

## КОНТРЗАХОДИ ЯК ЗАСІБ МІНІМІЗАЦІЇ НЕГАТИВНИХ ВПЛИВІВ НА ЕКОСИСТЕМУ

*Представлена оцінка та класифікація контрзаходів для різних типів екосистем на основі теорії радіємності при радіонуклідному та токсичному забрудненнях. Визначено оптимальні схеми застосування контрзаходів спираючись на фактор радіємності для кожного виду екосистем.*

**Ключові слова:** контрзаходи, радіонукліди, важкий метал, відновлення, фактор радіємності, екосистема.

*Представлена оценка и классификация контрмер для разных типов экосистем на основании теории радиоемкости при радионуклидном и токсическом загрязнении. Определены оптимальные схемы использования контрмер основываясь на факторе радиоемкости для каждой экосистемы.*

**Ключевые слова:** контрмеры, радионуклиды, тяжелый металл, восстановление, фактор радиоемкости, экосистема.

*Provides an assessment and classification of countermeasures for different types of ecosystems based on the theory radiocapacity with radionuclide and toxic pollution. The optimal scheme of the use of countermeasures based on the factor radiocapacity for each ecosystem.*

**Key words:** irrigation, radionuclide, heavy metal, biota, factor of radiocapacity, ecosystem.

**Вступ.** Збереження екосистем навколишнього середовища від руйнівного впливу промислових технологій являється найважливішою проблемою вчених радіоекологів, екологів, радіобіологів та біологів. На сучасному етапі взаємодія промисловості з навколишнім середовищем характеризується масштабними змінами природного стану ландшафтів, атмосфери, виробництвом нових речовин і їх викидами в навколишнє середовище, збільшенням кількості твердих, рідких і пило утворюючих відходів – виводять на перший план розробку ефективних контрзаходів та відновлення уражених територій.

Велика різноманітність контрзаходів була реалізована і в ході ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС. Основними завданнями, які лежать в основі вибору контрзаходів і захисних заходів, є дезактивація, зниження індивідуальних доз для населення, і, можливо, зменшення колективних доз опромінювання населення, зменшення впливу важких металів і гамма-радіації на навколишнє середовище [2, 9].

Представляється важливим і необхідним провести аналіз і класифікацію основних контрзаходів на основі теорії та моделей радіоємності з тим, щоб оцінити, як захисні заходи впливають на параметри радіоємності екосистем, і визначити оптимальні схеми застосування контрзаходів.

**Використання різних контрзаходів для зменшення надходження радіонуклідів і важких металів з ґрунту до рослин.** Для зниження концентрацій шкідливих речовин у ґрунті використовують наступні контрзаходи: до першої групи слід віднести вапну-

вання ґрунтів, а також внесення підвищених норм калійних та азотних добрив, до другої – фосфорних добрив та мікродобрив і третьої – внесення різних хімічних речовин, що сорбують та блокують надходження реагентів до рослин.

Головним компонентом вапна є кальцій – хімічний аналог стронцію. Внаслідок антагонізму між ними надходження та засвоєння кореневими системами рослин  $^{90}\text{Sr}$  зменшується, як правило, у більшій мірі, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Вапнування застосовують звичайно на підзолистих, дерново-підзолистих, кислих малородючих, бідних на елементи мінерального живлення та торф'яних ґрунтах, значно менше на сірих лісових. Цезій-137 надходить в більших кількостях в рослини з кислих ґрунтів. Тому нейтралізація кислотності ґрунтового розчину вапнуванням зменшує накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в рослинах у 2-4 рази.

Внесення вапна у кислий дерново-підзолистий ґрунт знижує вміст  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у зерні пшениці та гороху в 2-3 рази і в солоті – в 1,5-4 рази. В цілому ж вапнування кислих забруднених радіонуклідами ґрунтів слід вважати одним із головних контрзаходів, який суттєво гальмує перехід радіонуклідів, і в першу чергу  $^{90}\text{Sr}$ , з ґрунту в рослини. Згідно з даними різних авторів, одержаними за 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС, воно дозволяє зменшувати вміст  $^{90}\text{Sr}$  в картоплі до 5 разів, у сніні бобових трав – в 6-8 разів, в овочах – в 4-6 разів, в ягодах – в 3-5 разів. Для  $^{137}\text{Cs}$  ці кратності, як правило, дещо нижчі.

Токсичність важкого металу Cd можна блокувати шляхом зміни рН ґрунту до нейтральної або

41м.41.41 ємністю реакції, застосовуючи вапнування кислих ґрунтів, вносячи вапнякові матеріали. Накопичення рослинами кадмію залежить від типу та від рН ґрунту. Кислі ґрунти утримують важкі метали, зокрема, кадмій менше, ніж нейтральні та лужні [7]. Поглинання кадмію рослинами знижується зі збільшенням рН ґрунту, це пов'язано зі зниженням його розчинності і досяжності для рослин. При великих значеннях рН кадмій переходить у форму карбонатів. Внесення перекису водню в ґрунт призводить до адсорбції кадмію.

З метою зменшення кількості  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах можна вносити не тільки вапно, але й інші вапняні матеріали: різноманітні вапняки, доломіт, мергель, сланцевий та торф'яний попіл, дефекаційне багно, деякі відходи целюлозно-паперових підприємств, металургійної промисловості. Добрим вапняним матеріалом є металургійні шлаки. Встановлена навіть їхня більша ефективність порівняно з вапном. Це пов'язано з тим, що шлаки значно збільшують засвоєння рослинами кальцію (за рахунок великої кількості різних мікроелементів), внаслідок чого співвідношення  $^{90}\text{Sr}$  до кальцію в рослинах різко зменшується. Так, якщо абсолютне нагромадження  $^{90}\text{Sr}$  на одиницю маси біоти під впливом шлаків знижується приблизно в 2-3 рази, то накопичення його на 1 г кальцію зменшується майже у 5 разів. При дії ж вапна останній показник знижується усього в 3 рази. Зрозуміло, що внесення вапна та вапняних матеріалів можливе лише на кислих ґрунтах. Що стосується лужних ґрунтів, то збагачення їх кальцієм може проводитися за рахунок гіпсування. На нейтральних ґрунтах можна вносити збалансовані кількості вапняних матеріалів та гіпсу.

Хімічний аналог кальцію і стронцію – магній, також може вступати у конкурентні взаємовідносини зі стронцієм і зменшувати його накопичення в рослинах. Його менша ефективність щодо блокування цього процесу зумовлена більшою віддаленістю від стронцію у періодичній системі елементів, тобто більшою різницею у фізико-хімічних властивостях. Саме тому на тлі забезпечення ґрунту кальцієм дія магнію може не проявитись.

Використовуючи оптимальні засоби впливу і чергування вирощуваних культур рослин можна домогтись ефективного виносу радіонуклідів рослинами з урожаєм – **метод фітодезактивація**. Різні види рослин з різною інтенсивністю поглинають і накопичують у своїх органах окремі радіонукліди та важкі метали. Тому при плануванні контрзаходів слід звертати увагу на добір у сівозміні видового складу рослин.

Кальцієфільні рослини, у першу чергу бобові – люпин, люцерна, горох, квасоля, формуючи свої органи, разом з кальцієм накопичують, так би мовити «помилково» і його хімічні аналоги – Sr,  $^{90}\text{Sr}$ , Cd. Інші види рослин, наприклад злаки, поглинають кальцій у порівняно невеликих кількостях, тому менше нагромаджують Cd і  $^{90}\text{Sr}$ . Аналогічно кальцієфільні рослини: кукурудза, картопля, гречка та інших разом з калієм у великих кількостях накопичують його хімічні аналоги – Cs,  $^{134}\text{Cs}$  і  $^{137}\text{Cs}$ . Отже, накопичення

радіонуклідів та важких металів різними видами рослин при вирощуванні в однакових умовах може відрізнятись у десятки разів. Вегетативні органи рослин, як правило, нагромаджують  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у багато разів більше, ніж плоди. Важкий метал Cd проходячи через коріння зосереджується у листях рослин. Деякі рослин разом з великою кількістю калію можуть накопичувати і багато цезію. Найбільш характерний приклад – кукурудза [4, 6].

Міжвидові відмінності сільськогосподарських рослин у накопиченні цих радіонуклідів сягають багатьох десятків разів. Так, різниця у накопиченні  $^{137}\text{Cs}$  у зерні гречки і кукурудзи досягає 60 разів. Кількість  $^{90}\text{Sr}$  в сіні бобових трав в 2-10 разів вища, ніж в злакових. На луках, де радіонукліди переважно зосереджуються у верхньому шарі ґрунту, максимальна кількість  $^{90}\text{Sr}$  відзначається у бобових травах, а з різотрав'я – у жовтцю їдкому, який є відомим кальцефілом. Злакові трави нагромаджують  $^{90}\text{Sr}$  у декілька разів менше, ніж всі інші види лугової рослинності, але й серед них спостерігаються суттєві відмінності у його вмісті. Так, щільно-кущові злаки, такі як костриця овеча і тонконіг польовий, акумулюють в 1,5-3 рази більше  $^{90}\text{Sr}$ , ніж кореневищні злаки – пирій повзучий і стоколос безостий.

**Зниження концентрації радіонуклідів та важких металів при внесенні підвищених норм добрив** обумовлене низькою причин: покращення умов живлення рослин, що пов'язано зі збільшенням біомаси і, як наслідок, «розбавлення» радіонуклідів та вмісту важких металів; підвищенням концентрації в ґрунті обмінних катіонів, в першу чергу, калію та кальцію; посилення антагонізму між йонами радіонуклідів та йонами солей, що вносяться при кореновому засвоєнні; зміна доступності полютантів для корневих систем внаслідок їх переводу у важкодоступні сполуки та обмінної фіксації в результаті реакцій радіонуклідів та добрив, що вносять.

Основним заходом, який обмежує надходження  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в рослини, є застосування **калійних добрив**, що пов'язано з антагоністичним характером відношення цезію та калію. Вміст  $^{137}\text{Cs}$  у рослин різко знижується при внесенні тільки калійних добрив у підвищених кількостях, особливо під рослини калієфіли, а також при їх комбінуванні з іншими добривами. За рахунок додавання калійних добрив надходження  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунтів в рослини зменшується від 2 до 20 разів.

Покращення калійного живлення рослин веде до суттєвого зменшення надходження  $^{90}\text{Sr}$  в рослини. Внесення сульфату калію в кількості 35 кг/га знижує вміст  $^{90}\text{Sr}$  в рослинах приблизно на 40 %. Проте, внесення калію для обмеження вмісту  $^{90}\text{Sr}$  має і негативну сторону – при цьому в рослинах зменшується вміст кальцію [1, 8].

Кислі ґрунти можуть бути нейтралізовані не тільки вапняковими матеріалами, основу яких складає вуглекислий кальцій, але й іншими вуглекислими солями, зокрема вуглекислим калієм. Внесення його в кислі ґрунти знижує надходження радіонуклідів в рослини так само, як і вапно. Більш того, на слабо-

кислих ґрунтах, у яких вапно практично не впливає на розміри переходу  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в рослини, вуглекислий калій помітно зменшує нагромадження радіонуклідів. Водночас під його впливом, аналогічно до хлористих, азотних та інших солей калійних добрив, в рослинах зменшується і вміст  $^{137}\text{Cs}$ . Внесення кислих калійних добрив підвищує розчинність Cd. Важливим фактором, що підвищує розчинність кадмію в ґрунті являються хлоридні розчини.

**Азотні добрива** внесені в формі нітратів, практично не впливають на накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в рослинах. В результаті прискорення наростання біомаси та відновлення рослин під впливом азотних добрив всіх форм і зменшення відносної кількості радіонуклідів в одиниці її маси, часом спостерігають зниження кількості радіонуклідів за рахунок простого «розведення», тобто зниження питомої радіоактивності. При комбінованому внесенні азотних добрив, фосфорні і калійні потрібно вносити в 1,5 і 2 рази більше по відношенню до азотних добрив, з метою максимального зниження знаходження радіонуклідів у рослини.

Солі фосфорних кислот (ортофосфорна кислота) здатні утворювати зі стронцієм і кадмієм, так і з іншими елементами другої групи, слабо розчинні чи навіть практично нерозчинні сполуки типу вторинних і третинних фосфатів. На цій підставі було зроблено припущення, що внесення в ґрунт **фосфорних добрив** зменшує перехід  $^{90}\text{Sr}$  в рослини і підвищує його міцність закріплення в ґрунті, також зменшується концентрація Cd. Це пояснюється тим, що в ґрунті відбувається співсаджання мікрокількостей  $^{90}\text{Sr}$  з важкодоступними фосфатами кальцію. Дослідження доводять, що внесення фосфорних добрив в будь-яких формах на будь-яких відмінностях зменшує нагромадження  $^{90}\text{Sr}$  практично всіма видами рослин в 2-6 разів. Найбільш ефективними є добрива, які містять фосфати кальцію та калію. Так, внесення в ґрунт фосфатів калію у декілька разів знижує в рослинах вміст як  $^{90}\text{Sr}$ , так і  $^{137}\text{Cs}$ . Великі дози однозаміщеного фосфорнокислого кальцію зменшує вміст  $^{90}\text{Sr}$  в рослинах у 4-20 разів. Інші фосфати – амонію, натрію, магнію впливають, головним чином, тільки на кількість  $^{90}\text{Sr}$ .

На деяких ґрунтах фосфорні добрива у формі суперфосфатів можуть посилювати нагромадження  $^{137}\text{Cs}$  рослинами. Так, внесення суперфосфату на вилугуваному чорноземі зумовлює збільшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в продуктивних органах багатьох видів рослин в 1,5-2 рази. Азотно-фосфорне добриво без калію часто підсилює надходження  $^{137}\text{Cs}$  в рослини на всіх типах ґрунтів.

Разом з фосфорними добривами до ґрунту надходить важкий метал кадмій. Існує кореляція між концентрацією Cd і фосфору в цих добривах. Фосфорити вміщують Cd в межах 5-100 мг/кг, причому велика його частина переходить до рослин. Навіть при відносно невеликому вмісті Cd в фосфорних добривах його щорічне надходження в ґрунт складає 10 г/га [6, 7].

Певна роль у зниженні надходження радіонуклідів в рослини належить **мікроелементам**. Встановлено,

що дія мікроелементів, особливо значуща на ґрунтах з їх дефіцитом, більшою мірою проявляється на бідних ґрунтах. Будучи хімічними аналогами радіонуклідів, вони вступають з ними в антагоністичні взаємодії при надходженні з ґрунту в рослини. Такі взаємодії можуть виникати між Zn і  $^{90}\text{Sr}$ , фтором і  $^{90}\text{Sr}$ , Cu і  $^{137}\text{Cs}$ , також деякі мікроелементи, проявляючи синергізм з макроелементами, можуть стимулювати їх поглинання рослинами, тим самим створюючи конкурентні умови радіонуклідам. Зрештою, літій проявляє антагонізм по відношенню до  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  та синергізм до K і Ca; Zn виявляє антагонізм до Cd,  $^{90}\text{Sr}$  і синергізм як до K і Ca; Cu – антагонізм до  $^{137}\text{Cs}$  і синергізм до тих же K, Ca.

При внесенні у ґрунт разом з добривами, зокрема фосфорними, а особливо на фоні вапнування, мікроелементи можуть зв'язуватись і переходити у важкодоступний стан. Рекомендується внесення мікроелементів шляхом позакореневого підживлення. Поглинання і транспорт Cd рослинами інгібується при внесенні цинку в високих концентраціях (цинк/кадмій – 10:1), також аналогічна дія відбувається з додаванням заліза. Високими властивостями детоксикації характеризуються гній, торф, компости, а також цеоліти [7].

Внесення у ґрунт **органічних добрив**, які збільшують ємність ґрунтового вбирного комплексу, суттєво зменшує надходження в рослини радіонуклідів. Особливо ефективним є внесення гною, перегною, компосту, торфу на ґрунтах легкого механічного складу. При цьому органічні і мінеральні речовини цих добрив запобігають переходу в рослини не тільки  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , але й багатьох інших радіонуклідів, в тому числі  $^{115}\text{Cd}$ , плутоній-239 та америцій-241, які не мають ефективних хімічних аналогів-антагоністів серед елементів живлення. Перехід  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в рослини зменшується в 2-3 рази. Проте, при тривалому застосуванні мінеральних добрив додавання гною збільшує концентрацію  $^{137}\text{Cs}$  в рослинах у 2-4 рази.

Різно зменшується накопичення радіонуклідів рослинами на кислих дерново-підзолистих ґрунтах при спільному застосуванні вапнування і органічних добрив. Цей захід разом із використанням підвищених доз фосфорно-калійних добрив слід розглядати як один з найбільш істотних серед усіх контрзаходів, націлених на зменшення надходження радіонуклідів та важких металів у рослини і водночас на стимуляцію росту, відновлення від негативного впливу реагентів.

**Висновок.** Запропоновані шляхи мінімізації надходження радіонуклідів та важких металів є ефективними та екологічно безпечними для різних типів екосистем, а при їх комбінованому застосуванні призводить до максимально результату і відновлення екосистеми за рахунок її компонентів. Встановлено, що практично всі контрзаходи впливають на показники радіємності системи та біоти. Найбільш ефективними та безпечними мають бути контрзаходи, які дозволяють збільшувати показники радіємності або хоча б не знижувати їх.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Кутлахмедов Ю. О. Основи радіоекології / Ю. О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер. – К. : Вища школа, 2003. – 319 с.
2. Кутлахмедов Ю. А. Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии. Ч. 1. Долгосрочные радиозоологические проблемы Чернобыльской аварии и контрмеры. – К. : МЕДЭКОЛ, 1998. – 172 с.
3. Кутлахмедов Ю. А. Проблемы экологического нормирования и радиационная безопасность биоты экосистем / Ю. А. Кутлахмедов, И. В. Матвеева, В. П. Петрусенко, А. Г. Саливон, В. В. Родина, А. Н. Леншина // Наукові праці: Науково-методичний журнал. – Серія «Техногенна безпека», Т. 116. Вип. 103. – 2009. – С. 29–34.
4. Гродзинський Д. М., Кутлахмедов Ю. О., Міхєєв О. М., Родіна В. В., Кравець О. П., Шиліна Ю. В. Методи управління радіємністю екосистем / під редакцією Д. М. Гродзинського. – К. : Фітосоціоцентр, 2006. – 172 с.
5. Томілін Ю. А. Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, доза опромінення людини і контрзаходи: [монографія] / Ю. А. Томілін, Л. І. Григор'єва. – Миколаїв : Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2008. – 260 с.
6. Перепелятников Г. П. Порівняльна оцінка ефективності контрзаходів, що застосовуються в сільськогосподарському виробництві на радіоактивно забруднених територіях // Науковий вісник НАУ. – 2001. – Вип. 45. – С. 13–20.
7. Карпова Е.А., Потатуева Ю.А. Накопление тяжелых металлов растениями озимой ржи и овса при применении азотных, калийных и длительном последствии фосфорных удобрений на дерново-подзолистой почве / Е. А. Карпова, Ю. А. Потатуева // Агрехимия. – 2005. – № 4. – С. 59–66.
8. Gudkov I. N. The strategy of radioprotection of agricultural produce on radioactive contaminated territory // Problems of Ecological Security in Agriculture. – Moscow: Rus. Acad. Sci. – 2002. – P. 5–14.
9. Поликарпов Г. Г., Цыцугина В. Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Киштыме и в Чернобыле / Г. Г. Поликарпов, В. Г. Цыцугина // Радиационная Биология. Радиозология. – 1995. – Т. 35. № 4. – С. 536–538.

Рецензенти: д.б.н., Міхєєв О. М.,

© Огородник А. М., 2011

© Григор'єва Л. І., 2011

*Стаття надійшла до редколегії 1.02.2011 р.*