МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет природоохоронний
Кафедра екології та охорони довкілля

Бакалаврська кваліфікаційна робота

на тему: Оцінка сучасного стану забруднення ґрунтового - покриву Чернігівської області важкими металами

Виконав студент 3 року навчання гр. Е-41і
спеціальності 101 «Екологія»
Ткач Сергій Сергійович

Керівник к.геогр.н., доц.
Ільїна Валентина Григорівна

Рецензент д.геогр.н., проф.
Польовий Анатолій Миколайович

Одеса 2019

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет *природоохоронний*
Кафедра *екології та охорони довкілля*
Рівень вищої освіти *бакалавр*
Напрям підготовки *101 «Екологія»*

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри *екології та охорони довкілля*
Сафранов Т.А.
«18 *» квітня 2019 року*

З А В Д А Н Н Я
НА БАКАЛАВРСЬКУ КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТУ

Ткачу Сергію Сергійовичу
(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи: *Оцінка сучасного стану забруднення ґрунтового - покриву Чернігівської області важкими металами*

Керівник роботи *Ільїна Валентина Григорівна* к.геогр.н., доц.
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)
затверджені наказом закладу вищої освіти від *«7» грудня 2018 року №343-С*

2. Строк подання студентом роботи « 08 » червня *2019 року*

3. Вихідні дані до роботи: *джерела інформації щодо вмісту забруднювальних елементів(важких металів), мінеральних та органічних добрив, радіонуклідів у ґрунтах Чернігівської області; огляд матеріалів щодо методик оцінки еколого - агрохімічного стану територій; дані щодо екологічного стану ґрунтів Чернігівської області; інформація щодо сучасних підходів оцінки стану забруднення територій*

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити): *загальні відомості про фізико -географічні особливості території дослідження; методика оцінки стану забруднення грунтово - рослинного покриву; еколого - агрохімічний стан грунтівЧернігівської області; загальна оцінка вмісту забруднювальних елементів у сільськогосподарських та інших рослинах.*

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень): *площа порушених та відпрацьованих земель за 2013 рік; площа рекультивованих земель по Чернігівській області за 2013 рік; динаміка внесення азотних, фосфорних та калійних добрив у ґрунти Чернігівської області; щільність забруднення ґрунтів цезієм-177 та стронцієм-90 по районах Чернігівської області; рівень забруднення стронцій-90 в*

сільськогосподарській продукції; Вміст свинцю та кадмію в ґрунті за 2012 - 2013 рр.; динаміка вмісту свинцю та кадмію у рослинах цукрового буряку в Чернігівській області;

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	Завдання прийняв
	Немає		

Дата видачі завдання *«18 » квітня 2019 року*

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів бакалаврської кваліфікаційної роботи	Термін виконання етапів бакалаврської кваліфікаційної роботи	Оцінка виконання етапу	
			у %	за 4-х бальною шкалою
1	*Загальні відомості про фізико - географічний стан Чернігівської області.*	*18.04.2019 - 29.04.2019*	*90*	*5(відмінно)*
2	*Вивчення методик оцінки стану забруднення ландшафтів .*	*30.04.2019 12.05.2019*	*90*	*5(відмінно)*
	Рубіжна атестація	***13.05.2019 19.05.2019***	***90***	***5(відмінно)***
3	*Еколого - агрохімічна оцінка стану забруднення територій сільськогосподарського призначення важкими металами та радіонуклідами.*	*20.05.2019 26.05.2019*	*90*	*5(відмінно)*
4	*Узагальнення отриманих результатів. Оформлення електронної версії роботи. Перевірка на наявність плагіату. Складання протоколу.*	*27.05.2019 03.06.2019*	*90*	*5(відмінно)*
5	*Підготовка паперової версії роботи і презентаційного матеріалу до процедури передзахисту. Внесення коректив. Рецензування роботи. Підготовка до публічного захисту.*	*04.06.2019 08.06.2019*	*90*	*5(відмінно)*
	Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам)		***90,0***	

(до десятих)

Студент _____ *Ткач С.С.*
(підпис) (прізвище та ініціали)

Керівник роботи _____ *Ільїна В.Г.*
(підпис) (прізвище та ініціали)

АНОТАЦІЯ

Оцінка сучасного стану забруднення ґрунтового - покриву Чернігівської області важкими металами Ткач С.С

Актуальність теми. Ґрунти Чернігівської області достатньо забезпечені гумусом, алеу для отримання високих та стійких врожаїв цих культу необхідно застосування сучасних методів агрохімічної обробки, яка передбачає внесення хімічних заходів захисту рослин, мінеральних добрив. До складу мінеральних добрив входить велика кількість важких металів, тому еколого - агрохімічна грунтів є досить актуальною темою.

Мета і задачі дослідження. Метою роботи є виконати еколого - агрохімічну оцінку забруднення грунтів Чернігівської області важкими металами. Для досягнення цієї мети необхідно вирішити наступні *задачі:* дати загальну фізико - географічну характеристику території дослідження; розглянути особливості формування еколого - агрохімічних характеристик грунтів; надати оцінку стану забруднення грунтово - рослинного покриву.

Об'єктом дослідження є ґрунти Чернігівської області.

Предметом дослідження є еколого - агрохімічний стан забруднення грунтово - рослинного покриву сільськогосподарських угідь Чернігівської області.

Матеріали і методи дослідження. Методологічною основою роботи є сучасні методи оцінки стану забруднення грунтово- рослинного покриву. При виконанні бакалаврської кваліфікаційної роботи були використані опубліковані і фондові матеріали.

Результати дослідження. Визначено основні характеристики, які впливають на стан забруднення грунтів сільськогосподарського призначення, встановлені основні екотоксикологічні характеристики використання мінеральних добрив; визначено сучасний еколого - агрохімічний стан грунтів Чернігівської області з урахуванням рівня мінерального живлення рослин .

Структура та обсяг роботи. Складається із вступу, трьох розділів , висновків, перелік посилань (20). Загальний обсяг роботи складає 59 сторінок. Робота містить 16 рисунків, 13 таблиць.

Ключові слова: мінеральне живлення, важкі метали, еколого - агрохімічна оцінка, радіонукліди, грунтово - рослинний покрив.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦІ ТА СКОРОЧЕНЬ 6
ВСТУП 8
1 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ ДОСЛІДЖЕННЯ 11
1.1 Географічне розташування та кліматичні умови 11
1.2 Оцінка стану водних об’єктів 13
1.3 Оцінка стану рослинного покрову 15
1.4 Стан земельних ресурсів та ґрунтів 16
2 МЕТОДИКА ОЦІНКИ СТАНУ ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЙ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ 19
2.1 Основні характеристики важких металів 19
2.2 Морфологічні характеристики рослин 23
2.3 Сучасний стан оцінки забруднення ґрунтово-рослинного покрову важкими металами 26
3 ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТОВОГО ПОКРИВУ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ 33
3.1. Оцінка сучасного стану ґрунтів сільськогосподарського призначення Чернігівської області 33
3.2 Аналіз забезпеченості ґрунтів мінеральними та органічними добривами 35
3.3 Оцінка сучасного стану забруднення ґрунтів Чернігівської області радіонуклідами 38
3.4 Оцінка сучасного стану забруднення ґрунтового покриву чернігівської області важкими металами 41
ВИСНОВКИ 48
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ 50
ДОДАТКИ 52

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦІ ТА СКОРОЧЕНЬ

ВМ- важкі метали;

ГДК - гранично допустима концентрація;

РГВ - рівень ґрунтових вод;

ЗПВ- запаси продуктивної вологи ;

ГТК - гідрометричні коефіцієнти Селянінова ;

де $\frac{\Delta A_q^{погл}}{\Delta t}$ - швидкість поглинання рухомих форм важких металів g-го виду важких металів корінням рослини ,мгм$^{-2}$доб$^{-1}$;

$\alpha_q^{погл}$ - поглинальна здібність кореню, мс$^{--1}$;

$\overline{A}_q^{почв}$ - концентрація рухомих форм g-го виду важких металів у грунті, мг кг$^{-1}$;

a_r - радіускореню., см;

q - вид важкого металу.

де μAq - зниження продуктивності рослин в інтервалі критичних величин концентрації важких металів у рослині $A_q^{лз1}$и$A_q^{лз2}$(мг кг$^{-1}$).

$C_{i,l}$ (Δt) - концентрація активності в рослині виду *i* у період збору врожаю;

A_i - загальна питома активність на рослині виду *i*, що залежить від *LA1* даної рослини в момент поливу:

Y_i - врожайність рослин виду *i* у період збору врожаю;

λ_w - швидкість втрати активності за рахунок впливу погодних факторів; λr - константа радіоактивного розпаду; Δt- час, що пройшов з моменту поливу до збору врожаю

де $T_i(\Delta t)$ - коефіцієнт переходу для рослини виду *i*; Y_i - врожайність їстівної частини рослини виду *i*.

де A_s - загальна питома активність на ґрунті; L - глибина прикореневого шару; δ - щільність ґрунту; λ_S- швидкість зменшення активності через переміщення за межі прикореневого шару;λ_F- швидкість фіксації радіонуклідів у ґрунті.

Б - бал ґрунту за вмістом гумусу (%), вологи (мм) чи поживних елементів (мг/кг);

Ф - активний уміст гумусу (%), вологи (мм) чи поживних речовин (мг/кг);

Е - вміст гумусу (%), вологи (мм) чи поживних речовин (мг/кг) в еталонному ґрунті.

ВСТУП

Чернігівська область є однією з найбільш проблемних територій з точки зору забезпеченості оптимальними умовами існування агроекосистем. Це пов’язано зі складними кліматичними, ґрунтовими, ландшафтними, мікрокліматичним та іншими умовами.

Актуальність обраної теми визначається в зв’язку зі збільшенням антропогенного навантаження на навколишнє середовище екологічної ситуації.

Сучасне використання земельних ресурсів України не відповідає вимогам раціонального природокористування, а саме порушено екологічно допустиме відношення площі пашні, природних кормових угідь, багаторічних насаджень. Це призводить до порушення якісних та кількісних характеристик ґрунтово-рослинного покриву. В якості об’єкта дослідження була вибрана Чернігівська область. Це пов’язане з тим, що ця область є однією з основних постачальників сільськогосподарської продукції в Україні. Тут вирощується велика кількість сільськогосподарських культур, основними з яких є: озима пшениця, кукурудза, соняшник та інші технічні культури. Вирощування високих та стійких врожаїв цих культур не можливе без використання сучасних інтенсивних технологій, які передбачають застосування мінеральних і органічних добрив, пестицидів та інших заходів та технологій вирощування.

На жаль, в результаті сільськогосподарської діяльності не завжди дотримуються оптимальних норм, крім того мінеральні добрива та пестициди вміщують велику кількість забруднювальних елементів. Другим аспектом забруднення агроекосистем Чернігівського регіону являється розвинуте промислове виробництво, а також видобуток корисних копалин, в результаті чого в атмосферу потрапляє велика кількість забруднювальних елементів,

основними з яких є важкі метали. Це також негативно впливає на стійкість природних ландшафтів до техногенного навантаження.

На сучасному етапі розвитку науки вирішення питання оцінки антропогенного навантаження неможливо без використання сучасних методів оцінки .

Чернігівська є основним регіоном України де спостерігається максимальне навантаження на навколишнє середовище та особисто на ґрунтово-рослинний покрив. Крім забруднювальних елементів, які потрапляють в агроекосистеми в результаті сільськогосподарського виробництва, на ґрунті осідає значна кількість забруднювальних елементів, які потрапляють в атмосферу в результаті промислового виробництва та видобутку корисних копалин. Неметалургійне виробництво, а саме процес спалювання вугілля є головним джерелом вступу в біосферу багатьох металів. У вугіллі і нафті присутні всі метали. Техногенний вступ важких металів в довкілля відбувається у вигляді газів і аерозолів (перегону металів і пилоподібних часток) і у складі стічних вод.

Метали порівняно швидко накопичуються в ґрунті і украй повільно з нього виводяться: період напіввидалення цинку - до 500 років, кадмію - до 1100 років, міді - до 1500 років, свинцю - до декількох тисяч років.

Істотне джерело забруднення ґрунту металами - вживання добрив з шламів, отриманих з промислових і каналізаційних очисних споруд. У викидах металургійних виробництв важкі метали знаходяться, в основному, в нерозчинній формі. У міру видалення від джерела забруднення найбільш крупні частки осідають, доля розчинних з'єднань металів збільшується, і встановлюються співвідношення між розчинною і нерозчинною формами. Враховуючи все вище вказане, тема роботи є досить актуальною як для будь яких екосистем, так і для даного регіону дослідження.

Абіотичні компоненти агроекосистеми - ґрунт і атмосфера - також мають складну внутрішню структуру. Однак при вивчені агроекосистеми вони в більшості випадків можуть розглядатися тільки на одному

структурному рівні - як суцільні середовища, в яких відбуваються процеси переносу речовини і енергії.

В процесі онтогенеза вимоги рослин до умов зовнішнього середовища закономірно змінюються, що знаходить своє відображення, в присутності критичних періодів по відношенню до умов температури, волого забезпечення і т.д. Важливо відмітити, що з ростом рослин система ґрунт - рослина - атмосфера стає більш інерційною. Проникнення коренів в більш глибокі шари, роблять агроценоз менш чутливим до різких короткочасних коливань умов зволоження.

Ціль роботи - виконати оцінку сучасного стану забруднення грунтово - рослинного покриву Чернігівської області.

Об’єкт дослідження - грунтово - рослинний покрив Чернігівської області.

Предмет дослідження - оцінка сучасного стану грунтів Чернігівської області.

Вихідні данні - кількісні та якісні характеристики грунтів Чернігівської області, агрохімічні характеристики грунтів, кількість важких металів та радіонуклідів у грунтах , мінеральні та органічні добрива у грунтах сільськогосподарських угідь за період з 2012 по 2015 роки.

Задачі дослідження:

- визначити основні характеристики, які впливають сучасний стан сільськогосподарських територій;

- визначити основні характеристики важких металів , які впливають на якісні та кількісні характеристики рослинного покриву Чернігівської області;

- встановити основні закономірності поглинання та міграції важких металів, радіонуклідів та мікроелементів у ґрунтах Чернігівської області;

- визначити можливість використання ґрунтів Чернігівської області для цілей сільськогосподарського виробництва у сучасних умовах.

1 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРИТОРІЇ ДОСЛІДЖЕННЯ

1.1 Географічне розташування та кліматичні умови

Чернігівська область одна з найбільших на Україні (за своєю територією посідає друге місце). Площа - 31,9 тис. км^2, густота населення - 34 осіб/км^2. Унікальність економіко-географічного положення області визначається її розташуванням на кордоні трьох держав: України, Росії, Білорусі та близькістю до столиці і великого промислового центру - м. Київ.

Розташована на півночі України в поліській та лісостеповій зонах Придніпровської низовини. На заході і північному заході межує з Гомельською областю Білорусі, на півночі - з Брянською областю Росії, на сході - з Сумською, на півдні - з Полтавською, на південному заході - з Київською областями України. Середня висота над рівнем моря - 120 метрів, на північному сході - 200 метрів, на південному заході - 120 - 150 метрів [1].

Клімат помірно-континентальний. Середньорічна температура січня - -7°С, липня - +19°С. Середньорічна кількість опадів - 550-660 мм. Має своєрідні природні ландшафти, досить поширені біологічні різновиди.

Попри великі втрати від меліоративних робіт, проведених у свій час, ландшафтам Чернігівського Полісся властивий високий ступінь поширення природних територій. Значна частина з них зберігає потенційні можливості відновлення - повернення до природного стану або деякого наближення до нього. Непогано збережені і заплавні ландшафтні комплекси середніх та великих рік - Десни, Сейму, Снову, Сожу. Лучні та лучно-болотні і болотні заплавні комплекси верхів’їв, а здебільшого і всієї течії багатьох малих річок дуже змінені - осушені і частково розорані [4].

Майже цілком область розміщується в Придніпровській низовині, південна її частина в межах Полтавської рівнини і має переважно рівнинну,

злегка хвилясту поверхню, у цілому сприятливу для господарської діяльності. Абсолютні висоти 100-220 м (максимальна відмітка 222 м біля с. Березова Гать Новгород-Сіверського району). Переважають ерозійно-акумулятивні форми рельєфу (річкові долини, яри, балки) у поєднанні з акумулятивними (льодовикові і водно-льодовикові вали, зандрові рівнини). Виключенням є сильно еродовані території Придеснянського плато (західні відроги Середньо-Російської височини), численні лісові «острови» в північній та південно-східній частинах області, а також болота і знижені та перезволожені землі давніх річкових та прохідних долин (Замглай, Смолянка та інші) [2].

Надра Чернігівщини багаті корисними копалинами. Сировинний потенціал регіону на 59,4% складається з паливно-енергетичних корисних копалин - нафти, конденсату, торфу; 31,7% загальних мінеральних ресурсів належить будівельній сировині; 8,2% - води прісні та мінеральні, 0,7% - нерудні корисні копалини для металургії та бішофіт.

Область є однією з найбагатших за запасами водних ресурсів. Гідрографічна мережа належить до басейну Дніпра. Територією області протікають 1570 річок загальною довжиною 8369 км, в т. ч. великі річки: Дніпро (134 км), Десна (505 км); середні: Сож (30 км), Судость (17 км), Сейм (56 км), Снов (190 км), Остер (195 км), Трубіж (15 км), Супой (25 км), Удай (195 км), а також малі річки. Загальна довжина великих річок - 596 км, середніх - 723 км, малих - 7017 км. Густота річкової мережі області - 0,26 - 260 м на 1 км^2.

Природні ресурси Десни мають важливе значення для розвитку продуктивного потенціалу Дніпра. Десна (загальна площа басейну - 88,9 тис. км^2) є другою за величиною на території басейну Дніпра річкою після Прип’яті та першою за довжиною (1130 км) лівобережною притокою Дніпра. В басейні Десни, в середній за водністю рік, формується біля 22% поверхневого стоку Дніпра і біля 15% стоку усіх річок його основних притоків.

Відсоток площ, вкритих лісом, у різних районах не однаковий. Якщо в північних районах лісистість становить від 20 до 41% від загальної площі району, то в південних - лише від 7 до 20% [3].

1.2 Оцінка стану водних об’єктів

Екологічний стан водних об’єктів Чернігівської області за індексом забруднення відповідають II або III класу якості (чиста - помірно забруднена). Для водойм рибогосподарського призначення спостерігається перевищення норм гранично допустимих концентрацій (ГДК) по залізу загальному, марганцю та, іноді, по амоній-іонам і нітрит-іонам. Кисневий режим водних об’єктів області задовільний. Вміст розчиненого кисню знаходився в межах 6,1 - 10,8 мг/дм^3. В цілому, за результатами гідрохімічного моніторингу, показники якості поверхневих вод значних змін не зазнали.

На якісний стан поверхневих вод Чернігівщини впливає антропогенне навантаження та природні чинники. Чернігівське і Новгород-Сіверське Полісся відносяться до гумідної зони, ґрунтові і дренажні води якої мають підвищену концентрацію органічних сполук гумусового ряду (гумусові кислоти). Головним джерелом надходжень гумусових кислот (гумінової і фульвіокислоти) в ґрунтові, дренажні і поверхневі води є ґрунти і торф’яники болотистої і лісистої місцевості області, з яких вони вимиваються дощовими і дренажними водами. Підвищений вміст гумусових сполук у воді спричиняє порушення кисневого режиму у водоймах і каналах у бік його погіршення, особливо в умовах підвищеного температурного режиму повітря. Особливо чутливий до цих змін марганець. В анаеробних умовах він здатний накопичуватись в значній кількості. Таким чином, вміст марганцю у дренажних та поверхневих водах має природне походження [4].

Органічні сполуки фосфору присутні в поверхневих водах у розчинному, зваженому і колоїдному стані. Мінеральний фосфор потрапляє в

природні води у вигляді поліфосфатіонів. Це домішки добрив, компоненти господарсько-побутових стічних вод (с/г підприємств, неочищених чи недостатньо очищених побутових стічних вод), які надходять з водозбору осушувальних систем в умовах зниженого та застійного водообміну у каналах.

Під час паводку, коли діючі гідротехнічні споруди відкриваються, велика кількість органічного фосфору, який утворюється в непроточних Каналах продовж попереднього вегетаційного періоду в результаті життєдіяльності посмертного розпаду водних організмів обміну з донними відкладами, потрапляє у водотоки. Таким чином, вміст сполук фосфору у дренажних та поверхневих водах має як природне, так і антропогенне та техногенне походження. Джерелом аміакових сполук є азотовмісні речовини, що потрапляють в поверхневі і дренажні води різними шляхами: з тваринницьких ферм, з накопичених твердих відходів несанкціонованих сміттєзвалищ, накопичених органічних відходів життєдіяльності сільськогосподарських тварин, за рахунок скидів господарсько-побутових стічних вод, залишків складів мінеральних добрив та пестицидів, мінералізації донних відкладень каналів. Утворення нітритів і нітратів (нітрифікація) зумовлено подальшим окисленням аміакових сполук [3].

На якісний стан дренажних вод осушувальних систем області впливали природні, антропогенні та техногенні чинники. Підвищений вміст заліза у вигляді комплексів з солями гумінових кислот у дренажних і поверхневих водах носить на Чернігівщині природний характер. Вміст загального заліза в звітному році перевищував гранично допустимі концентрації по СанПіН 4630-88 (ГДК < 0,3 мг/дм^3) на більшості осушувальних систем в 1,3-6,4 рази. За багаторічний цикл спостережень на більшості осушувальних систем продовж майже всього вегетаційного періоду його концентрація вища за ГДК.

Ґрунтові води за хімічним складом різноманітні. По співвідношенню між аніонами і катіонами води відносяться до гідрокарбонатних натрієвих I

та II типу, гідрокарбонатних кальцієвих I, II типу, гідрокарбонатних магнієвих I та III типу та хлоридна натрієва I типу, (згідно класифікації Альокіна О.А.). За даними Державної екологічної інспекції у Чернігівській області гідрохімічні показники якості поверхневих вод у створах переважно відповідають ГДК для водойм рибогосподарського призначення. Зафіксовані в пробах перевищення ГДК по залізу загальному та марганцю характерні для водойм території Полісся [5].

1.3 Оцінка стану рослинного покрову

Рослинний світ Чернігівщини характеризується значною різноманітністю видового складу. Серед видів лісової поширеними є сосна, ялина, дуб, вільха, береза. Уздовж залізниць, автомобільних доріг насаджені лісосмуги, які мають важливе значення для очищення повітря від шкідливих викидів транспортних засобів, у підліску росте крушина, ліщина, калина. У зниженнях з надмірним зволоженням розвивається болотна рослинність. Болота мають значні запаси торфу. За розміщенням розрізняють болота заплавні, низинні, долинні, притерасні, старих річищ. Найбільш поширені низинні болота. В їх рослинному покриві переважають трав'яні і трав'яно-мохові угруповання. Поширені осока, очерет, рогіз, тростяниця, хвощ, лепеха та ін. З дерев - вільха чорна, менше - сосна, береза, верба, чагарники з верби і берези.

Рослини - головна ланка в екосистемі і є основним компонентом біогеоценозів і саме вони надають йому загального вигляду. Вони є джерелом більш як десяти тисяч біологічно активних речовин, які діють на організм людини та тварин. Основу переважної більшості біогеоценозу складають зелені рослини. Рослини приймають участь в утворенні корисних копалин і ґрунтів, захищають ґрунти від ерозії тощо. Для людини рослини створюють необхідне середовище існування, є об’єктами естетичного задоволення, важливим джерелом їжі, сировиною для промисловості тощо.

Загальна площа земель лісогосподарського призначення становить 738,1 тис. га. Лісистість території області нерівномірна і коливається від 37-41% (Семенівський, Ріпкинський, Корюківський райони), до 8-11% (Бахмацький, Варвинський, Куликівський, Менський райони), середня лісистість території області складає 20,7% [6].

1.4 Стан земельних ресурсів та ґрунтів

Земельний фонд Чернігівської області станом на 1 січня 2014 року складає 3190,3 тис. га. Структура земельного фонду свідчить, що 2068,4 тис. га (64,8 %) зайнято сільськогосподарськими угіддями; ліси та інші 16іто токсичні площі по області становлять 739,4 тис. га (23,2 %.); забудовані землі - 99,9 тис. га (3,1 %); відкриті заболочені землі - 130,2 тис. га (4,1%); відкриті землі без рослинного покриву складають 27,9 тис. га (0,9%); території, що покриті поверхневими водами - 68,0 тис. га (2,1 %); інших земель - 56,5 тис. га (1,8 %). До основних земельних угідь від стану яких, в значній мірі, залежить екологічна ситуація в області, відносяться сільськогосподарські угіддя, землі лісового та природно-заповідного фонду.

Оцінка розподілу земельних ресурсів області за їх господарським використанням станом на 01.01.2014 свідчить, що найбільша питома вага належить сільському господарству - 27,6 %, лісогосподарські підприємства - 18,4%, громадяни, яким надані землі у власність і користування (в т.ч. селянські (фермерські) господарства) - 28,1%, землі запасу та землі, які не надані у власність та постійне користування в межах н/п - 22,1% [5].

Розподіл земельних ресурсів за цільовим призначенням має довільний характер і не має достатньої економічної та екологічної обґрунтованості. Основними чинниками антропогенного впливу на земельні ресурси залишаються сільське господарство, промисловість, енергетика, транспорт та оборонна діяльність [7].

Зокрема, формування потужних аграрних підприємств у сільському господарстві, які орендують масиви орних земель, що налічують десятки тисяч гектарів, веде до максимального спрощення агроландшафтів. Окремі поля, зайняті зерновими культурами, досягають площі багатьох сотень гектарів на яких відсутнє належне невиснажливе чергування сільськогосподарських культур у сівозмінах . Екологічну стійкість земельних ресурсів характеризує ступінь розораності земель. Найбільш нестійкими в екологічному відношенні є ті райони, в яких розорані землі значно переважають над умовно стабільними угіддями. Низькостійкими та найбільш вразливими, в екологічному відношенні, залишаються території південних районів області, зокрема: Носівського, Варвинського, Бахмацького, Срібнянського, Талалаївського, Прилуцького, Ічнянського.

В ході реалізації практичних заходів щодо охорони земель здійснювалась рекультивація порушених земель. У 2013 році в області рекультивовано 1 га порушених земель, що становить 0,031% від загальної площі території. Проблеми відтворення і підвищення родючості ґрунтів не можна вирішувати ізольовано від проблеми ерозії та зсуву ґрунтів. Разом з природними факторами, розвитку ерозійних процесів сприяють висока ступінь розораності території. З огляду на екологічну доцільність необхідно провести оптимізацію структури ґрунтового покриву лукопасовищних угідь. Ці угіддя традиційно приурочені до менш родючих, відносно ріллі, ґрунтів, які мають певні обмеження щодо використання під польові культури, але цілком придатні для використання трав [4].

Реалізація запропонованих заходів щодо консервації деградованих, малородючих ґрунтів орних земель та трансформації лукопасовищних угідь дозволить отримати в першому наближенні екологічно оптимізовану структуру земельного фонду. Оптимізація співвідношення ріллі, сіножатей і пасовищ має велике значення, тому що це найдешевший спосіб регулювання еколого-економічних взаємозв’язків у природно-антропогенних відносинах.

Законом України «Про охорону земель» окреслено основні напрями охорони земель із метою раціонального використання, запобігання необґрунтованому вилученню земель сільськогосподарського призначення, захисту від шкідливого антропогенного впливу, відтворення і підвищення родючості ґрунтів та продуктивності земель лісового фонду, забезпечення особливого режиму використання земель природоохоронного, оздоровчого, рекреаційного й історико-культурного призначення [3].

2 МЕТОДИКА ОЦІНКИ СТАНУ ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЙ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

2.1 Основні характеристики важких металів

Кадмій - рідкий і вельми розсіяний елемент. Його вміст в земній корі складає 1,1·10-5%. Із-за сильного розсіяння він не утворює самостійних рудних скупчень промислового значення, а зустрічається в рудах важких кольорових металів як домішка і витягується з них як побічний продукт. 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 pH ґрунту: він найбільш рухомий в інтервалі pH 4,5 - 5,5, а із збільшенням його значення рухливість падає. 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 іто токсичні активності.

Видимі симптоми, викликані підвищеним вмістом Cd у рослинах - це затримка зростання, пошкодження кореневої системи, хлороз листя, червоно-буре забарвлення їх країв або прожилків. Окрім створення перешкод нормальному метаболізму ряду мікрокомпонентів живлення 19іто токсичності Cd виявляється в гальмівній дії на фотосинтез, порушенні транспірування. Відомо, що Cd інгібірує процеси в мікроорганізмах, що відбуваються за участю ДНК, перешкоджає симбіозу мікробів і рослин і підвищує схильність рослин до грибкових інвазій [6].

Свинець зазвичай має брудно-сірий колір, хоча свіжий його розріз має синюватий відлив і блищить. Проте блискучий метал швидко покривається тускло-сірою захисною плівкою оксиду. Щільність свинцю (11,34 г/см^3) у півтора рази більше, чим в заліза, вчетверо більше, ніж в алюмінію; навіть срібло легше за свинець.

Хоча в природних умовах Pb присутній у всіх рослинах, виявити яку - або особливу його роль в метаболізмі не вдалося. Огляд цього питання привів до виводу про те, що якщо Pb і необхідний для рослин, та його концентрація на рівні 2 - 6 мкг/кг має бути вже достатньою. 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. Коли Pb присутній в живильних розчинах в розчинній формі, коріння рослин здатне поглинати його у великій кількості, при цьому швидкість поглинання зростає з часом. Переміщення Pb з коріння в надземну частину вельми обмежено, і лише 3% Pb, що міститься в корінні, переміщається в стебло.

Переносимий по повітрю 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. Як і благородні метали, ртуть на повітрі не змінюється - не окисляється киснем, не реагує з іншими компонентами атмосфери. Реакція з киснем помітно йде лише при температурах, близьких до температури кипіння ртуті, причому багато домішок, наприклад, аналог ртуті по підгрупі - цинк, помітно прискорюють окислення. Фонові рівні ртуті в ґрунті можна оцінити приблизно в 0,3 мг/кг Вміст Hg, що перевищує цю величину слідує, мабуть, розглядати як забруднення з антропогенних або інших джерел [8].

Участь Hg у процесах міграції речовини в ґрунтах досить обмежено, тому вміст Hg у поверхневому шарі зростають вельми повільно, навіть в разі

того, що невеликого привнесло цього елементу. Є дані, що Hg втрачається у вигляді пари з ґрунту, причому ця втрата зростає з підвищенням температури і лужності ґрунту. Рослини легко поглинають Hg з живлячих розчинів. Є багато свідчень тому, що зростання вмісту Hg у ґрунті викликає зростання вмісту Hg і в рослинах. Швидкість росту вмісту Hg у рослинах в умовах, коли ґрунт був її єдиним джерелом, за наявними даними найбільша для коріння, при цьому листя і насіння також нагромаджують багато Hg. Ці факти показують, що Hg легко поглинається кореневою системою і переноситься в самій рослині.

Відомо, що рослини можуть безпосередньо поглинати пари ртуті, причому швидкість поглинання пари Hg сильно залежить від освітленості, але не залежить від температури довколишнього повітря. Встановлено, що молоді рослини на відміну від дорослих чутливі до насиченого парами ртуті повітрю. Симптоми отруєння ртуттю - це звичайно затримка зростання сходу і розвитку коріння, гальмування фотосинтезу і зниження врожайності. Є зведення про толерантність вищих рослин до дії з’єднань ртуті, хоча механізми відповідних фізіологічних бар’єрів невідомі, найймовірніше, що вони пов’язані з інактивацією Hg на поверхні мембран. Для деяких видів рослин встановлена схильність ртуті утворювати нерозчинні з’єднання з багатими сіркою протеїнами [2].

Антропогенні джерела Zn - це в першу чергу підприємства кольорової металургії і потім агротехнічна діяльність. Спостереження показують, що забруднення ґрунтів цинком, що відбувається в даний час, привело в деяких районах до украй високої акумуляції його у верхньому шарі ґрунтів. Баланс Zn у поверхневих шарах в різних екосистемах свідчить про те, що атмосферний вступ цього металу перевищує його винесення за рахунок вилуговування і утворення біомаси. 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. 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.

У метаболізмі рослин Zn виконує важливі функції. Найбільш істотна з них - це входження до складу всіляких ензимів, таких, як дегідрогеназа, протеїнази, 22іто токси і фосфогидролази. Крім того Zn бере участь в метаболізмі вуглеводів, протеїнів і фосфату, а також утворенні ДНК і рибосом. Вважають, що Zn підвищує стійкість рослин до сухих і жарких погодних умов, а також до бактерійних і грибкових захворювань. Більшість рослинних видів і генотипів володіють високою толерантністю до надлишкових кількостей Zn. Звичайні симптоми токсикозу - хлороз, особливо в молодого листя, і 22іто токс зростання рослин [4].

Мідь, у ґрунтах мідь є відносно малорухливим елементом. Характерною рисою розподілу міді в ґрунтовому профілі є її акумуляція у верхніх горизонтах. Це явище є результат дії різних чинників, але перш за все концентрація міді у верхньому шарі ґрунту відображає її біоаккумуляцию, а також сучасний антропогенний вплив.

Основні процеси, що викликають фіксацію Cu на поновлюючих в ґрунтах компонентах, пов’язані з наступними явищами:

- адсорбцією;
- оклюзією і осадженням;
- утворенням органічних 22іто то і комплексообразованієм;
- мікробіологічною фіксацією.

Утворення органічних комплексів Cu має важливе практичне значення для управління біологічною доступністю і міграцією Cu у ґрунті Біологічна

доступність розчинених форм Cu залежить в основному від молекулярної маси комплексів Cu і її сумарної кількості. З’єднання з низькою молекулярною масою, що утворюються при розкладанні рослинних і тваринних останків, а також що вносяться при зрошуванні стічними водами, можуть сильно збільшити доступність Cu для рослин.

Розподіл Cu у рослинах дуже мінливо. У корінні Cu пов’язана в основному з клітинними стінками і украй малорухлива. У паростках найбільші концентрації міді виявляються завжди у фазі інтенсивного зростання при оптимальному рівні її вступу. Помітна доля Cu, присутньою в зелених тканинах, зв’язана в деяких білкових фаціях. Є також тенденція до накопичення Cu у репродуктивних органах рослин, проте її прояви дуже різні для різних видів. Найбільші концентрації Cu виявлені в зародках зерен злаків і насінних оболонках. Найбільш важливе практичне вживання приведених вище результатів пов’язане з проблемами дефіциту і токсичності міді. Дефіцит Cu відбивається на фізіологічних процесах, а отже, і на продуктивності рослин [11].

Не дивлячись на загальну толерантність рослинних видів і генотипів до міді, цей елемент все ж розглядається як сильно токсичний. Симптомами отруєння міддю, що найбільш зустрічаються, є Cu - індукований хлороз і пороки розвитку кореневої системи. 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.

2.2 Морфологічні характеристики рослин

Найбільш небезпечними для живих організмів і рослин є такі важкі метали як свинець, мідь, кадмій, цинк і інші забруднюючі елементи. Біля 90%

важких металів, потрапляючи в довкілля, акумулюються ґрунтом. Потім вони мігрують в природні води, поглинаються рослинами і потрапляють в харчові ланцюги.

Свинець, ртуть, мідь та цинк вважаються основними забрудниками, головним чином тому, що техногенне їх накопичення в довкіллі йде особливо високими темпами. Дані елементи володіють великою спорідненістю з фізіологічно важливими з'єднаннями і можуть пригнічувати найбільш значимі процеси метаболізму, припиняти зростання і розвиток. Допустима кількість важких металів, яку людина може споживати з продуктами харчування без ризику для життя, коливається залежно від виду металу в межах: свинець - 3 мг, кадмій - 0,4-0,5 мг, ртуть - 0,3 мг в тиждень. Хоча ці рівні умовні, проте вони служать основою для контролю вмісту важких металів в продуктах харчування.

У живих організмах важкі метали грають особливу роль. У низьких концентраціях вони входять до складу біологічно активних речовин, які регулюють нормальний хід процесів життєдіяльності. Порушення в разі техногенного забруднення концентрацій, призводить до негативних, а інколи катастрофічних наслідків для живих організмів. Потрапляючи в рослини, важкі метали розподіляються в їх органах і тканинах нерівномірно. Тому вивчення особливостей акумуляції важких металів в рослинах може допомогти обмежити їх потрапляння в організм людини [13].

Частіше кореневі системи рослин утримують більше цинку, ніж надземні органи. У надземних органах цинк концентрується переважно в старому листі. Коріння пшениці відрізняється більшим вмістом свинцю і кадмію порівняно з листям. Рівень накопичення важких металів в репродуктивних органах рослин значно нижчий, ніж у вегетативних, і залежить від біологічних особливостей культури, фізіологічної ролі елементу, його вміст в ґрунті і доступності для рослин. Це можна вважати позитивним фактором, оскільки саме вони складають господарську важливу частину основних овочевих культур.

Механізми поглинання, транспорту, метаболізму і розподілу важких металів в органах і тканинах тісно пов'язані з видовими і сортовими особливостями вирощуваних культур, на які впливають екологічні і антропогенні чинники. Знання про закономірності розподілу важких металів в тканинах і органах рослин дають можливість визначити механізми їх перерозподілу і акумуляції в процесі розвитку рослин, розробити достовірні методи оцінки якості врожаю, вірно сертифікувати продукцію.

Знання особливостей розподілу важких металів в рослинах має інтерес, оскільки дозволяє раціонально використовувати продукцію в процесі технологічної переробки і при використанні в сирому вигляді. Накопичення і розподіл важких металів в органах рослин залежить, перш за все, від вигляду, фізіологічної спеціалізації і морфологічних ознак окремих органів (тип листя, розмір стебла і прожилкок, розмір центрального циліндру в коренеплодах).

У коренеплодах моркви вміст важких металів (окрім заліза) зменшується від кінчика до голівки. Для заліза характерний високий вміст в голівці і рівномірний розподіл в інших частинах коренеплоду. У центральній частині коренеплоду спостерігається підвищена кількість цинку і свинцю, а в шкірці - підвищена кількість міді, марганцю, кадмію і заліза. Мінімальна кількість кадмію, цинку і свинцю знаходиться в м'якоті бульби картоплі. Підвищена кількість заліза характерна для периферійної частини бульби. Мідь розподілена рівномірно у всіх частинах бульби.

Капуста відрізняється від інших овочевих культур і картоплі підвищеним вмістом цинку і зниженим - кальцію. Для зелених культур характерний вищий вміст свинцю в стеблах, ніж в листових пластинах. Серед зелених культур найбільша кількість свинцю у всіх органах рослини спостерігається в кропиві, щавлі, салаті [14].

2.3 Сучасний стан оцінки забруднення ґрунтово-рослинного покрову важкими металами

Рівні вмісту важких металів у ґрунтах та рослинах досліджувались багатьма вченими. Результати наукових досліджень, виконаних в Інституті агроекології та біотехнології УААН, показали, що коефіцієнти накопичення важких металів залежать від вид рослин та від ґрунтово-кліматичних зон. Джерелом надходження важких металів є відходи тваринницьких ферм та застосування мінеральних добрив і отрутохімікатів. Органічні добрива (гній і компост) також містять значну кількість важких металів. У результаті внесення у ґрунт органіки, в ньому зростає концентрація таких хімічних елементів, як свинець та мідь. Враховуючи повільне виведення важких металів з ґрунту, при тривалому надходженні навіть відносно невеликих кількостей, їх концентрація з часом може досягти дуже високих показників.

Забруднення навколишнього середовища на урбанізованих територіях із високою концентрацією важкої промисловості, де проживає значна частина населення України, призвели до значних якісних та кількісних змін у стані довкілля, що становить серйозну небезпеку для здоров’я населення. Це, у першу чергу, міста старопромислових районів Донбасу, Криворіжжя, Придніпров‘я, Харківської, Львівської та інших областей України [1].

Безпека довкілля у значній мірі залежить від санітарного стану ґрунту. Ґрунт - це депо шкідливих сполук, переважно техногенного походження, що надійшли з атмосферного повітря, водних джерел та рослин. При певних умовах ці токсичні компоненти знову надходять у різні об’єкти довкілля. При цьому, небезпеку для здоров’я населення створює довготривала хронічна дія малих доз ксенобіотиків, що може призвести до виникнення прихованої або явної патології. Було визначено, що техногенне забруднення ґрунту території м. Чернівці свинцем на рівні 75 мг/кг корелює з рівнями його вмісту у крові дітей та ризики зростання концентрації свинцю в крові при 1,5-2 ГДК у ґрунті є суттєвими.

За результатами проведених досліджень ґрунтів територій промислових міст України з різним профілем виробництв було визначено, що лімітуючими показниками антропогенного впливу на ґрунти промислових міст слід вважати: валовий вміст хімічних елементів (у першу чергу - свинцю), сульфатів, хлоридів, нафтопродуктів, а також - сумарний показник забруднення грунту (СПЗ), коефіцієнт біологічного поглинання хімічних елементів рослинами (КБП), наявність патогенних мікроорганізмів та яєць геогельмінтів у ґрунті. Апробація методів комплексної гігієнічної оцінки стану забруднення ґрунту на досліджуваних територіях проводилась з урахуванням зазначених показників. Отримані результати дозволили визначити, що інтенсивне забруднення ґрунту та рослин важкими металами на території коксохімічного підприємства “Укрцинк” має розповсюдження і на прилеглі райони у межах самого міста Костянтинівки. Санітарно-гігієнічний стан ґрунту досліджуваних територій за рівнями забруднення важкими металами може характеризуватись від “помірно” до “надзвичайно небезпечного”, на противагу тому, що лише у деяких місцях житлової зони та дитячих закладів були визначені допустимі рівні техногенного забруднення ґрунту хімічними елементами [2].

Оцінка техногенного забруднення грунтів територій різних районів Києва показала, що в межах міста значення СПЗ реєструвались на рівні 16-64, що з гігієнічних позицій можна трактувати як забруднення від слабкого до вище середнього рівня. У той же час практично в усіх районах міста були визначені плями з більш інтенсивним забрудненням у районі Куренівки, Русанівських садів, Червоного Хутора, Осокорків та на межі житлового масиву Оболонь (СПЗ = 64).

Дослідження стану забруднення ґрунтів курортних міст Ялта та Симеїз свідчать про те, що на різних відстанях від звалищ твердих побутових відходів спостерігалось інтенсивне забруднення ґрунту важкими металами. Найбільш інформативними показниками при цьому були коефіцієнти концентрацій хімічних елементів таких як цинк, молібден, кобальт та

марганець. Їх кількісні значення становили значний внесок у сумарні та інтегральні показники забруднення. За категоріями забруднення ґрунту хімічними елементами території на відстані від 20 до 200 м від Симеїзько-Алупкинського звалища характеризувались як “небезпечні” та “надзвичайно небезпечні”.

Таким чином, застосовані методи комплексної гігієнічної оцінки забруднення важкими металами територій промислових міст із різними рівнями розвитку та галузями промисловості показали, що сумарні та інтегральні показники найбільш інформативні у порівнянні з даними фактичного вмісту хімічних елементів у ґрунті та рослинах. Ці показники мають вагоме значення для моніторингових досліджень і можуть бути покладені в основу еколого-гігієнічного ранжирування територій [2].

Важкі метали, які потрапляють у ґрунт у вигляді різних хімічних сполук, можуть накопичуватись в ньому до високих рівней, що небезпечно для нормального функціонування ґрунтової біоти. У малих концентраціях метали, як мікроелементи, необхідні для нормальної життєдіяльності мікроорганізмів. У високих концентраціях важкі метали негативно впливають на структуру і функції природних екосистем, змінюють ґрунтовий біоценоз, функціонування якого підтримує родючість ґрунту. Під впливом важких металів відбуваються порушення в структурі комплексу ґрунтових мікроорганізмів, пригнічення їх біохімічної діяльності, інгібування активності цілого ряду ферментів - фосфатаз, протеаз, дегідрогеназ, інвертаз та ін. [3].

Внаслідок зниження різноманітності і чисельності ґрунтових організмів зменшуються швидкість деструкції органічної речовини і кругообігу біогенних елементів. Одним з небезпечних проявів негативного впливу важких металів на ґрунтову біоту є їх здатність впливати на мутаційний процес в клітині. Генетична небезпека забруднень зумовлена дією самих важких металів, а також продуктів їх трансформації. Тому при екологічному

моніторингу для оцінки стану ґрунтів необхідно визначати рівень їх мутагенного фону і токсичності.

Серед великої кількості біотестів для оцінки мутагенних ефектів ґрунту в світовій практиці генетичних досліджень найчастіше використовують мікроорганізми: Salmonella typhimurium, E. coli [4]. Особливо важливе значення мають тест-об'єкти, які дозволяють одночасно реєструвати токсичну і мутагенну дію забруднень.

Метою досліджень було визначення токсичності і мутагенності забрудненого важкими металами ґрунту, а також вивчення ефективності різних меліорантів по знешкодженню такого впливу важких металів. Для токсикологічних і еколого-генетичних досліджень була використана бактеріальна модель - ауксотрофний штам Salmonella typhimurium TA 100. Методика [5] передбачала використання тест-об'єкту в стандартному фізіологічному стані. Для цього проводили культивування тест-організму в рідкому поживному середовищі з введенням досліджуваних агентів (дослід) і без них (контроль). Досліджували водні витяжки контрольного, забрудненого і меліорованого ґрунту (5 г сухого ґрунту + 25 мл дистильованої води) та водні витяжки (0,1 %) меліорантів - цеолітів білих, зелених, біогумусу, вермікуліту, 0,5 % КС-1 (колоїдного сорбенту).

Досліди проводили на темно-сірому опідзоленому ґрунті, в який вносили суміш солей важких металів Cd2++Cu2++Pb2++Zn2+ у кількості, що дорівнювала 1, 10 і 20 ГДК. При цьому з розрахунку на 1 ГДК наважки становили: CdSO4 - 5,56 мг/кг; CuSO4 · 5H2O - 11,8 мг; PbCl2 - 26,8 мг та ZnSO4 · 7H2O - 101,12 мг/кг [5]. В контрольний ґрунт важкі метали не вносили. На зазначеному вище забрудненому фоні вивчали ефективність дії неорганічних, органічних, біологічних і комбінованих меліорантів:

- неорганічні - цеоліти білий (3 т/га) і зелений (3 т/га), вермікуліт (0,5 т/га);

- органічний - біогумус (8 т/га);

- біологічний - культура Streptomyces alboviridis 141, стійка до високих доз важких металів і здатна вилучати їх з водних розчинів, виділена з сірого опідзоленого ґрунту у відділі загальної і ґрунтової мікробіології Інституту мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного. Меліорант застосовували у вигляді суспензії міцелію і спор культури титром 3·1010 колонійутворюючих одиниць (КУО) на 1 га;

- комбіновані - гіпс + S. alboviridis 141, гіпс (2,1 т/га) з культурою Streptomyces alboviridis 141 (3·1010 КУО/га), а також КС-1- колоїдний сорбент (15 т/га) - сополімер на основі мікробного полісахариду - енпосану (20 %) і поліакриламіду (80 %).

Токсичність важких металів і ґрунту оцінювали відсотком інгібування росту тест-культури досліджуваним агентом. Мутагенну активність оцінювали кількістю зворотніх мутацій до прототрофності у ауксотрофного за гістидином штаму S. typhimurium TA 100. Для вивчення токсичності 9 мл дослідного матеріалу вміщували в колбу і стерилізували його при 1 атм, додавали 0,1 мл добової культури S. typhimurium TA 100 (культивованої в МПБ при 37°С), 1 мл мінерального середовища М9 і 0,1 мл розчину біотину і гістидину. Культури вирощували на качалці протягом 5 год при 120 об/хв, 37°С [14].

Контроль містив культуру тест-мікроорганізму і всі компоненти, крім дослідного матеріалу. Після інкубації проводили висів тест-об'єкту на тверді поживні середовища. Токсичність визначали за різницею між кількістю життєздатних клітин сальмонели після культивування їх в середовищі, що містило дослідні агенти, і контролем. Для цього робили поверхневий висів 0,1 мл дослідного матеріалу на МПА і підраховували кількість життєздатних клітин за чисельністю колоній, що виросли. Для визначення мутагенної активності 0,1 мл дослідного матеріалу з додаванням м'якого агару і розчину біотину заливали другим шаром на тверде поживне середовище - бактеріальний агар (БА).

Концентрацію мутацій клітин сальмонели розраховували за формулою:

$$К_м = (АБА/АМПА)\cdot 100\ \%, \qquad (2.1)$$

де $К_м$ - концентрація мутацій, АБА - кількість клітин на БА, АМПА - кількість клітин на МПА.

Мутагенну активність зразка характеризували за відносною концентрацією мутацій, яку розраховували за формулою:

$$К_{відн} = К_д/К_к\ ,$$

де $К_{відн}$ - відносна концентрація мутацій, $К_д$ - концентрація мутацій дослідного зразка, $К_к$ - концентрація мутацій контролю.

Токсикологічні дослідження показали, що природний (контрольний, незабруднений) темно-сірий опідзолений ґрунт не пригнічував ріст тест-мікроорганізму - Salmonella typhimurium TA 100.

Внесення суміші важких металів (Cu+Cd+Pb+Zn) у ґрунт спричинило токсичний вплив на клітини тест-мікроорганізму. Водна витяжка ґрунту, забрудненого важкими металами в дозах 1, 10 і 20 ГДК, пригнічувала ріст тест-культури на 45,60-78,31 % порівняно з контролем. Мутагенна активність контрольного, незабрудненого ґрунту не перевищувала спонтанний рівень. При експериментальному забрудненні ґрунту важкими металами в дозі від 1 до 20 ГДК мутагенна активність ґрунту зростала в 2,29-5,10 рази порівняно із спонтанним рівнем [5].

Дослідження ефективності заходів для зменшення негативного впливу забруднення ґрунту важкими металами на тест-мікроорганізм показало, що меліоранти не тільки сприяли зниженню токсичних властивостей забрудненого ґрунту, а й стимулювали ріст тест-культури. Так, при забрудненні ґрунту у дозі 1 ГДК чисельність життєздатних клітин тест-мікроорганізму збільшувалась у варіанті з цеолітом білим у 3,42 рази,

цеолітом зеленим - у 4,66 рази, біогумусом - у 2,19 рази, вермікулітом - у 6,23 рази, культурою Streptomyces alboviridis 141 - у 2,57 рази порівняно з контролем.

При дозі 10 ГДК кількість клітин тест-мікроорганізму збільшувалась у варіанті з цеолітом білим, біогумусом і гіпс+ S. alboviridis 141 у 1,16-1,20 рази, у варіанті з КС-1 - у 2,13 рази порівняно з контролем культури. При більш високій дозі забруднення (20 ГДК) токсичну дію важких металів на тест-культуру знімав лише біогумус. Чисельність клітин тест-мікроорганізму на цьому варіанті була у 1,54 рази вищою, ніж у контролі культури. Одночасно з токсикологічними дослідженнями було проведено визначення ефективності меліорантів по знешкодженню мутагенного впливу важких металів на ґрунт [6].

Встановлено, що при невисокій дозі забруднення (1 ГДК) всі досліджені меліоранти знешкоджували мутагенну дію важких металів. На меліорованих варіантах мутагенна активність ґрунту не перевищувала рівень спонтанних мутацій. При більш високих дозах забруднення ефективність меліорантів зменшувалась. Так, при дозі забруднення 10 ГДК тільки застосування біогумусу і КС-1 знижувало мутагенність ґрунту до спонтанного рівня, а при дозі забруднення 20 ГДК максимальний демутагенний ефект реєструвався при внесенні у ґрунт біогумусу і гіпсу+S. alboviridis 141.

3 ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТОВОГО ПОКРИВУ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Оцінка сучасного стану ґрунтів сільськогосподарського призначення Чернігівської області

Оцінка сучасного стану ґрунтів сільськогосподарського призначення Чернігівської області виконувалася за допомогою сучасних методів оцінки стану територій, яка наведена вище.

На рисунку 3.1 наведено площі порушених земель за 2013 рік.

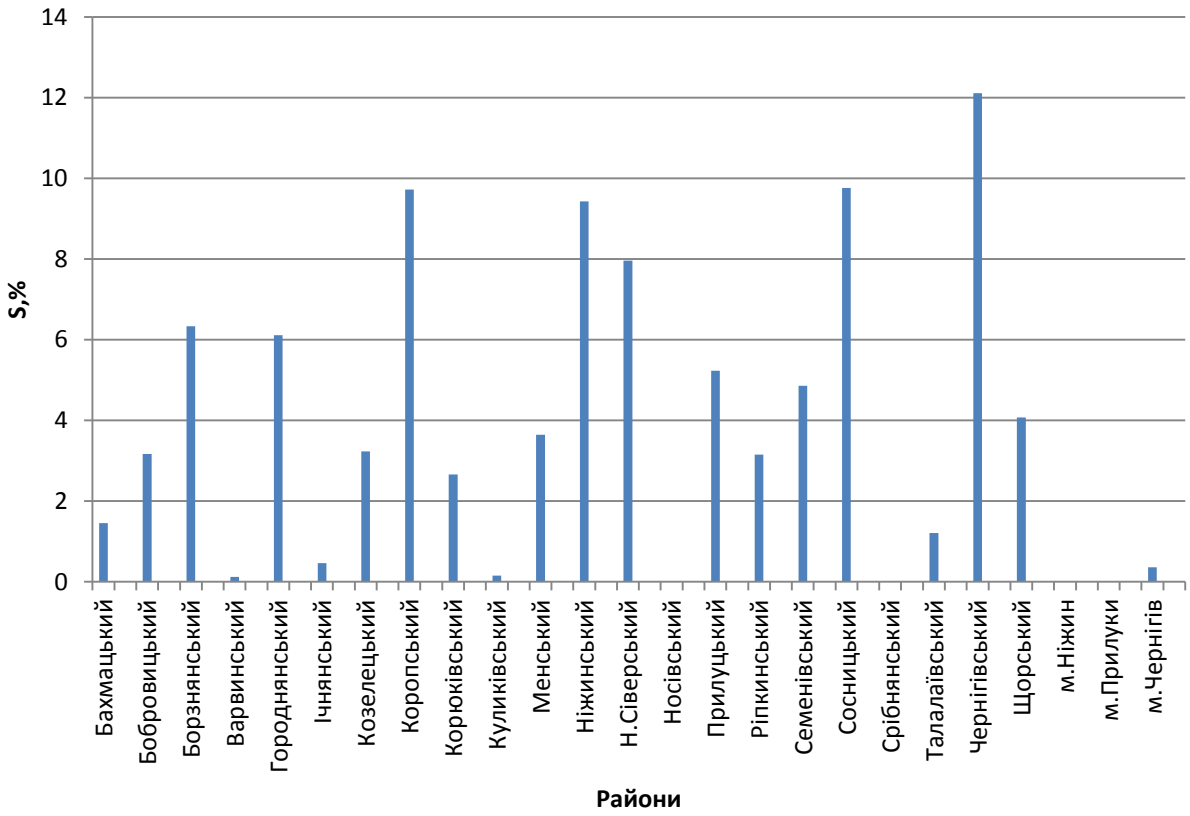

Рис. 3.1 - Площа порушених земель за 2013 рік

З рисунку 3.1 видно, що площа порушених земель у Чернігівській області коливалась від 0% до 12,11%. У Срібнянському районі, м. Ніжині та м. Прилуках землі не зазнали порушень. Найбільша площа порушених земель

спостерігалась у Чернігівському районі - 12,11 %, в Сосницькому районі - 9,76% в Ніжинському районі - 9,43% та в Коропському районі - 9,72%.

На рисунку 3.2 наведено площі відпрацьованих земель по Чернігівській області за 2013 рік.

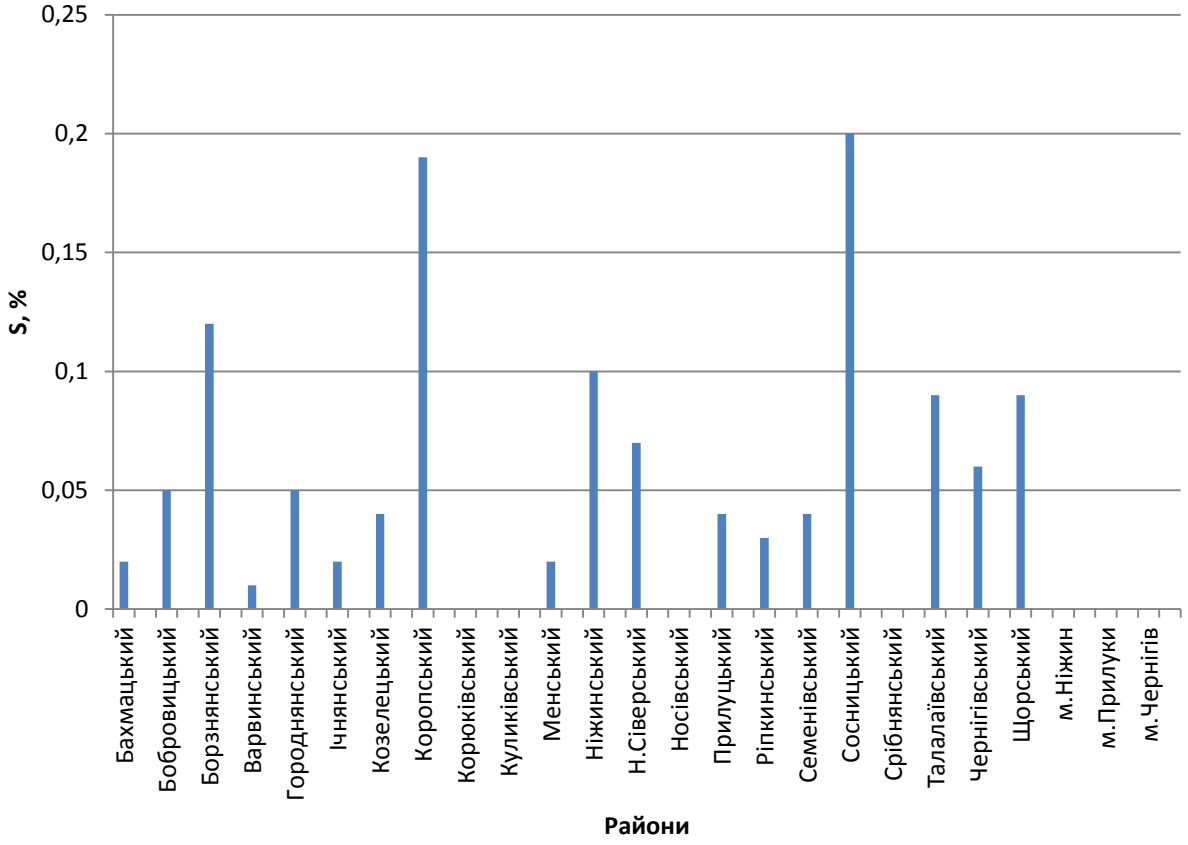

Рис. 3.2 - Площа відпрацьованих земель по Чернігівській області за 2013 рік

З рисунку 3.2 видно, що площа відпрацьованих земель коливалась від 0% до 0,19%. Землі Корюківського, Куликівського, Носівського, Срібнянського районів, м. Ніжина м. Чернігова та м. Прилуки не були відпрацьовані. Площа з найбільшим відсотком відпрацьованих земель спостерігалась у таких районах: Ніжинський, Коропський та Борснянський.

На рисунку 3.3 наведено площі рекультивованих земель по Чернігівській області за 2013 рік.

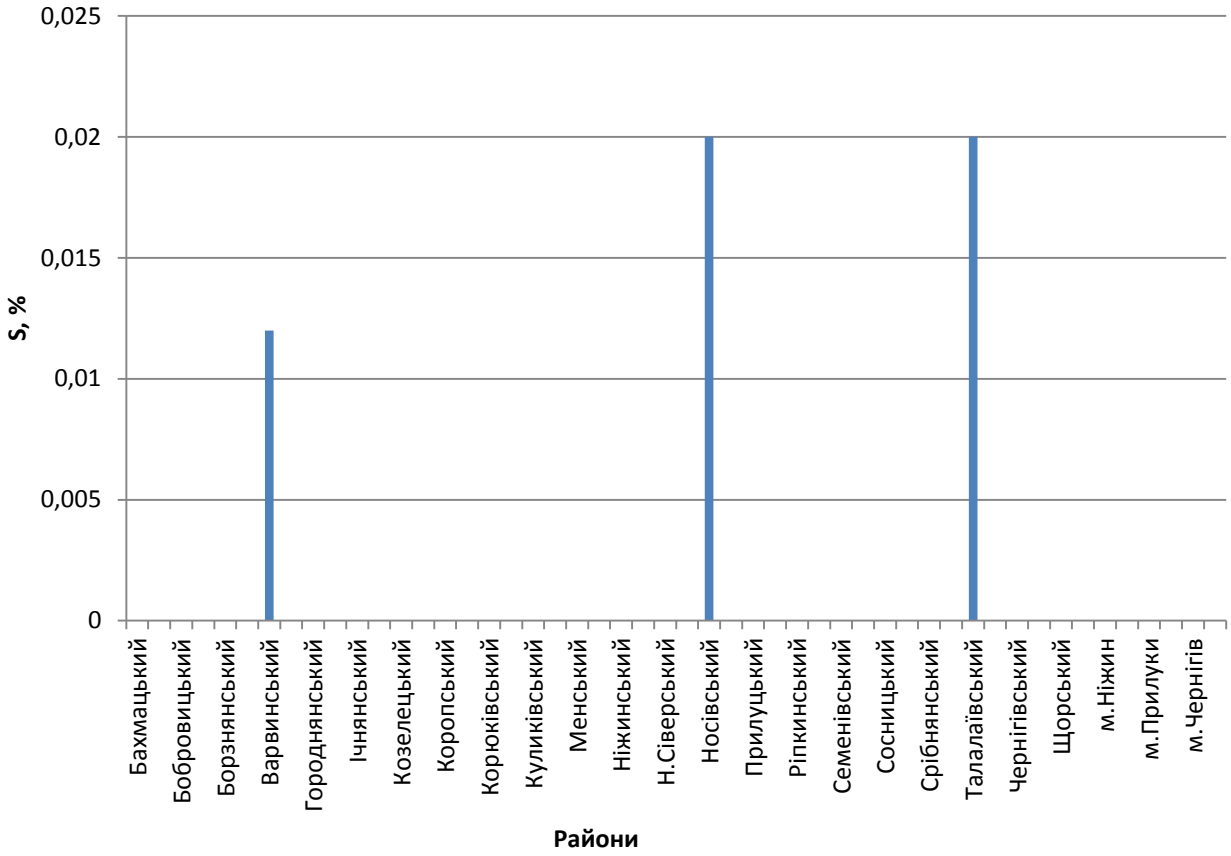

Рисунок 3.3 - Площа рекультивованих земель по Чернігівській області за 2013 рік

З рисунку 3.3 видно, що землі Чернігівської області у 2013 році майже не зазнали рекультивації. Землі Варвинського, Талаївського та Носівського районів були рекультивовані від 0,012% до 0,02 %.

3.2 Аналіз забезпеченості ґрунтів мінеральними та органічними добривами

Динаміка внесення азотних добрив у ґрунти Чернігівської області наведена на рисунку 3.4.

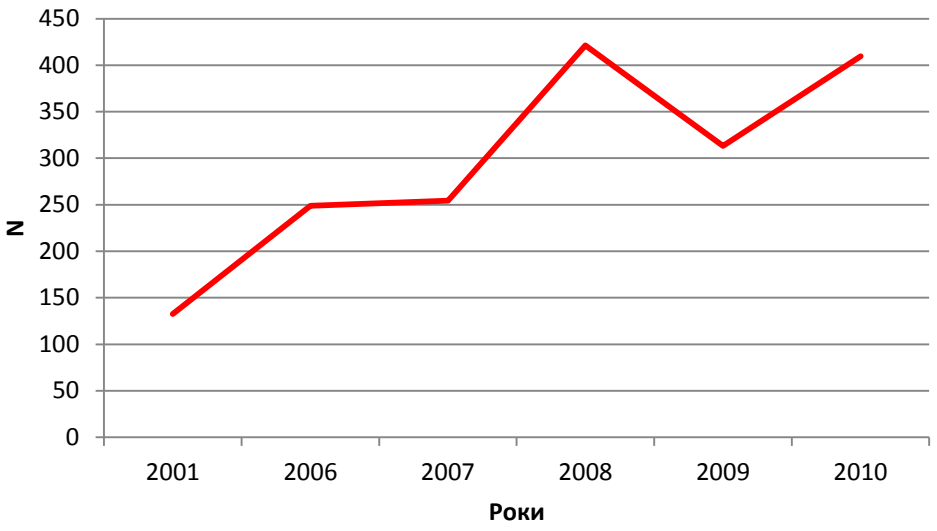

Рис. 3.4 - Динаміка внесення азотних добрив у ґрунти Чернігівської області

З рисунку 3.4 видно , що в період з 2001 по 2010 рік в ґрунти Чернігівської області було внесено від 132,5 тис. ц до 421,1 тис. ц азотних добрив. Найменша кількість азотних добрив була внесена у 2001 році, а найбільша - у 2008.

Динаміка внесення фосфорних добрив у ґрунти Чернігівської області наведена на рисунку 3.5.

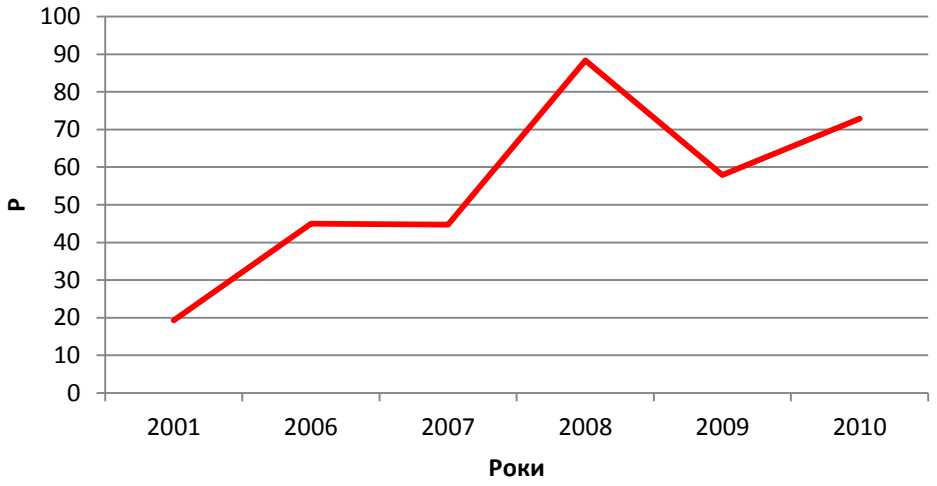

Рис. 3.5 - Динаміка внесення фосфорних добрив у ґрунти Чернігівської області

З рисунку 3.5 видно, що найменша кількість фосфорних добрив була внесена у ґрунти Чернігівської області і дорівнювала 19,3 тис. ц. Найбільша кількість фосфорних добрив була внесена у 2008 році і дорівнювала 88,4 тис. ц.

На рисунку 3.6 наведена динаміка внесення калійних добрив у ґрунти Чернігівської області.

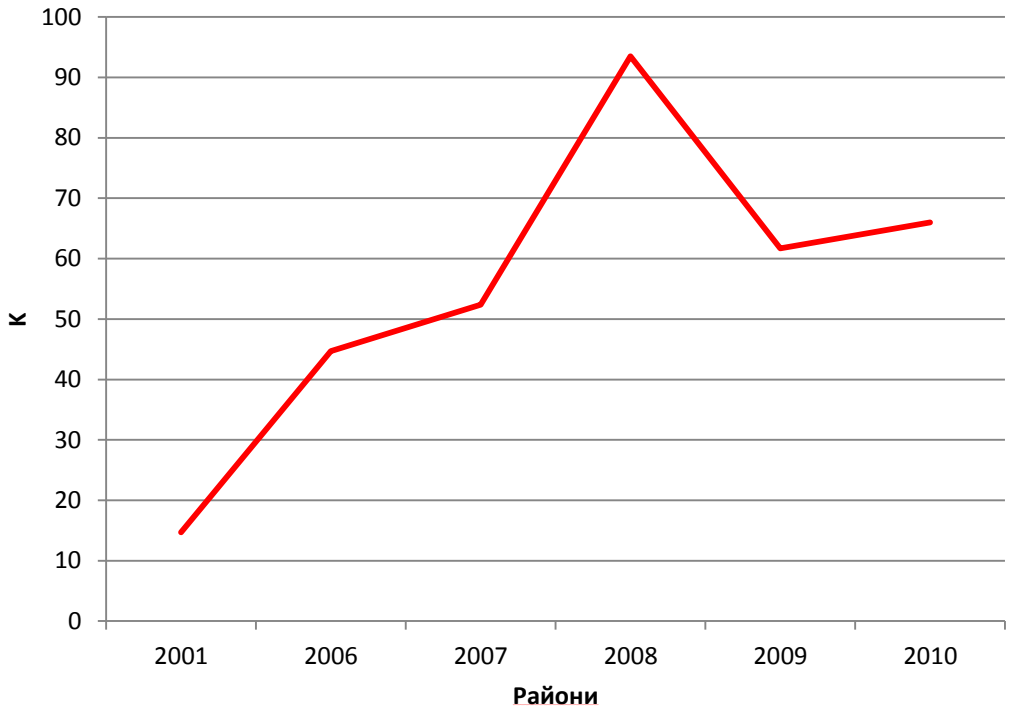

Рис. 3.6 - Динаміка внесення калійних добрив у ґрунти Чернігівської області

З рисунку 3.6 видно, що в період з 2001 по 2010 роки найменша кількість калійних добрив була внесена у ґрунти Чернігівської області у 2001 році і дорівнювала 14,7 тис. ц. Найбільша кількість калійних добрив була внесена у ґрунти Чернігівської області у 2008 році і дорівнювала 93,5 тис. ц.

3.3 Оцінка сучасного стану забруднення ґрунтів Чернігівської області радіонуклідами

На рисунку 3.7 наведено щільність забруднення ґрунтів цезієм-177 по районах Чернігівської області за 2011 рік.

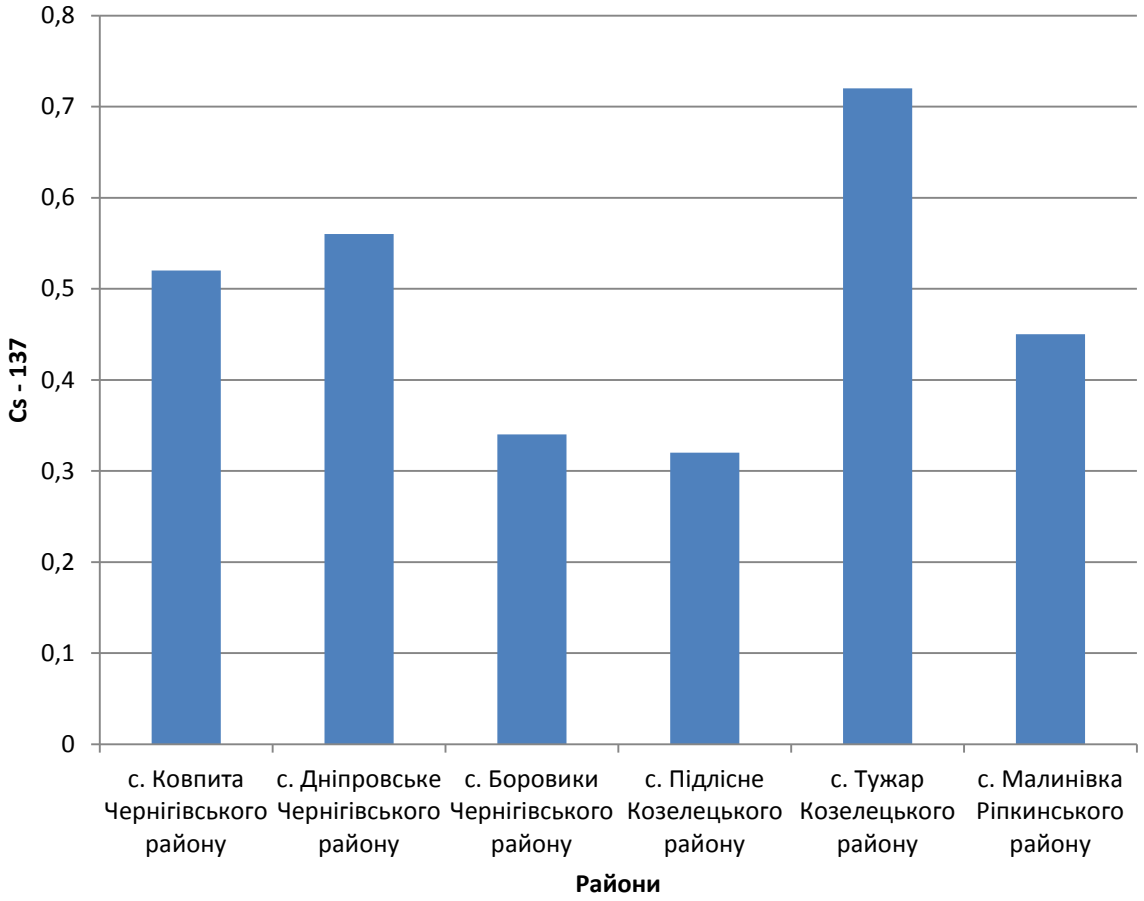

Рис. 3.7 - Щільність забруднення ґрунтів цезієм-177 по районах Чернігівської області

З рисунку 3.7 видно, що найменша щільність забруднення цезієм-177 спостерігалась у с. Боровики Чернігівського району і дорівнювала 0,34 Кі/км² та у с. Підлісне Козелецького району - 0,32 Кі/км². Найбільша щільність спостерігалась у с. Тулжар Козелецького району та дорівнювала 0,72 Кі/км².

Щільність забруднення ґрунтів стронцієм-90 по районам Чернігівської області наведелено на рисунку 3.8.

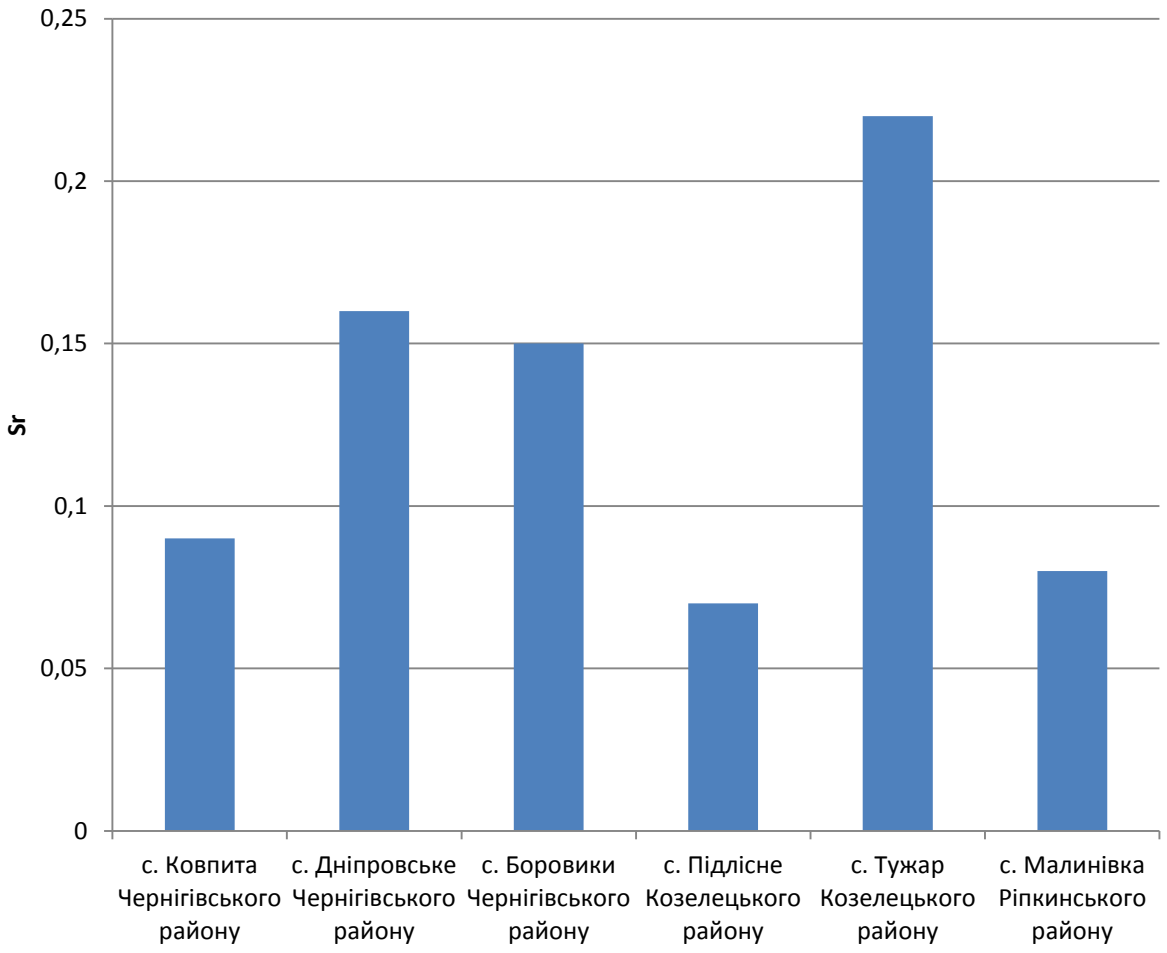

Рис. 3.8 - Щільність забруднення ґрунтів стронцієм-90 по районам Чернігівської області

З рисунку 3.8 видно, що найменша щільність забруднення грунтів стронцієм-90 спостерігалась у с. Ковпита Чернігівського району та дорівнювала 0,09 Кі/км², у с. Малинівка Ріпкинського району та дорівнювала 0,08 Кі/км² та у с. Підлісне Коелецького району та дорівнювала 0,07 Кі/км². Найбільша щільність забруднення грунтів стронцієм-90 спостерігалась у с. Тужар Козелецьгого району та сягала 0,22 Кі/км².

У таблиці (Додаток Д) та на рисунку 3.9 наведено вміст цезію у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2012 р.

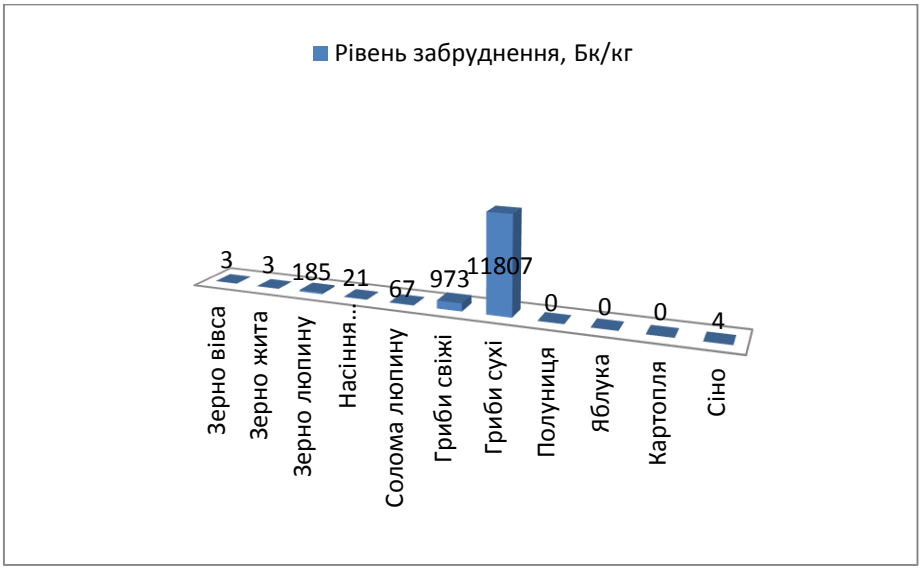

Рис. 3.9 - Рівень забруднення стронцій-90 в сільськогосподарській продукції

З рисунка видно, що за абсолютними значеннями найбільше Забруднення стронцієм виявилися гриби, а найменш забруднені плодові культури та картопля.

У таблиці (Додаток Д) та на рисунку 3.10 наведено вміст цезію у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2012 р.

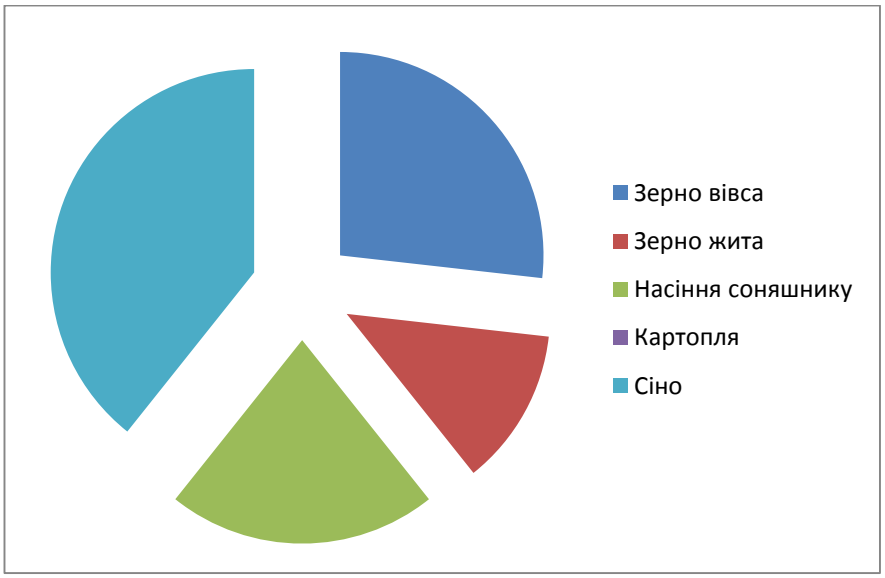

Рис. 3.10 - Рівень забруднення стронцій-90 в сільськогосподарській продукції

З рисунка видно, що по відношенню загального рівня забруднення найбільша кількість забруднюючої продукції приходиться на сінові та сіножаті культури.

Рівень забруднення ґрунту також впливає на продукцію, яка вирощується на даних ґрунтах. За даними дослідженнями було виявлено, що найбільший рівень забрудненості спостерігається в сухих грибах - в них рівень цезію-137 досягає максимальних значень 11807 бк/кг, а рівень стронцію в сіні максимум 32 бк/кг.

Ці продукти, як сіно і сухі гриби вважаться найбільш забрудненими серед інших, які вирощуються на даних ґрунтах.

3.4 Оцінка сучасного стану забруднення ґрунтового покриву чернігівської області важкими металами

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

$$\frac{\Delta A_q^{погл(о)}}{\Delta t} = \frac{86{,}4\alpha_q^{погл}\overline{A}_q^{почв} m_r^j}{a_r} \qquad (3.1)$$

де $\frac{\Delta A_q^{погл}}{\Delta t}$ - швидкість поглинання важких металів корінням рослини, мгм $^{-2}$доб$^{-1}$; $\alpha_q^{погл}$ - поглинальна здібність кореню, мс$^{-1}$; $\overline{A}_q^{почв}$ - концентрація рухомих форм g-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 42і-го токсичності $К_{ВМ}$, визначеного за принципом Лібіха з великої кількості коефіцієнтів 42і-го токсичності кожного виду важких металів

$$K^{j}_{m.M} = \min\left\{K^{j}_{q}\right\}, q \in Cd, Cu, Hg, Pb, Sr, Zn \qquad (3.2)$$

кожний з яких визначається з виразу:

$$K^{кр j}_{q} = 1 - \left(\frac{\mu Aq}{A^{кр 2}_{q} - A^{кр 1}_{q}}\right) \cdot A^{рос(j)}_{q} \qquad (3.3)$$

де μAq - зниження продуктивності рослин в інтервалі критичних величин концентрації важких металів у рослині $A^{лз1}_{q}$ и $A^{лз2}_{q}$ (мг кг$^{-1}$).

У таблиці 3.3 наведені основні характеристики для розрахунку рівня забруднення врожаю сільськогосподарських культур різними видами важких металів, які будуть використовуватися для оцінки їх на якісні характеристики врожаю.

Таблиця 3.3 - Характеристики для розрахунку рівня забруднення врожаю цукрового буряку різними видами важких металів

Види важких металів	Поглинальна здібність коріння, м/с^2	Концентрація у грунті, 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
Ртуть Hg	0,00011	0,0037	0,025

У таблиці 3.4 та на рисунку 3.11 наведено вміст рухомих форм свинцю у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2012 р.

Таблиця 3.4 - Вміст рухомих форм свинцю у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2012 р.

Район	Вміст свинцю, мг/кг		
	мін.	Середній	макс.
Бобровицький	0,09	0,5	4,43
Ічнянський	0,07	0,58	4,5
Козелецький	0,1	0,6	6,1
Срібнянський	0,19	0,53	3,58

Данні приведені за мінімальним, середнім та максимальним значенням вмісту свинцю (мг/кг) по районам Чернігівської області.

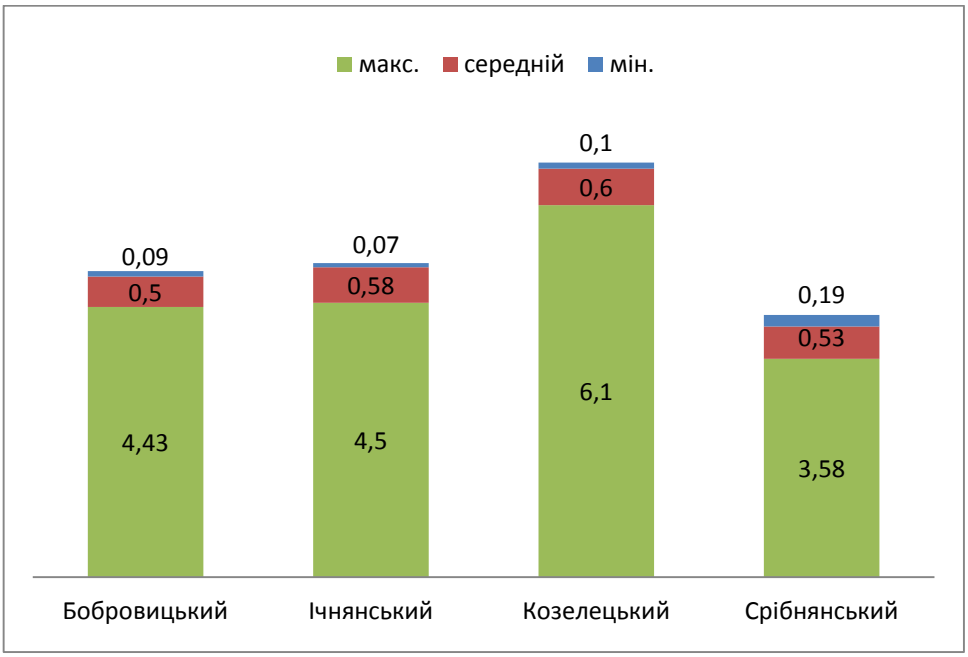

Рис. 3.11 - вміст свинцю в ґрунті за 2012 рік

На першому графіку можна побачити, що вміст рухомих форм свинцю у ґрунті по різних районах Чернігівської області за 2012 рік коливається.

Найбільший вміст спостерігається в Козелецькому районі, максимальна кількість свинцю в цьому районі становить 6,11 мг/кг, а мінімальна кількість спостерігається в Ічнянському районі, кількість свинцю там дорівнює 0,07 мг/кг.

У таблиці (Додаток А) та на рисунку 3.12 наведено вміст рухомих форм свинцю у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2013 р.

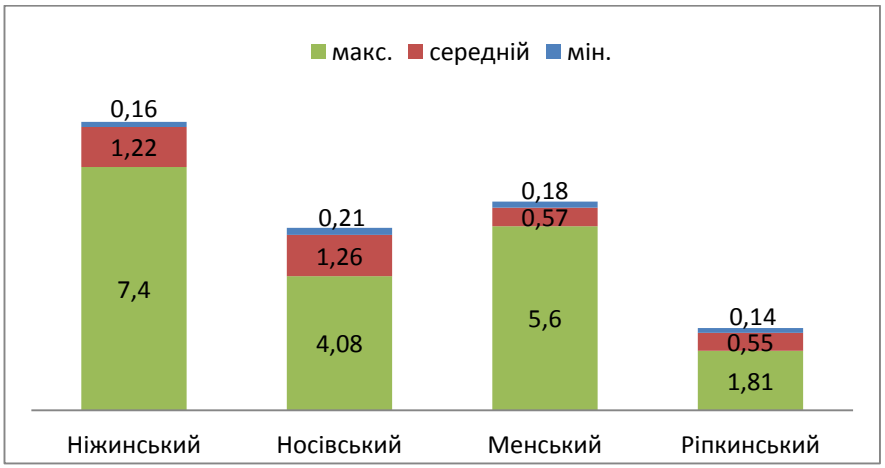

Рис. 3.12 - вміст свинцю в ґрунті за 2013 рік

Протягом року показники по місту рухомих форм свинцю у ґрунті змінились і за графіком від 2013 року можна побачити такі зміни, що максимальний зміст форм свинцю спостерігається в Ніжинському районі Чернігівської області, це показник дорівнює 7,4 мг/кг. Мінімальний вміст в Ріпкинському районі, показник дорівнює 0,14 мг/кг.

У таблиці 3.6 та на рисунку 3.13 наведено вміст рухомих форм кадмію у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2012 р.

Таблиця 3.6 - Вміст кадмію у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2012р.

Район	Вміст кадмію, мг/кг		
	мін.	Середній	макс.
Бобровицький	0,01	0,04	0,28
Ічнянський	0,005	0,05	0,32
Козелецький	0,005	0,04	0,60
Срібнянський	0,01	0,05	0,20

Данні приведені за мінімальним, середнім та максимальним значенням вмісту кадмію (мг/кг) по районам Чернігівської області.

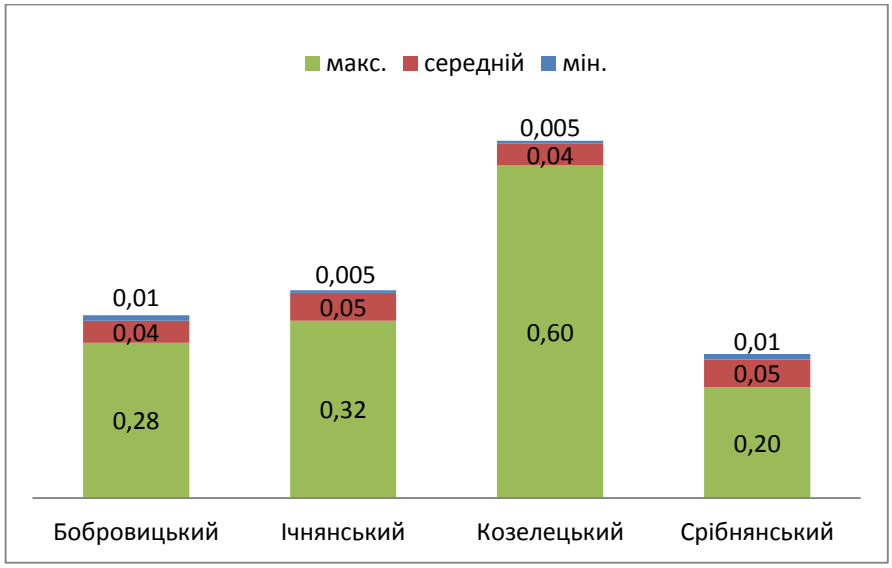

Рис. 3.13 - вміст кадмію в ґрунті за 2012 рік

Вміст кадмію у досліджувальних ґрунтах Чернігівської області також змінюється х кожним роком. За досліджуваннями 2012 року максимальна кількість кадмію спостерігається в Козелецькому районі, яка дорівнює 0,6 мг/кг. А мінімальний показник в Ічнянському районі - 0,05 мг/кг.

У таблиці (Додаток Г) та на рисунку 3.14 наведено вміст рухомих форм кадмію у ґрунті сільгоспугідь, обстежених у 2013 р.

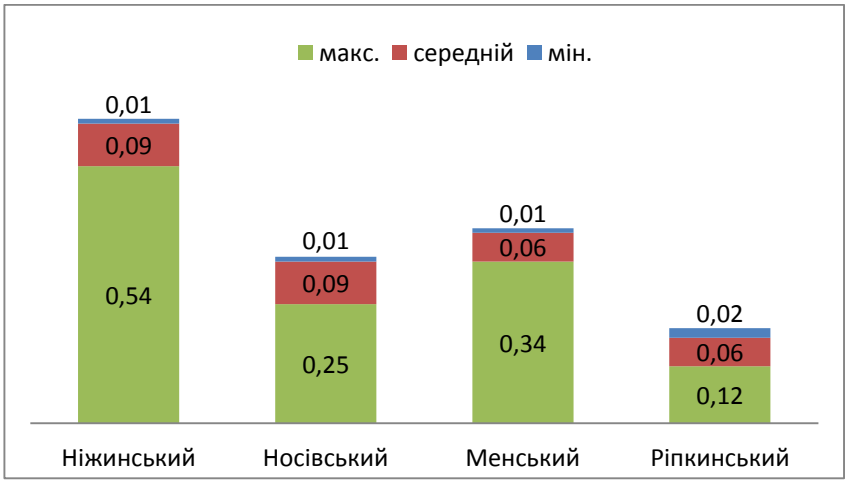

Рис. 3.14 - вміст кадмію в ґрунті 2013 рік

За аналізами показників вмісту кадмію в ґрунтах за 2013 рік, схожа з аналізами вмісту рухомих форм свинцю за цей же рік, максимальний показник спостерігався в Ніжинському районі - 0,54 мг/кг, а мінімальний в декількох районах, а саме в Носівському та Менському районах, їх вміст становить 0,01 мг/кг.

На рисунку 3.15 наведена динаміка вмісту свинцю у рослинах цукрового буряку в Чернігівській області.

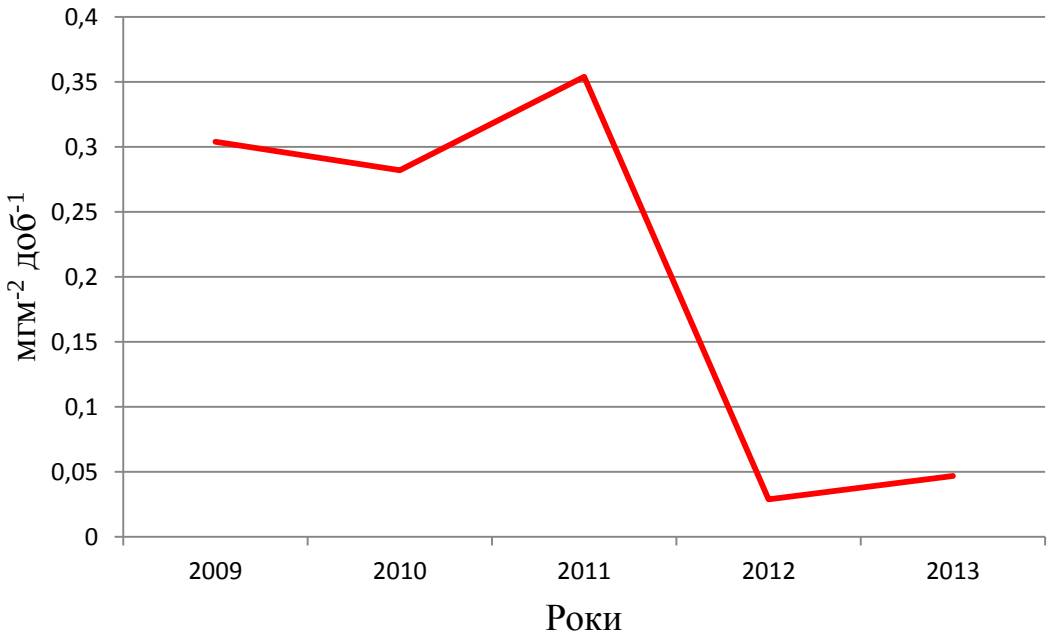

Рис. 3.15 - Динаміка вмісту свинцю у рослинах цукрового буряку в Чернігівській області

З рисунку видно, що найменша концентрація свинцю у рослинах цукрового буряка спостерігалась у 2012 році і дорівнювала 0,029 мгм$^{-2}$ доб$^{-1}$. Найбільша концентрація свинцю була зафіксована у 2011 році і дорівнювала 0,354 мгм$^{-2}$ доб$^{-1}$.

На рисунку 3.16 приведена динаміка вмісту кадмію у рослинах цукрового буряку в Чернігівській області.

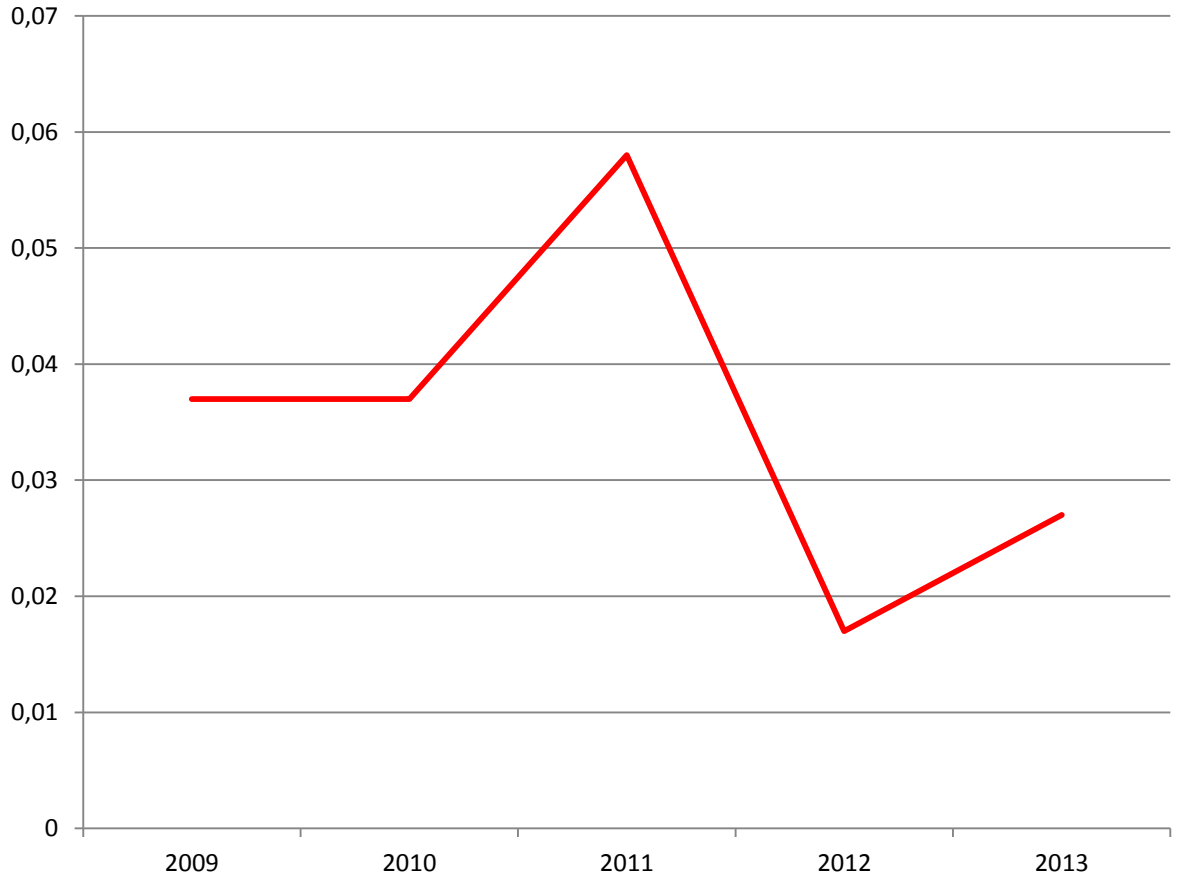

Рис. 3.16 - Динаміка вмісту кадмію у рослинах цукрового буряку в Чернігівській області

З рисунку 3.16 видно, що найбільша концентрація кадмію в рослинах цукрового буряку в Чернігівській області спостерігалась у 2011 році і дорівнювала 0,058 мгм$^{-2}$ доб$^{-1}$. Найменша концентрація кадмію була зафіксована в 2012 році і дорівнювала 0,017 мгм$^{-2}$ доб$^{-1}$

.

ВИСНОВКИ

В результаті виконання роботи були зроблені наступні висновки:

1. Моделювання та прогнозування стану довкілля - це галузь науково-практичної діяльності, яка спрямована на вивчення основних закономірностей забруднення навколишнього середовища. Взаємодія суспільства з навколишньою природною середою викликала багато негативних наслідків, що потребує прийняття рішень щодо раціонального природо-використання.

2. В результаті викидів промислових підприємств в атмосферу різних забруднюючих речовин відбувається антропогенне забруднення як атмосфери так і ґрунту. Крім того, забруднюючі елементи входять у склад мінеральних добавок, які вносяться під сільськогосподарські культури, а також вода, яка використовується з метою зрошення має низьку якість і вміщує у собі радіонукліди та важкі метали. Важкі метали є основними забруднюючими елементами еко.системи в особливості ґрунтового покриву.

3. При моделюванні багатьох явищ в неживій природі цілком ефективне лінійне наближення, що описує малі відхилення від положення рівноваги. Зовсім інша ситуація виникає при моделюванні біологічних процесів. Всі біологічні процеси, що визначають продуктивність рослин, нелінійно пов'язані з чинниками зовнішнього середовища.

4. Адаптивність до змінної обстановки - унікальна властивість живого. Вона неможлива без таких процесів, як управління і передача інформації. Отже, модель, що відображає вплив умов середовища на поведінку рослинного організму, повинна відображати процеси сприйняття, переробки і використання інформації, тобто носити окрім іншого кібернетичний характер.

5. Чернігівська область відноситься до найбільш навантаженої з точки зору використання земель для сільськогосподарського виробництва,

при цьому вміст органічної речовини у ґрунтах досить високий (в межах 4%) що дозволяю використовувати ці території для отримання високих врожаїв більшості рослин.

6. В сучасних умовах вміст найбільш токсичних важких металів (свинець та кадмію) не перевищує ГДК, найбільш його значення отримані для Західної частини, найменші для Східної частини області.

7. За останні 5 років внесення мінеральних добрив збільшилось у 2 рази, що сприяє збільшенню концентрації забруднювальних елементів у ґрунтах.

8. За основними радіонуклідами (до яких вноситься цезій та стронцій) також перевищення ГДК не спостерігалося, найбільший їх перехід отримано для грибів, найменший для плодових та зернових культур. Ґрунтово рослинний покрив Чернігівської області є досить забезпеченим органічною речовиною та мікроелементами, при цьому не вміщує велику кількість забруднювальних елементів що дозволяє використовувати його для сільськогосподарського виробництва в сучасних умовах.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Черкаської області за 2010 рік. Чернівці, 2012.

2. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Черкаської області за 2011 рік. Черкаси, 2013.

3. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Черкаської області за 2012 рік. Черкаси, 2014.

4. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Черкаської області за 2013 рік. Черкаси, 2015.

5. Бенцаровський Д.М., Лісовий М.В. Сучасний стан та перспективи розвитку хімізації землеробства // Агрохімія і Ґрунтознавство. Спеціальний випуск. - Харків. 2002.- С. 75-81.

6. Світличний О.О., Чорний С.Г.Основи ерозієзнавства: Підручник. - Суми: ВТД «Університетська книга», 2007.- 266 с.

7. Швебс Г.И., Светличный А.А., Черный С.Г. Противоэрозионная стойкость почв юга и ее изменение под влиянием орошения // Почвоведение. - 1988. №1. - С.94-100.

8. Болокан Н.И. Воздействие сельскохозяйственных культур и агротехнических приемов на водопроницаемость почв.- Кишинев: Штиинца, 1986.- 146с.

9. Черный С.Г., Плакса В.В. Влияние орошения на микроструктуру и противоэрозионную стойкость склоновых почв юга Украины // Вісник аграрної науки. - 1999.- №4.- С.57-61.

10. Греко Ж. Защита почв от эрозии.- М.: Лесная промышленность, 1983. - 88с.

11. Григорьев В.Я., Краснов С.А., Кузнецов М.С. Прогнозирование и предупреждение эрозии при орошении.- М.: Изд-во МГУ, 1992.- 206с.

12. Константинов И.С. Защита почв от эрозии при интенсивном земледелии. -Кишинев: Штиинца, 1987. - 240с.

13. Бефани А.Н. Математическое моделирование процесса ливневой эрозии склонов // Метеорология, климатология и гидрология, 1986.-Вып.22.- С.79-87.

14. Кузнецов М.С., Григорьев В.Я. Ирригационная эрозия почв и ее предупреждение при поливах дождеванием. - М.: Наука, 1990.- 120с.

15. Дубинский Г.П., Бураков В.И. Почвозащитное устройство агроландшафта. - Х.: Вища школа, 1985.- 216с.

16. Бихеле З.Н., Молдау Х.А., Росс Ю.К. Математическое моделирование транспирации и фотосинтеза растений при недостатке почвенной влаги. - Л.: Гидрометеоиздат, 1980. - 223с.

17. Швебс Г.И. Территориальная организация землепользования и мелиорация земель // Физическая география и геоморфология. - 1987.-Вып. 34. - С.96-100.

18. Барабанов А.Т. Агромелиорация в почвозащитном земледелии.- Волгоград, 1993.- 156с.

19. Браун Л.Р. Предотвращение эрозии почвы // Мир восьмидесятых годов.- М.: Прогресс, 1989.- С.295-317.

20. Оценка и регулирование качества окружающей природной среды /В.И.Седлецкий, А.Д.Хованский, Н.С.Серпокрылов и др.; Под ред. Н.Д.Порядина, А.Д.Хованского. -М.: Прибой, 1996.

Кирюшин В.И. Экологические основы земледелия. -М.: Колос, 1996.

Бихеле З.Н., Молдау Х.А., Росс Ю.К. Математическое моделирование транспирации и фотосинтеза растений при недостатке почвенной влаги. - Л.: Гидрометеоиздат, 1980. - 223 с.

Д О Д А Т К И

ДОДАТОК А

ВМІСТ РУХОМИХ ФОРМ СВИНЦЮ У ҐРУНТІ СІЛЬГОСПУГІДЬ, ОБСТЕЖЕНИХ У 2012р.

Район	Вміст свинцю, мг/кг		
	мін.	середній	макс.
Бобровицький	0,09	0,5	4,43
Ічнянський	0,07	0,58	4,5
Козелецький	0,1	0,6	6,1
Срібнянський	0,19	0,53	3,58

ДОДАТОК Б

ВМІСТ КАДМІЮ У ҐРУНТІ СІЛЬГОСПУГІДЬ, ОБСТЕЖЕНИХ У 2012р.

Район	Вміст кадмію, мг/кг		
	мін.	середній	макс.
Бобровицький	0,01	0,04	0,28
Ічнянський	0,005	0,05	0,32
Козелецький	0,005	0,04	0,60
Срібнянський	0,01	0,05	0,20

ДОДАТОК В

ВМІСТ РУХОМИХ ФОРМ СВИНЦЮ У ҐРУНТІ СІЛЬГОСПУГІДЬ, ОБСТЕЖЕНИХ У 2013р.

Район	Вміст свинцю, мг/кг		
	мін.	середній	макс.
Ніжинський	0,16	1,22	7,4
Носівський	0,21	1,26	4,08
Менський	0,18	0,57	5,6
Ріпкинський	0,14	0,55	1,81

ДОДАТОК Г

ВМІСТ КАДМІЮ У ҐРУНТІ СІЛЬГОСПУГІДЬ, ОБСТЕЖЕНИХ У 2013р.

Район	Вміст кадмію, мг/кг		
	мін.	середній	макс.
Ніжинський	0,01	0,09	0,54
Носівський	0,01	0,09	0,25
Менський	0,01	0,06	0,34
Ріпкинський	0,02	0,06	0,12

ДОДАТОК Д

РІВЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ ЦЕЗІЙ-137 В СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКІЙ ПРОДУКЦІЇ

цезій-137			
Вид продукції	Рівень забруднення, Бк/кг		
	мін.	сер.	макс.
Зерно вівса	<3	3	10
Зерно жита	<3	3	5
Зерно люпину	79	185	569
Насіння соняшнику	3	21	99
Солома люпину	21	67	131
Гриби свіжі	35	973	2057
Гриби сухі	152	11807	30320
Полуниця	<20	<20	<20
Яблука	<20	<20	<20
Картопля	<3	<3	<3
Сіно	<3	4	22

ДОДАТОК Д

РІВЕНЬ ЗАБРУДНЕННЯ СТРОНЦІЙ-90 В СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКІЙ ПРОДУКЦІЇ

стронцій-90			
Вид продукції	Рівень забруднення, Бк/кг		
	мін.	сер.	макс.
Зерно вівса	4	15	29
Зерно жита	4	7	11
Насіння соняшнику	5	12	23
Картопля	<1	<1	2
Сіно	4	22	32