. Н. Каразіна.

Методологічну основу дослідження складає ландшафтно-геохімічний та еколого-геохімічний підходи [8, 9, 10, 16, 20, 21], які дають змогу врахувати комплексність і системність міграції хімічних елементів до рослинного організму із середовища його живлення. Крім того, широкого застосування набув конструктивно-географічний підхід, у контексті якого хімічний склад рослинної продукції розглядається як результат комплексного впливу природних і антропогенних факторів [18, 19].

Аналіз особливостей міграції та акумуляції важких металів у ґрунтах та рослинній продукції проводився шляхом побудови акумулятивних рядів за І. М. Волошиним [6] та розрахунку серії геохімічних та екологічних показників:

- коефіцієнта концентрації (K_{ci});
- коефіцієнта біогеохімічної рухливості (B_x);
- коефіцієнта небезпечності елемента ($K_{неб}$) і сумарного показника небезпечності забруднення ($\sum K_{неб}$);
- сумарного показника забруднення природного компонента (Z_{cj});
- показника інтенсивності забруднення природного компонента (P_j);

- ступеня поліелементного забруднення (C_3);
- ступеня забруднення за сумарним цинковим еквівалентом ($Zn_{екв}$).

Коефіцієнт концентрації (K_{ci}) за В. М. Гуцуляком [10] визначався як відношення фактичної концентрації хімічного елементу (C_i) у ґрунті та рослинній продукції до значення природного фону ($C_ф$). Аналогом коефіцієнту біоаккумуляції виступає розрахований у ході досліджень коефіцієнт біогеохімічної рухливості (B_x) за М. С. Касимовим [21]. Коефіцієнт B_x обчислювався як відношення вмісту хімічного елементу у сухій масі рослин до його рухомих форм у ґрунті. Для оцінки небезпечності рівня забруднення ґрунтів та рослинної продукції було використано коефіцієнт небезпечності елемента ($K_{нб}$), що розраховувався як відношення вмісту хімічного елементу у природному компоненті до значень ГДК [10]. Сумарний показник небезпечності забруднення визначався шляхом підсумовування показників $K_{нб}$.

Сумарний показник забруднення природного компонента (Z_{cj}) розраховувався за формулою:

$$Z_{cj} = \sum_{i=1}^n K_{ci} - (n - 1), \quad (1)$$

де j – компонент ландшафту;

K_{ci} – коефіцієнт концентрації для i -го хімічного елемента;

n – кількість врахованих елементів (підсумовуються значення $K_{ci} > 1$) [1, 10, 20].

Для обчислення показника інтенсивності забруднення природного компонента (P_j) була використана наступна формула:

$$P_j = \sum_{i=1}^n (K_{ci} * M_{ci}), \quad (2)$$

де j – компонент ландшафту;

K_{ci} – коефіцієнт концентрації хімічного елемента;

M_i – значення індексу небезпечності (токсичності) хімічного елемента відповідно до класу небезпечності;

n – кількість врахованих хімічних елементів [10].

Крім того, для оцінки забруднення ґрунтів та рослинної продукції були інтерпретовані методики розрахунку ступеня поліелементного забруднення (C_3) та ступеня забруднення за сумарним цинковим еквівалентом ($Zn_{екв}$), запропоновані С. А. Балюком [1, 2, 3]. Перевагою використання даних показників при оцінці забруднення природних компонентів є можливість врахувати відносну токсичність хімічних елементів [1, 2]. Розрахунок ступеня поліелементного забруднення (C_3) проводився за формулою:

$$C_3 = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК} \quad (3)$$

де C_i – фактичний вміст хімічного елемента у природному компоненті (мг/кг) (враховуються усі важкі метали 1 класу небезпеки, а для 2 та 3 класу небезпеки – лише ті, за якими зафіксовано перевищення ГДК) [3].

Ступінь забруднення за цинковим еквівалентом ($Zn_{екв}$) визначався за формулою:

$$Zn_{екв} = \sum_{i=1}^n \frac{ГДК_{zn}}{ГДК_{Me}} * C_{Me} \quad (4)$$

де C_{Me} – фактична концентрація певного металу у природному компоненті [2, 3].

Зазначимо, що розрахунок коефіцієнта концентрації (K_{ci}) передбачає використання значень фонового вмісту мікроелементів у природному компоненті. Для обчислення K_{ci} для ґрунтів були використані фонові значення концентрацій важких металів, поданих у джерелі [1], тоді як для рослинної харчової продукції подібна інформація в науковій літературі відсутня. Тому для рослинної продукції були розраховані значення місцевого геохімічного фону за методикою розрахунку середнього значення варіації концентрації хімічного елемента із попередньою гомогенізацією вибірки за допомогою статистичного аналізу даних з використанням критерію Стюдента та коефіцієнта варіації.

У програмному забезпеченні Microsoft Excel 2007 за допомогою методів описової статистики були розраховані наступні статистичні параметри: середнє значення концентрації хімічного елемента (C), стандартне відхилення (S), коефіцієнт варіації (V), максимальне відхилення (δ), максимальне відносне відхилення та критичне значення відхилення з використанням табличних значень критерію Стюдента. Далі отримані критичні значення відхилення порівнювали з максимальними значеннями

відхилень. Якщо максимальне відносне відхилення перевищувало критичне значення, то з вибірки для розрахунку фону по кожному важкому металу видаляли максимальні значення концентрації хімічного елементу. В такому випадку відповідне максимальне значення концентрації вважається аномальним і відсівається з вибірки при розрахунку місцевого фону.

Паралельно проводили корегування вибірки за показником коефіцієнта варіації (V). Чим більше значення коефіцієнта варіації, тим більший розкид значень концентрацій хімічного елементу відносно середнього показника. Тому при $V \geq 0,33$ із вибірки також видаляли максимальне значення концентрації хімічного елементу. Після коригування вибірки розрахунок повторювали. Середньоарифметичне значення фактичної концентрації хімічного елементу в остаточному варіанті скоригованої вибірки приймалось за місцевий геохімічний фон.

Слід зазначити, що у ході досліджень було встановлено, що розраховані для рослинної продукції значення геохімічного фону перевищують ГДК за такими металами: Ni – 0,58 мг/кг (1,2 ГДК), Pb – 0,56 мг/кг (1,1 ГДК), Cr – 0,36 мг/кг (1,8 ГДК), Cd – 0,12 мг/кг (4 ГДК). Це свідчить про аномальність розподілу даних хімічних елементів у рослинній продукції під впливом антропогенного навантаження. Тому для забезпечення адекватності оцінки ступеня забруднення рослинної продукції коефіцієнти концентрації за Ni, Pb, Cr і Cd для рослинної харчової продукції розраховувались як відношення фактичної концентрації хімічного елементу до гранично допустимих концентрацій.

Результати і обговорення

У ході досліджень було встановлено, що вміст важких металів у ґрунтах тест-ділянок перевищує фонові значення за всіма досліджуваними металами ($K_c=1,1-11$) за винятком Ni ($K_c=0,4-0,5$), однак знаходиться в межах гранично допустимих норм ($K_{нб} = 0,1-1,0$). Особливо значні перевищення фонового вмісту були встановлені за Cr ($K_c=8-11$). Згідно з класифікацією ступеня забруднення природного компонента за показником Z_{cj} ґрунти на вододілі та заплаві, відібрані протягом першого вегетаційного сезону, належать до небезпечної категорії забруднення ($Z_{cj} = 33,9-34,9$), а протягом другого вегетаційного сезону – до помірно небезпечної категорії забруднення ($Z_{cj} = 16,1-20,5$), тобто значення показника Z_{cj} зменшились в середньому у 1,9 разів. За оціночною шкалою показника P_j категорія екологічної небезпечності забруднення ґрунтів визначається як дуже небезпечна ($P_j=59,3-131,9$).

Згідно з розрахованими значеннями сумарного вмісту еквівалентів Zn ступінь забруднення ґрунту на вододілі ($Zn_{екв}=79,2-193,5$) та заплаві ($Zn_{екв}=84,1-200$) визначається як середньо забруднений та сильно забруднений. Загалом слід відзначити, що якщо у ході досліджень протягом першого вегетаційного сезону згідно з показником $Zn_{екв}$ ґрунти можна віднести до сильно забруднених ($Zn_{екв}=193,5-200$), то протягом другого вегетаційного сезону ступінь забруднення ґрунту знизився до середньо забруднених ($Zn_{екв}= 79,2-84,1$), а значення показника $Zn_{екв}$ зменшились у середньому в 2,4 рази.

Оцінка забруднення ґрунту за показником ступеню поліелементного забруднення (C_3) засвідчила, що досліджувані ґрунти належать до слабо забруднених ($C_3 = 1,06-1,22$). Низький ступінь забруднення ґрунтів згідно з показником C_3 пояснюється тим, що даний показник розраховується на основі порівняння фактичних значень з ГДК. При цьому для досліджуваних зразків ґрунту перевищення ГДК за жодним з важких металів не було встановлено.

Узагальнені результати оцінки забруднення ґрунтового покриву за обраними показниками систематизовані у таблиці 1 (представлені середні значення за два вегетаційні періоди дослідження).

Таблиця 1.

Середні значення показників оцінки забруднення ґрунтів

Природний компонент	Геоморфологічний рівень	Показник				
		$\sum K_{нб}$	Z_{cj}	P_j	$Zn_{екв}$	C_3
ґрунт	вододіл	2,0	25,2	95,7	136,3	1,06
	заплава	2,3	27,2	101,2	145,8	1,22

Згідно з отриманими результатами (табл. 1), чисельні значення $\sum K_{нб}$, Z_{cj} , P_j , $Zn_{екв}$ та C_3 для ґрунту на вододілі у 1,2 рази нижчі за відповідні показники для ґрунту на заплаві. Однак при цьому за класифікаційними шкалами по всіх обчислених показниках ґрунт на вододілі (чорнозем звичайний середньогумусний) та ґрунт на заплаві (чорнозем лучний) належить до однакових категорій та ступенів забруднення: за показником Z_{cj} - помірно небезпечна категорія забруднення, за показником P_j – дуже небезпечна категорія забруднення, за показником $Zn_{екв}$ – сильно забруднені та за показником C_3 – слабо забруднені.

Слід відзначити, що низький ступінь забруднення ґрунтів згідно з показником C_3 порівняно з іншими показниками обумовлений тим, що методика його розрахунку передбачає оцінку гігієнічної безпеки ґрунтів по відношенню до нормативно встановлених ГДК обмеженої кількості важких металів відповідно до їх класу безпеки [3]. При цьому кількісні значення ГДК за деякими хімічними

елементами на порядок вище за фоніві. Тому виникає необхідність перегляду системи нормування забруднення ґрунтового покриву. Таким чином, оцінка забруднення ґрунту за показниками, які враховують фоніві концентрації, є більш адекватною.

На основі аналізу вмісту важких металів у рослинній продукції було встановлено, що фактичні концентрації усіх важких металів у досліджуваних овочах перевищують розраховані значення місцевого геохімічного фону ($K_c = 1,1-4,6$), за винятком вмісту Fe у капусті ($K_c = 0,7-0,9$) та Mn у буряку ($K_c = 0,6-0,8$). При цьому особливо високі значення коефіцієнту концентрації були визначені за Co ($K_c = 1,3-4,6$), Cr ($K_c = 1,4-3,4$) та Cd ($K_c = 3,3-4,3$). Що стосується гігієнічної безпеки рослинної продукції, то згідно з результатами розрахунку коефіцієнту $K_{нб}$ вміст Fe, Mn, Zn та Cu у всіх досліджуваних зразках овочів знаходиться в межах допустимих значень. Проте, для всіх проаналізованих зразків встановлено перевищення нормативного вмісту Ni ($K_{нб}=1,1-1,4$), Pb ($K_{нб}=1,1-1,3$), Cr ($K_{нб} = 1,4-3,4$) та Cd ($K_{нб}=3,3-4,3$).

Говорячи про екологічну безпеку рослинної харчової продукції, слід відзначити, що згідно з результатами розрахунку показника P_j усі досліджувані зразки буряка столового відносяться до небезпечної категорії забруднення ($P_j=38,2-46,9$), а капусти білокачанної – до дуже небезпечної ($P_j=50,5-64,2$). За сумою еквівалентів Zn ступінь забруднення досліджуваних овочів протягом двох вегетаційних сезонів варіював від середньо забрудненого до сильно забрудненого ($Zn_{екв}=86,0-146,4$), а за показником ступеню поліелементного забруднення (C_3) - від сильно забруднених до дуже сильно забруднених ($C_3 = 6,9-13,1$). Усереднені значення показників P_j , $Zn_{екв}$ та C_3 за два вегетаційні періоди для капусти та буряку представлені на графіку (рис. 1).

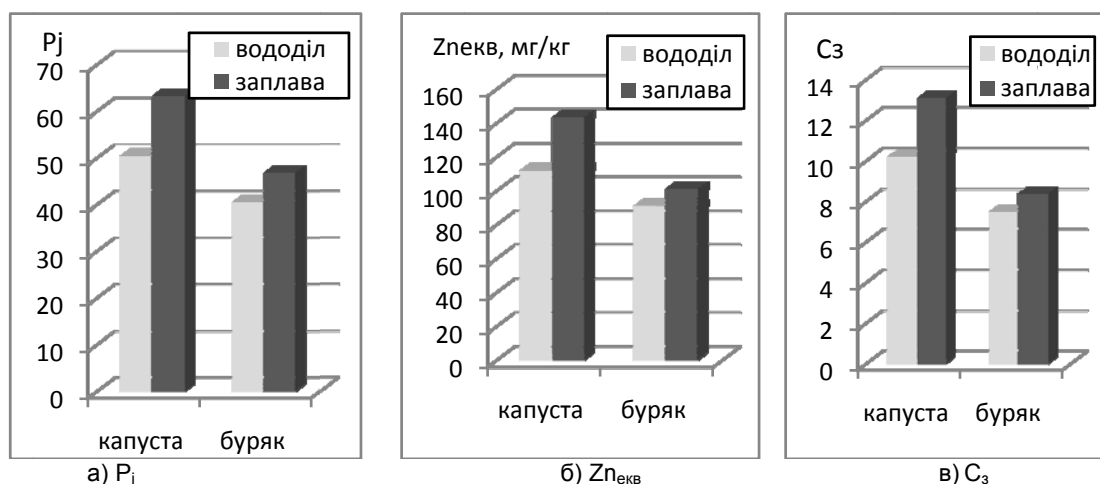


Рис. 1. Середні значення показників P_j , $Zn_{екв}$ та C_3 за два вегетаційні періоди для рослинної продукції

Як видно з рис. 1, рослинна продукція, вирощена на тест-ділянках, приурочених до заплави р. Красна, відзначається у 1,1–1,3 рази вищими середніми значеннями показників P_j , $Zn_{екв}$ та C_3 порівняно з відповідними даними для рослинної продукції, вирощеної на вододілі. Наприклад, згідно із середнім значенням показника P_j для всіх зразків овочів, вирощених на вододілі, рослинна продукція, приурочена до даного геоморфологічного рівня належить до небезпечної категорії забруднення ($P_j = 45,6$), а овочі, приурочені до заплави, - до надзвичайно небезпечної ($P_j = 55,1$). Аналогічно згідно з середніми значеннями показника C_3 овочі вододілу є сильно забрудненими ($C_3 = 8,9$), а овочі заплави – дуже сильно забрудненими ($C_3 = 10,8$). Дана закономірність підтверджується і за іншими показниками та коефіцієнтами. Таким чином, у формуванні хімічного складу рослинної продукції під впливом ландшафтних умов простежується чітка тенденція до акумуляції вищих концентрацій важких металів у овочах, приурочених до агрогеосистем нижчого гіпсометричного рівня.

Узагальнені середні результати оцінки забруднення рослинної продукції за всіма обраними показниками систематизовані у таблиці 2.

Таблиця 2.

Середні значення показників оцінки забруднення рослинної продукції

Овочі	Показник									
	$\Sigma K_{нб}$		$Z_{сj}$		P_j		$Z_{некв}$		C_3	
	вододіл	заплава	вододіл	заплава	вододіл	заплава	вододіл	заплава	вододіл	заплава
капуста	11,2	14,3	7,7	11,5	50,5	63,3	112,1	143,4	10,2	13,1
буряк	9,1	10,1	4,6	6,1	40,6	46,9	91,1	101,2	7,5	8,4

На основі даних, представлених на рис.1 та табл. 2 простежується також і видова диференціація металоаккумулятивних властивостей рослинної продукції. Виявлено, що капуста володіє більш чітко вираженою здатністю до акумуляції важких металів порівняно зі столовим буряком. Так, середні значення показників $\sum K_{\text{нб}}$, Z_{c_j} , P_j , $Zn_{\text{екв}}$ та C_3 для капусти у 1,2–1,9 разів вищі, ніж для буряку. Наприклад, на основі середніх значень за показником P_j категорія забруднення капусти для обох геоморфологічних рівнів визначається як дуже небезпечна ($P_j=50,5-63,3$), а буряку – небезпечна ($P_j=40,6-46,9$); ступінь забруднення овочів за показником C_3 визначається відповідно як дуже сильно забруднені ($C_3=10,2-13,1$) та сильно забруднені ($C_3=7,5-8,4$).

Слід зауважити, що для капусти середні значення розрахованих коефіцієнтів біогеохімічної рухливості (B_x) за такими металами, як Ni ($B_x = 1,4$), Pb ($B_x = 0,5$), Co ($B_x = 3,1$) та Cd ($B_x = 1,3$), у 1,6–2,8 разів вищі порівняно з відповідними значеннями коефіцієнта B_x для буряку (Ni ($B_x = 0,8$), Pb ($B_x = 0,3$), Co ($B_x = 1,1$) та Cd ($B_x = 0,8$)). Таким чином, за практично однакового вмісту важких металів у ґрунті (ґрунти на вододілі та заплаві належать до однієї категорії забруднення та ступеню забруднення) капуста містить вищі концентрації Ni, Pb, Co та Cd.

Виявлену тенденцію можна пояснити наступними гіпотезами. Підвищена акумуляція даних металів може бути обумовлена фізіологічними відмінностями рослинного організму, які проявляються у більш чітко вираженій здатності капусти білокачанної як біологічного виду до активного (метаболічного) поглинання хімічних елементів проти їх градієнту концентрації у ґрунті як середовищі живлення рослини. З іншої точки зору, Ni, Pb, Co та Cd належать до пріоритетних полютантів техногенного походження і входять до складу вихлопних газів автотранспорту. Враховуючи той факт, що експериментальні ділянки знаходяться в зоні впливу автотраси Т 1303 (Р 07), можливе підвищене аеральне надходження даних важких металів до капусти як надґрунтового листового овочу через породи листової поверхні. На підтвердження цієї гіпотези посилаємось на результати досліджень вчених [13, 14, 15, 19, 23, 24, 25].

Висновки

Отже, за результатами проведеного експерименту можна зробити висновок, що ландшафтні умови належать до числа пріоритетних факторів навколишнього середовища, що визначають процеси міграції хімічних елементів до рослинного організму. Рослинна продукція, вирощена на заплаві, характеризується вищим ступенем та категорією забруднення. Крім того, у випадку потенційного аерального надходження хімічних елементів надґрунтові овочі (капуста) акумулюють вищі концентрації металів порівняно з ґрунтовими (буряком). Тому в умовах атмосферного забруднення листові надґрунтові овочі, вирощені у межах агрогеосистем найнижчого гіпсометричного рівня (заплавах річок), потенційно є більш екологічно небезпечними.

Література

1. Балюк С. А. Вміст важких металів в зрошувальних водах, ґрунтах та рослинах : метод. посібник / С. А. Балюк. – Х. : ННЦ ІГА, 2002. – 36 с.
2. Балюк С. А. Класифікаційні проблеми зрошувальних ґрунтів / С. А. Балюк, О. А. Носоненко, В. Я. Ладних // Вісник ХНАУ. – Ґрунтознавство. – 2008. – № 1. – С. 41–55.
3. Балюк С. А. Оцінка забруднення зрошувальної води та ґрунтів важкими металами / С. А. Балюк, В. Я. Ладних, Л. І. Мошник // Вісник аграрної науки. – 2003. – № 1. – С. 65–68.
4. Бондаренко А. Б. Еколого-геохімічний аналіз накопичення важких металів та алюмінію в агрогеосистемах (на прикладі Сватівського району Луганської області) / А. Б. Бондаренко, І. В. Бодак // Охорона довкілля. Матеріали ІХ Всеукраїнських наукових Таліївських читань. – Х., 2013. – С. 30–32.
5. Виноградов А. П. Геохимия живого вещества / А. П. Виноградов. – Л. : Изд-во АН СССР, 1932. – 67 с.
6. Волошин І. М. Ландшафтно-екологічні основи моніторингу / І. М. Волошин. – Львів : Простір М, 1998. – 356 с.
7. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саєт, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. – М. : Недра, 1990. – 335 с.
8. Глазовская М. А. Ландшафтно-геохимические основы фонового мониторинга природной среды / М. А. Глазовская, С. Н. Касимов // Вест. Моск. ун-та. Сер. 5 : Геогр. – 1987. – № 1. – С. 11–17.
9. Гуцуляк В. М. Еколого-геохімічний аналіз природно-антропогенних ландшафтів (на прикладі Чернівецької області та півночі Молдавії) : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук, спец. : 11.00.01 / В. М. Гуцуляк ; Ін-т географії НАН України. – К., 1994. – 36 с.
10. Гуцуляк В. М. Ландшафтна екологія: геохімічний аспект: навч. посібник. / В. М. Гуцуляк. – Чернівці: Рута, 2002. – 272 с.
11. Денисик Г. І. Нариси з антропогенного ландшафтознавства : навч. посібник / Г. І. Денисик, В. М. Воловик. – Вінниця : ГІПАНІС, 2001. – 170 с.
12. Добровольский В. В. Аккумуляция редких и рассеянных химических элементов растительностью некоторых зональных ландшафтов СССР / В. В. Добровольский // Общие теоретические проблемы биологической продуктивности. – Л. : Наука, 1969. – С. 51–56.
13. Дуглас П. Орморд Воздействие загрязнения микроэлементами на растения / П. Орморд Дуглас // Загрязнение воздуха и жизнь растений ; под ред. Майкла Трешоу. – Л. : Гидрометеоздат, 1988. – С. 327–347.

14. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение / В. Б. Ильин. – Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1991. – 151 с.
15. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас ; [пер. с англ.]. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
16. Ковальский В. В. Геохимическая экология / В. В. Ковальский. – М. : Наука, 1974. – 300 с.
17. Некос А. Н. Вплив різних геоморфологічних і ґрунтових умов на екологічну безпеку рослинної продукції, що продукується в межах Лісостепу / А. Н. Некос // Міжвідомчий збірник «Метеорологія, кліматологія, гідрологія». – 2008. – № 50. – Т. 1. – С. 48–52.
18. Некос А. Н. Ландшафтні умови території як комплексний фактор впливу на якість рослинної продукції / А. Н. Некос // Фізична географія та геоморфологія. – К. : ВГЛ «Обрій», 2013. – Вип. 3 (71). – С. 9–19
19. Некос А. Н. Конструктивно-географічні засади аналізу формування рівня забруднення рослинної продукції: автореф. дис. ... д-ра геогр. наук, спец. : 11.00.11 / А. Н. Некос. – Харків, 2013. – 44 с.
20. Малишева Л. Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану території / Л. Л. Малишева. – К. : РВЦ «Київський університет», 1998. – 264 с.
21. Перельман А. И. Геохимия ландшафта : учебник / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. – М. : Московский госуд. ун-тет, 1999. – 610 с.
22. Прохорова Н. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях в условиях техногенеза / Н. В. Прохорова, Н. М. Матвеев // Вестник СамГУ. – 1996. – Спец. выпуск. – С. 125–147.
23. Устойчивость растений к тяжелым металлам / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина, Г. Ф. Лайдинен ; [отв. ред. Н. Н. Немова]. – Институт биологии КарНЦ РАН, Петрозаводск : Карельский научный центр РАН, 2007. – 172 с.
24. Itanna F. Metals in leafy vegetables grown in Addis Ababa and toxicological implications // Ethiopian. J. Health Dev. – 2002. – № 6. – P. 295–302.
25. Yu L. Risk assessment of heavy metals in soils and vegetables around non-ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China / Yu L., Yan-bin, Xin W. et al. // Journal of Environmental Science. – 2006. – Vol. 18, № 6. – P. 1124–1134.

Аннотация. А. Н. Некос, И. В. Бодак **Эколого-геохимические аспекты формирования загрязнения растительной продукции в разных ландшафтных условиях.** Статья посвящена анализу особенностей аккумуляции тяжелых металлов в растительной продукции, выращенной в разных ландшафтных условиях. В статье представлены результаты оценки уровня загрязнения растительной продукции с помощью серии геохимических показателей: коэффициента концентрации (K_c), суммарного показателя загрязнения (Z_{cj}), показателя интенсивности загрязнения природного компонента (P_j) и др. Установлено, что в условиях атмосферного загрязнения листовые овощи, выращенные в пределах агроландшафтов пойм, потенциально являются более экологически опасными по сравнению с растительной продукцией агроландшафтов водоразделов.

Ключевые слова: растительная продукция, агроландшафты, тяжелые металлы, геохимическая миграция, уровень загрязнения.

Abstract. A. N. Nekos, I. V. Bodak **Ecological and geochemical aspects of forming the pollution level of vegetable products in different landscape conditions.** This article analyzes the features of heavy metals accumulation in vegetable products grown in different landscape conditions. The article presents the results of estimating the level of plant products contamination through a series of geochemical indicators and indexes: the concentration factor (K_c), the total pollution index (Z_{cj}), the index of pollution intensity of natural component (P_j) etc. Through experiments it was found that in the conditions of air pollution the leafy vegetables grown in agricultural landscapes within floodplains are potentially more contaminated than the vegetables grown in agricultural landscapes within watersheds.

Keywords: vegetable products, agricultural landscapes, heavy metals, geochemical migration, level of pollution.

Поступила в редакцию 24.01.2014