

**Інститут агроекології і
природокористування НААН**

МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ
З ПРОСТОРОВОГО АНАЛІЗУ
та
РАДІОЕКОЛОГІЧНО-ЛАНДШАФТНОГО
КАРТУВАННЯ
радіоактивно забруднених земель
Українського Полісся



Київ – 2025

**Національна академія аграрних наук України
Інститут агроекології і природокористування НААН**

**Методичні рекомендації з просторового аналізу
та радіоекологічно-ландшафтного картування
радіоактивно забруднених земель
Українського Полісся**

Київ, 2025

УДК 502/504:631.9:51-76:912.43
DOI: 10.32782/978-617-8598-43-3

РЕЦЕНЗЕНТИ:

Тараріко О.Г. – головний науковий співробітник лабораторії аерокосмічного зондування агросфери Інституту агроекології і природокористування НААН, професор, академік НААН, лауреат Державної премії, заслужений діяч науки і техніки України;

Скиба В.В. – завідувач кафедри безпеки життєдіяльності Білоцерківського національного аграрного університету, доктор сільськогосподарських наук, доцент.

*Рекомендації розглянуто і рекомендовано до друку рішенням Вченої ради
Інституту агроекології і природокористування НААН
(протокол № 2 від 22.08.2025 р.)*

РЕКОМЕНДАЦІЇ РОЗРОБИЛИ:

Кучма Т.Л., к. с.-г. н., с.н.с.;

Райчук Л.А., к. с.-г. н, ст. досл.;

Швиденко І.К., к. с.-г. н.; ст. досл.;

Чоботько Г.М., д. б. н., проф.;

Барановська Н.А., к.с.-г.н.;

Уманський М.С.

Методичні рекомендації з просторового аналізу та радіоекологічно-ландшафтного картування радіоактивно забруднених земель Українського Полісся / Т.Л. Кучма, Л.А. Райчук, І.К. Швиденко, Г.М. Чоботько, Н.А. Барановська, М.С. Уманський – К.: НУБіП України, 2025. – 31 с.
ISBN 978-617-8598-43-3

У методичних рекомендаціях подано експериментально-практичні методи розробки та створення карт зонування як радіоактивно забрудненої території Українського Полісся загалом, так і адміністративних районів окремо відповідно до класифікації ландшафтів за ступенем винесення радіонуклідів, який є актуальним не лише щодо застосування методів картографічного моделювання території, що зазнала радіаційного забруднення, а й щодо побудови типової картографічної моделі-зразка узагальнення радіоекологічної інформації.

Представлений спосіб радіоекологічного районування агроландшафтів передбачає ландшафтний підхід з інтегруванням даних низки тематичних карт за принципом сітки.

Зміст

Перелік умовних позначень і скорочень	4
Вступ	5
1. РАЙОНУВАННЯ ТА КЛАСИФІКАЦІЯ АГРОЛАНДШАФТІВ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ	6
1.1. Створення радіоекологічно-ландшафтної карти Українського Полісся	6
1.2. Визначення радіоекологічної критичності території	7
2. ПРОГНОЗУВАННЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЗА ДОПОМОГОЮ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ	9
2.1. Створення математичної моделі винесення радіонуклідів з агроландшафтів	9
2.2. Аналіз динаміки радіоактивного забруднення ^{137}Cs у підблоках	11
3. ГЕОІНФОРМАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ РАДІОЕКОЛОГІЧНОЇ КРИТИЧНОСТІ ТЕРИТОРІЇ ЗА ДОПОМОГОЮ QGIS	13
Список використаних джерел	24
Додатки	26

Перелік умовних позначень і скорочень

АЕС – атомна електростанція

ГІС – геоінформаційна система

кБк/м² – щільність забруднення радіонуклідами, кілобеккерелів на квадратний метр території

мЗв/рік – річна доза опромінення радіонуклідами

с.-г. – сільськогосподарський

смт – селище міського типу

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція

¹³⁷Cs – цезій – 137

CGLS – портал Copernicus Global Land Service

D_y – дозове навантаження населення;

D – коефіцієнт рівня дозового навантаження.

P_t – коефіцієнт наземного покриття території

P_c – коефіцієнт рівня забруднення ландшафту

R_C – рівень радіоекологічної критичності території

R_d – коефіцієнт гідрографічних умов (відстань від водойма)

R_a – коефіцієнт інтенсивності акумуляції стоку

S_l – коефіцієнт морфології рельєфу території (крутизна схилу)

S_o – коефіцієнт переважаючого ґрунтового покриття

S_c – коефіцієнт забруднення території ¹³⁷Cs

QGIS – вільна крос-платформа геоінформаційна система (ГІС)

SRTM – радіолокаційна топографічна місія шаттла

Вступ

За час, що минув з моменту аварії на Чорнобильській АЕС, радіаційна ситуація в регіонах, що постраждали, істотно змінилась: площа забрудненої радіонуклідами території та рівні цього забруднення зменшилися, четверта зона радіаційного забруднення була скасована. Усі ці обставини, поряд із внутрішніми соціально-економічними потребами та викликами, а також зовнішніми чинниками, зокрема прагненням України до інтеграції в Європейський економічний простір, зокрема в контексті Європейського Зеленого Курсу, викликали гостру необхідність максимально можливого залучення радіоактивно забруднених сільськогосподарських земель до процесу аграрного виробництва. Прийняття відповідних управлінських рішень та розроблення стратегій розвитку як сільськогосподарського виробництва, так і постраждалого регіону загалом вимагає наявності актуальної інформації стосовно рівнів забруднення території радіонуклідами. Проте, вже впродовж тривалого часу системного широкомасштабного радіоекологічного моніторингу не проводилось, і господарська діяльність подекуди ведеться із порушенням чинного законодавства. Як наслідок покращення радіоекологічної, а особливо соціально-економічної ситуації, визначення пріоритетів розвитку агропромислового виробництва на радіоактивно забрудненій території Українського Полісся можливі за умов здійснення контрзаходів, які базуються на особливостях винесення радіонуклідів з агроландшафтів різних типів за конкретних агрокліматичних умов. Достатнє віддалення у часі від аварії на Чорнобильській АЕС дає змогу здійснити доволі достовірне радіоекологічне районування постраждалої території з використанням сучасних методів на основі актуалізованих даних. Одним із таких методів є картографічний.

Картографічне втілення сучасних даних про радіоекологічну ситуацію обмежене лише фактологічними картами забруднення зони радіонуклідами і відірване від реципієнтів впливу (населення і довкілля), що не можна вважати достатнім картографічним забезпеченням радіоекологічних досліджень. Експериментально-практичне розроблення та створення карт зонування як території Українського Полісся загалом, так і адміністративних районів окремо відповідно до класифікації ландшафтів за ступенем винесення радіонуклідів є актуальним не лише щодо застосування методів картографічного моделювання території, що зазнала радіаційного забруднення, а й щодо побудови типової картографічної моделі-зразка узагальнення радіоекологічної інформації.

Тому одним із логічних та доцільних варіантів вирішення такої проблеми є застосування методів математичного моделювання та засобів дистанційного зондування землі, які, окрім усього іншого, дозволяють отримати результати за короткий термін та стосовно великих територій. Наведені в рекомендаціях методи можуть бути використані підприємствами агропромислового комплексу та органами місцевого управління радіоактивно забруднених регіонів для прийняття рішень, а також науковцями у подальших дослідженнях.

1. РАЙОНУВАННЯ ТА КЛАСИФІКАЦІЯ АГРОЛАНДШАФТІВ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

1.1 Створення радіоекологічно-ландшафтної карти Українського Полісся

Після аварії на ЧАЕС районування території (зонування) передбачало поділ території тільки за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту, яка вважалася головним критерієм оцінки радіаційної ситуації. При цьому не враховували дозу опромінення населення, зумовлену споживанням забрудненої радіонуклідами сільськогосподарської продукції. У даному випадку принцип районування території розглядається як універсальний метод упорядкування та систематизації даних про територіальні системи в географічних, геофізичних і сільськогосподарських сферах [8].

Будь-яке комплексне дослідження навколишнього середовища вимагає більш повного розгляду факторів, які по-різному впливають на компоненти природного середовища. Взаємозв'язки елементів системи “радіоекологічна ситуація” розглядаються в межах системи вищого рангу – “суспільство-природа”, де є причинні (техногенні) чинники радіаційного забруднення довкілля та реципієнтів їх дії (люди, тварини, рослини). Такий системний підхід до об'єкту картографічного моделювання дає можливість визначити коло питань, які безпосередньо стосуються радіоекологічної ситуації. Радіоекологічне картографування є одним із напрямів проблемно-орієнтованого картографування.

Створення спеціальної еколого-географічної (радіоекологічної) карти має на меті не лише виконання конкретної практичної роботи, а й розроблення типових форм картографічної апробації інформаційної бази щодо радіоекологічної ситуації всієї зони впливу аварії на ЧАЕС. Дослідницькі (переважно розрахункові) карти забезпечують користувачеві можливість спочатку переходу від знання (відображення на картах) сучасної та прогнозованої ситуації до системи заходів, спрямованих на поліпшення ситуації, далі – вибір конкретних рішень щодо соціально- та економіко-екологічних проблем у районі, на завершення для обґрунтування реалізації заходів у визначених на картах місцях.

Радіоекологічно-ландшафтна карта призначена для інформаційного забезпечення вирішення проблем оздоровлення довкілля, забезпечення умов, сприятливих для життєдіяльності людей та господарської реабілітації району. Вона передбачає врахування карт, що дають змогу інтегрувати та узагальнити наявну інформацію з метою найбільшої точності результатів картування. Одними з основних труднощів при проведенні подібного картування є те, що впродовж останніх десятиліть в Україні було ліквідовано багато великотоварних сільгосппідприємств, відбулася приватизація сільськогосподарських земель, розпаювання, що призвело до значної зміни структури землекористування. На сьогодні тільки 20% сільськогосподарської продукції виробляється у фермерських господарствах. Практично вся овочева продукція на постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС територіях вирощується на присадибних ділянках на переважно бідних і «критичних», з погляду

накопичення радіонуклідів, дерново-підзолистих та торфово-болотних ґрунтах. Як наслідок проведення радіоекологічного моніторингу в підсобних господарствах доволі проблематичне.

Розроблений спосіб радіоекологічного районування агроландшафтів передбачає ландшафтний підхід з інтегруванням даних низки тематичних карт (рис. 1.1) за принципом сітки (радіоекологічні чинники подані в комірках регулярної сітки залежно від обраного масштабу простору) (додаток А). Інформація щодо відповідної характеристики територій представлена картографічними даними із відкритих джерел інформації.

Як і в найближчому аналозі [2], оцінювання рівня радіоекологічної критичності території проводиться з використанням комплексного інтегрального показника, що являє собою відображення комплексної дії внесків екологічних характеристик, представлених у використаних тематичних картах. При цьому агроландшафт розглядається як єдине ціле, тобто як система природних екосистем та агроекосистем, які перебувають у взаємозв'язку і впливають одна на одну. Усі дії для досягнення мети виконуються у відкритому програмному забезпеченні QGIS.

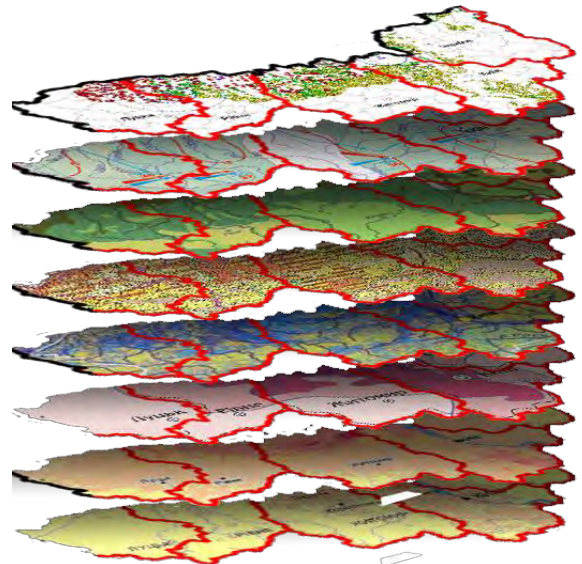


Рис. 1.1. Просторова структура радіоекологічно-ландшафтної карти Українського Полісся

1.2. Визначення радіоекологічної критичності території

Як уже зазначалося вище, оцінювання рівня радіоекологічної критичності території проводиться з використанням комплексного інтегрального показника, що являє собою відображення комплексної дії внесків екологічних характеристик, представлених у інтегрованих тематичних картах. При цьому агроландшафт розглядається як єдине ціле, тобто сукупність взаємодіючих природних екосистем та агроекосистем, які перебувають у взаємозв'язку і впливають одна на одну.

Для попереднього визначення радіологічно критичних територій, які потребують проведення комплексного радіоекологічного моніторингу в першу чергу, може слугувати доза внутрішнього опромінення населення як інтегральний показник радіологічного та соціально-економічного стану певного населеного пункту чи регіону. Зокрема, було встановлено, що розподіл дози внутрішнього опромінення більшості обстежених населених пунктів Українського Полісся краще апроксимується логарифмічно нормальним розподілом, аніж нормальним (рис. 1.2.), що свідчить про наявність кількох переважаючих чинників у формуванні цієї величини та можливість зростання її абсолютних значень [11].

Також вартим уваги є факт появи властивостей експоненційного розподілу,

властивого статистичним сукупностям, котрі є незмінними або малозмінними, що свідчить про абсолютну стабілізацію дозоформуючих чинників для цих поселень [14]. Логічним є припущення, що експоненційний закон розподілу дози внутрішнього опромінення населення Українського Полісся, зважаючи на відносну стабільність соціоекономічної і радіологічної ситуацій, буде з часом характерним для багатьох населених пунктів регіону.

На основі результатів власних багаторічних досліджень та загальнодоступних

опублікованих даних стосовно рівнів радіоактивного забруднення території Українського Полісся, сільськогосподарської продукції, отриманої в регіоні, і відповідних коефіцієнтів переходу, нами було розроблено математичну модель винесення ^{137}Cs з агроландшафтів Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС, результати якої можна використовувати у радіоекологічно-ландшафтному картуванні за відсутності інших даних.

Рівень радіоекологічної критичності території відповідно до результатів картування визначають за рівнянням (1):

$$R_c = R_d \times S_l \times R_a \times S_o \times S_c + P_t \times P_c \times D_y \times D \quad (1)$$

де:

R_c – рівень радіоекологічної критичності території;

R_d – коефіцієнт гідрографічних умов (відстань від водойми);

S_l – коефіцієнт морфології рельєфу території (крутизна схилу);

R_a – коефіцієнт інтенсивності акумуляції стоку;

S_o – коефіцієнт переважаючого ґрунтового покриття;

S_c – коефіцієнт забруднення території ^{137}Cs ;

P_t – коефіцієнт наземного покриття території;

P_c – коефіцієнт рівня забруднення ландшафту;

D_y – дозове навантаження населення;

D – коефіцієнт рівня дозового навантаження.

Гідрографічні умови (2 класи територій), а саме віддаленість досліджуваної території від водойми, визначають, використовуючи базу загальнодоступних картографічних даних OpenStreetMap. Отриманим даним присвоюють значення відповідних розроблених коефіцієнтів. Морфологію рельєфу (крутизну схилу) території дослідження визначають за даними SRTM

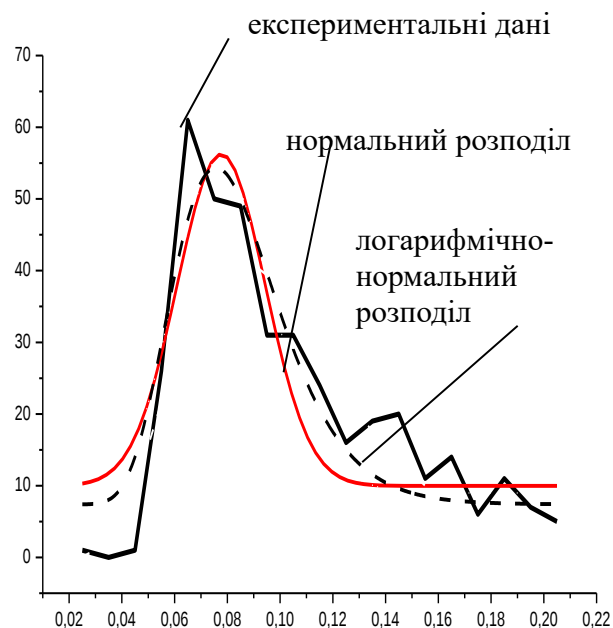


Рис. 1.2. Розподіл доз внутрішнього опромінення мешканців населених пунктів Українського Полісся в осінньо-зимовий період

(Shuttle Radar Topography Mission – радіолокаційна топографічна місія шаттла) (5 класів територій) <https://gis-lab.info/qa/srtm.html>. Інтенсивність акумуляції стоку визначається 3-ма класами територій. Ґрунтовий покрив визначають за результатами досліджень, які представлені у публічній кадастровій карті України, відповідно до генетичної класифікації ґрунтів (картою передбачене врахування 77 типів ґрунту з відповідними коефіцієнтами). На основі загальнодоступних даних Національного атласу України встановлюють рівні забруднення території ^{137}Cs (10 класів). На цьому етапі можливе використання даних математичного моделювання або ж фактичних результатів радіологічних досліджень. Для визначення типу наземного покриття використовують загальнодоступні супутникові дані із порталу The Copernicus Global Land Service – CGLS, позначають кодом та присвоюють відповідні коефіцієнти, що відповідають їх екологічним характеристикам. При цьому враховані такі типи рослинності:

- чагарники;
- трав'яна рослинність (луки);
- с.-г. угіддя;
- забудована територія (урботериторія);
- відкритий ґрунт / рідка рослинність;
- водні об'єкти;
- водно-болотні угіддя;
- густий хвойний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%);
- густий широколистяний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%);
- хвойний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%);
- широколистяний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%);
- мішаний ліс.

Відповідно до рівня антропогенного навантаження на ландшафти їм присвоюють певні коефіцієнти. Інтенсивність експлуатації ландшафтів (екосистем) визначається наявністю проведення агрохімічних, агротехнічних і меліоративних заходів (рілля), поліпшенням (луки і пасовища), удобренням, використанням продукції лісового походження (деревина, дикорослі гриби та ягоди, лікарська сировина, дичина).

Рівень забруднення ландшафту/екосистеми радіонуклідами (в нашому випадку на прикладі ^{137}Cs) з урахуванням рівня його/її експлуатації можна отримати за результатами математичного моделювання.

2. ПРОГНОЗУВАННЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЗА ДОПОМОГОЮ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ

2.1 Створення математичної моделі винесення радіонуклідів з агроландшафтів

Математична модель винесення радіонуклідів з агроландшафтів Полісся була розроблена нами для відображення радіоекологічної ситуації в обмеженому регіоні, центром якого є невеликий населений пункт (сmt, село або хутір). Особливостями зайнятості населення регіону Українського Полісся є

ведення, переважно, сільськогосподарського виробництва, тому було враховано споживання мешканцями продукції, яку вони виробляють в районі свого проживання, а також лісових грибів та ягід.

Для зручності моделювання агроландшафтів досліджуваного регіону розглядали як сукупність чотирьох макроблоків (екосистем), що є функціональними одиницями модельованого агроландшафту: «лісова екосистема», «польова екосистема», «лукопасовищна екосистема» та «садова екосистема» [10]. Кожен із указаних агроландшафтів має власну структуру і передбачає диференціацію на кілька підтипів за особливостями міграції полютанта мікроблоками екосистеми, а саме: лісова екосистема – хвойні, листяні, змішані та захисні насадження; польова екосистема – зернові, зернобобові і технічні, просапні та баштанні культури; лукопасовищна екосистема – природні та сіяні луки та пасовища; садова екосистема – промислові та присадибні сади. Кожен із цих підтипів передбачає різні коефіцієнти міжблокового переходу ^{137}Cs . Кожен із блоків характеризується певною особливістю та однорідністю. За основу в моделюванні екосистем було взято біогеохімічний цикл, що є комбінацією двох взаємопов'язаних циклів: геохімічного та біологічного. Основними типами ґрунту у нашій моделі були: дерново-слабопідзолисті та дерново-середньопідзолисті (становлять близько 60% площі Українського Полісся); лугові та дернові (близько 20); торфовища та торфоболотні (10%).

Інформацію для побудови концептуальної моделі міграції радіонуклідів у лісових екосистемах було отримано з аналітичних досліджень біологічної ролі макро- та мікроміцетів [13, 19, 20, 22]. Основним джерелом даних для створення моделі, переважно під час визначення коефіцієнтів швидкості переходу радіонуклідів із одного блоку моделі до іншого, були відповідні дані [1, 3, 5, 7, 9, 12, 19, 15, 16, 18, 21] та результати проведених співробітниками Інституту агроєкології і природокористування НААН досліджень на території Київської, Житомирської, Чернігівської, Рівненської та Волинської областей, розпочаті у 1993 р. Як додаткові джерела інформації були використані дані наукових публікацій, матеріали, отримані з лісгоспів, Державної агенції лісових ресурсів України, місцевих державних адміністрацій.

Математична формалізація моделі має вигляд системи лінійних диференціальних рівнянь першого порядку зі сталими коефіцієнтами, уточнення яких було здійснено за методикою Є.Є. Перетятко, Л.А. Прокопенко, І.І. Ясковця [6]. Розроблена модель належить до класу динамічних моделей і є детерміністичною за своїм характером. Невідомі показники переходу ^{137}Cs з одного блоку моделі до іншого визначено шляхом математичних розрахунків оптимальних параметрів, які зможуть забезпечити мінімальну розбіжність між експериментальними та розрахунковими значеннями за певних умов. Комп'ютерну реалізацію моделі було виконано в математичному пакеті MAPLE (version 10).

Рівень збігу прогнозів, отриманих за допомогою моделі, з прогнозами вже існуючих подібних моделей (щодо лісової екосистеми) та з експериментальними даними оцінювали за значенням основної похибки. Для оцінки якості моделі, тобто наскільки добре вона відтворює дійсні часові ряди, використовували так звану формальну статистику: середньоквадратичну

похибку, середню похибку прогнозу, коефіцієнт нерівності Тейла U та відношення варіацій U^S .

Результати досліджень, у т. ч. і експедиційних, проведених на території Українського Полісся, указали на необхідність розроблення нового підходу до моделювання радіоекологічної ситуації у цьому регіоні. Було окреслено основні чинники, що впливають на перерозподіл ^{137}Cs між елементами екосистем та значення винесення радіонукліда за їх межі. Основними процесами, що впливають на перерозподіл радіонуклідів ланками певного виду екосистеми, є: перехоплення, вивітрювання, поглинання, обробіток ґрунту, удобрення, полив, розкладання органічних решток, надходження радіонукліда в нижчі шари ґрунту, дифузія, фіксація мінералами ґрунту. Це дало змогу науково обґрунтувати та математично формалізувати модель винесення ^{137}Cs за межі агроландшафтів різних регіонів Українського Полісся.

Загалом, математичну модель міграції ^{137}Cs основними агроландшафтами Українського Полісся сформовано у вигляді системи звичайних диференціальних рівнянь:

$$\frac{dQ_i}{dt} = \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^N (a_{ji}Q_j + a_{ij}Q_i) + F_i(t) - \lambda Q_i, \quad (2)$$

де: індекс j – номер блоку, у який спрямовано потік радіонукліда;

індекс i – номер блоку, з якого цей потік витікає;

$F(t)_i$ – надходження ^{137}Cs у блок i ззовні за одиницю часу ($\text{Бк м}^{-2} \text{т}^{-1}$);

$Q_i(t)$ – вміст радіонукліду у блоці з номером i (Бк м^{-2});

α_{ji} – ймовірність переходу радіоактивності із блоку j у блок i за одиницю часу (т^{-1});

λ – швидкість напіврозпаду ^{137}Cs .

Модель може функціонувати у різних прикладних пакетах числового аналізу на основі використання даних радіологічних обстежень, розрахована на широке коло користувачів і не потребує глибоких спеціальних знань з відповідної галузі. Під час побудови концептуальної схеми міграції радіонукліда в основних агроландшафтах Українського Полісся враховані як вертикальні потоки в ланцюгу «ґрунт – рослина – тварина – людина», так і горизонтальні, що утворюються повітряними потоками та внаслідок людської діяльності. Ризик недооцінення чи неврахування важливих складових екосистеми або їх взаємодії зменшено завдяки використанню "інтерактивної матриці".

2.2. Аналіз динаміки радіоактивного забруднення ^{137}Cs у підблоках

У розробленій нами моделі зберігається тенденція до повільного зниження концентрації ^{137}Cs в усіх мікроблоках лісової екосистеми, що описується експоненційною залежністю (рис. 2.1 а). Аналогічними є підмоделі для садових (рис. 2.1 б), лукопасовищних (рис. 2.1 в) та польових (рис. 2.1 г) екосистем. Різняться вони лише тим, що у польовій, садовій та лукопасовищній екосистемах ураховано обробіток ґрунту, внесення добрив та передбачено врахування поливу.

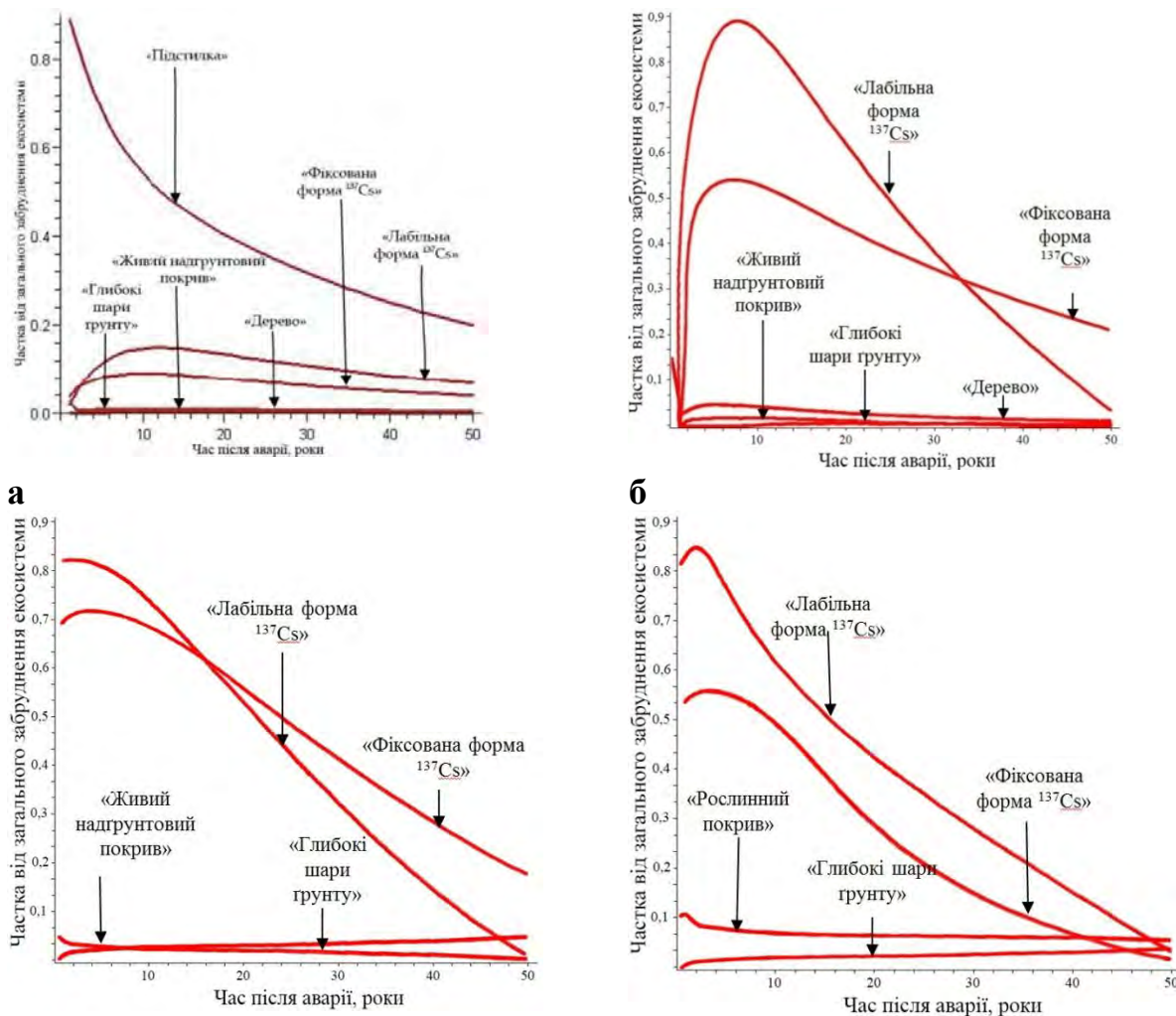


Рис. 2.1. Динаміка радіоактивного забруднення ^{137}Cs у підблоках моделі: а – лісова екосистема; б – садова екосистема; в – лукопасовищна екосистема; г – польова екосистема

Незважаючи на загальну подібність з лісовою екосистемою, вміст ^{137}Cs у мікроблоках садової екосистеми досягає свого максимуму на декілька років раніше. Це зумовлено, насамперед, відсутністю підліска та, особливо, підстилки, яка є своєрідним бар'єром на шляху надходження забруднювачів у глибші шари ґрунту, що утримує їх упродовж певного часу, сповільнюючи колообіг радіонукліда ланками екосистеми. Наявність обробітку ґрунту і удобрення дещо зменшує надходження ^{137}Cs у мікроблок «Дерево».

Завдяки моделюванню лукопасовищних екосистем, за відсутності проміжного бар'єра на шляху початкового аерального забруднення до рослинного покриву та ґрунту, вміст ^{137}Cs у всіх мікроблоках екосистеми, окрім глибоких шарів ґрунту (понад 80 см), поступово зменшується внаслідок дії низки як природних, так і антропогенних чинників. Наведені результати передбачають можливість періодичного поліпшення лук, що забезпечується певними операціями з обробітку і удобрення ґрунту. Слід зауважити, що реальна ситуація дещо відрізняється від модельованої, оскільки на практиці поліпшення, особливо докорінне, луків і пасовищ упродовж 1993–1996 рр. здійснювалося не належним чином і не в потрібному обсязі. Для польових екосистем пік забруднення сільськогосподарських культур припав на перші 8

років після аварії на ЧАЕС, коли ^{137}Cs почав активно надходити в рослини не лише аеральним шляхом, але і з ґрунту. Після цього рівень забруднення рослинницької продукції поступово знижувався як унаслідок об'єктивних, незалежних від людини чинників, так і завдяки вжиттю протирадіаційних заходів. Під час моделювання було враховано припущення, що протирадіаційні заходи зреалізовано повною мірою і на постійній основі.

За умови впровадження оптимальної системи протирадіаційних заходів та активної експлуатації для всіх змодельованих екосистем найбільше винесення ^{137}Cs простежується для лісових екосистем. Наступними за рівнем винесення полютанта є сіножаті та пасовища, іноді – овочеві ділянки. Польові (переважно зернові та зернобобові культури) та садові екосистеми за ступенем винесення радіонуклідів перебувають на останньому місці. Це обумовлено рівнем забруднення певних компонентів екосистем та їх фітомаси, а також вжитими протирадіаційними заходами.

Середньоквадратична похибка прогнозу забруднення ^{137}Cs усіх сільськогосподарських культур сягає рівня $10^{-2} - 10^{-4}$, що свідчить про високу точність моделювання. Оскільки в 95% результатів дослідження значення середньої похибки прогнозу наближується до нуля, то, загалом, модель не має упередженості в оцінюванні. Для 80% розрахунків точність (зміщеність прогнозу) побудованої моделі не перевищує 30%. Тому можна зробити висновок, що модель міграції ^{137}Cs у ланці «ґрунт – рослина» має високу точність. Відповідно до значень коефіцієнта нерівності Тейла, побудовані моделі можна використовувати для прогнозу винесення ^{137}Cs з екосистем. За показником U можна стверджувати, що, загалом, побудовані моделі є якісними, але в прогнозованих значеннях є деяка упередженість. Відношення варіацій U^S для моделі засвідчує, що остання має низку динамічних властивостей для поглинання варіації реальних рядів і може забезпечити менші систематичні коливання, ніж коливання реальних рядів.

3. ГЕОІНФОРМАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ РАДІОЕКОЛОГІЧНОЇ КРИТИЧНОСТІ ТЕРИТОРІЇ ЗА ДОПОМОГОЮ QGIS

Спосіб моніторингу стану радіоекологічної критичності території з визначенням дози та координат місця на карті вирішує проблему широкомасштабного прогнозного радіоекологічного моніторингу місцевості з урахуванням даних гідрографічних умов досліджуваної території та морфології її рельєфу, ґрунтового покриття, рівня радіаційного забруднення ландшафту внаслідок переходу радіонукліду від ґрунту до рослин, дозового навантаження на населення з встановленням рівня радіоекологічної критичності.

Усі дії для досягнення мети виконуються у відкритому безкоштовному програмному забезпеченні QGIS (можливе використання аналогічних або подібних пактів програм з необхідним функціоналом) відповідно до наступних етапів:

Етап 1: Визначення гідрографічних умов досліджуваної території за допомогою бази загальнодоступних картографічних даних OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org/export#map>).

Моніторинг рівня радіологічної критичності території проводили на прикладі с. Розсохівське Народицького р-ну Житомирської обл., за координатами 51°07'15.2"N 29°00'49.6"E. Векторний картографічний шар річок завантажили з ресурсу OpenStreetMap (за посиланням: <https://download.geofabrik.de/europe.html>) у форматі *.shp.zip із наступним їх розархівуванням (рис. 3.1).

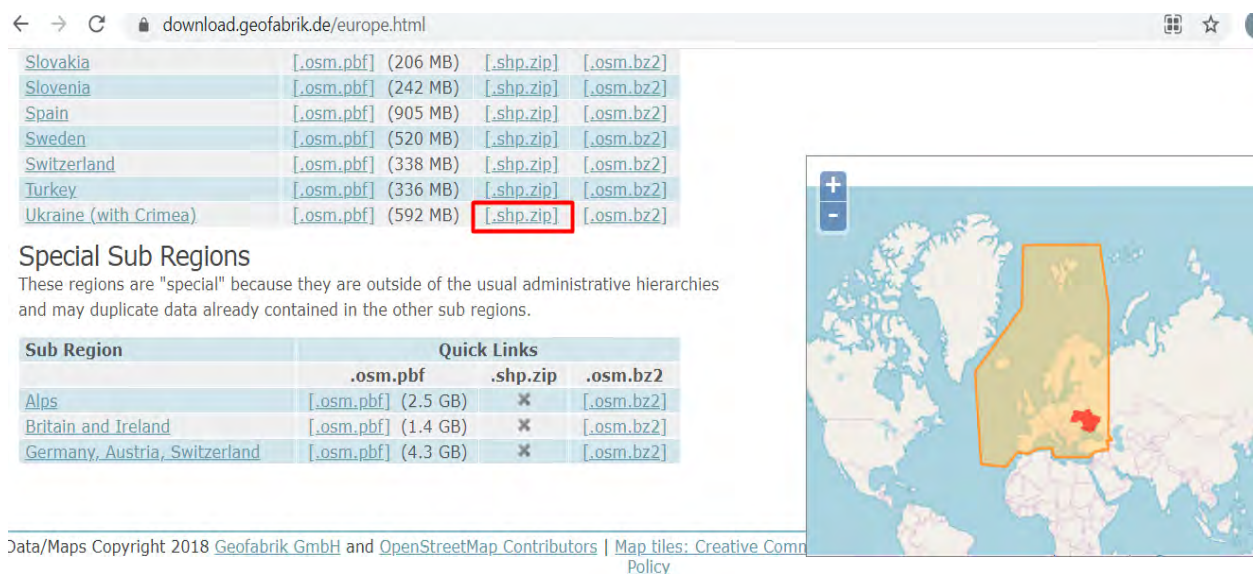


Рис. 3.1. Завантаження даних з порталу OpenStreetMap

За цими даними визначають гідрографічні умови, а саме віддаленість досліджуваної території від водойми. Отриманий заархівований файл «ukraine-latest-free.shp.zip» розархівовували. У картографічному вікні програми QGIS відкрили базову карту OpenStreetMap, для чого на лівій панелі (шляхом відкриття «Browser» (Браузер) / XY Tiles / OpenStreetMap). Внаслідок цього карта з'явилася у панелі Layers, та у картографічному вікні програми.

Використовуючи навігації по карті, наблизили карту до населеного пункту Розсохівське. Карта відобразилася як фон, тому для створення карти віддаленості від водотоків для території дослідження відкрили векторний шар річок із завантаженого у наборі даних.

Для побудови карти віддаленості від водотоків для території дослідження відкривають векторний шар річок із уже завантажених даних ресурсу OpenStreetMap. Для цього на панелі «Browser» (Браузер) у папці, в яку завантажили набір даних, відкрили шар gis_osm_waterways_free_1.shp. У результаті векторний лінійний шар відкрився у панелі Layers (Шари), та у картографічному вікні. Урізали векторний шар річки по території дослідження та конвертували у метричну картографічну проекцію (для Лівобережної України - UTM WGS84, zone 35N) для того, щоб можна було побудувати карти віддаленості від водотоків.

Для цього спочатку у картографічному вікні наблизили зображення до потрібної території дослідження, результатом чого стало зображення на рис. 3.2. Шар `gis_osm_waterways_free_1.shp` зберігали (Export (Експорт) – Save feature as (Зберегти об'єкти як)) із заповненням відповідних рядків у контекстному меню (рис. 3.3).

Далі потрібно створити буферну зону від водойми на відстані 500 м (показник, що використовується для врахування впливу гідрологічних умов), присвоюють території відповідний код (Додаток Б) та конвертують векторний шар у растровий, який буде використаний в узагальненому рівнянні в програмі.

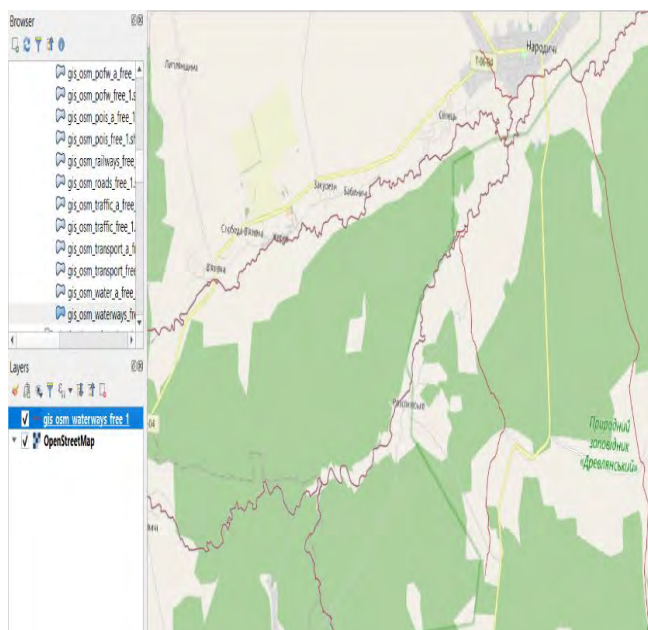


Рис. 3.2. Урізаний векторний шар досліджуваної території поблизу с. Розсохівське

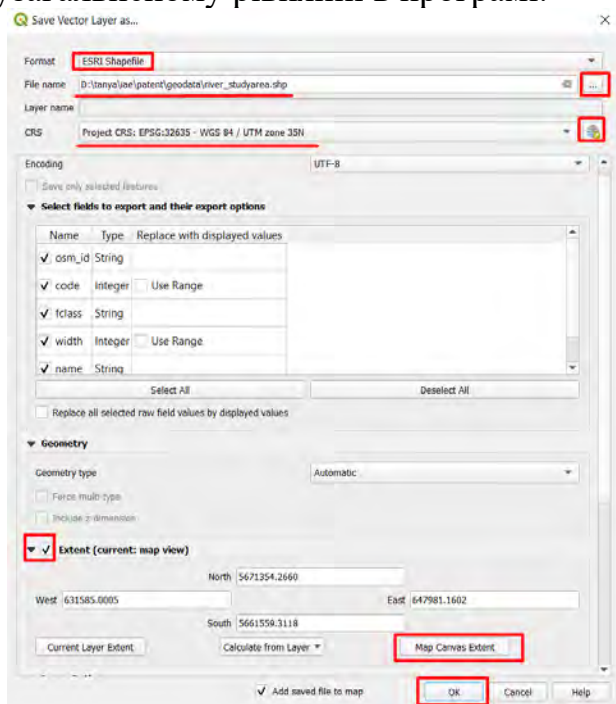


Рис. 3.3. Збереження урізаного векторного шару території в проєкті

Буферну зону від русла річки на відстані 500 м створювали в меню Vector / Geoprocessing Tools / Buffer. У відкритому діалоговому вікні вводили значення з рис. 3.4.

Отриманим даним присвоюють значення коефіцієнтів (Додаток А–Г) що відповідають певним екологічним характеристикам. Створена буферна зона навколо річок поблизу с. Розсохівське набула вигляду, представленому на рис. 3.5.

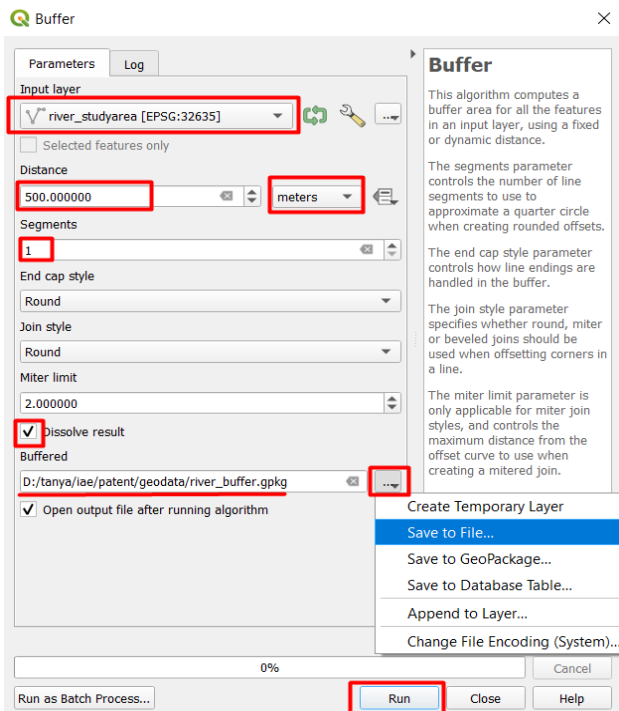


Рис. 3.4. Параметри створення буферної зони навколо річки

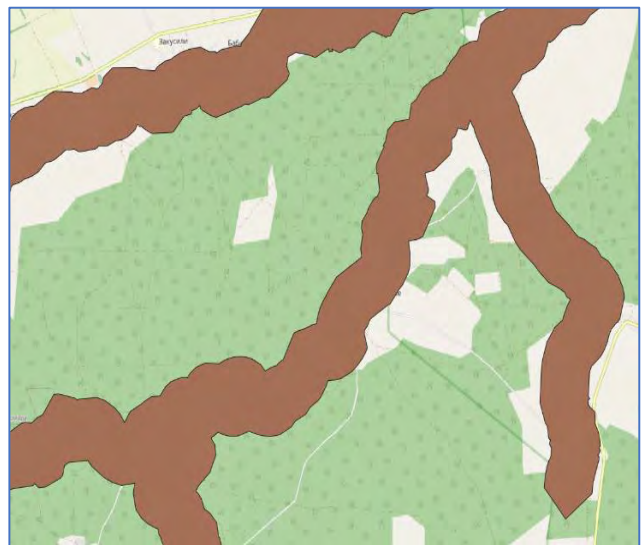


Рис. 3.5. Буферна зона навколо річок поблизу с. Розсохівське

Для задання коефіцієнта 1,3, відповідн Додатку Б, для 500-метрової буферної зони, Для цього в таблиці атрибутів буферного шару (Open Attribute Table / інструмент «Олівець» / додавання нового поля / назву нового поля / type – decimal number / ввести коефіцієнт 1.3).

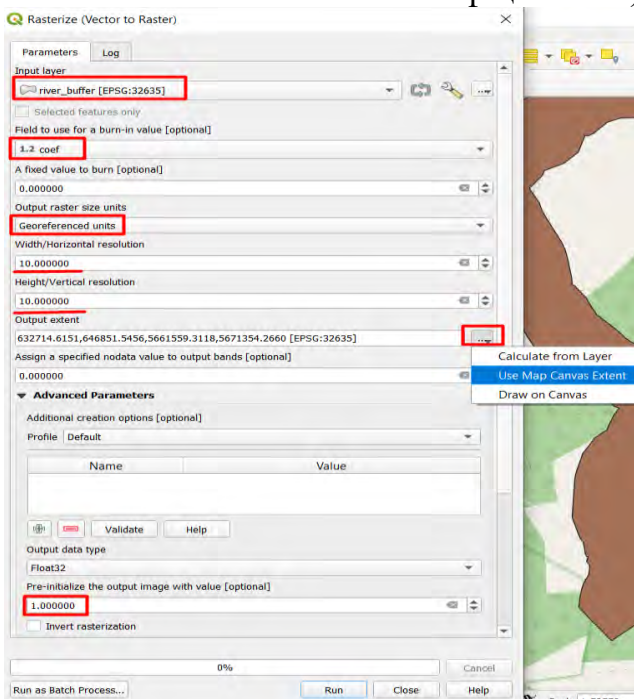


Рис. 3.6. Параметри конвертування векторного шару буферної зони річок поблизу с. Розсохівське у растровий

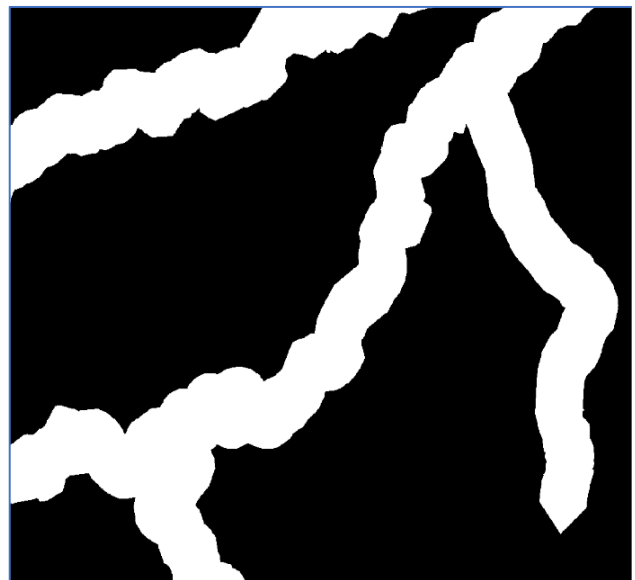


Рис. 3.7. Карта буферної зони річок поблизу с. Розсохівське з коефіцієнтами Rd

Конвертували векторний шар у растровий шар, який буде використаний в узагальненому рівнянні (1) (Raster / Conversion / Rasterize). У

діалоговому вікні ввели параметри з рис. 3.6. Отримали карту, що відображає два значення – 1.3 на відстані 500 м від водойми (у даному випадку річки), та 1 – на всій іншій території (рис. 3.7).

Eman 2: Визначення морфології рельєфу території дослідження за даними SRTM (Shuttle Radar Topography Mission – Радіолокаційна топографічна місія шаттла) <http://srtm.csi.cgiar.org/srtmdata/>. Для цього завантажують цифрову модель рельєфу SRTM на територію дослідження (за посиланням:

https://drive.google.com/drive/folders/17dnXkQKlF_fcqqETrHco5cVfF3R7kty0, розархівувавши та додавши її в проект та урізавши до розміру території, як і попередню. Потрібну для завантаження папку з даними (SRTM_42_02) визначили за допомогою посилання <https://dwtkns.com/srtm/>, завантажили і додали до проекту. При цьому вказали параметри з рис. 3.8. Створили шар крутизни схилів за шляхом Processing / Tools / r.slope.aspect. При цьому параметри вказали з рис. 3.9.

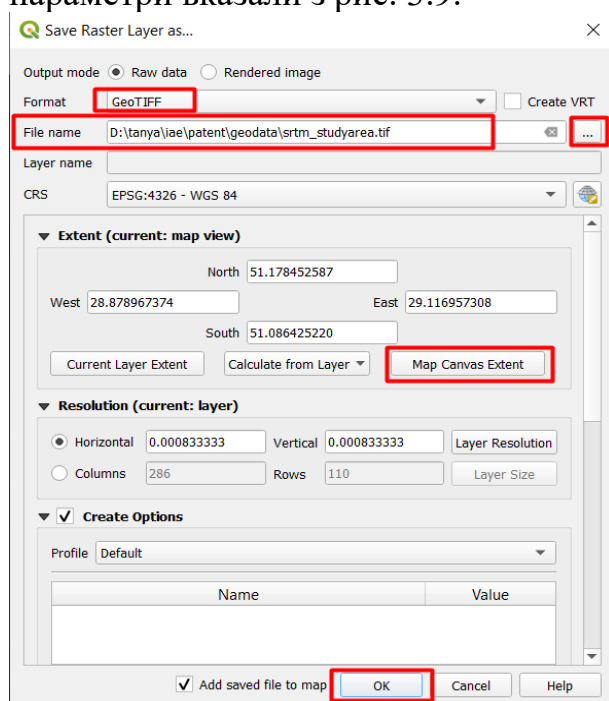


Рис. 3.8. Параметри завантаження даних щодо морфології території

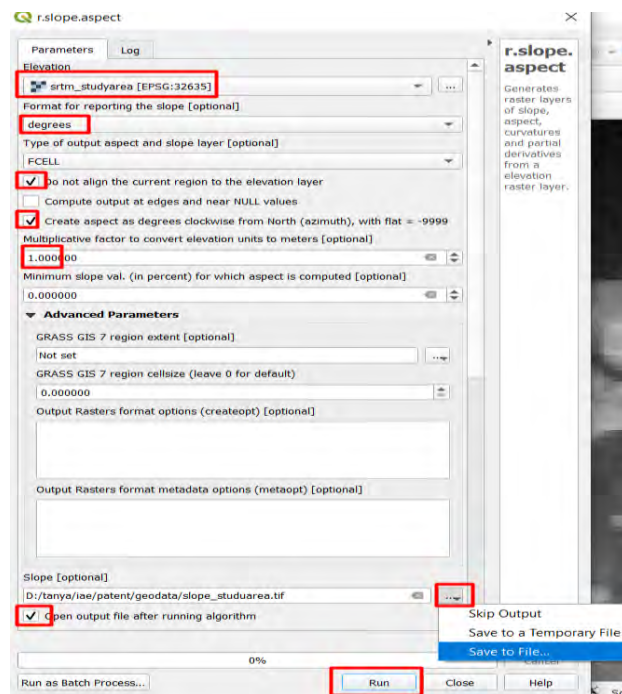


Рис. 3.9. Параметри створення шару крутизни схилів території

У результаті створено шар крутизни схилів – «slope_studyarea», який перекласифікували (присвоїли коефіцієнти) відповідно до Додатка В, тобто, схили з крутизною 0-1° отримали коефіцієнт 1, схили з крутизною 1-5° - коефіцієнт 0.9 і т.д. (reclassify / Reclassify by table) відповідно до параметрів рис. 3.10.

У результаті була створена карта з відповідними коефіцієнтами крутизни схилу (рис. 3.11).

Eman 3: Створення карти інтенсивності акумуляції стоку. Для створення карти акумуляції стоку використовували інструмент «saga wetness index» з параметрами, як на рис. 3.12.

У результаті була створена карта акумуляції стоку (рис. 3.13) з наступним присвоєнням їй коефіцієнтів відповідно до Додатка Г, аналогічного до вказаних вище пунктів.

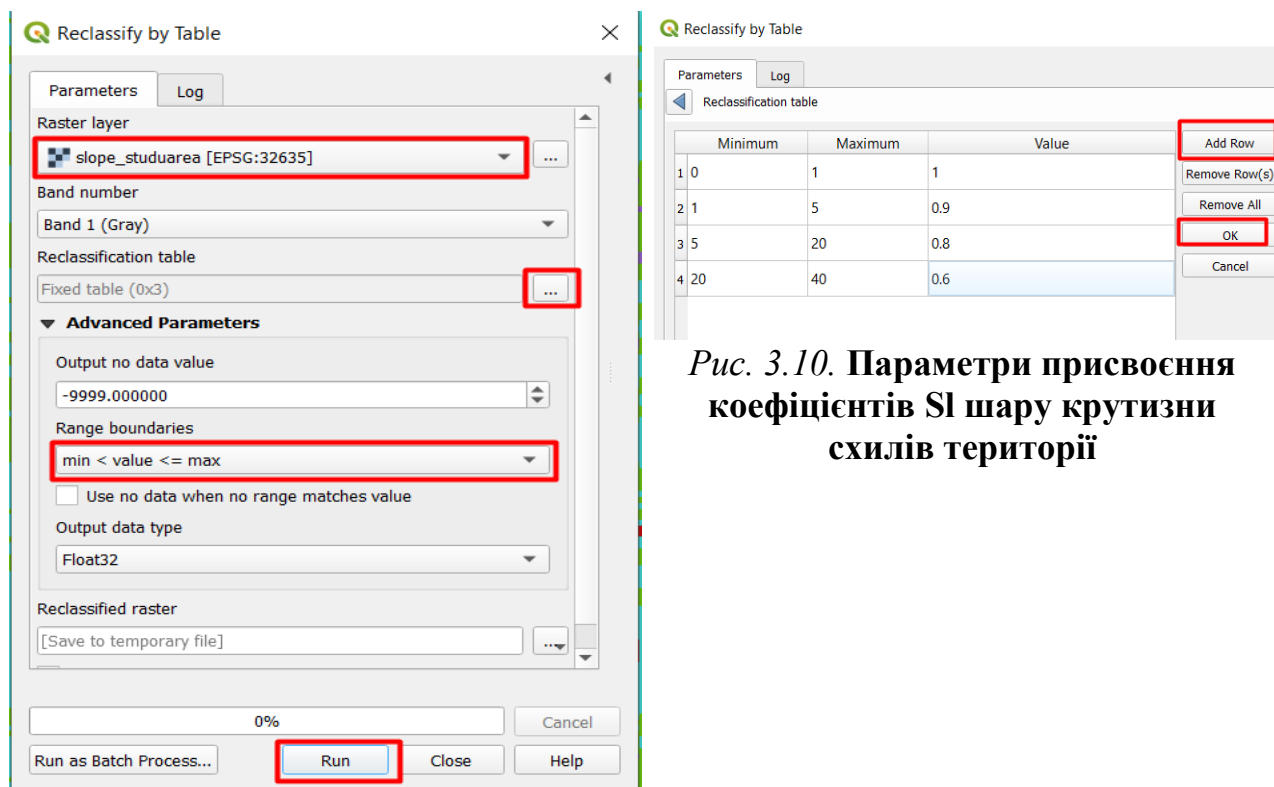


Рис. 3.10. Параметри присвоєння коефіцієнтів S1 шару крутизни схилів території

На прикладі території навколо с. Розсохівське значення топографічного водного індексу варіюють від 0 до 20, для розбивки цих значень на три класи було використано діапазон 0 – 10 (висока інтенсивність, коефіцієнт 3), 10-15 (середня інтенсивність – 1.4) та 15-20 (низька інтенсивність – 0.3). У результаті було створено карту з коефіцієнтами Ra інтенсивності акумуляції стоку (рис. 3.14).

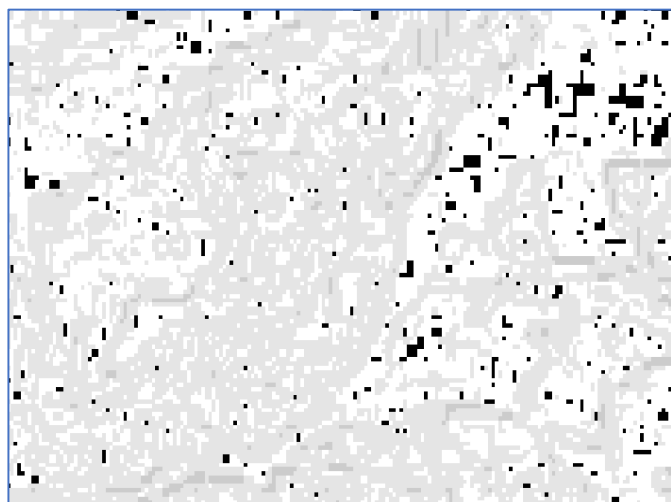


Рис. 3.11. Карта з відповідними коефіцієнтами крутизни схилу поблизу с. Розсохівське

Етап 4: Визначення переважуючого ґрунтового покриття (переважаючих типів ґрунтів). Ґрунтовий покрив визначають за результатами досліджень, які представлені у публічній кадастровій карті України (<https://map.land.gov.ua/>), відповідно до генетичної класифікації ґрунтів. Карту додають у проект і відповідним типам ґрунтів також присвоюють коефіцієнти, що відповідають їх екологічним характеристикам (Додаток Д).

Для визначення переважуючого ґрунтового покриття у програму підключили Публічну кадастрову карту України (Browser / WMS/WMRS / New

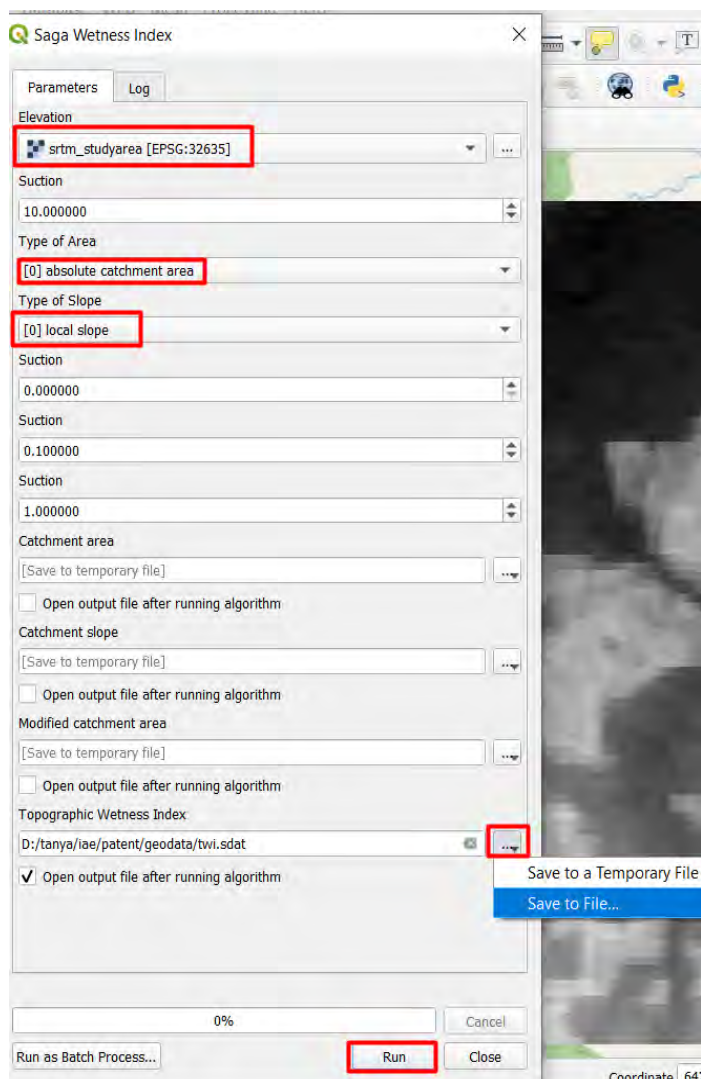


Рис. 3.12. Параметри створення карти акумуляції стоку

Connection / URL <https://m1.land.gov.ua/geowebcache/service/wms?TILED=true>). Для того, щоб використовувати ці дані, було створено новий векторний шар (soil_studyarea, тип – полігон, картографічна проекція – WGS84 zone 35N, у рядку New field (нове поле) ввели Code, type – decimal number), оцифровано відповідні межі ґрунтових відмін. Для подальшого використання Публічної кадастрової карти у проекті відповідні межі ґрунтових відмін оцифровують та призначають для них відповідні коефіцієнти S_o (згідно Додатка Д). Далі створюють новий векторний шар та конвертують його з межами ґрунтових відмін у растровий формат, що буде використаний для визначення комплексного показника. У результаті буде створена карта ґрунтів з відповідним коефіцієнтом S_o .

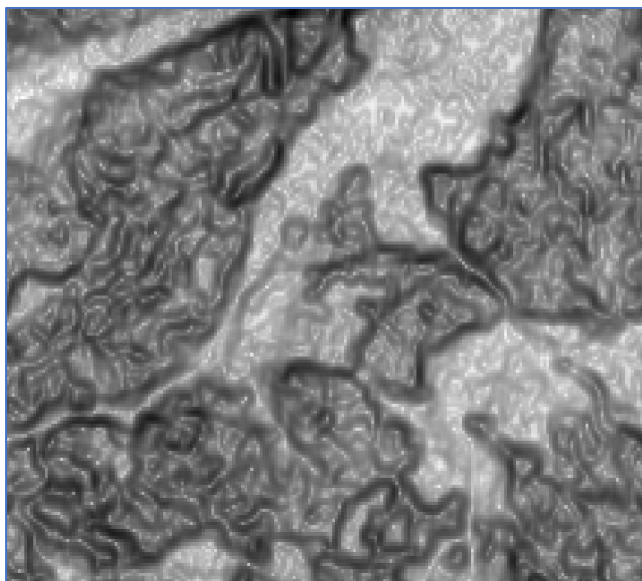


Рис. 3.13. Карта акумуляції стоку поблизу с. Розсохівське

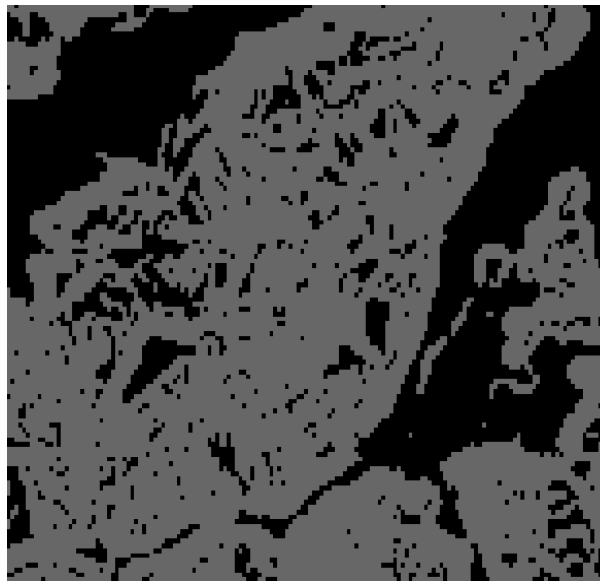


Рис. 3.14. Карта інтенсивності акумуляції стоку з коефіцієнтами R_a поблизу с. Розсохівське

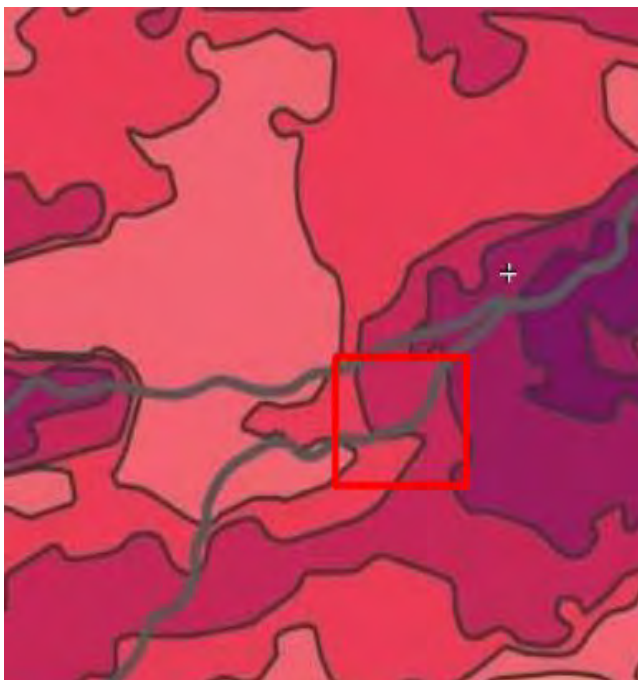


Рис. 3.15. Карта рівнів забруднення території ^{137}Cs з коефіцієнтами Sc

CGLS (<https://lcviewer.vito.be/2015>), знайшовши відповідну інформацію по території України. У діалоговому вікні вибрали тип класифікації – Discrete classification та останній доступний рік випуску даних, у цьому прикладі це 2019 р. Відкрити завантажений файл у проєкті QGIS. Завантажений шар наземного покриття урізали до території дослідження (Export / Save as) з параметрами, як на рис. 3.16.

Отриманий завантажений файл урізають у програмі QGIS до розмірів досліджуваної території. Тип наземного покриття позначають кодом та присвоюють відповідним типам наземного покриття коефіцієнти, що відповідають їх екологічним характеристикам (Toolbox / Reclassify by table) (Додаток Ж) з параметрами, як на рис. 3.17.

Етап 5: Встановлення рівнів забруднення території радіонуклідом ^{137}Cs . На основі загальнодоступних даних Національного атласу України (<http://wdc.org.ua/atlas/7030100.html>) встановлюють рівні забруднення території ^{137}Cs (Рис. 3.15).

Кожному із позначених рівнів забруднення території ^{137}Cs присвоюють відповідний коефіцієнт (з Додатку Е).

Етап 6: Визначають тип наземного покриття. Для визначення типу наземного покриття завантажили загальнодоступні супутникові дані із порталу The Copernicus Global Land Service –

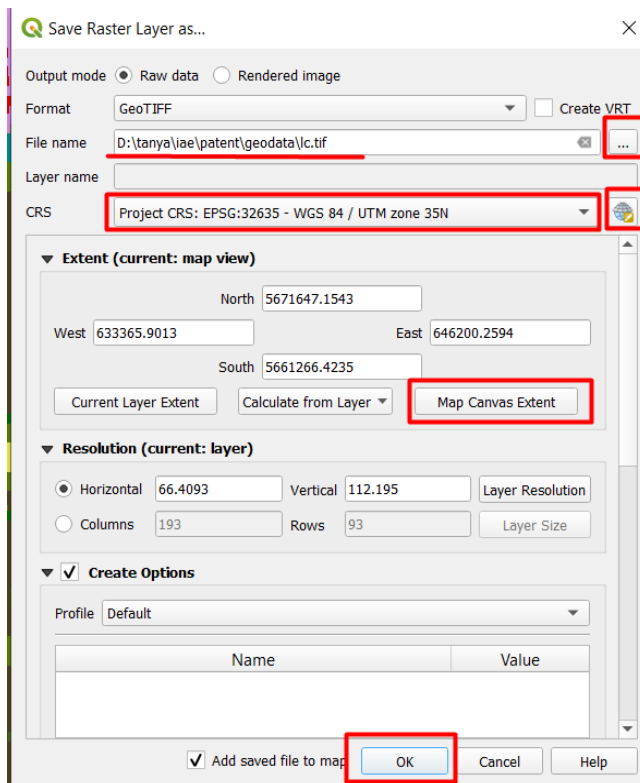
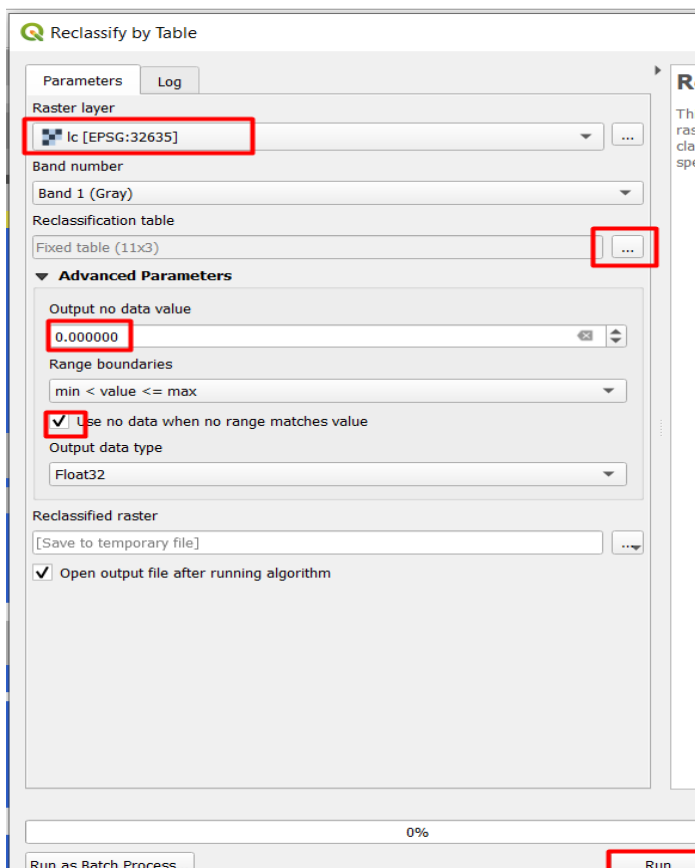


Рис. 3.16. Параметри створеного шару карти наземного покриття



	Minimum	Maximum	Value
1	0	30	1.3
2	30	40	1.6
3	40	50	1.5
4	50	80	1.2
5	80	90	1
6	90	111	1.7
7	111	112	2
8	112	115	1.7
9	115	121	1.7
10	121	122	1.7
11	122	123	1.6
12	123	127	1.7

Рис. 3.17. Параметри присвоєння коефіцієнтів P_t шару карти наземного покриття

У результаті в проєкті було створено шар наземного покриття (рис. 3.18). Отриманий шар з коефіцієнтами P_t відкривається у програмі, і надалі використовується у визначенні комплексного показника.

Етап 7: Отримання шару рівня забруднення ^{137}Cs досліджуваних ландшафтів. Для отримання шару рівня забруднення досліджуваних ландшафтів ^{137}Cs поблизу с. Розсохівське (рис. 3.19) потрібно змінити класифікацію шару наземного покриття та присвоїти коефіцієнти P_c відповідно до Додатку К Алгоритм дій аналогічний попереднім етапам 1-7.

Етап 8: Визначення дозового навантаження на населення досліджуваної території. Визначають дозове навантаження населення досліджуваної території D_u за загальнодоступними даними Загальнодозиметричної паспортизації в населених пунктах України [22].

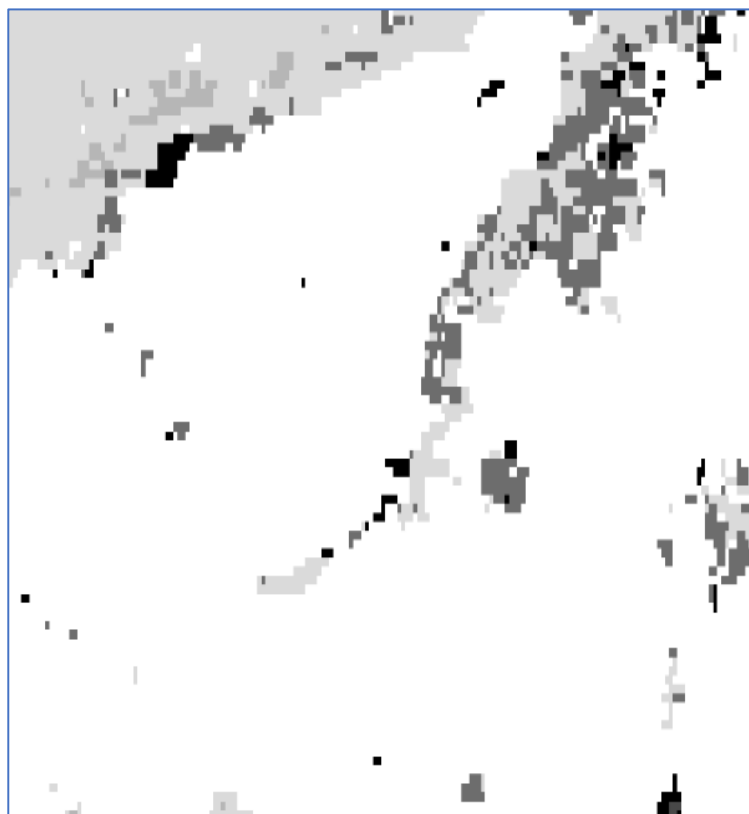


Рис. 3.18. Карта наземного покриття з коефіцієнтами P_t поблизу с. Розсохівське

Використовують дані найближчого населеного пункту. Для с. Розсохівське воно становить 1,18 мЗв/рік. При відсутності даних щодо дозового навантаження приймають значення $D_y = 0,001$. Дозовому навантаженню D_y присвоюють відповідні значення коефіцієнта (Додаток Л).

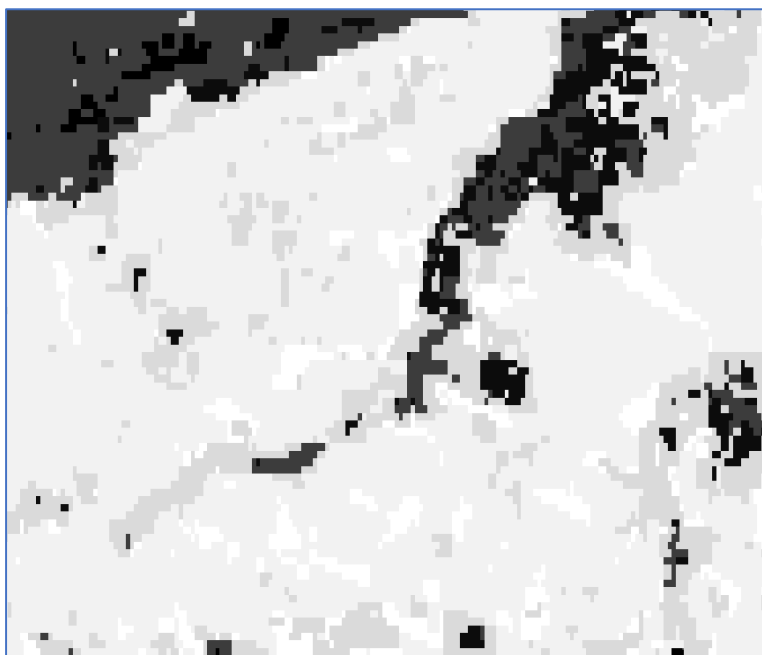


Рис. 3.19. Карта рівнів забруднення досліджуваних ландшафтів ^{137}Cs з коефіцієнтами R_c поблизу с. Розсохівське

Етап 9: Визначення рівня радіоекологічної критичності досліджуваної території. Визначають рівень радіоекологічної критичності території з використанням комплексного показника території, що враховує всі визначені вище характеристики (з використанням Додатків Б–Л) і розраховується за рівнянням (3):

$$R_c = R_d \cdot S_l \cdot R_a \cdot S_o \cdot S_c + P_t \cdot P_c \cdot D_y \cdot D, \quad (3)$$

де R_c – рівень радіоекологічної критичності території;
 R_d – коефіцієнт гідрографічних умов (відстань від річки);
 S_l – коефіцієнт морфології рельєфу території (крутизна схилу);
 R_a – коефіцієнт інтенсивності акумуляції стоку;
 S_o – коефіцієнт переважаючого ґрунтового покриття;
 S_c – коефіцієнт забруднення території ^{137}Cs ;
 P_t – коефіцієнт наземного покриття території;
 P_c – коефіцієнт рівня забруднення ландшафту;
 D_y – дозове навантаження населення;
 D – коефіцієнт рівня дозового навантаження.

Для визначення рівня радіоекологічної критичності території рівняння (3) вписали у відповідне діалогове вікно (Raster / Raster Calculator), використовуючи шари які створенні на етапах 1-8 як члени рівняння. Отриману карту перекласифікують (присвоюють рівні радіоекологічної критичності території відповідним значенням комплексного показника) відповідно до Додатку М, тобто шкали градації рівня радіоекологічної критичності території за отриманим комплексним показником.

У результаті була отримана карта рівнів радіоекологічної критичності території (рис. 3.20).

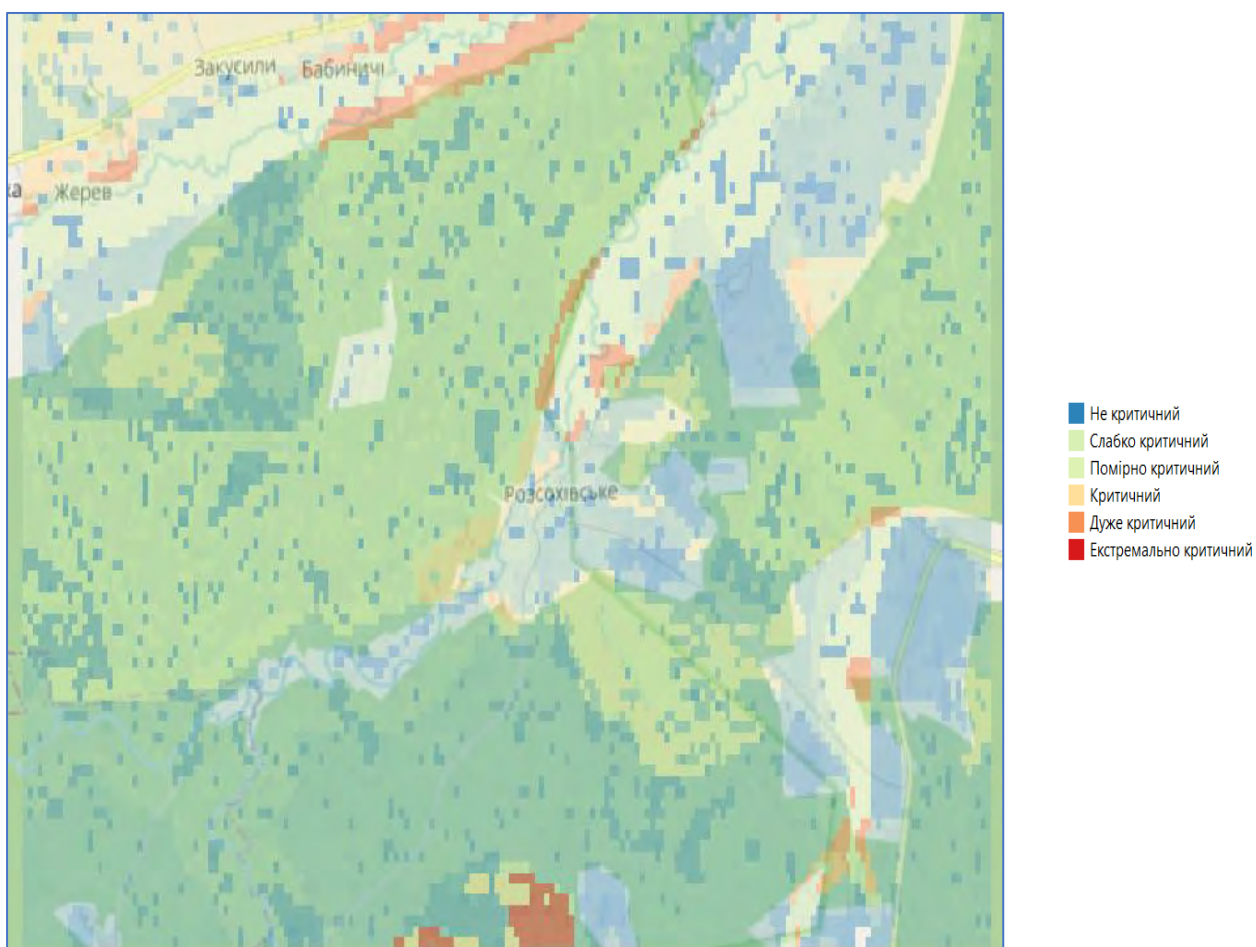


Рис. 3.20. Карта рівнів радіоекологічної критичності поблизу с. Розсохівське

Список використаних джерел

1. Василенков С.В. Технологии и технические решения по реабилитации радиоактивно загрязненных цезием территорий: автореф. дис. ...до-ра техн. наук. Москва. 2017. 51 с.
2. Виноградська В.Д. Прогнозування забруднення сільськогосподарської продукції ^{137}Cs з використанням моделі поведінки радіонукліду в системі "грунт – рослина". *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. 2014. № 2 (1). С. 13-20. URL:[http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vzhnau_2014_2\(1\)_4](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vzhnau_2014_2(1)_4)
3. Гірій В.А., Заїтов В.Р., Онишук В.А., Ясковець І.І. Екомодель: динамічна модель для радіоекологічної ситуації. *Агроекологія й біотехнологія*. 1999. № 3. С. 25–34.
4. Ліхтарьов І.А. та ін. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Даніз за 2011 р. Збірка 14. Київ, 2012. С. 101 URL: <https://www.dsns.gov.ua/files/2012/8/13/Zbirka14.pdf>
5. Краснов В.П., Турко В.М., Ірклієнко С.П., Іванюк І.Д. Накопичення ^{137}Cs головними лісоутворювальними деревними породами Центрального Полісся. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 1999. Вип. 95. С. 9–15.
6. Перетятко Є.Є., Прокопенко Л.А., Ясковець І.І. Метод розширення динамічних компартментних моделей міграції радіонуклідів у лісових екосистемах. *Агроекологічний журнал*. 2006. № 2. С. 58–63.
7. Орлов О.О. та ін. Порівняльна оцінка ролі різних компонентів лісової екосистеми лишайникового бору у розподілі сумарної активності ^{137}Cs . *Проблеми екології лісу та лісокористування на Поліссі України*. 2001. Вип. 2(8). С. 10–25.
8. Пристер Б. С. И др. Радиоэкологическое районирование и модель территории для целей мониторинга агросферы после тяжелой аварии на АЭС. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. Чернобыль*. 2015. Вип. 25. с. 52-62.
9. Ясковець І.І., Гирий В.А., Онишук В.А., Шпинар Л.І. Результати динамічного моделювання радіоекологічної обстановки в Українському Поліссі і порівняння їх з даними вимірювань. *Агроекологічний журнал*. 2001. № 2. С. 62–67.
10. Райчук Л.А., Швиденко І.К., Кучма М.Д., Чоботко Г.М. Математична модель винесення ^{137}Cs з агроландшафтів Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Агроекологічний журнал*. 2020. № 1. С. 12–18.
11. Chobotko H. et al. Complex analysis and mathematical modeling of the internal exposure dose of the Ukrainian Polissya rural population. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2019. № 20(4). P. 397-404. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae2019.04.397>

12. Goor F., Thiry Y. Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations. *Science of the Total Environment*. 2004. Vol. 325. P. 163–180.
13. Jongmans A.G. Rock-eating fungi. *Nature*. 1997. Vol. 389. P. 682–683.
14. Landin V., Chobotko H., Raichuk L. The formation of current internal exposure doses of the Ukrainian Polissia rural population. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2020. № 10(6). P. 249-254. DOI: https://doi.org/10.15421/2020_290
15. Schell W.R. et al. Model-directed sampling in Chernobyl forests: general methodology and 1994 sampling program. *The Science of the Total Environment*. 1996. No 180. P. 119–240.
16. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems: Final report on the BIOMASS Forest Working Group activities 1998–2000. Vienna: IAEA, 2000. – 125 p.
17. Mamikhin S.V., Badawy W.M. A simulation model of 3D migration of Cs-137 in soils. *Вестник Московского университета*. 2011. № 4. С. 32–36.
18. Maskalchuk L., Baklay A., Leontieva T. Modeling of ^{137}Cs migration from soil to plants after usage of chemical matters. *World Journal of Nuclear Sciences & Engineering*. 2014. Vol. 1, No. 1. P. 1–7.
19. Nikolova I., Johanson K.J., Clegg S. The accumulation of ^{137}Cs in the biological compartment of forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000. Vol. 47. P. 319–326.
20. Rafferty B., Dawson D., Kliashtorin A. Decomposition in two pine forests: the mobilisation of ^{137}Cs and K from forest litter. *Soil Biol. Biochem.* – 1997. – Vol. 29, No. 11/12. – P. 1673–1681.
21. Fesenko S.V. et al. Simulation of ^{137}Cs migration over the soil–plant system of peat soils contaminated after the Chernobyl accident. *Russian Journal of Ecology*. – 2002 – Vol. 33, No. 3. – P. 170–177.
22. Steiner M., Linkov I., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. Vol. 58. P. 217–241.

ДОДАТКИ

Додаток А

Коефіцієнтів для розрахунку радіоекологічної критичності територій

№	Назва розділу, тематика карт	Позначення
I	Природно-ресурсний потенціал	
	гідрографічні умови	R _d
	морфологія рельєфу території	S _l
	інтенсивність акумуляції стоку	R _a
	переважаючий ґрунтовий покрив	S _o
II	Господарське використання території	
	наземний покрив території	P _t
	рівень забруднення ландшафту/екосистеми (з урахуванням рівня його/її експлуатації)	P _c
III	Дані радіоекологічного моніторингу	
	забруднення території ¹³⁷ Cs	S _c
	дозове навантаження на населення	D _y

[авторська розробка]

Додаток Б

Характеристика коефіцієнта гідрографічних умов (відстань від водойми)

Характеристика	Значення характеристики	Коефіцієнт R _d
Відстань від водойми	Клас 1 – 0-500 м	1,3
	Клас 2 – >500 м	1

Додаток В

Коефіцієнт S_l

Характеристика	Значення характеристики	Коефіцієнт S _l
Крутизна схилу	Клас 1 – 0-1°	1
	Клас 2 – 1-5°	0,9
	Клас 3 – 5-20°	0,8
	Клас 4 – 20-40°	0,6
	Клас 5 – >40°	0,3

Додаток Г

Коефіцієнт R_a

Характеристика	Значення характеристики	Коефіцієнт R _a
Інтенсивність акумуляції стоку	Клас 1 – висока	3
	Клас 2 – середня	1,4
	Клас 3 – низька	0,3

Коефіцієнт So

Шифр ґрунту	Назва ґрунту	Коефіцієнт So
1	Дерново-прихованопідзолисті піщані і глинисто-піщані ґрунти	0,5
2	Дерново-слабо-і середньопідзолиті піщані та глинисто-піщані ґрунти / Дернові оглеєні супіщані ґрунти	0,5
3	Дерново-слабоопідзолені супіщані ґрунти	0,5
4	Дерново-середньоопідзолені супіщані і суглинкові ґрунти	0,5
6	Дерново-прихованопідзолисті і слабопідзолисті глеюваті піщані і глинисто-піщані ґрунти / Дернові оглеєні супіщані ґрунти	
7	Дерново-слабопідзолисті глеюваті супіщані ґрунти	2,9
8	Дерново-середньо-і сильнопідзолисті глеюваті супіщані суглинкові ґрунти	2,9
9	Дерново-слабопідзолисті глейові піщані і глинисто-піщані ґрунти	2,9
10	Дерново-середньо-і сильнопідзолисті глейові супіщані і суглинкові ґрунти	2,9
11	Дерново-підзолисті сильноглейові ґрунти	2,9
17	Ясно-сірі опідзолені	0,45
18	Сірі опідзолені	0,45
19	Темно-сірі опідзолені	0,45
20	Чорноземи опідзолені	0,45
21	Ясно-сірі опідзолені оглеєні	0,48
22	Сірі опідзолені оглеєні	0,48
23	Темно-сірі опідзолені оглеєні	0,48
24	Чорноземи опідзолені оглеєні	0,48
29	Темно-сірі реградовані	0,1
30	Чорноземи реградовані / Чорноземи глибокі малогумусні	0,1
31	Чорноземи неглибокі слабогумусовані / розмиті ґрунти	0,1
34	Чорноземи неглибокі малогумусні	0,1
35	Чорноземи неглибокі малогумусні карбонатні	0,1
36	Чорноземи неглибокі малогумусні вилуговані	0,1
40	Чорноземи глибокі малогумусні	0,05
41	Чорноземи глибокі мало гумусні карбонатні	0,05
42	Чорноземи глибокі мало гумусні вилуговані	0,05
43	Чорноземи глибокі середньогумусні	0,05
45	Чорноземи глибокі середньогумусні вилуговані	0,05
46	Чорноземи звичайні середньогумусні глибокі	0,05
51	Чорноземи звичайні середньогумусні	0,05

54	Чорноземи звичайні малогумусні	0,05
61	Чорноземи звичайні середньогумусні глибокі міцелярно-висококарбонатні	0,05
69	Чорноземи південні слабогумусні	0,05
70	Чорноземи південні слабогумусовані міцелярно-карбонатні	0,05
72	Чорноземи на щільних глинах	0,05
73	Чорноземи солонцюваті на щільних засолених глинах / чорноземно-лучні поверхнево-слабосолонцюваті ґрунти / чорноземні глинисто-піщані і супіщані ґрунти	0,05
74	Чорноземи переважно щебенюваті на елювії масивно-кристалічних порід	0,05
78	Чорноземи карбонатні на елювії карбонатних порід / відходи рихлих порід	0,05
79	Чорноземи переважно карбонатні щебенюваті і рінякові на елювії щільних і рінякових карбонатних і окарбоначених порід	0,05
80	Чорноземні глинисто-піщані і супіщані ґрунти / чорноземно-лучні глибоко-слабосолонцюваті ґрунти	0,05
83	Чорноземи південні залишково-глибоко-солонцюваті / темно-каштанові залишково-слабо- і середньосолонцюваті ґрунти	0,05
85	Чорноземи глибокі солонцюваті	0,05
92	Чорноземи передгірські карбонатні на елювії та делювії щільних карбонатних порід	0,05
94	Чорноземи передгірські солонцюваті переважно на щільних засолених глинах	0,05
95	Лучно-чорноземні ґрунти на лесових породах	0,2
96	Лучно-чорноземні карбонатні ґрунти	0,2
97	Лучно-чорноземні вилугуваті ґрунти	0,2
102	Лучно-чорноземні глибоко-середньо- і сильносолонцюваті ґрунти / Лучно-болотні солонцюваті ґрунти	0,2
104	Темно-каштанові залишково-слабо- і середньосолонцюваті ґрунти	0,3
106	Темно-каштанові слабо- і середньосолонцюваті ґрунти	0,3
111	Черноземно-лучкові	0,72
118	Лучні ґрунти	0,72
119	Лучні карбонатні ґрунти	0,72
121	Лучні глейові ґрунти	0,72
122	Лучні та дернові карбонатні глейові ґрунти	0,72
127	Лучні глибоко-солонцюваті/болотні/солонці лучні	0,72
130	Лучні і дернові шаруваті	0,72
131	Лучно-болотні ґрунти / торфовища низинні	10
132	Лучні глибоко-солонцюваті/болотні/чорноземно-лучні вилуговані осолоділі	10

133	Болотні	15
135	Торфувато-болотні ґрунти	15
136	Торфово-болотні ґрунти	15
137	Торфовища верхові перехідні	15
138	Торфовища низинні / дерново-прихованопідзолисті і слабопідзолисті глеюваті піщані і глинисто-піщані ґрунти	15
143	Солонці лучні / болотні солонцюваті ґрунти	12
158	Дернові розвинені глинисто-піщані ґрунти	1,4
159	Дернові оглеєні піщані і глинисто-піщані ґрунти / дерново-слабопідзолисті глейові піщані і глинисто-піщані ґрунти	4,5
161	Дернові суглинкові ґрунти	4,5
162	Дернові суглинкові	4,5
165	Дернові карбонатні	4,5
168	Дернові опідзолені оглеєні ґрунти	4,5
169	Виходи порід	0,01
176	Бурі гірсько-лісові неглибокі щебенюваті насичені ґрунти / лучні карбонатні ґрунти	0,35
180	Темно-бурі і бурі гірські типові ґрунти	0,35
191	Коричневі гірські не карбонатні ґрунти / відходи рихлих порід	0,35
196	Відходи рихлих порід	0,4

Додаток Е

Коефіцієнт Sc

Рівень забруднення території ^{137}Cs , кБк/м ² , відповідно до легенди карти	Коефіцієнт Sc
<2	1,0
2 – 4	1,1
5 – 10	1,4
11 – 20	2,3
21 – 40	7,1
41 – 100	10,3
101 – 185	15,8
186 – 555	25,6
556 – 1480	48,6
>1480	73,5

Додаток Ж

Коефіцієнт Pt

Код	Тип наземного покриву	Коефіцієнт Pt
20	Чагарники	1,3
30	Трав'яна рослинність (луки)	1,6
40	С.-г.угіддя	1,5
50	Забудована територія (урботериторія)	1,0
60	Відкритий ґрунт / рідка рослинність	1,2
80	Водні об'єкти	1,0
90	Водно-болотні угіддя	1,7
111	Густий хвойний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	2,0
112 - 114	Густий широколистяний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	1,9
121	Хвойний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%)	1,8
122	Широколистяний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%)	1,6
115,116, 125, 126	Мішаний ліс	1,7

Додаток К

Коефіцієнт Pc

код	Досліджувані ландшафти чи їх елементи	Коефіцієнт Pc
20	Чагарники, сади	0,9
30	Трав'яна рослинність (луки, пасовища)	1,3
40	С.-г.угіддя	0,8
60	Відкритий ґрунт / рідка рослинність	1,1
80, 90	Водно-болотні угіддя	2,8
111	Густий хвойний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	3,3
112 - 114	Густий широколистяний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	2,9
121	Хвойний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%)	2,9
122	Широколистяний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15-70%)	2,4
115,116, 125, 126	Мішаний ліс	2,6

Додаток Л

Коефіцієнт D

Рівень дозового навантаження на населення, мЗв/рік	Коефіцієнт D
>5	2,8
1-5	1,9
0,1-1	1,1
<0,1	1

Додаток М

Рівень радіоекологічної критичності території

Комплексний показник рівня радіоекологічної критичності території R _c	Рівень радіоекологічної критичності території
>185,0	Екстремально критичний
148,1 – 185,0	Дуже критичний
111,1 – 148,0	Критичний
74,1 – 111,0	Помірно критичний
37,1 – 74,0	Слабко критичний
<37,0	Не критичний

Підписано до друку 22.08.2025 р. Формат 60×84/16.
Ум. друк. арк. 1,23. Наклад 100 прим. Зам. № 250529

Видавець і виготовлювач Національний університет біоресурсів
і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, м. Київ, 03041.
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 4097 від 17.06.2011 р.