О.Л.Кірілеско, д.с.г.н.,
Чернівецький торговельно-економічний інститут КНТЕУ,
м. Чернівці

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ ЗАБРУДНЕННЯ ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА РАДІОНУКЛІДАМИ

У статті розглянуті питання забруднення сільськогосподарських угідь та продукції рослинництва радіонуклідами, а саме надходження радіонуклідів у ґрунт та навколишнє середовище, шляхи міграції в довкіллі, які фактори впливають на рухомість радіонуклідів у ґрунті та в ланцюгах ґрунт — рослина — тварина — людина.

The paper considers the questions of agricultural areas contamination by radionuclides and their penetration into the soil and environment, and factors which influence the radionuclides movement in soil and in the chain: soil — plant — animal — human being.

Мета статті — дати екологічне та економічне пояснення процесам, що відбуваються при науково обґрунтованому і ненормованому навантаженні засобам забруднення (радіонуклідів) на навколишнє середовище після аварії на Чорнобильської АЕС височин агроландшафту Заставнівського району.

Проблемам забруднення територій та продукції сільського господарства приділена значна увага в працях таких вітчизняних та зарубіжних авторів: Збігнев Цапу, Мечислав Лесьниок, В.В.Горбунов, В.П.Коржик, Т.А.Сафранов.

Екологічні та економічні наслідки радіоактивного забруднення можна розглянути на прикладі Чорнобильської катастрофи. Внаслідок вибуху 4-го реактора ЧАЕС з 26 квітня по 5 травня 1986 р. в довкілля було викинуто 3-4% його загальної радіоактивності. Радіоактивні ізотопи й газова суміш досягли верхніх шарів атмосфери і розсіялись між 30 і 50° пн. ш., а далі осідали на земну поверхню, що призвело до підвищення природного радіоактивного фону у країнах Європи. Наприклад, у Фінляндії були відзначені рівні радіації до 5 мкЗв/ч (при природному фоні 0,1-0,2 мкЗв/ч). Сумарна вага радіоактивних речовин, викинутих у атмосферу, складає 77 кг; більша частина їх випала в радіусі 300-400 км від ЧАЕС. Представлені вони були приблизно 30 радіонуклідами з періодом піврозпаду від 11 годин (^{85}Kr) до 24065 років (^{239}Pu). У атмосферу було викинуто увесь радіоактивний тритій (^{3}H) та 25% (^{14}C). Підвищення радіаційного фону у більшості європейських країн обумовлене розповсюдженням легких

ізотопів (^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{131}J та ін.). Важкі ізотопи плутонію та стронцію були присутні в атмосфері протягом місяця на відстані 30-40 км від реактора. Основна особливість радіоактивних слідів Чорнобильської катастрофи — високий ступінь нерівномірності розсіяння радіоактивних речовин і осідання їх із пилом і опадами. Найбільшого впливу зазнали лісові екосистеми. В процесі фотосинтезу виникала сорбція ^{14}C і ^{3}H плюс іще радіонукліди з опадами, а після листопаду радіонукліди перемістилися у верхній шар ґрунту, тому для дезактивації територій уживають суцільні вирубки лісів (хвойні дерева було вирубано й спалено з метою запобігання забруднення прилеглих територій). Неможливо, як раніше, експлуатувати водні екосистеми. Вони дуже забруднені радіоактивними речовинами, що зосереджені у донних відкладеннях, але зберігають свою рухливість (обмеження рибної ловлі, водокористування і т.д.). У агроекосистемах внаслідок вибуху радіонукліди проникли на глибину 20-40 см і родючі ґрунти можуть затримувати їх упродовж тривалого часу. У водних розчинах найкраще розчиняється ^{90}Sr, тому він миттєво поглинається рослинами; здатні мігрувати й накопичуватись ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{131}J, ^{140}Ba. Деякі рослини (лишайники, мохи, гриби, зернові та ін., а із городніх трав – шпинат, фенхель, кріп, петрушка) активно поглинають радіонукліди і акумулюють їх на тривалий строк. Внаслідок катастрофи різко скоротилося землекористування. Щоб пом'якшити наслідки радіоактивного забруднення агроекосистем, необхідна перебудова системи землекористування: відмова від глибокої оранки, зміна набору сільськогосподарських культур на користь зернових, а не коренеплодів, вживання „чистих" кормів перед забоєм тварин і т.д.

З 1986 р. малі дози опромінення дістають близько 4 млн. осіб. У перші тижні після катастрофи основну загрозу викликали gg-випромінення та наявність у повітрі і в молоці ^{I3I}J (доля цього короткоживучого ізотопу складала 30% від суми радіоактивних речовин; він впливає на щитовидну залозу і превентивною мірою проти нього є прийняття великих доз стабільного ізотопу йоду). Надалі головними джерелами опромінення людей були: ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239}Pu та ін. Протягом

1986-1990 рр. у зоні впливу Чорнобильської катастрофи кількість захворювань щитовидної залози, поява злоякісних пухлин збільшилася в 1,5 раза, лейкемії на 50%. Особливо сильний вплив на біосистеми спостерігався в радіусі 30 км від реактора, де повністю припинена людська діяльність.

Наслідки Чорнобильської катастрофи:

- ✓ довгострокове вилучення із господарського обігу 144 тис. га сільгоспугідь і 492 тис. га лісів;
- ✓ обмеження на цілу низку видів господарської діяльності;
- ✓ витрати на відселення 116 тис. осіб у 1986 р. і близько 800 тис. осіб у 1990-1995 рр.;
- ✓ витрати на моніторинг, дезактивацію, забезпечення „чистими" продуктами харчування і т.д. у забруднених районах;
- ✓ витрати на медичне обслуговування близько 4 млн. осіб;
- ✓ скорочення приросту валового національного продукту внаслідок негативних соціально-демографічних тенденцій.

Наслідки Чорнобильської катастрофи знайшли відбиток у короткострокових і довгострокових ефектах на рівні індивідуумів, популяцій, ЕС і БС у цілому. До цього необхідно додати і моральні втрати населення, розвиток радіофобії тощо.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи перед суспільством постала надзвичайно велика кількість еколого-соціально-економічних проблем. Аварія викликала забруднення значної частини території України, на якій розташовано 2294 населених пункти і мешкало понад 2,6 млн. осіб. Після аварії було евакуйована понад 90 тис. осіб; 12 тис. продовжували мешкати у зоні обов'язкового відселення; 700 тис. — у зоні добровільного відселення.

У Чернівецькій області забруднено 18,4 тис. га. сільськогосподарських угідь. Забруднення сільськогосподарських угідь радіоактивними речовинами може бути фактором, що ускладнює ведення сільськогосподарського виробництва.

Ступінь небезпеки забруднення радіонуклідами залежить від частоти вживання забруднених радіоактивними речовинами продуктів, а також від швидкості виведення їх з організму. Якщо радіонукліди, які потрапили в організм, однотипні з елементами, що споживає людина з їжею (натрій, калій, хлор,

кальцій, залізо, марганець, йод та ін.), то вони швидко виводяться з організму разом з ними. Окремі радіоактивні речовини концентруються в різних внутрішніх органах. Елементи, які акумулюються в м'яких тканинах організму — легко виділяються. Джерела α-випромінювання (радій, уран, плутоній), β-випромінювання (стронцій, іпітрій) і γ-випромінювання (цирконій) відкладаються в кістках у вигляді хімічно зв'язаних сполук з кістковою тканиною і тому важко виводяться з організму.

Нині на основі численних радіобіологічних експериментів на клітинному і молекулярному рівнях однозначно прийнято концепцію безпорогової залежності „доза-біологічний ефект", згідно з якою навіть поодинокий слід, який залишає заряджена частинка речовини, створює уражувальний ефект, який здатний викликати порушення в спадковому апараті клітини, в тому числі мутації, що призводить до її енкогенної трансформації. Отже, можна стверджувати, що споживання харчових продуктів, які містять радіонукліди в межах допустимих рівнів, затверджених Головним державним Санітарним лікарем України, не є безпечним для організму людини (табл. 1).

Таблиця 1

Допустимі рівні вмісту радіонуклідів

Продукти харчування	Вміст радіонуклідів, Бк/л, або Бк/кг		Продукти харчування	Вміст радіонуклідів, Бк/л, або Бк/кг	
	^{137}Cs	^{90}Sr		^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб і хлібопродукти	20	5	Молоко згущене і концентроване	300	60
Картопля	60	20	Молоко сухе	500	100
Овочі (листові, коренеплоди, столова зелень)	40	20	Свіжі дикоростучі ягоди і гриби	500	50
Фрукти	70	10	Сушені дикоростучі ягоди і гриби	2500	250
М'ясо і м'ясні продукти	200	20	Лікарські рослини	600	200
Риба і рибні продукти	150	35	Інші продукти	600	200
Молоко і молочні продукти	100	20	Спеціальні продукти дитячого харчування	40	5
Яйця, шт.	6	2	Молоко згущене і концентроване	300	60

При правильному режимі харчування людей, які про-

живають в умовах радіоактивного забруднення території, надходження в організм радіонуклідів можна зменшити. При цьому важливо зберегти повноцінність харчування з тим, щоб усі необхідні організму елементи — білки, жири, вуглеводи, органічні кислоти, вітаміни, мінеральні речовини і харчові волокна (клітковина, геміцелюлоза, пектин та ін.) – були в раціоні в достатній кількості.

Існують методи прогнозування можливого вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в сільськогосподарських культурах з використанням коефіцієнта переходу їх з ґрунту (табл. 2).

Деякі речовини харчових продуктів (пектинові, барвники) утворюють нерозчинні сполуки із стронцієм, кобальтом, свинцем, кальцієм та іншими важкими металами, які не перетравлюються і виводяться з організму. Отже, ці речовини виконують радіозахисну функцію. Тому пектин, а також пектиномісткі продукти (чорна смородина, аґрус, полуниці та ін.) використовують у спеціальному харчуванні для виведення радіоактивних елементів з організму. Патологічні процеси в організмі, в тому числі загибель клітин, ріст пухлин, пов'язують з хромосомними ураженнями соматичних клітин, причому рівень аутогенних ушкоджень хромосом зростає з віком людини.

Таблиця 2

Коефіцієнти переходу (КП) ^{137}Cs у рослинах

Культура	КП	Бк/кг	Культура	КП	Бк/кг
Соя	0,88	484	Помідори „Світанок"	0,08	44
Горох	0,91	505	Редис червоний	0,29	151
Кукурудза	0,07	39	Капуста рання	0,29	181
Баклажани	0,013	7,2	Буряк столовий	0,29	181
Перець	0,05	28	Картопля „Світанок"	0,24	133

Створення в середині XX століття ядерної зброї і наступний розвиток ядерної енергетики сприяв появі в навколишньому середовищі нових неіснуючих у природі ізотопів радіоактивних елементів. Зокрема, великі території Східної, Центральної і Північної Європи були інтенсивно забруднені після аварії на Чорнобильській АЕС у квітні 1986 року [1]. Одним з найбільш довгоживучих ізотопів штучного походження з числа найбільш розповсюджених є ізотоп цезію-137 (^{137}Cs), що має період напіврозпаду 30,2 роки. Його

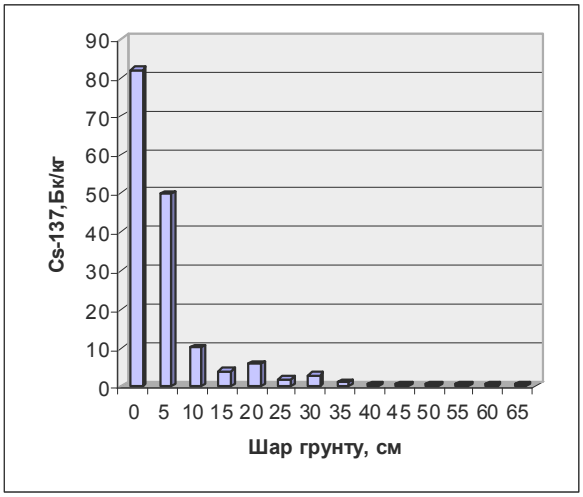
перерозподіл у межах рівнин суші певним чином пов'язаний з розвитком ерозійно-акумулятивних процесів, оскільки він відразу після випадання з атмосфери міцно сорбується ґрунтовими частками і надалі переноситься разом з ними [2, 3, 4].

Приблизно третина джерел радіаційного впливу обумовлена надходженням в організм людини природних радіонуклідів з водою та продуктами харчування, в які вони попадають внаслідок міграції по ланцюгу ґрунт — рослини — тварини — продукти [5].

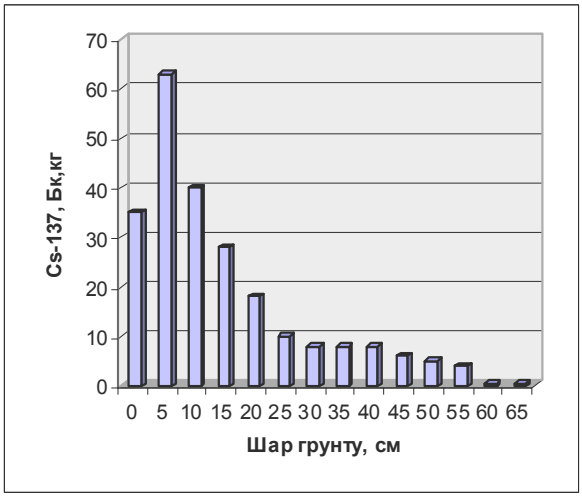
Перехід радіонуклідів з ґрунту в продукцію рослинництва значною мірою залежить від факторів навколишнього середовища, рівня хімізації, особливостей вирощених культур та природно-кліматичної зони в цілому [6, 7].

Викиди штучних радіоізотопів з наземних джерел (атомні станції, ядерні підприємства) надходять в атмосферу, де їх розподіл залежить від конкретної метеорологічної обстановки, що склалася на момент аварії. Відомо, що основна частина радіоізотопів випадає з опадами. Тому і просторовий розподіл певним чином зв'язано зі структурою дощів, а сумарне надходження у випадку глобальних випадань тісно корелює із шаром опадів. На схилах спостерігається висока нерівномірність випадання радіоізотопів, оскільки сильно варіює по площі кількість опадів, що випадають. На рівнинах рельєф меншою мірою впливає на рівномірність випадання опадів, але все-таки прослідковується ріст їхньої кількості на навітряних схилах височин порівняно з підвітряними. Водночас вплив рельєфу на шар опадів чітко проявився на характері радіоактивного забруднення після аварії на Чорнобильської АЕС височин агроландшафту Заставнівського району.

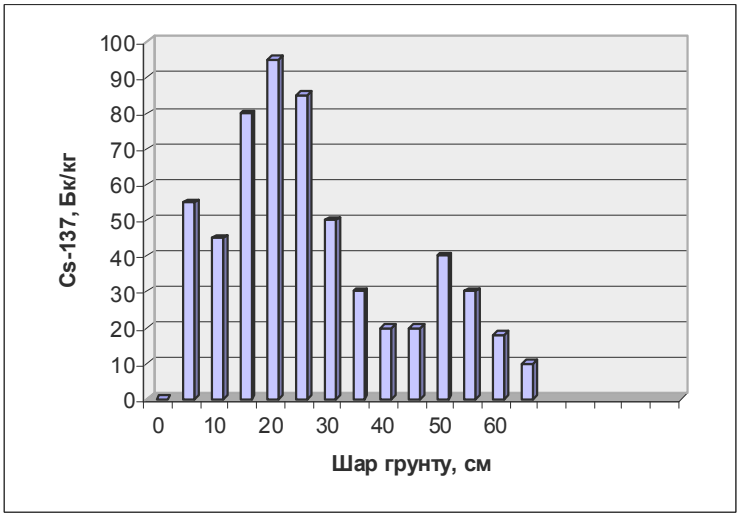
Вертикальна міграція ізотопу ^{137}Cs на непорушених ділянках найбільш значна відразу після його випадання. Дуже скоро він сорбується ґрунтом і трансформація його вертикального профілю за відсутності зовнішніх втручань мінімальна. Максимум концентрації знаходиться залежно від механічного складу і кислотності ґрунту на глибині 2-5 см, а більш 90% запасів ^{137}Cs — у 10-ти сантиметровому шарі (рис. 1).



А



В



С

Рис. 1. Вертикальні епюри концентрації ^{137}Cs:
А — плоске незоране межиріччя;
В — днище балки з незораним водозбором;
С — днище балки з розораним водозбором.

Оранка земель сприяє відносно рівномірному перемішуванню запасів ^{137}Cs у межах орного шару й одночасно активізації його горизонтальної міграції через розвиток процесів водної і вітрової ерозії, механічного змішання ґрунту знаряддями оранки і втрат при збиранні коренеплодів. У результаті постійно відбувається зміна початкового поля забруднення: скорочення сумарних запасів у зонах зносу і нагромадження — у зонах акумуляції. Частина радіонуклідів, сорбованих на ґрунтових частках, досягає тальвегів ерозійної мережі і постійних водостоків. У днищах балок, де постійно відбувається акумуляція змитих з ріллі

наносів, епюра ^{137}Cs відбиває зміну інтенсивності його випадання в часі. Майже завжди на деякій глибині (5-15 см) мається пік цезію, зв'язаний з їх випаданням після Чорнобильської аварії (1986 р).

Перерозподіл ^{137}Cs може сприяти виникненню вогнищ з підвищеними рівнями радіоактивного забруднення на значному видаленні від зони первісного забруднення.

Наприклад, сприятливі умови для формування таких вогнищ виникають у водоймищах. Тим самим, кількісна оцінка перерозподілу радіонуклідів у межах річкових басейнів і їхніх окремих елементів здобуває важливе екологічне значення.

Дослідження, проведені на схиловому водозборі, полягали в зіставленні результатів грунтово-ерозійної зйомки, що дозволила виявити ерозійні й акумулятивні елементи рельєфу, і середнього вмісту ізотопу цезію в межах даних елементів. Унаслідок досліджень виявився тісний взаємозв'язок ступеня трансформації ґрунтового покриву в межах різних елементів рельєфу і вмісту ізотопу ^{137}Cs і ^{90}Sr (табл. 3).

Таблиця 3

Забруднення радіонуклідами ґрунтів та картоплі в агроландшафті с. Кадубівці

Місце відбору зразка	^{137}Cs , Бк/кг		^{90}Sr , Бк/кг	
	грунт	картопля	грунт	картопля
Непорушена ділянка, плоский водорозділ	350,7	5,2	15,2	8,0
Схил еродований	180,7	7,3	10,6	3,8
Схил неродований	370,8	7,9	18,8	9,0
Днища ложбин з акумуляцією	570,7	8,9	21,9	11,8
Допустимі рівні вмісту радіонуклідів		60		20

Площа еродованих схилів і днищ балок приблизно на порядок перевищує площу днища балок з акумуляцією, домінування процесу виносу радіонуклідів проходить у річкову мережу в межах даного водозбору, тому що поверхневий стік зі схилу надходить безпосередньо у вершину яру.

Основна частина орних схилів і схилів водозборів даної зони спирається на підніжжя схилів, що не розорюються, чи межиріч днища балок, що не розорюються, що сприяє переважному перерозподілу радіонуклідів усередині межиріч.

Однак основною зоною приросту запасів ^{137}Cs виявилося

днище балки, у якому затрималося більш як 55% змитого зі схилів ізотопу ^{137}Cs. Інша частина акумулювалася на задернованих бортах балки. У більших балкових долинах затримується в цілому до 90-95% ізотопу, змитого з ріллі, причому на частку акумуляції в днище основної долини і більш дрібних припливів припадає більш як 75-90%. Отже, саме днища сухих долин є основними колекторами радіонуклідів у ерозійно-акумулятивних системах області ерозійно-денудаційного рельєфу. Наведені дані свідчать, що в районах сільськогосподарського освоєння відбувається інтенсивний перерозподіл радіоактивних забруднювачів, унаслідок якого на загальному фоні помірного чи слабкого забруднення з'являються плями підвищеної радіоактивності, приурочені до негативних елементів рельєфу. Це необхідно мати на увазі при територіальному плануванні господарської діяльності.

Однією із причин видових розходжень у нагромадженні радіонуклідів рослинами є неоднакове розміщення в ґрунті кореневих систем, особливо їх активно усмоктувальні живильні речовини – і як наслідок – неоднаковий ступінь зіткнення кореня із найбільш забрудненим шаром ґрунту (рис. 2).

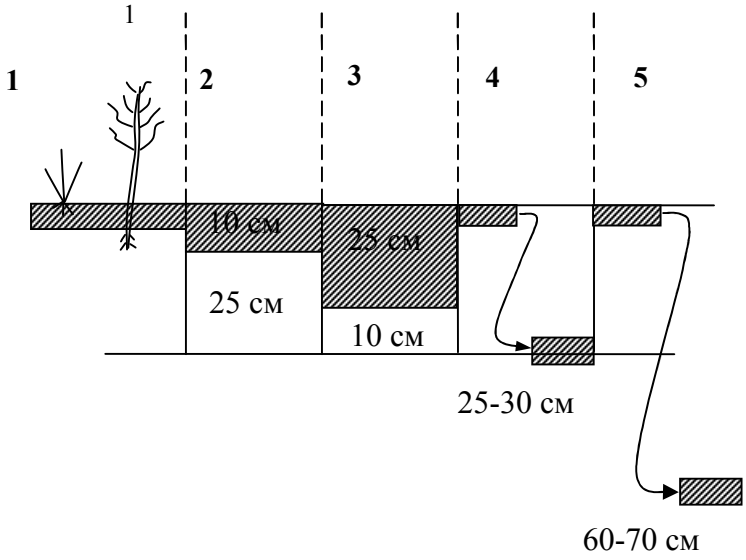


Рис. 2. Розподіл радіоактивних речовин в ґрунті при різних способах обробітку (забруднений шар заштрихований):
1— природний луг, рослини з мочковатою і стержневою кореневою системою; 2 — при використанні фрезерного культиватора на глибину 10 см; 3 — при оранці; 4 — при оранці з передплужником; 5 — глибока оранка плантажним плугом.

Отже, чим з більшої глибини рослина поглинає мінеральні солі, тим менша кількість радіонуклідів нею накопичується. Надходження значної частини Са із глибоко розташованих шарів ґрунту є однією із причин гаданої дискримінації в парі ^{90}Sr-Ca, оскільки значна частина кальцію засвоюється стрижневими коріннями із чистих горизонтів.

Глибина механічної обробки ґрунту визначає концентрацію радіонуклідів в обробленому шарі: чим вона більше, тим більше маса шару перемішування й розведення спочатку забрудненого шару „чистими" горизонтами. Ефективне зменшення надходження радіонуклідів у рослини може бути досягнуте при переміщенні тонкого верхнього, найбільш забрудненого шару (0-5 см), на дно борозни з наступним оборотом чистого шару, що досягається оранкою відвальними плугами з передплужниками.

При похованні радіонуклідів у складі поверхово забрудненого шару в підорні горизонти на глибину 40-80 см нагромадження їх у рослинах зменшується на 52-96 %. Ці варіанти обробки ґрунтів повинні бути доповнені створенням оптимальних умов для розвитку й діяльності кореневих систем у верхньому шарі ґрунту, щоб корінь рослин по можливості мало проникав на глибину поховання забрудненого шару. Для цього оранку з передплужником і наступним оборотом шару необхідно сполучити із внесенням мінеральних і органічних добрив, вапнуванням і помірним зволоженням верхніх шарів ґрунту.

Цікаві результати отримані щодо карстових підземних вод. За вибірковими даними, у всіх водних об'єктах (джерелах, колодязях) вміст ^{226}Ra виявився в десятки разів менше допустимих норм; вміст же ^{137}Cs і ^{90}Sr коливався, а в деяких джерелах (колодязь „опорний пункт"), 12,5 і 7,53 Бк/л, перевищував допустиму норму (табл. 4).

Таблиця 4

Результати аналізу вмісту радіонуклідів у пробах води, відібраної з джерел загального користування села Кадубівці (Бк/л)

Назва джерела води	Cs-137	Ra-226	Sr-90
1	2	3	4
Тракторна бригада	2,7	3,4	0,4
Школа	2,5	3,7	0,5

Продовження табл. 4

1	2	3	4
Зерносклад	2,8	3,6	<0,1
Церква	2,6	3,8	<0,1
Урочище „Опорний пункт НІІ кормів”	12,5	7,8	7,53
Допустимі рівні вмісту радіонуклідів	2	18,5	2

Таким чином, проблемними питаннями, що вимагають рішення для розробки управлінських рішень по оптимізації природокористування, є продовження і розширення контрзаходів на забруднених сільгоспугіддях, а вони вимагають додаткових затрат на вирощування продукції рослинництва. Вони такі:

1. Здатність сільськогосподарських рослин накопичувати радіонукліди в різних концентраціях залежить від біологічних властивостей самих рослин. Акумуляція ^{137}Cs і ^{90}Sr в зерні і соломі різних злакових культур відрізняється у 8-10 разів.

2. В порядку зменшення концентрації ^{137}Cs у продовольчій частині врожаю сільськогосподарських культур вони розподіляються таким чином: зернові, бобові і зернобобові — люпин > овес > гречка > горох > ячмінь > пшениця > кукурудза > просо > соя > квасоля; овочеві і картопля — капуста > картопля > буряк > морква > огірки > томати; трави — вівсяниця > райграс > стоколос безостий > конюшина > тимофіївка.

3. За акумуляцією ^{137}Cs сільгоспкультури можна розділити на 3 групи: зернові (ячмінь, пшениця й овес), що слабо накопичують, круп’яні (просо, чумиза і гречка), що середньо накопичують, зернобобові (квасоля, горох і боби), що сильно накопичують. Картопля займає проміжне положення між горохом і бобами.

4. Залуження найбільш забруднених лук, сінокосів, культурних і природних пасовищ.

5. Вапнування кислих ґрунтів.

6. Внесення підвищених доз добрив.

Список використаних джерел:

1. Агроекологія і біотехнологія: Зб. наук. праць. — К.: Аграрна наука, 1996. — 210 с.

2. За пределами роста: Продолжение знаменитого доклада Римскому клубу «Пределы роста» / Пер. с англ.; Д.Х.Медоуз, Д.Л.Медоуз, И.Рандерс / Под ред. Г.А.Ягодина. — М.: Прогресс-Пангея, 1994. — С.155-168.

3. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забрудненнях радіоактивними елементами: Збірник документів. – К., 1991. — 264 с.

4. Горбунов В.В., Коржик В.П. Радиационное загрязнение карста: аспекты оптимизации природопользования. — Черновцы-Сосновиек, 2002. — С.58-64.
5. Збігнев Цапу, Мечислав Лесьниок. Радиацийный баланс на территории Ойцовского національного парка. — Черновцы-Сосновиек, 2002. — С.24-34.
6. Кірілеско О.Л. Основи ведення сільського господарства і охорона земель. — Чернівці: Ратуша, 2005. — 418 с.
7. Сафранов Т.А. Екологічні основи природокористування. — Львів: Новий Світ-2000, 2003. — 247 с.

Т.В.Столярова, к.т.н**., А.М.Ясінський,**
Чернівецький торговельно-економічний інститут КНТЕУ,
м. Чернівці

ДОЦІЛЬНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ АЗОТНИХ ДОБРИВ (НІТРАТІВ) ТА ХАРАКТЕР ЇХНЬОГО ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ І ЛЮДИНУ

У статті проаналізовано доцільності використання нітридів та дослідження характеру їхнього впливу на організм людини та довкілля.
In this article the expedience of use of nitrates is analysed and character of its influence on the human's organism and environment is investigated.

Сучасна економіка характеризується високим рівнем конкуренції в усіх галузях. Отже, споживач може обирати того виробника, який пропонує найкращі умови. Це призводить до загострення боротьби між конкурентами, а відтак застосування ними всіх можливих засобів для отримання конкурентних переваг. Здавалося б, що така ситуація є досить вигідною для покупця, але разом з тим споживач наражається на небезпеку. Зокрема, найбільш небезпечні наслідки прагнення до швидкого збагачення з боку виробників проявляються у сфері виробництва та реалізації продуктів харчування. У гонитві за «вигідними цінами» виробники застосовують різні хімічні, часто – шкідливі речовини для покращення зовнішнього вигляду продуктів, продовження терміну зберігання тощо.

Особливо серйозним питанням сьогодні є застосування нітратних добрив, вміст їх у сировині, а отже, вплив нітратів і нітридів у харчових продуктах на здоров’я людини. У науковій літературі цю проблему досліджують такі вчені: А.Винятська, М.Гайлите, А.Гоженко, О.Горішна, Н.Опопполь, І.Рожков, М.Середенко, О.Циганенко, М.Ваалкес, Н.Меткалф, Я.Паркер, І.Петерсен, А.Маккорнік, П.Тарбуртон, Г.Юан та інші. Щоправда, у даних працях розглянуті, в основному, біологічно-фізіологічні та хімічні аспекти.