

SECTION 7. GEODESY

DOI: 10.46299/ISG.2024.MONO.TECH.4.7.1

7.1 Особливості впорядкування та перспективи розвитку території довкілля атомних електричних станцій

Атомні електричні станції (АЕС) є великими техногенними об'єктами, які значним чином впливають на регіональне планування та розвиток територій навколо себе. Будівництво та експлуатація таких об'єктів, в силу підвищеного ризику, ставить на порядок вищі вимоги до організації та розвитку їх територій, шляхом врахування великої кількості факторів. Складність вирішення цих прерогатив пов'язана з наявністю на території України п'яти атомних електричних станцій [201]: Запорізька АЕС, Південноукраїнська АЕС, Рівненська АЕС, Хмельницька АЕС та Чорнобильська АЕС (з 1 січня 2001 року виведена з експлуатації).

Розвиток країни та стабільність її економіки можливі лише за умов надійного забезпечення енергетичних потреб промислових комплексів та населення [202]. Згідно прогнозів МАГАТЕ [203] до 2050 року головними джерелами енергопостачання стануть атомні електричні станції) та поновлювальні джерела енергії (статистичні дані British Petroleum [204, 205]). Усього в світі нараховується 449 ядерних енергоблоків, діючих станом на січень 2024 року – 413 [206].

Атомна галузь відіграє значну роль в економіці України. В 2021 році атомні електростанції генерували 55,2 % від загальної кількості електроенергії в державі. Частка АЕС в енергетичній промисловості України становить понад 24 % [207]. За кількістю діючих ядерних реакторів та їх сумарною потужністю Україна посідає сьоме місце у світі та п'яте в Європі [208].

Управління ядерною галуззю в Україні забезпечує Державна інспекція ядерного регулювання України [209]. Крім цього у 1996 році засновано Державне підприємство «Національна атомна енергогенеруюча компанія «Енергоатом» з метою поліпшення енергозабезпечення виробництва та

населення, підвищення якості діяльності АЕС, забезпечення їх конкурентоспроможності в умовах енергетичного ринку.

Радіаційна безпека та робота атомних електростанцій регулюється чинним законодавством України, метою якого є визначення основних вимог до охорони здоров'я людини від можливої шкоди, пов'язаної із опроміненням джерелами іонізуючого випромінювання, вимог до безпечної експлуатації АЕС, а також до охорони навколишнього природного середовища [210-215].

Законодавча та нормативно-правова база в сфері ядерної енергетики достатньо розвинена та створює високий рівень правового регулювання суспільних відносин у галузі. Проте абсолютно не зачіпає питання організації раціонального використання і моніторингу земель, оцінки та прогнозу екологічного стану територій довкілля атомних електричних станцій, які зазнають постійного радіаційного впливу, їх захисту від забруднень та охорони. Частина законодавчо-нормативних документів, щодо усунення негативних наслідків Чорнобильської катастрофи та для попередження їх у майбутньому, прийнята більше 20-ти років тому [216-220]. Важливим та актуальним питанням є оновлення законодавчої та нормативно-правової баз з врахуванням нових наукових досліджень. В роботі вище зазначені питання більш детально будуть розглянуті на прикладі Хмельницької АЕС.

На території України електроенергію виробляють 15 атомних енергоблоків типу ВВЕР (водо-водяні енергетичні реактори) загальною встановленою потужністю 13835 МВт [201].

Запорізька АЕС є найбільшою атомною електростанцією не лише в Україні (шість енергоблоків), а й у Європі. ЗАЕС споруджена в регіоні, де за останні 50 років відбулися суттєві антропогенні зміни (створення водосховища на річці Дніпро, спорудження теплоелектростанції, будівництво міста Енергодар і атомної електричної станції) [221].

Запорізька АЕС є джерелом тепла промислового майданчика, м. Енергодар та інших споживачів довкола. В результаті виробничого процесу відбуваються

викиди тепла в атмосферу. Внаслідок цього простежується зміна мікроклімату довкілля.

Рівненська АЕС – перша електростанція в Україні оснащена реакторними установками типу ВВЕР (чотири енергоблоки). Результатом діяльності АЕС є вироблене тепло та електроенергія.

Місце розташування РАЕС обумовлене низькою родючістю ґрунтів та віддаленістю густозаселених територій. Вибір промислового майданчика для будівництва АЕС виявився помилковим через наявність на його території суфозійно-карстових утворень. Це призводить до осідання розташованих на ньому будівель і споруд [222].

Хмельницька АЕС проектувалася як станція із чотирма енергоблоками. Зараз на ХАЕС експлуатується лише два енергоблоки. Починаючи з 2008 року ведуться підготовчі роботи для будівництва енергоблоків №3 та 4 [223].

Територіально більшу частину зони впливу Хмельницької АЕС займає Рівненська область (частина Рівненського району: землі колишніх Острозького, Гощанського та Здолбунівського районів) та Хмельницька область (частина Шепетівського району: землі колишніх Славутського, Ізяславського, Білогірського та Шепетівського районів).

Південноукраїнська АЕС (три енергоблоки) – є основою Південноукраїнського енергетичного комплексу, який об'єднує Південноукраїнську АЕС, Олександрівську гідроелектростанцію і Ташлицьку гідроакумулюючу електростанцію – єдиного в Україні підприємства з комплексним використанням базових ядерних і маневрених гідроакумулюючих потужностей та водних ресурсів ріки Південний Буг [224].

До аварії на Чорнобильській АЕС працювало чотири енергоблоки типу РБМК-1000. 26 квітня 1986 року сталася екологічно-соціальна Чорнобильська катастрофа, спричинена вибухом і подальшим руйнуванням четвертого енергоблоку ЧАЕС. Катастрофа вважається найбільшою у світі за всю історію ядерної енергетики [225, 226].

Під впливом світової громадськості та взятих на себе зобов'язань, у 2000-му році владою України було прийнято остаточне рішення про виведення із експлуатації Чорнобильської АЕС. У квітні 2001 року ЧАЕС реорганізована в Державне спеціалізоване підприємство «Чорнобильська АЕС» (ДСП ЧАЕС), а у 2005 передана в сферу управління МНС України [226].

Контроль за діяльністю АЕС здійснюють Державна інспекція ядерного регулювання, Міністерство охорони здоров'я, Міністерство енергетики та захисту довкілля, Служба безпеки України, Державний нагляд за охороною праці, Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів, а також громадськість і спеціалісти МАГАТЕ.

Згідно технології виробництва електричної та теплової енергії на АЕС до переліку основних джерел впливу на навколишнє середовище відносять:

- а) джерела радіаційного впливу;
- б) джерела нерадіаційного впливу (хімічного та фізичного);
- в) джерела опосередкованого впливу.

Основними видами радіаційного впливу на навколишнє середовище, в результаті виробничого циклу АЕС, є:

- газоподібні радіоактивні викиди до атмосфери;
- скиди радіоактивних речовин до відкритих водойм;
- тверді радіоактивні відходи;
- рідкі радіоактивні відходи [227, 228].

Експлуатація АЕС є частиною ядерного паливного циклу, який розпочинається з видобутку та збагачення уранової руди. Наступним етапом вважається виробництво ядерного палива. Відпрацьоване на АЕС ядерне паливо піддають вторинній обробці з метою вилучення залишків урану та плутонію. Закінчується цикл, як правило, локалізацією і захороненням радіоактивних відходів. На кожній стадії ядерного паливного циклу у довкілля потрапляють радіоактивні речовини. Доза радіоактивного забруднення території від ядерних реакторів найбільше залежить від режиму їх експлуатації, відстані від них і переважаючого напрямку вітру в районі атомної електростанції [229].

Це стосується лише нормально функціонуючих атомних електростанцій. Однак навіть під час безаварійної роботи експлуатація реакторів неодмінно супроводжується викидами у довкілля радіонуклідів, які входять до продуктів розпаду урану та торію. До довго живучих радіонуклідів, утворених під час експлуатації АЕС, належать ^{60}Co , ^{14}C , ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr та інші [230]. Внаслідок цього радіаційний фактор є основним у визначенні потенційної небезпеки для населення, яке проживає на прилеглих до АЕС територіях.

Проте території навколо АЕС піддаються не тільки постійному радіаційному впливу, а й демографічному, промисловому, сільськогосподарському і транспортному навантаженню.

Навколо підприємств І категорії (до яких відносять також АЕС) встановлюють санітарно-захисну зону (СЗЗ) та зону спостережень (ЗС). Необхідність встановлення цих зон визначається ступенем радіаційної небезпеки підприємства для населення.

Санітарно-захисна зона – це територія навколо радіаційно-ядерного об'єкта, де рівень опромінення людей в умовах нормальної експлуатації може перевищити квоту ліміту дози для категорії В. У СЗЗ атомних електростанцій забороняється розташування житлових будинків, адміністративних споруд, дитячих і лікувально-оздоровчих закладів, об'єктів водопостачання, промислових та допоміжних споруд, що не належать АЕС.

У СЗЗ забороняється проживання населення, встановлюються обмеження на виробничу діяльність, що не має відношення до радіаційно-ядерного об'єкта, та проводиться радіаційний контроль [211, 214, 217].

Під час виділення СЗЗ необхідно враховувати своєрідність метеорологічних і гідрологічних факторів у даній місцевості, а також перспективне збільшення потужності виробництва. У санітарно-захисній зоні та зоні спостережень АЕС здійснюється радіаційний контроль силами служби радіаційної безпеки підприємства відповідно до відомчого інструктивно-технічного документа, узгодженого територіальними закладами державної санітарно-епідеміологічної служби МОЗ України. Можливість використання земель і водойм, розташованих

у СЗЗ, з народногосподарською метою визначається тільки за узгодженням із адміністрацією підприємства і державною санітарно-епідеміологічною службою МОЗ України за умови обов'язкового радіологічного контролю продукції, що виробляється.

Зона спостереження – територія, на якій можливий радіаційний вплив ядерної установки та об'єктів, призначених для поводження із радіоактивними відходами, на населення, що проживає в цій зоні. Розміри та межі зазначених зон визначаються у проекті згідно з нормами, правилами та стандартами у сфері використання ядерної енергії, узгоджуються з органами державного регулювання ядерної і радіаційної безпеки та затверджуються місцевими виконавчими органами [211-215, 217, 218].

Для діючих АЕС, розташованих на території України, визначено санітарно-захисну зону та зону спостереження. Санітарно-захисна зона складає територію у радіусі 2,7 км для Хмельницької АЕС, 2,5 км для Рівненської АЕС, 3,0 км для Запорізької АЕС та 2,5 км для Південноукраїнської АЕС. Зона спостереження для всіх АЕС має радіус 30 км [228]. Для Чорнобильської АЕС встановлено 30-кілометрову зону відчуження [218].

Радіаційна небезпека санітарно-захисної зони та зони спостереження АЕС для прилеглих територій визначається в першу чергу міграційними процесами радіонуклідів у різних компонентах навколишнього середовища, а саме:

- ґрунтах;
- поверхневих та підземних водах;
- атмосфері;
- через біоту.

Хімічний вплив АЕС на атмосферу, водне середовище та ґрунт спричиняють хімічні елементи, що входять до складу її викидів та скидів. Це може бути як результат випаровування хімічних речовин, викидів газів від парових котлів, викидів хімічних речовин при роботі систем вентиляції/зрошення, так і внаслідок газоподібних викидів в атмосферу, що здійснюються через вентиляційну систему та димові труби. Основними шкідливими складниками викидів у

атмосферу, що потребують обов'язкового проведення постійного моніторингу є: окис вуглецю, пил, діоксид сірки, діоксид азоту.

Підземні та поверхневі води зазнають хімічного впливу в результаті скидів очищених стічних вод, випадкових виливів, скидів вод із охолоджувальних ставків до поверхневих водойм або проникнення у ґрунти, перенесення хімічних елементів із дощовою водою. Виробничі та господарсько-побутові води обов'язково очищуються та проходять відповідну обробку.

Хімічний вплив на ґрунт здійснюється внаслідок осідання хімічних елементів і їх сполук із атмосфери, випадкових виливів і проникнення хімічних елементів, перенесених дощовою водою [227, 229].

Фізичний вплив діючих енергоблоків на навколишнє середовище відбувається у вигляді теплової дії систем охолодження технологічного обладнання АЕС (лише третина теплової енергії перетворюється на електричну); збільшення вологості за рахунок випаровування води в атмосферу з бризкальних басейнів та ставків-охолоджувачів; впливу електромагнітного поля ліній електропередачі 330/750 кВ та всередині АЕС; шуму при роботі обладнання; впливу вібрації (тільки в межах виробничих приміщень) [228].

У зв'язку із тим, що зони спостереження АЕС насичені високовольтними лініями електропередачі (ЛЕП), які створюють потужні електромагнітні поля, розглянемо їх вплив на території довкілля більш детально.

ЛЕП складаються з великої кількості опор, розташованих рівномірно через 400-500 м із приєднаними до них ізоляторами та провідниками. Кожна з опор потребує земельну ділянку від 140 до 620 м² в залежності від типу опори. При експлуатації електричних установок (відкритих розподільчих пристроїв і повітряних ЛЕП) у просторі навколо їх струмоведучих частин виникає електромагнітне поле. Необхідно відзначити, що в електроустановках напругою нижче 330 кВ виникають менш інтенсивні електромагнітні поля, які не викликають негативного впливу на довкілля. Чим напруга вище – тим більше зона електричного поля, яка залишається незмінною протягом всього часу роботи ЛЕП. Біологічний вплив полів різних діапазонів неоднаковий.

Для захисту здоров'я населення від електромагнітного випромінювання ЛЕП змінного струму промислової частоти встановлено санітарно-захисні (охоронні) зони. Санітарно-захисною зоною ЛЕП вважається територія на якій напруженість електричного поля перевищує 1 кВ/м. У ненаселеній місцевості (незабудована територія, яку відвідують люди, доступна для транспорту та сільськогосподарські угіддя) значення напруженості граничнодопустимого рівня (ГДР) електричного поля становить 15 кВ/м. Напруженість електричного поля визначається на висоті 1,8 м від рівня землі.

СЗЗ для ЛЕП встановлюється у вигляді земельної ділянки, межі якої регламентуються з обох сторін від неї на певній відстані від проекції крайніх фазних проводів на землю, в перпендикулярному до повітряної лінії напрямку [231]:

- 20 м для ЛЕП напругою 300 кВ;
- 30 м для ЛЕП напругою 500 кВ;
- 40 м для ЛЕП напругою 750 кВ;
- 55 м для ЛЕП напругою 1150 кВ.

Сільськогосподарські угіддя, що знаходяться в СЗЗ ЛЕП, рекомендується використовувати під вирощування сільськогосподарських культур, які не потребують ручного обробітку.

Під керівництвом НЕК «Укренерго» були проведені роботи з вимірювання електромагнітного поля ЛЕП 750 кВ, яке показало, що на відстані 40 м від опори, напруженість поля становить менше, ніж 5 кВ/м [232].

Для прикладу на рис. 1 показано розподіл електричного поля під проводами ЛЕП 750 кВ при мінімальних відстанях між опорами 435 м та від проводів до землі 12 м. На відстані 18 м від осі ЛЕП, тобто безпосередньо під проводами та при їх найбільшому провисанні, напруженість електромагнітного поля становить 10-15 кВ/м.

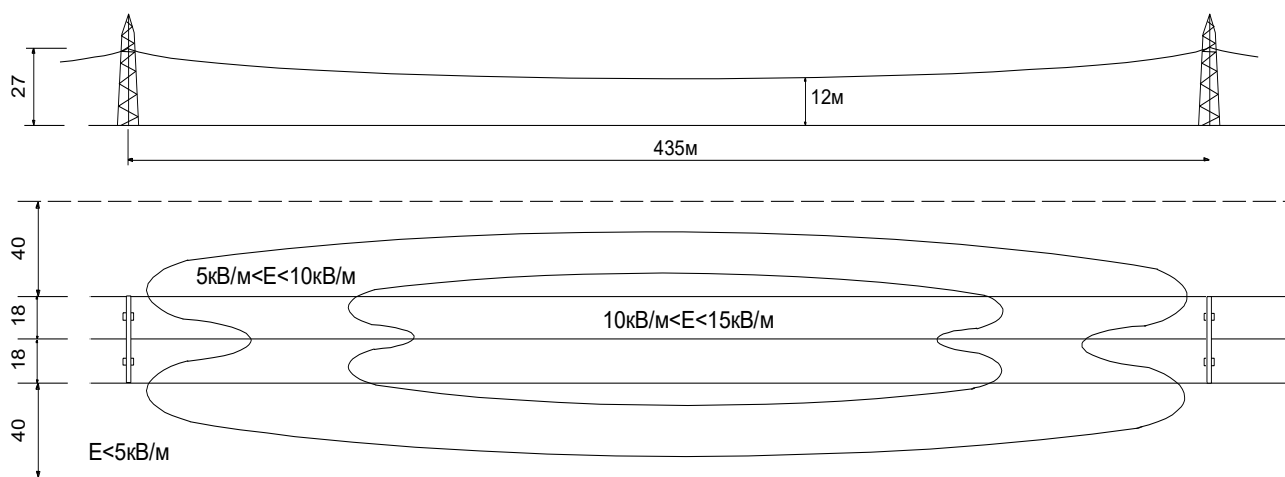


Рисунок 1. Санітарно-захисна зона ЛЕП 750 кВ [232].

Пунктирною лінією позначена межа санітарно-захисної зони ЛЕП, яка є 40 м від крайнього проводу з обох сторін траси ЛЕП. В санітарно-захисній зоні лінії електропередачі напруженість електромагнітного поля перебуває в межах від 5 до 10 кВ/м.

Згідно законодавства України в межах СЗЗ ЛЕП забороняється: розміщення житлових та інших суспільних будівель, підприємств із обслуговування автомобілів, створення постійних стоянок транспорту, прокладання нафто – та газопроводів [231].

Зони спостереження АЕС насичені високовольтними лініями електропередачі, які створюють потужні електромагнітні поля та займають значні території різного цільового призначення. Тому дослідження міграції радіонуклідів в ґрунтах як у звичайних умовах, так і під впливом електромагнітного поля ЛЕП високої напруги, є надзвичайно необхідним та актуальним питанням.

Виробнича діяльність людства призвела до надходження в біосферу штучних радіонуклідів, яких нараховується більше 80 (регламентні скиди та викиди підприємств ядерно-паливного циклу, випробування ядерної зброї тощо). За період розвитку ядерних та радіаційно небезпечних технологій ставалися аварії різного ступеня складності, з різними наслідками для населення і довкілля та різною за обсягами кількістю радіонуклідів, що потрапили в біосферу.

До 2011 року найбільшою аварією, що супроводжувалась радіоактивним забрудненням навколишнього середовища, була катастрофа на Чорнобильській АЕС. В результаті аварії на Чорнобильській атомній електростанції у навколишнє середовище було викинуто величезну кількість радіонуклідів із сумарною активністю приблизно 90 МКі, до складу яких у значній кількості входять аналоги біогенних елементів – калію та кальцію – ^{137}Cs та ^{90}Sr . Це призвело до забруднення 53,5 тис. км² території України [233]. Були вилучені з господарського використання 130,6 тисяч гектарів сільськогосподарських угідь, що потребують реабілітації та повернення у виробництво.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи в Україні залишаються забрудненими 6,7 млн. га земель, з них 1,2 млн. га сільськогосподарських угідь із щільністю радіоактивного забруднення ґрунту цезієм-137 понад 37 кБк/м². Підвищений радіаційний фон і досі спостерігається на третині території нашої держави [234].

У зв'язку з цим оцінка стану забруднених радіонуклідами територій, виявлення найбільш небезпечних ділянок, вивчення закономірностей міграції радіонуклідів у ґрунтах та зниження їх рівнів із часом є актуальними. Особливо це стосується територій 30-кілометрових зон спостереження АЕС, які піддаються постійному додатковому забрудненню радіоактивними речовинами в результаті їх виробничої діяльності. Зараз, в період реформування земельних відносин, надзвичайно важливо оцінити існуючий стан розвитку територій у зоні спостереження АЕС, на основі моніторингу територій надати рекомендації щодо організації їх раціонального використання та ведення сільськогосподарського виробництва на них [235].

Сучасні проблеми розвитку та організації територій різного функціонального призначення, а особливо радіаційно забруднених, стали предметом дослідження багатьох вітчизняних вчених, серед них праці С. Ю. Булигіна, В. В. Горлачука, О. П. Дмитрів, Д. С. Добряка, П. Г. Казьміра, О. П. Канаша, В. М. Кривова, Л. М. Перовича, А. Я. Сохничя, А. М. Третьяка, П. Г. Черняги та багатьох інших. Накопичено певний досвід практичної реалізації цих результатів:

- запропоновано принципи ведення сільськогосподарського виробництва, лісо- та водогосподарської діяльності на радіоактивно забруднених територіях;
- розглянуто особливості організації земель в умовах радіоактивного забруднення і перспективи їх реабілітації;
- здійснено аналіз проблем пов'язаних із раціональним використанням та охороною земель.

Проте питання зниження забруднення ґрунтів, розробки методів оцінки розвитку територій, що піддаються постійному радіаційному впливу, організації безпечного землекористування на них ще в повній мірі не висвітлені та залишаються відкритими [220].

Території у зоні спостереження атомних електростанцій, маючи плями Чорнобильського походження, зазнають іще постійного радіаційного впливу в процесі виробництва електричної та теплової енергії [229, 233].

Об'єктами впливу АЕС у ЗС є навколишні середовища, а саме:

- природні (повітря, водойми, земельні ресурси, флора, фауна);
- соціальні (населення, соціальна інфраструктура міст і селищ, туристичні та історичні об'єкти, тощо);
- техногенні (сільськогосподарські та промислові об'єкти, інфраструктура).

Потрапляючи в навколишнє середовище, техногенні радіонукліди включаються у процеси міграції, які носять комплексний характер, охоплюючи всі природні компоненти. Первинне радіоактивне забруднення території відбувається при осіданні аерозольних і газоподібних викидів АЕС. Частина радіонуклідів безпосередньо потрапляє на ґрунтовий покрив, а частина затримується рослинністю. З часом концентрація радіонуклідів, затриманих у рослинах, зменшується під впливом дощів, туманів, роси та практично повністю потрапляє у ґрунтовий покрив. При підніманні радіоактивних елементів з ґрунтового покриття вітром чи дощем можливе і вторинне забруднення території. Ці процеси містять у собі горизонтальну та вертикальну міграції радіонуклідів, перехід їх у рослини [236-239]. Далі радіонукліди активно включаються у

харчові ланцюги (рисунк 2) та сприяють внутрішньому опроміненню населення [240]. Тому цілком очевидно, що екологічне відродження України для її сталого розвитку слід розпочинати із землі.

Розробка принципів організації забруднених територій має базуватися на пріоритетності здоров'я людини, а також на соціально-економічну зваженість і обґрунтованість застосовуваних заходів. Рациональне використання земельних ресурсів, ефективне управління територіями, що зазнають постійного радіаційного впливу, сталий розвиток таких територій належать до пріоритетних напрямків сучасності [202, 241-243].

Зони спостереження АЕС насичені високовольтними лініями електропередачі, які створюють потужні електромагнітні поля та займають значні території різного цільового призначення.

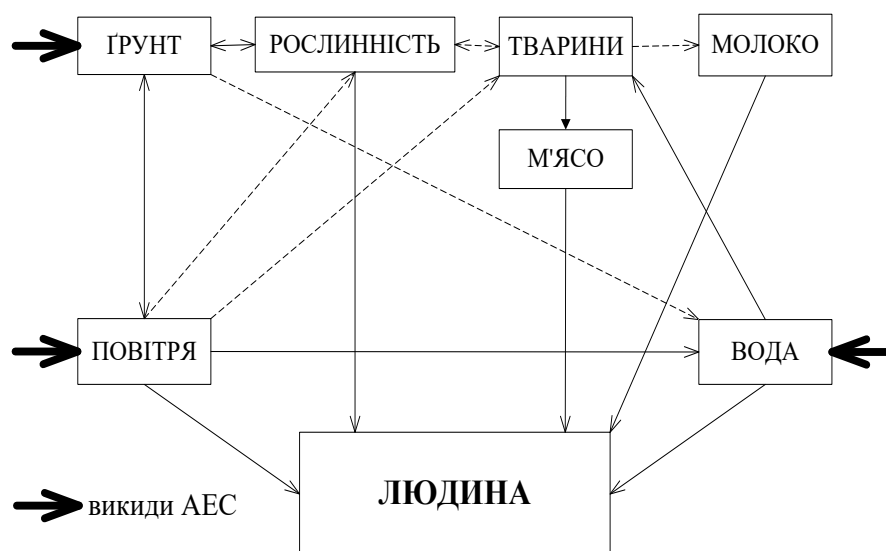


Рисунок 2. Основні шляхи міграції радіонуклідів викидів АЕС [240].

Тому проведення експериментальних досліджень міграції радіонуклідів у ґрунтах як в звичайних умовах, так і під впливом електромагнітного поля ЛЕП високої напруги, є надзвичайно необхідним та актуальним питанням.

Вагомі наукові досягнення у дослідженні шляхів міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі, в тому числі ґрунтах, поверхневих і підземних водах, мають роботи [230, 234, 236, 244-246]. Розробці ж відповідних математичних моделей присвячені праці [246-249]. Встановленням

закономірності вертикальної та горизонтальної міграцій радіонуклідів, визначенням дійових факторів цього процесу, розробкою відповідних математичних моделей займались С. І. Веремєєнко, Д. М. Гродзинський, І. М. Гудков, Ю. О. Іванов, В. О. Кашпаров, М. О. Клименко, Кравець О. П., Л. В. Перепелятнікова, Б. С. Прістер та інші.

Багаторічні дослідження показали, що основними факторами, що зумовлюють міграцію радіонуклідів у ландшафтно-геохімічних комплексах, є конвективне перенесення (фільтрація атмосферних опадів вглиб ґрунту, капілярний потік вологи до поверхні ґрунту в результаті випаровування, переміщення вологи під дією градієнтів напору та температур), дифузія вільних і адсорбованих іонів [236], перенесення за кореневими системами рослин, перенесення радіонуклідів колоїдними частками [245], життєдіяльність ґрунтових тварин, господарська діяльність людини [237].

Перераховані фактори не є рівнозначними, оскільки інтенсивність і тривалість їх дії різні та залежать від конкретних умов. Найбільш вагомими факторами, що впливають на інтенсивність міграції радіонуклідів у ґрунтах (які не обробляються людиною), є молекулярна дифузія і конвективні потоки вологи.

Встановлено, що одразу після осідання радіонуклідів на поверхню ґрунту внаслідок викидів АЕС, близько 95 % їх зосереджено у верхніх 5 см ґрунту [245]. А отже, незалежно від шляхів надходження в навколишнє середовище радіоактивних ізотопів, ґрунт є головним акумулятором довго живучих радіоізотопів, виступаючи як найбільш потужний геохімічний бар'єр біосфери.

Інтенсивність міграції радіонуклідів у біосфері та ґрунті залежить від взаємодії таких факторів: хімічні властивості радіоактивних ізотопів, кліматичні умови, властивості ґрунту, рельєф, рослинний покрив [241].

Із властивостей радіонуклідів відомо, що на їх поведінку в ґрунті найбільше впливає знак заряду іона, його маса та радіус, здатність до гідролізу, сорбції, хімічні властивості. В цілому, чим вище заряд іона та менше його радіус, тим сильніше він вбирається ґрунтом. Біологічну рухливість у системі «ґрунт-рослина» визначають фізико-хімічні властивості радіонуклідів. Рівень

накопичення цих радіонуклідів і характер їх розподілу в рослинах, залежить, у першу чергу, від потреби в них рослинних організмів. В рослинах у великій кількості концентруються ті радіонукліди, які представляють елементи, що необхідні для нормальної життєдіяльності рослин. Сильний ступінь акумуляції характерний також для радіонуклідів, макрокілкости ізотопних носіїв яких відносяться до біологічно важливих елементів. Так, ^{90}Sr є хімічним аналогом кальцію, а ^{137}Cs – калію, які відіграють найважливішу роль у регулюванні багатьох процесів обміну речовин у рослинах. Внаслідок того, що калій і кальцій знаходяться у ґрунті в макрокілкостях, а радіонукліди в ультраконцентраціях, то в процесі поглинання кореневими системами рослин поживних речовин відбувається конкуренція за місця сорбції на поверхні коріння [230].

Значення коефіцієнта переходу ^{90}Sr із ґрунту в рослини залежать також від типу ґрунтів. Найбільш високі рівні забруднення рослинності спостерігаються на дерново-підзолистих ґрунтах, особливо легкого механічного складу, менші – на сірих лісових ґрунтах і сіроземах, найнижчі на чорноземах. Порядок розміщення ґрунтів за зменшенням коефіцієнта переходу в рослини ^{137}Cs наступний: торф'яно-болотні різного ступеня зволоження, дерново-підзолисті піщані, дерново-підзолисті супіщані, дерново-підзолисті суглинкові, сірі лісові, чорноземи. Максимальне накопичення ^{137}Cs спостерігається на торф'яно-болотних ґрунтах, які використовуються під пасовища та сінокоси.

При забрудненні територій на початковому етапі радіоактивні речовини знаходяться на поверхні ґрунту. Лише через значний час радіонукліди перерозподіляються по профілю під впливом вітру, випадання опадів, а також пересуваються вглиб ґрунту в результаті міграційних процесів.

На рухомість радіонуклідів впливають також властивості ґрунту. За впливом на процеси фіксації радіонуклідів у ґрунті їх можна розмістити в порядку зменшення наступним чином: волога > вміст кальцію і магнію > вбирна здатність ґрунтів > вміст гумусу > кислотність [244, 250].

Досить важливо регулювати водний режим ґрунту. Перезволоження підвищує рухомість радіонуклідів, часта зміна процесу зволоження і

висушування – сприяє їх фіксації. Понижена вологість підвищує рівень забруднення продукції радіонуклідами за рахунок зниження урожайності. Із збільшенням дисперсності ґрунтових частинок доступність радіонуклідів рослинам знижується. Найбільший вплив на рухливість радіонуклідів у ґрунтах мають частинки фізичної глини та мулу, що володіють більшою поглинальною здатністю у порівнянні з більш крупними фракціями. Ґрунти, які характеризуються дуже низьким вмістом глинистих часток мають слабе поглинання ^{137}Cs , що дає можливість йому вільно мігрувати в ґрунті і бути біологічно доступним для рослин. Це стосується дерново-підзолистих, піщаних і торфових ґрунтів. Коефіцієнти переходу на цих ґрунтах можуть бути в декілька разів вищі, ніж на суглинках, що призводить до інтенсивного їх забруднення [241].

Ті фактори, що визначають рухомість радіонуклідів у ґрунті, визначають і рівень накопичення їх рослинами. При чому, якщо фактор сприяє фіксації радіонуклідів ґрунтом, то інтенсивність накопичення їх в рослинах зменшується. В загальному, чим важчий гранулометричний склад ґрунту, більше набухаючих колоїдів, вище ступінь насичення кальцієм і магнієм, тим менше надходить радіонуклідів в рослини.

Всі види вбирної здатності ґрунту (механічна, фізична, хімічна, обмінна, біологічна) можуть бути одночасно задіяні у поглинанні і фіксації радіонуклідів. Роль того чи іншого виду вбирної здатності ґрунту залежить від виду радіоактивних елементів, їх властивостей, форми хімічних сполук і розміру часток у складі яких вони потрапляють у ґрунт.

Не менш важливе значення має кислотність ґрунтового розчину. Так зміна реакції ґрунтового покриву від сильно кислого ($\text{pH}=4,0$) до лужного ($\text{pH}=8,5$) знижує накопичення радіоактивних ізотопів стронцію, цезію, рубідію у 2-4 рази, а церію-144 в 10-106 разів. Це відбувається завдяки тому, що з підвищенням кислотності сполуки цих хімічних елементів гідролізуються і переходять в малодоступні рослинам форми.

Кількість органічної речовини (гумусу) чинить різний вплив на поведінку радіонуклідів у ґрунтах. Високий вміст фульвокислот, може сприяти формуванню рухомих комплексів з радіонуклідами, тому на кислих ґрунтах і особливо на торфових, коефіцієнти переходу радіонуклідів у 20-30 разів вищі, ніж на нейтральних. При цьому ґрунт стає чистішим, а рослини забруднюються радіоактивними речовинами. Гуматний тип гумусу, характерний для чорноземів, знижує надходження радіонуклідів в рослини.

У процесах накопичення радіонуклідів рослинами відіграють особливості мінерального живлення, тривалість вегетаційного періоду, розвиток і інші їх біологічні ознаки. Особливості будови рослин також відіграють роль. При однакових умовах різниця в накопиченні радіонуклідів різними видами рослин може складати десятки і сотні разів. Так, бобові культури накопичують більше кальцію, а відповідно накопичують більше стронцію, ніж злакові. Радіоактивного цезію накопичується більше в тих частинах рослин, які містять більше калію.

Однією із причин, що впливають на рівень накопичення радіонуклідів, є глибина розміщення корневих систем. Більше забруднюється продукція тих культур, у яких кореневі системи розміщені поверхнево і поглинають поживні елементи з верхніх забруднених горизонтів ґрунту. Тому забрудненою є продукція з природних та культурних сінокосів і пасовищ. Після випадання радіоактивних часток на поверхню ґрунту від 65 до 90 % їх утримується дерниною трав, а тому ці радіонукліди легкодоступні рослинам і швидко поглинаються ними [250].

Форми рельєфу розглядаються як головний критерій формування поверхневого стоку і водного механічного переміщення радіоактивних речовин. Особливості рельєфу можуть як перешкоджати (затримувати), так і сприяти перерозподілу радіонуклідів між ландшафтами та їх елементами. З усіх видів міграції водна механічна і водна фізико-хімічна визначають основні особливості перерозподілу радіонуклідів як з радіальними (вертикальними), так і з латеральними (горизонтальними) потоками води.

Винесення радіоактивних ізотопів з водними потоками відбувається найбільше на дні ерозійної мережі. Транзит, тобто перенесення з частковою акумуляцією радіонуклідів, головним чином в результаті площинного змиву, характерний для схилів, а також сильно розмежованих рівнин. Акумуляція речовин спостерігається на основних вирівняних поверхнях міжрічкових і давньоалювіальних рівнин, а також у замкнутих западинах [238, 245-246].

Науковцями встановлена залежність міграційних процесів радіонуклідів від комплексу фізико-хімічних, кліматичних, геохімічних, біологічних чинників. Інколи дані є суперечливими, через недостатню вивченість поставленої проблеми. Разом з тим залишаються маловідомими механізми міграції радіонуклідів у ґрунтах під впливом електромагнітного поля ліній електропередачі високої напруги.

З огляду на зазначене вище, автором роботи виконане більш детальне вивчення питання міграції радіонуклідів у ґрунтах під впливом електромагнітного поля ліній електропередачі високої напруги. Дослідження проводилися в межах території зони спостереження Хмельницької АЕС. Вибір об'єкта дослідження зумовлений його природними та агрокліматичними особливостями місця розташування, які не мають жодна із зон спостережень інших атомних електростанцій: зона спостереження Хмельницької АЕС розташована у природно-кліматичних зонах Полісся та Лісостепу.

Навколо ХАЕС виділяють такі зони: 30-кілометрова зона спостережень та санітарно-захисна зона радіусом 2,7 км [223]. Загальна площа зони спостережень складає 2826,0 км², з них 1766,25 км² – землі Хмельницької області та 1059,75 км² – Рівненської області. Території у зоні спостереження Хмельницької АЕС насичені високовольтними лініями електропередачі та характеризуються заляганням переважно дерново-підзолистих ґрунтів. Щільність забруднення територій ¹³⁷Cs у зоні спостереження Хмельницької АЕС становить 2 - 10 кБк/м². Тому експериментальне дослідження міграції радіонуклідів як у звичайних умовах, так і під впливом електромагнітного поля ЛЕП на даній території є необхідним.

Для дослідження міграції радіонуклідів нами вибрано земельну ділянку сільськогосподарського призначення (луки) на радіоактивно забрудненій території із врахуванням того, щоб через неї проходила високовольтна лінія електропередачі (750 кВ) та залягали дерново-підзолисті ґрунти [251, 252].

Під час відбору проб нами в польових умовах за [253] встановлено профіль ґрунту (рисунок 3). За описом профілю – це дерново-середньопідзолистий ґрунт.

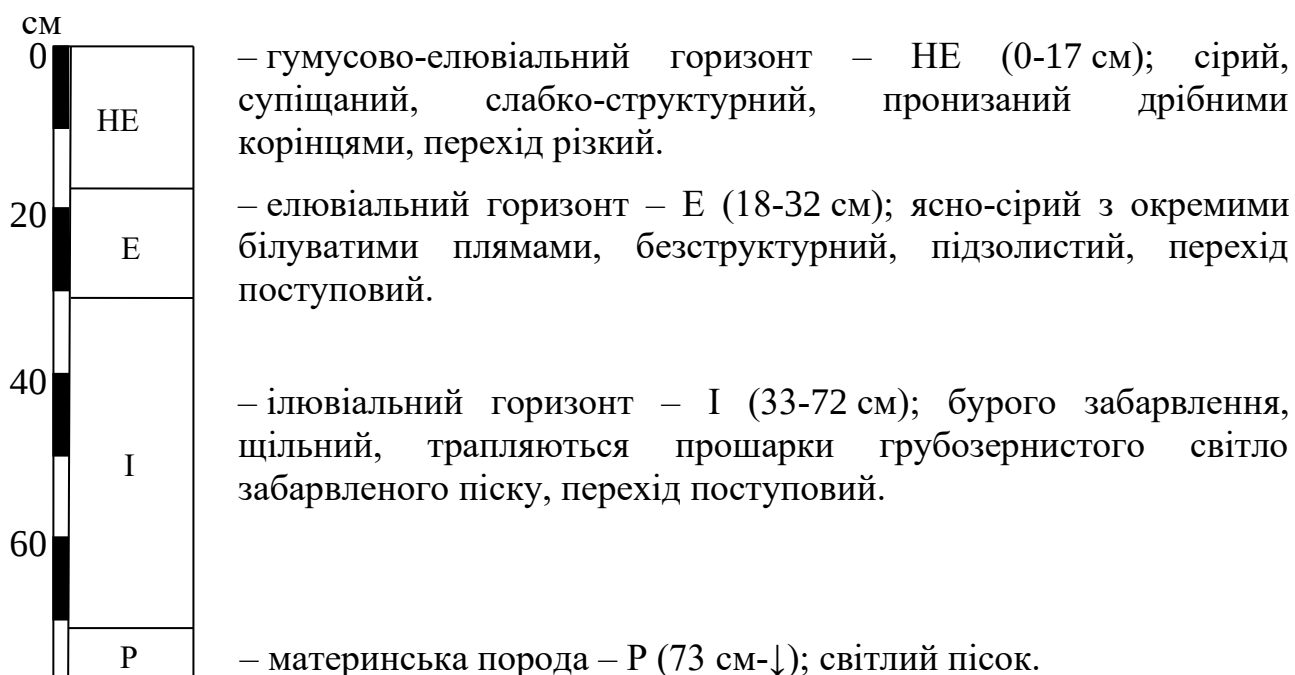


Рисунок 3. Профіль ґрунту з місця відбору проб.

Враховуючи дослідження [232], проби відбиралися з чотирьох шурфів, розташованих із обох сторін від осі високовольтної лінії електропередач на відстані 10 (шурф №1 та №3) та 45 (шурф №2 та №4) метрів. Схема розташування шурфів наведена на рисунку 4.

Глибина відбору зразків ґрунту в кожному шурфі становила відповідно 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50 см відносно поверхні ґрунту. Проби ґрунту згідно [230] відбиралися у поліетиленові кульки та висушувалися декілька днів при нормальних умовах.

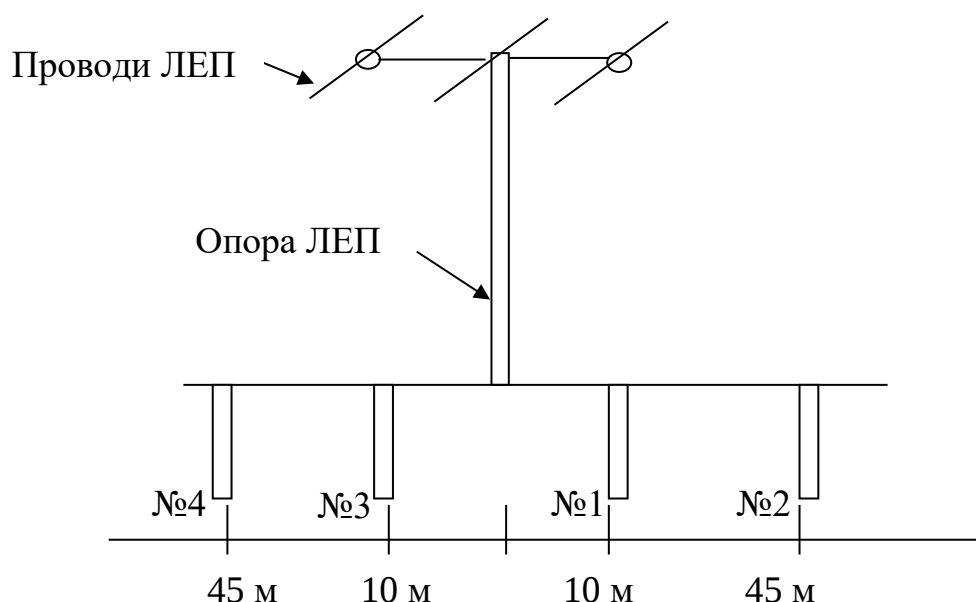


Рисунок 4. Схема розташування шурфів відносно осі високовольтної ЛЕП.

Вимірювання загальної β -активності відібраних зразків ґрунту проводилися на радіометрі. Для цього висушений ґрунт насипали у кювету та проводили 20 вимірювань протягом 100 секунд кожне.

γ - спектри радіонуклідів, що знаходились в досліджуваному ґрунті, визначалися на 256-канальному сцинтиляційному γ -спектрометрі. Експозиція одного вимірювання становила 3 год. Результати вимірювань β - та γ - активності відібраних зразків було опрацьовано за допомогою програмного забезпечення Microsoft Excel (табл. 1 – 5).

Таблиця 1.

Результати вимірювань загальної β -активності (шурф №1)

№ шурфу	1							
Глибина, см	0	5	10	15	20	30	40	50
Питома активність, Бк/кг	702,6	737,9	412,9	237,1	144,4	59,1	84,1	25,0
Абсолютна похибка, Бк/кг	94,5	98,4	86,2	69,2	77,7	61,6	47,6	46,9
Відносна похибка, %	13,5	13,3	20,9	29,2	53,8	104,2	56,6	281,6

Таблиця 2.

Результати вимірювань загальної β -активності (шурф №2)

№ шурфу	2							
Глибина, см	0	5	10	15	20	30	40	50
Питома активність, Бк/кг	1028,0	688,4	582,3	592,7	856,9	140,0	145,3	35,3
Абсолютна похибка, Бк/кг	133,9	101,5	101,3	85,2	97,7	48,9	49,1	47,0
Відносна похибка, %	13,0	14,7	17,4	14,4	11,4	34,9	33,8	133,0

Таблиця 3.

Результати вимірювань загальної β -активності (шурф №3)

№ шурфу	3							
Глибина, см	0	5	10	15	20	30	40	50
Питома активність, Бк/кг	698,8	750,0	390,4	250,6	151,1	65,2	70,0	20,3
Абсолютна похибка, Бк/кг	92,1	99,0	82,1	75,2	78,3	59,2	46,8	44,3
Відносна похибка, %	12,8	16,1	18,3	35,9	47,6	98,7	50,2	260,0

Таблиця 4.

Результати вимірювань загальної β -активності (шурф №4)

№ шурфу	4							
Глибина, см	0	5	10	15	20	30	40	50
Питома активність, Бк/кг	1019,9	697,4	563,1	600,8	859,4	146,0	130,2	30,7
Абсолютна похибка, Бк/кг	115,2	109,1	98,5	89,2	98,7	49,6	42,4	45,1
Відносна похибка, %	11,3	18,5	15,1	19,3	10,6	41,2	28,0	128,0

Таблиця 5.

Результати вимірювань γ - активності ^{137}Cs (шурф №2)

№ шурфу	2							
Глибина, см	0	5	10	15	20	30	40	50
Питома активність, Бк/кг	1168,0	1358,0	1089,0	980,2	1404,0	133,1	49,3	-
Абсолютна похибка, Бк/кг	106,5	87,8	78,3	78,1	85,4	50,4	38,3	-
Відносна похибка, %	9,1	6,5	7,2	8,0	6,1	37,8	77,7	-

Еталоном був спеціальний зразок ґрунту взятого на глибині 50 см шурфу №2 з фактично нульовою активністю. У даний зразок вводився розчин ^{137}Cs з відомою активністю.

В ході дослідження у γ - спектрах зразків ґрунту виявлено чітку смугу ^{137}Cs , а також смуги малої інтенсивності, які відповідають слідам інших радіонуклідів.

Аналіз отриманих результатів показав, що розподіл β - та γ - активності з глибиною подібний. На рисунках 5 та 6 показана залежність питомої β - активності від глибини ґрунту.

Як видно з рисунків 5 і 6 кожен із графіків містить три смуги I, II і III питомої активності.

Смуга I відповідає підвищеній активності ґрунту з максимумом на глибині 42 см і пов'язана з міграцією найбільш рухливих іонів радіонукліду. Це можуть бути вільні іони або фізично адсорбовані з невеликою енергією зв'язку.

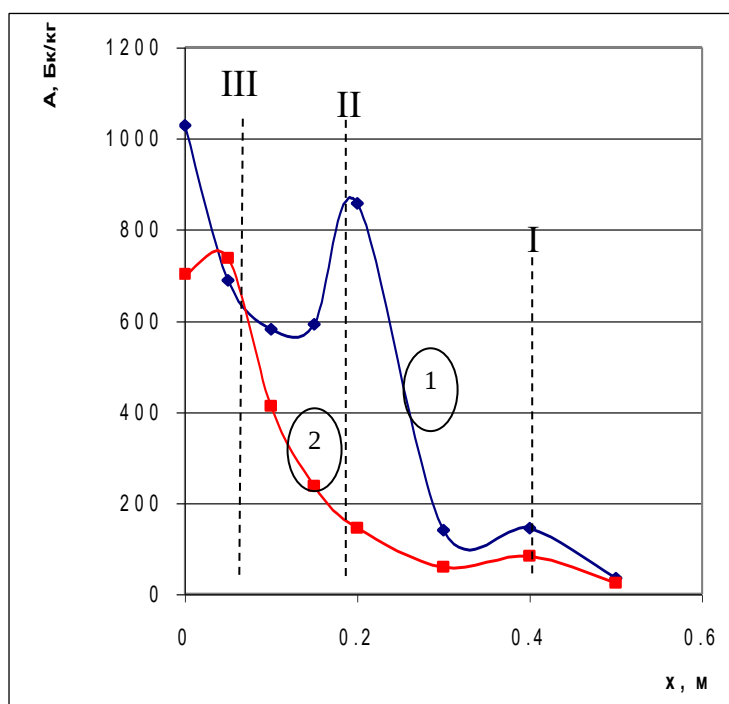


Рисунок 5. Залежність питомої β - активності ґрунту від глибини для проб взятих на відстані 45м від лінії електропередачі (шурф №2) – крива 1, і для проб, взятих під лінією електропередачі (шурф №1) – крива 2.

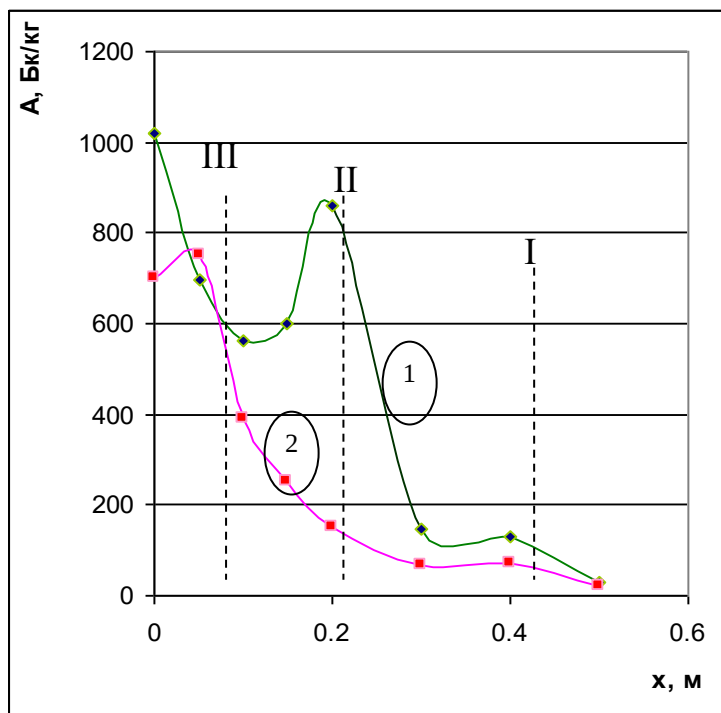


Рисунок 6. Залежність питомої β - активності ґрунту від глибини для проб
взятих на відстані 45м від лінії електропередачі (шурф №4) – крива 1,
і для проб, взятих під лінією електропередачі (шурф №3) – крива 2.

Смуга II відповідає підвищеній активності ґрунту з максимумом на глибині біля 20 см і пов'язана з міграцією іонів радіонуклідів середньої рухливості. Ними можуть бути фізично адсорбовані іони з середньою енергією зв'язку.

Смуга II для кривої 2 малої інтенсивності і виражена слабо.

Смуга III відповідає підвищеній активності в приповерхневому шарі ґрунту (0-10 см) і пов'язана з міграцією малорухливих іонів. Ними можуть бути хімічно зв'язані іони з великою енергією зв'язку.

Узагальнюючи вищесказане, отримуємо результати, що вплив електромагнітного поля лінії електропередачі проявляється в загальному зменшенні питомої активності ґрунту (рисунки 5 – 6, крива 2). Найбільш суттєво електромагнітне поле зменшує активність смуги II з максимумом на глибині 18 - 20 см.

Катіони ^{90}Sr і ^{137}Cs можуть перебувати у ґрунті в складі хімічних сполук в різних фізичних станах: у вільному стані в водорозчинній формі ґрунту; фізично

адсорбовані мінеральними частинками ґрунту (обмінна форма); хімічно зв'язані з органічними та неорганічними сполуками ґрунту (фіксована форма перебування у ґрунті). Водорозчинні сполуки, як правило, є доступними і придатними до міграції у ґрунті. Обмінна форма розглядається як резерв водорозчинної. Внаслідок теплових коливань і дії фізичних полів може відбуватися десорбція цих іонів і їх перехід у водний розчин, тобто у вільний стан. Перехід катіонів у водний розчин із фіксованої групи є малоімовірним через їх малу рухливість.

Серед можливих механізмів міграції радіонуклідів у ґрунті нами було виділено дифузію і дрейф іонів у фізичних полях, зокрема в гідродинамічному полі рухомої рідини і в полі сили земного тяжіння [251].

При випаданні атмосферних опадів, таненні снігу, утворюються потоки води, спрямовані вглиб ґрунту. На іон радіонукліду в такому потоці будуть діяти сила в'язкого тертя та сила земного тяжіння, спрямовані вертикально вниз. Наявність цих сил призводить до дрейфу іонів вглиб ґрунту з певною дрейфовою швидкістю. Для математичного опису цих процесів використаємо рівняння дифузії [254]:

$$\frac{\partial n}{\partial t} = V_0 \frac{\partial n}{\partial x} + D \frac{\partial^2 n}{\partial x^2}, \quad (1)$$

де n – концентрація радіонуклідів;

t – час;

V_0 – середня швидкість дрейфу радіонуклідів;

x – координата, спрямована вглиб ґрунту вертикально вниз;

D – коефіцієнт дифузії радіонуклідів.

Розв'язок диференціального рівняння (1) знайдемо у формі функції Гаусса:

$$n = n_0 \cdot t^{-\frac{1}{2}} \exp\left(-(x - V_0 t)^2 / 4Dt\right), \quad (2)$$

де n_0 – початкова концентрація радіонуклідів у ґрунті.

Залежність (2) показує розподіл концентрації радіонуклідів n від глибини ґрунту x для різних моментів часу t . Для наочного представлення залежності (2)

покажемо її у вигляді графіків на рисунку 7. При цьому концентрацію радіонуклідів, час та глибину ґрунту представимо у відносних одиницях.

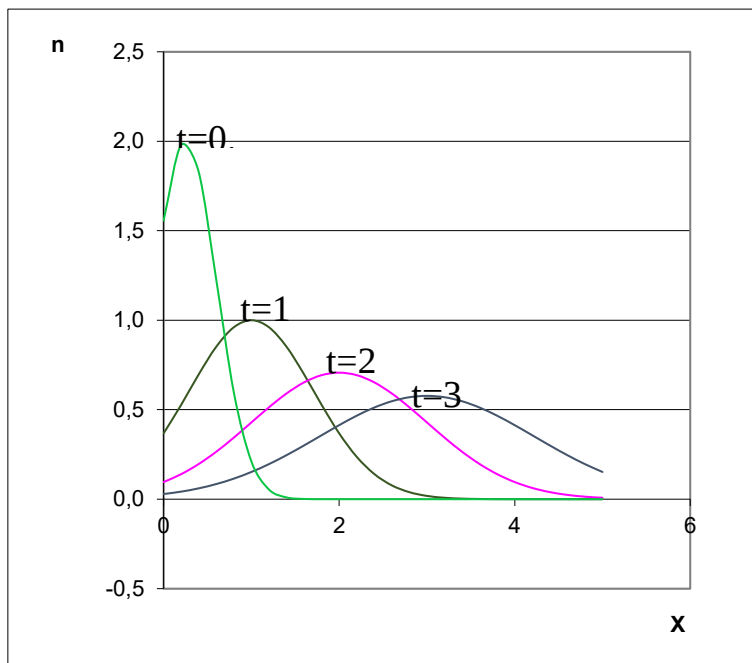


Рисунок 7. Розподіл концентрації радіонуклідів n за глибиною x у різні моменти часу t .

Як видно з рисунку 7, із збільшенням кожного моменту часу максимум розподілу концентрації зміщується вглиб ґрунту. Спостерігається також зменшення величини максимуму концентрації радіонуклідів і розширення смуги їх розподілу.

Враховуючи фізико-хімічну міграцію радіонуклідів у ґрунті, а саме: їх дифузію, дрейф, адсорбцію та десорбцію, рівняння (1) матиме вигляд [251]:

$$\frac{\partial n}{\partial t} = \alpha N f - \beta n N (1 - f) + V_0 \frac{\partial n}{\partial x} + D \frac{\partial^2 n}{\partial x^2}, \quad (3)$$

де n – концентрація радіонуклідів;

t – час;

α – коефіцієнт генерації;

N – концентрація центрів адсорбції радіонуклідів;

f – функція розподілу, яка характеризує заповнення центрів адсорбції іонами;

β – коефіцієнт захоплення вільного іона центром адсорбції;

V_0 – середня швидкість дрейфу радіонуклідів;

x – координата, спрямована вглиб ґрунту вертикально вниз;

D – коефіцієнт дифузії радіонуклідів.

Тобто, в результаті ми отримали фізико-математичну модель міграції радіонуклідів у ґрунті.

Розв'язок рівняння (3) має вигляд:

$$n = \frac{\alpha f}{\beta(1-f)} + n_0 t^{-\frac{1}{2}} \exp \left(- \frac{\left(x \pm \sqrt{V_0^2 + 4Da \cdot t} \right)^2}{4Dt} - \frac{V_0 \pm \sqrt{V_0^2 + 4Da}}{2D} x \right), \quad (4)$$

$$\text{де} \quad a = \beta N(1-f). \quad (5)$$

Функцію заповнення центрів адсорбції іонами радіонукліда представимо формулою Больцмана:

$$f = c \cdot \exp \left(- \frac{E_i}{kT} \right), \quad (6)$$

де c – константа;

E_i – енергія активації i -того центра адсорбції;

k – постійна Больцмана;

T – абсолютна температура ґрунту.

Активність радіоактивного елемента може бути визначена так:

$$A = A_0 e^{-\lambda t} = n \lambda e^{-\lambda t}, \quad (7)$$

де A_0 – активність в початковий момент часу;

λ – постійна радіоактивного розпаду, яка дорівнює:

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T}, \quad (8)$$

де T – період напіврозпаду.

Підставимо (4) в (7) і отримаємо:

$$A = \left[\frac{\alpha f}{\beta(1-f)} + n_0 t^{-\frac{1}{2}} \exp \left(- \frac{\left(x \pm \sqrt{V_0^2 + 4Da \cdot t} \right)^2}{4Dt} - \frac{V_0 \pm \sqrt{V_0^2 + 4Da}}{2D} x \right) \right] \cdot \lambda \cdot \exp(-\lambda t). \quad (9)$$

Отже, отримана нами формула (9) разом з формулою (6) дозволяє визначити питому активність ґрунту в різні моменти часу на різній глибині.

На рисунку 8 показано теоретично розрахований загальний розподіл питомої активності ґрунту: для фізично адсорбованих радіонуклідів з малою енергією зв'язку, для фізично адсорбованих радіонуклідів з середньою енергією зв'язку та для хімічно зв'язаних радіонуклідів.

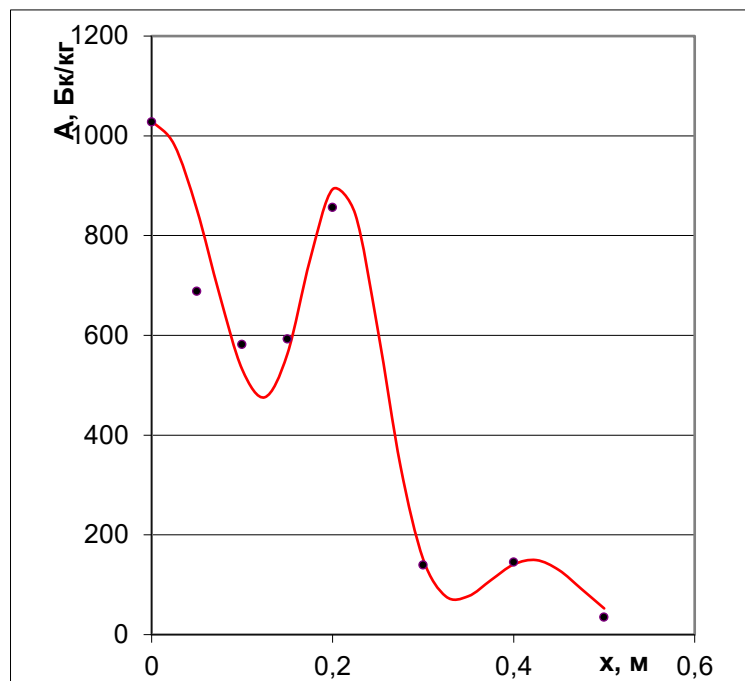


Рисунок 8. Залежність питомої активності ґрунту від глибини (суцільна лінія – теоретична залежність,
• – експериментальні дані (шурф №2, таблиця 2)).

За даними рисунку 8 попередньо встановлено, що теоретичні розрахунки (суцільна лінія червоного кольору) добре узгоджуються із експериментальними даними. Співставлення теоретичних розрахунків із експериментальними даними дозволило визначити коефіцієнт дифузії і швидкість дрейфу радіонуклідів. Числові значення цих величин представлені в таблиці 6.

Таблиця 6.

Коефіцієнт дифузії та швидкість дрейфу радіонуклідів

Параметр	Смуга I	Смуга II	Смуга III
Коефіцієнт дифузії, $\text{м}^2/\text{с}$	$3,21 \cdot 10^{-12}$	$2,31 \cdot 10^{-12}$	$6,86 \cdot 10^{-12}$
Швидкість дрейфу, $\text{м}/\text{с}$	$8,86 \cdot 10^{-10}$	$4,43 \cdot 10^{-10}$	0

Слід зазначити, що дана математична модель міграції вглиб ґрунту стосується не лише радіонуклідів, а також і будь-яких інших іонів забруднюючих речовин, що в початковий момент часу знаходяться на поверхні, наприклад, внаслідок одноразового великого забруднення [251].

Проте навколо лінії електропередач виникають електричне і магнітне поля. Нехай в деякій точці простору напруженість електричного поля рівна:

$$\vec{E} = \vec{E}_0 \sin \omega t, \quad (10)$$

де E_0 – амплітудне значення напруженості електричного поля;

ω – циклічна частота змінного струму;

t – час.

На іон цезію чи стронцію з боку електричного поля буде діяти кулонівська сила:

$$\vec{F}_k = q \vec{E} = q \vec{E}_0 \sin \omega t, \quad (11)$$

де q – електричний заряд.

Нехай в деякій точці простору індукція магнітного поля рівна:

$$\vec{B} = \vec{B}_0 \sin \omega t, \quad (12)$$

де B_0 – амплітудне значення індукції магнітного поля.

На іон цезію чи стронцію з боку магнітного поля може діяти сила Лоренца:

$$\vec{F}_L = q \left(\vec{V} \times \vec{B} \right) = \left(\vec{V} \times \vec{B}_0 \right) q \sin \omega t, \quad (13)$$

де V – швидкість руху іона.

Розрахунки показують, що в даних умовах сила Лоренца значно менша від кулонівської і нею можна знехтувати. Тому надалі будемо враховувати лише електричну силу. З формули (11) слідує, що електрична сила змінюється за гармонічним законом. Тому іон під дією змінного електричного поля буде здійснювати гармонічні коливання навколо деякого положення рівноваги і не буде здійснювати макроскопічні переміщення. Таким чином, електричне і

магнітне поля лінії електропередач змінного струму безпосередньо не впливають на процеси міграції радіонуклідів у ґрунті [252].

Визначимо енергію вимушених коливань іона під дією змінного електричного поля. Запишемо диференціальне рівняння коливань на основі другого закону Ньютона:

$$m \frac{\partial^2 x}{\partial t^2} = -kx - r \frac{\partial x}{\partial t} + qE_0 \sin \omega t, \quad (14)$$

де m – маса іона;

x – зміщення іона від положення рівноваги;

k – коефіцієнт квазіпружної сили в центрі адсорбції;

r – коефіцієнт опору.

Введемо позначення:

$$\omega_0 = \frac{k}{m}; \quad \beta = \frac{r}{2m}. \quad (15)$$

Тоді з врахуванням (15) рівняння (14) набере вигляду:

$$\frac{\partial^2 x}{\partial t^2} = -\omega_0^2 x - 2\beta \frac{\partial x}{\partial t} + \frac{qE_0}{m} \sin \omega t. \quad (16)$$

Розв'язавши диференціальне рівняння (16), одержимо:

$$x = A_0 e^{-\beta t} \sin(\omega t + \varphi) + A \sin(\omega t - \varphi). \quad (17)$$

Розглянемо стаціонарний випадок, коли $t \gg 1/\beta$. З врахуванням цієї умови, перший доданок виразу (17) буде прямувати до нуля, тоді даний вираз набере вигляду:

$$A = \frac{qE_0}{m \sqrt{4\beta^2 \omega^2 + (\omega_0^2 - \omega^2)^2}}, \quad (20)$$

де

$$x = \frac{qE_0}{m \sqrt{4\beta^2 \omega^2 + (\omega_0^2 - \omega^2)^2}} \sin(\omega t - \varphi). \quad (21)$$

Продиференціюємо вираз (21) і визначимо швидкість коливань іона:

$$V = \frac{qE_0\varpi}{m\sqrt{4\beta^2\varpi^2 + (\varpi_0^2 - \varpi^2)^2}} \sin(\varpi t - \varphi). \quad (22)$$

Максимальне значення швидкості рівне:

$$V_m = \frac{qE_0\varpi}{m\sqrt{4\beta^2\varpi^2 + (\varpi_0^2 - \varpi^2)^2}}. \quad (23)$$

Енергія вимушених коливань іона рівна максимальній кінетичній енергії коливань іона:

$$E_{el} = \frac{mV_m^2}{2}. \quad (24)$$

Підставимо (23) в (24):

$$E_{el} = \frac{q^2 E_0^2 \varpi^2}{2m \left[4\beta^2 \varpi^2 + (\varpi_0^2 - \varpi^2)^2 \right]}. \quad (25)$$

Функція Больцмана заповнення центрів адсорбції іонами радіонукліда при наявності змінного електричного поля набере вигляду:

$$f = c \cdot \exp\left(\frac{E_{el}}{kT} - \frac{E_i}{kT}\right). \quad (26)$$

Вираз (26) вказує на те, що змінне електричне поле збільшує імовірність десорбції іонів радіонукліду і переходу їх із зв'язаного у вільний стан. Внаслідок цього збільшується швидкість міграції іонів радіонукліду вглиб ґрунту.

На підставі формул (9) та (26) нами визначено розподіл питомої активності ґрунту з глибиною при дії на ґрунт електричного поля лінії електропередачі змінного струму:

$$A = \left[\frac{\alpha f}{\beta(1-f)} + n_0 t^{-\frac{1}{2}} \exp\left(-\frac{\left(x \pm \sqrt{V_0^2 + 4Da} \cdot t\right)^2}{4Dt} - \frac{V_0 \pm \sqrt{V_0^2 + 4Da}}{2D} x \right) \right] \cdot \lambda \cdot \exp(-\lambda t), \quad (2.26)$$

де λ – постійна радіоактивного розпаду радіонукліду внаслідок його природного розпаду.

Величина a обчислюється за формулою (5).

На рисунку 9 приведено теоретичні розрахунки загального розподілу питомої активності ґрунту з глибиною при дії на ґрунт електричного поля ЛЕП змінного струму для фізично адсорбованих радіонуклідів з малою енергією зв'язку, для фізично адсорбованих радіонуклідів з середньою енергією зв'язку і для хімічно зв'язаних радіонуклідів.

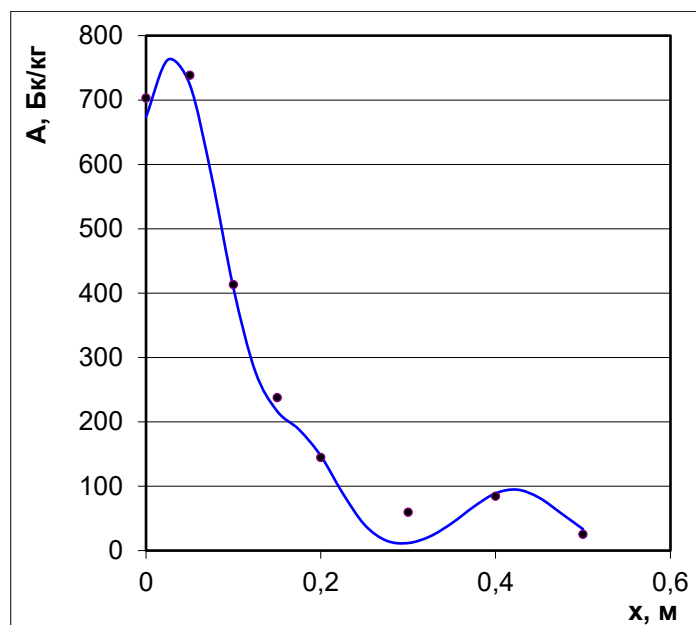


Рисунок 9. Залежність питомої активності ґрунту від глибини в області дії електричного поля (суцільна лінія – теоретична залежність, • – експериментальні дані (шурф №1, таблиця 1))

На основі аналізу даних теоретичної кривої загального розподілу питомої активності ґрунту (рисунк 9 – суцільна лінія синього кольору) попередньо встановлено, що теоретичні розрахунки добре узгоджуються із експериментальними даними (шурф №1, таблиця 1).

Співставлення теоретичних розрахунків з експериментальними даними дозволило визначити коефіцієнт дифузії і швидкість дрейфу радіонуклідів. Числові значення цих величин представлені в таблиці 7.

При порівнянні даних таблиць 6 та 7 встановлено, що електричне поле ЛЕП високої напруги слабо впливає на коефіцієнт дифузії і швидкість дрейфу радіонуклідів. Його дія зводиться до збільшення ймовірності десорбції зв'язаних радіонуклідів і переходу їх у вільний стан. Вільні радіонукліди швидко мігрують

вглиб ґрунту. Даний процес призводить до загального зменшення питомої активності ґрунту.

Таблиця 7.
Коефіцієнт дифузії та швидкість дрейфу радіонуклідів

Параметр	Смуга I	Смуга II	Смуга III
Коефіцієнт дифузії, м ² /с	3,21*10 ⁻¹²	1,90*10 ⁻¹²	3,73*10 ⁻¹²
Дрейфова швидкість, м/с	8,86*10 ⁻¹⁰	3,80*10 ⁻¹⁰	6,33*10 ⁻¹⁰

Найбільший ефект дії електричного поля проявляється стосовно фізично адсорбованих радіонуклідів із середньою енергією зв'язку. При цьому загальне зменшення питомої активності ґрунту становить 1,97 рази [252].

Вплив електричного поля ЛЕП змінного струму стосується не лише міграції радіонуклідів вглиб ґрунту, а й іонів будь-яких інших речовин. Внаслідок цього відбувається збіднення поверхневого шару ґрунту іонами поживних речовин, що приводить до зменшення його родючості. В цьому полягає одна з причин пригнічення росту рослин під лініями ЛЕП.

Цей факт слід враховувати при впорядкуванні територій сільськогосподарського призначення, проектуванні сівозмін та розрахунку внесення мінеральних та органічних добрив на поля.

Території довкілля атомних електростанцій зазнають постійного радіаційного впливу внаслідок виробничої діяльності енергоблоків. У достатній мірі насичені високовольтними лініями електропередач, переважну частину яких складають повітряні лінії 750 кВ. Кожна із зон впливу АЕС характеризується багатоманітністю і мінливістю ґрунтового покриву, агрокліматичних умов та рельєфу території. Різноманіття природних та антропогенних факторів зумовлює неоднорідність фізико-хімічних і водно-фізичних властивостей, що визначає просторову диференціацію вертикальної та горизонтальної міграції забруднюючих речовин, в тому числі радіонуклідів. Даний фактор слід обов'язково враховувати при організації території 30-кілометрової зони спостереження АЕС для уникнення негативних наслідків радіоактивного забруднення.

При впорядкуванні території зони впливу АЕС слід звернути увагу на: спеціалізацію існуючих сільськогосподарських підприємств; підбір видового складу культур, які планується вирощувати; проведення організаційних, агротехнічних, агрохімічних, лісомеліоративних заходів. Потрібно строго дотримуватись, як системи загальноприйнятих заходів, так і системи спеціальних заходів, направлених на оптимальне впорядкування території і використання земельних угідь, збереження і підвищення їх родючості. Це дасть змогу вирощувати сільськогосподарську продукцію, яка відповідатиме Державним гігієнічним нормам і забезпечить мінімальне опромінення населення.

Для організації території довкілля АЕС, в умовах постійного радіаційного впливу, слід виконати ряд робіт [255], а саме:

- проведення аналізу існуючої організації території та інвентаризації угідь із метою виявлення щільності забруднення; складання відповідних картографічних матеріалів;
- порівняння характеристик ґрунтового покриву території і даних про їх забруднення;
- розрахувати прогнозний вміст забруднюючих речовин у врожаї сільськогосподарських культур;
- побудувати прогноз ефективності проведених заходів і рівня забруднення продукції після їх проведення;
- провести оцінку угідь у відповідності з результатами прогнозу, на якій можливе вирощування культур для певного виду використання (на продовольчі цілі, виробництво кормів, технічну переробку, для отримання насіннєвого матеріалу, зміни структури посівних площ, організації радіаційного контролю).

Таким чином, в роботі обґрунтовано саме поняття санітарно-захисної зони та зони спостереження АЕС, виконано огляд досліджень впливу роботи атомних електричних станцій на території цих зон, досліджено основні фактори впливу на міграцію радіонуклідів в ґрунті, які мають важливе значення при впорядкуванні території довкілля атомних електростанцій. Створена

математична модель міграції радіонуклідів в ґрунті, отримала експериментальне підтвердження і може бути використана для раціонального використання радіоактивно забруднених територій.

Слід відмітити, що дослідження таких територій, що зазнають постійного техногенного впливу внаслідок виробничої діяльності підприємств, необхідне для регулювання земельних відносин, управління земельними ресурсами, організації раціонального використання та охорони земель, здійсненні землеустрою, проведенні оцінки землі, формуванні та веденні містобудівного кадастру, кадастру інших природних ресурсів, справлянні плати за землі. Такі заходи є необхідними при веденні Державного земельного кадастру з метою інформаційного забезпечення органів державної влади та органів місцевого самоврядування, фізичних та юридичних осіб. Це відмічено у Законі про Державний земельний кадастр [235]. А проведення в подальших дослідженнях комплексної оцінки розвитку територій у зонах спостереження АЕС, встановлення та аналіз факторів впливу на розвиток цих територій, створення системи ефективного управління розвитком територій дозволить сформувати нові принципи організації територій землекористувань у 30-ти кілометрових зонах спостереження АЕС.