

Міністерство освіти і науки України
Київський національний університет імені Тараса Шевченка
Географічний факультет
Кафедра гідрології та гідроекології

**ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ В ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ
БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ В МЕЖАХ УКРАЇНИ**

Галузь знань 10 – Природничі науки
Спеціальність 103 – Науки про Землю
Освітньо-наукова програма:
Гідрологія та інтегроване управління водними ресурсами

студентки 2 курсу магістратури
Кузуб Карини Геннадіївни

Науковий керівник:
доктор геогр. наук, професор
Хільчевський В.К.

Київ – 2026

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	3
ВСТУП.....	4
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ФОРМУВАННЯ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ ТА БЕЗПЕКИ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ.....	7
1.1. Особливості поведінки та міграції радіонуклідів у водному середовищі. Чинники формування радіаційного стану поверхневих вод.....	7
1.2. Міжнародні та національні нормативно-правові засади оцінки радіаційної безпеки поверхневих вод.....	15
Висновки до 1 розділу.....	24
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ ТА СТАН І ДИНАМІКА РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ.....	26
2.1. Фізико-географічна та гідрологічна характеристика басейну Прип'яті в межах України.....	26
2.2. Просторово-часові особливості розподілу радіонуклідів у поверхневих водах Прип'яті та аналіз відповідності радіаційних показників нормативним вимогам.....	32
Висновки до 2 розділу.....	54
РОЗДІЛ 3. ШЛЯХИ ПОЛІПШЕННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ В ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ.....	55
3.1. Рекомендації щодо покращення радіаційної ситуації та зниження ризиків радіоактивного забруднення поверхневих вод басейну Прип'яті.....	55
3.2. Можливості прогностичного моделювання радіаційної ситуації у поверхневих водах за допомогою СППР JRODOS.....	59
Висновки до 3 розділу.....	68
ВИСНОВКИ.....	69
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	71
ДОДАТКИ.....	75

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ВООЗ — Всесвітня організація охорони здоров'я

МАГАТЕ — Міжнародне агентство з атомної енергії

МКРЗ — Міжнародна комісія з радіаційного захисту

ЄС — Європейський Союз

ЧАЕС — Чорнобильська атомна електростанція

ЧЗВ — Чорнобильська зона відчуження

СППР — система підтримки прийняття рішень

НРБУ-97 — Норми радіаційної безпеки України (1997)

ДСанПіН — Державні санітарні правила і норми

ДР-2006 — Державні гігієнічні нормативи (2006)

Бк — бекерель

Бк/л — бекерель на літр

Бк/м³ — бекерель на кубічний метр

ТБк — терабекерель

Бк/кг — бекерель на кілограм

Бк/дм³ — бекерель на кубічний дециметр

мЗв — мілізіверт

Cs-137 — цезій-137

Sr-90 — стронцій-90

¹³¹I — йод-131

²³⁸Pu, ^{239,240}Pu — ізотопи плутонію

²⁴¹Am — америцій-241

ВСТУП

Актуальність теми. Проблема гарантування радіаційної безпеки поверхневих вод залишається однією з найбільш пріоритетних для України, що зумовлено як наслідками аварії на Чорнобильській АЕС, так і сучасними техногенними викликами. Басейн річки Прип'ять, як основна водна артерія Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ), відіграє ключову роль у процесах перенесення та перерозподілу радіонуклідів, зокрема ^{90}Sr ^{137}Cs , у межах району річкового басейну Дніпра.

Попри загальну тенденцію до зниження рівнів радіоактивного забруднення вод у післяаварійний період, низка об'єктів, особливо безстічні та слабкопроточні водойми басейну Прип'яті, а також забруднені заплавні території річки Прип'ять, залишаються джерелами вторинного забруднення. Сучасні гідрологічні умови, зокрема мінливість стоку та ризики затоплення заплави під час високих паводків, потребують постійного моніторингу та вдосконалення методів оперативного прогнозування.

Тому, актуальним завданням є необхідність оцінки сучасного радіаційного стану поверхневих вод басейну Прип'яті та використання сучасним систем підтримки прийняття рішень (СППР), зокрема JRODOS, для прогнозування та мінімізації ризиків для населення та водного середовища.

Мета дослідження полягає у встановленні сучасних просторово-часових закономірностей формування радіаційної ситуації у поверхневих водах басейну Прип'яті в межах України та прогнозуванні її розвитку за допомогою засобів математичного моделювання для обґрунтування заходів із радіаційного захисту.

Для досягнення поставленої мети було визначено наступні **завдання**:

- вивчити теоретичні засади міграції радіонуклідів у водному середовищі та проаналізувати чинну нормативно-правову базу оцінки радіаційної безпеки вод.

- охарактеризувати гідрологічний режим та фізико-географічні особливості басейну Прип'яті як чинники формування радіоактивного забруднення.
- проаналізувати багаторічну динаміку та сучасний стан вмісту основних довгоживучих радіонуклідів у поверхневих водах басейну, оцінивши їх відповідність встановленим нормативам.
- обґрунтувати практичні рекомендації щодо зниження ризиків радіоактивного забруднення вод та покращення моніторингових досліджень.
- спрогнозувати зміну радіаційної обстановки у річці Прип'ять при виникненні несприятливих гідрологічних умов із використанням можливостей СППР JRODOS.

Об'єктом дослідження є поверхневі води басейну річки Прип'ять в межах України.

Предметом дослідження є радіаційний стан поверхневих вод басейну річки Прип'ять в межах України.

Вихідні дані та методи дослідження. Інформаційною базою дослідження слугували державні та міжнародні гігієнічні нормативи щодо допустимого вмісту радіонуклідів у питній воді, дані багаторічного радіаційного моніторингу Державного спеціалізованого підприємства «Екоцентр», результати аналізу Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України, картографічні матеріали, монографічна література та науково-аналітичні статті вітчизняних та іноземних авторів, навчальні посібники, підручники, електронні ресурси.

У роботі використано комплекс **методів**: методи аналізу і синтезу, індукції і дедукції, узагальнення, абстрагування, статистичні, картографічні, порівняльні, математичне моделювання.

Наукова цінність та новизна отриманих результатів полягає у подальшому розвитку дослідження впливу екстремальних гідрологічних явищ на процеси вимивання радіонуклідів із заплавної території у сучасних умовах

та сучасному підходу до оцінки ризиків вторинного забруднення шляхом прогностичного моделювання за допомогою СППР JRODOS.

Практичне значення результатів. Сформовані у роботі висновки та розроблені рекомендації можуть бути використані органами ДСНС та природоохоронними структурами для оптимізації мережі радіаційного моніторингу та планування гідротехнічних заходів у зоні відчуження.

На захист виносяться:

- результати комплексної оцінки сучасного радіаційного стану поверхневих вод басейну Прип'яті та аналіз їх відповідності державним та міжнародним гігієнічним нормативам щодо допустимого вмісту радіонуклідів у питній воді.
- закономірності міграції радіонуклідів у різних типах водних об'єктів (транзитні річки, замкнені озера).
- прогностні сценарії зміни радіаційної ситуації в річці Прип'ять при виникненні надзвичайних ситуацій гідрологічного характеру, отримані за допомогою системи JRODOS.

Апробація результатів. Основні положення та результати були відображені у збірнику наукових публікацій XXIII Міжнародної наукової конференції “Шевченківська весна-2026: Географія”.

Структура та обсяг роботи. Робота складається з трьох логічно пов'язаних розділів, до складу яких входять 6 підрозділів, вступу, висновків, списку використаної літератури обсягом 34 джерела, 3 додатків. Обсяг основної частини дослідження складає 66 сторінок. Магістерська робота містить 12 таблиць, 11 рисунків.

РОЗДІЛ 1

ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ФОРМУВАННЯ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ ТА БЕЗПЕКИ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ

1.1. Особливості поведінки та міграції радіонуклідів у водному середовищі та чинники формування радіаційного стану поверхневих вод

1.1.1 Поняття радіоактивності та джерела іонізуючого випромінювання. Радіоактивність – це властивість деяких хімічних елементів (радіонуклідів) самочинно розпадатися із випромінюванням радіації. [17] Усі живі організми на Землі постійно перебувають під впливом іонізуючого випромінювання шляхом зовнішнього та внутрішнього опромінення від природних та штучних джерел іонізуючого випромінювання, які утворюють загальний радіаційний фон. [1]

До природних джерел іонізуючого випромінювання належать космічне випромінювання, яке поділяється на первинне і вторинне, а також природні радіоактивні речовини, що містяться в атмосферному повітрі, гідросфері та гірських породах літосфери. Водночас, важливим чинником формування радіаційного навантаження є антропогенна діяльність, пов'язана з використанням радіоактивних матеріалів та джерел випромінювання. Д них належать випромінювання, що виникають унаслідок ядерних вибухів, функціонування атомних електростанцій (АЕС), видобутку корисних копалин з надр Землі, а також використання іонізуючого випромінювання та радіоактивних речовин у медицині, наукових дослідженнях та інших сферах господарської діяльності. [2]

Деякі з цих видів діяльності, зокрема видобуток радіоактивних руд та спалювання вугілля, що містить природні радіоактивні компоненти, можуть посилювати дію природного випромінювання. Крім того, атомні електростанції та інші об'єкти ядерної енергетики здатні викидати радіоактивні речовини у навколишнє середовище та утворювати радіоактивні відходи, які є потенційним джерелом радіаційного опромінення. Особливо небезпечними є порушення технологічних процесів на АЕС, яке спричинює аварії з викидом радіоактивних речовин у довкілля, що призводить до важких екологічних та соціально-економічних наслідків.

Іонізуюче випромінювання, у свою чергу, негативно впливає на живі організми, пошкоджуючи клітини і тканини, та спричиняє серйозні наслідки для здоров'я людей, зокрема, такі захворювання як лейкемія та інші види раку. [1]

Антропогенна діяльність призвела до потрапляння радіоактивних речовин, зокрема у водні об'єкти, що створює потенційну загрозу для водних екосистем, та організмів, що їх населяють. Унаслідок цього вживання риби та інших гідробіонтів із радіоактивно-забруднених водойм може стати причиною внутрішнього опромінення населення. [5]

Радіоактивне забруднення водних об'єктів може формуватися як за рахунок надходження як техногенних радіонуклідів, так і внаслідок радіонуклідів природного походження, що присутні у природних/фонових або техногенно підвищених концентраціях.

1.1.2 Механізми надходження радіонуклідів у водні системи. Поведінка, розподіл та міграція радіонуклідів у водному середовищі характеризуються більшою складністю, ніж в атмосфері. Це зумовлено тим, що швидкість їх руху, напрямок та характер просторового розсіювання формуються під впливом взаємопов'язаних гідрологічних та фізико-хімічних процесів. Крім того, у водоймах, крім розсіювання, також можливе накопичення радіоактивних речовин, що призводить до їх локального концентрування. [1]

Надходження радіонуклідів можуть надходити у водні системи кількома шляхами. Основними з них є пряме випадання радіоактивних опадів із атмосфери на водну поверхню або в результаті їх винесення із поверхні забруднених водозбірних територій із дощовими водами та під час танення снігу. У таких випадках радіонукліди можуть транспортуватися як у розчинній формі, так і у складі ґрунтових частинок. Крім того, джерелами їх надходження є води забрудненої руслової мережі, зокрема річок і струмків, або фільтраційні стоки. [3]

1.1.3 Сезонна динаміка, гідрологічні та кліматичні чинники міграції.

Після надходження радіонуклідів на поверхню водойми або на територію водозбору ключове значення у їх подальшому поширенні радіонуклідів за межі первинно забрудненої зони мають гідрологічні процеси. Під їх впливом відбувається поступове розширення меж початкового забруднення, як на водозбірних територіях, так і безпосередньо у водних об'єктах.

Істотний вплив на забруднення водних об'єктів має тип сезонної гідрологічної ситуації на момент надходження радіоактивних випадіння на поверхню водозбірної території або безпосередньо у водну систему. У разі випадіння радіоактивних речовин на сніговий покрив до початку сніготанення, значна частина радіонуклідів може бути винесена в річки під час весняного водопілля внаслідок поверхневого стоку. Натомість, якщо атмосферні радіоактивні випадіння відбуваються на поверхні водозбору у літній посушливий період, то інтенсивність змиву радіонуклідів із поверхні ґрунту та рослинного покриву водозбору може бути значно нижчою.

Після дощових періодів або сніготанення на забруднених водозбірних територіях як наслідок змиву у річкових водах можуть спостерігатися підвищені концентрації радіонуклідів порівняно із періодами межені, коли основним джерелом живлення річок переважно є підземні води. У разі підтоплення і стіканні вод з поверхні радіоактивно-забруднених заплавної територій річок

рівні забруднення вод у межах основного русла річки також суттєво зростають. [29]

Ще одним важливим чинником, що впливає на ступінь радіоактивності води відкритих водойм, є клімат, який визначає інтенсивність хімічного вивітрювання гірських порід, які є основним джерелом природних радіонуклідів. Концентрація радіоізотопів в озерах залежить від ступеня водного обміну: безстічні озера в районах з посушливим кліматом можуть накопичувати значну кількість радіоактивних елементів через інтенсивне випаровування застійної води. На річках під час паводків радіоактивність води знижується за рахунок розбавлення забруднених вод, а в період межені – зростає. Взимку, коли річки покриваються льодом, у воді спостерігається підвищений вміст радіоактивних газів, таких як радон і торон. [3]

1.1.4 Фактори розподілу та розповсюдження. У поверхневих водах радіонукліди можуть існувати у різних фізико-хімічних формах і сполуках, що істотно впливає на їх поведінку у водних екосистемах. Під час надходження радіоактивних речовин у вигляді аерозольних випадінь на водну поверхню або внаслідок змиву з території водозбору відбувається їх розсіювання у водній товщі та подальший перерозподіл між основними компонентами водного середовища зі встановленням певної динамічної рівноваги, яка формується під впливом динаміки процесів сорбції і десорбції між рідкою фазою (водою) і твердими компонентами (завислими речовинами і донними відкладами), а також унаслідок біоаккумуляції радіонуклідів гідробіонтами. [2]

Таким чином, розповсюдження радіонуклідів у воді визначається сукупною дією двох факторів:

а) фізико-хімічних: адсорбція, іонний обмін, осадження, седиментація (осад), флокуляція;

б) біотичних: поглинання радіонуклідів водними організмами безпосередньо з води, їх подальше накопичення в біоті та в ґрунті.

За характером розповсюдження у водоймі радіоактивні ізотопи можуть бути розподілені на чотири групи:

1. Гідротропні – містяться у великій кількості у водній товщі (хром, сірка, германій);
2. Біотропні – інтенсивно поглинаються водними організмами (фосфор, кадмій, церій і ртуть);
3. Педотропні – накопичуються переважно у донних відкладах (залізо, кобальт, цинк, ітрій, цирконій, ніобій, цезій);
4. Евротропні – рівномірно розподіляються між компонентами водойми (рубідій, стронцій, рутеній, йод). [1]

Ступінь, до якої джерело забруднення сприяє радіаційному стану водойм, залежить від факторів, що впливають на динаміку та доступність кожного радіонукліда. Ці фактори включають:

- ступінь радіоактивного розпаду;
- зниження активності радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту внаслідок вертикальної міграції;
- трансформацію початкових фізичних та хімічних форм радіонуклідів у ґрунтах водозборів та заплавах річок;
- місцеві природні та кліматичні фактори, що впливають на стік води та ерозійні процеси. [17]

Поведінка радіонуклідів у водоймі та рівень радіоактивності річкових та озерних вод значною мірою визначаються гідрохімічним складом води, який обумовлює її ключові властивості, такі як ступінь мінералізації, кількість і характер зважених домішок, а також залежить від їх джерела.

Дощові, снігові та льодовикові води характеризуються низьким вмістом солей, тому водойми гірських районів високих широт, що живляться переважно цими водами, практично не містять природних радіонуклідів. [29]

1.1.5 Роль підземних вод. Основним шляхом надходження природних радіонуклідів у відкриті водойми суходолу є підземні води. Вони можуть виносити у річки та озера радіоактивні і хімічні забруднювачі із приповерхневих підземних сховищ радіоактивних відходів або місць локалізації радіоактивних залишків переробки руд із високим вмістом природних радіонуклідів, наприклад, хвостосховищ уранового виробництва. Підживлення водойм ґрунтовими і міжпластовими водами, визначає рівень природної радіоактивності води цих водних об'єктів. Тому природна радіоактивність водного середовища часто зумовлена наявністю радіонуклідів, що містяться у гірських породах, таких як уранові, торієві та калієві руди, які можуть виділяти уран, торій і радон у ґрунтові та поверхневі води. [2]

Рівень радіоактивності річкових вод визначається насамперед вмістом калію, вміст якого залежить як від хімічного складу порід, що змиваються цими водами, так і від впливу різних кліматичних чинників. [4] Радіоактивність озерних вод тісно пов'язана з хімічним складом води їх приток та підземних джерел, що їх живлять. Унаслідок цього рівень радіоактивності води річок та озер може зазнавати значних коливань.

Міграція радіонуклідів з підземними водами до зон їх розвантаження у річкові системи відбувається досить повільно і визначається гідрогеологічними умовами місцевості, включно з ухилом водозборів, геохімічними властивостями ґрунтів та іншими факторами. [1]

1.1.6 Транспорт радіонуклідів та процеси розбавлення в руслах. Радіонукліди потрапляють у поверхневий стік переважно з верхнього шару ґрунту, тому рівень радіоактивного забруднення водойм значною мірою визначається вертикальним розподілом радіонуклідів у ґрунті. Частина радіонуклідів розмивається з ґрунтів і переноситься в річки, озера та в морські води через ерозію поверхневих частинок ґрунту та стоку у розчиненій фазі. Фізико-хімічні механізми, що зв'язують радіонукліди з ґрунтом, визначають

ступінь їхнього переходу у воду. Характер зв'язування залежить як від характеристик радіонукліда, так і від властивостей і типу ґрунту. [2]

Після надходження радіонуклідів у водотік із поверхневим стоком або підземними водами їх подальше перенесення буде визначатися динамікою водних мас і, відповідно, радіонуклідів у складі забрудненої води або зважених частинок наносів у руслі річки. Затримка радіонуклідних опадів ґрунтами водозборів та осадовими відкладеннями річок та озер відіграє ключову роль у визначенні їх подальшого транспортування у водних системах. Основним джерелом зважених частинок для поверхневого стоку є верхній шар ґрунту водозбірного басейну. Частка радіонуклідів, що адсорбується на зважених частинках, що значно коливається у поверхневих водах, визначає їх міграцію та біоаккумуляцію. У річках, де осідання зважених частинок відбувається локально, більшість радіоактивних речовин нерівномірно накопичуються на дні, створюючи локальні зони підвищеного забруднення. [29]

Твердий стік, що передбачає транспортування радіонуклідів разом із наносами в руслі річки, є ключовим механізмом їх розсіювання та міграції в річкових екосистемах. Донні відклади переважно складаються з піску, що переміщується по дну під час високих швидкостей течії, забезпечуючи перенесення радіоактивних частинок. [5]

Ефективність процесу розбавлення радіоактивних речовин у річках і замкнутих водоймах неоднакова. У річках ступінь та швидкість цього процесу визначаються комплексом гідрологічних умов, включно зі співвідношенням обсягу забруднень і водного стоку, швидкістю течії, турбулентністю водного потоку, глибиною, формою русла, рельєфу дна тощо. У малих гірських річках максимальне розбавлення радіоактивних речовин відбувається протягом декількох хвилин, тоді як на рівнинних річках з вираженою струйністю течії зона завершення розбавлення, може простягатися на десятки кілометрів. У замкнутих водоймах, таких як ставки, озера та водосховища, інтенсивність розбавлення

значно менша, і відбувається завдяки течіям, хвильовому режиму і частково процесу дифузії. [29]

1.1.7 Акумулятивна роль донних відкладів. Одночасно з процесом розбавлення у воді відкритих водойм радіоактивні ізотопи інтенсивно сорбуються дном і донними відкладами. Понад 90 % загального вмісту радіонуклідів у водному середовищі накопичується в донних відкладах, що робить їх ключовим довгостроковим резервуаром радіонуклідів. Радіонукліди можуть адсорбуватися на зважених частинках у водоймах, які згодом осідають на донні відкладення. [1]

Ступінь накопичення радіоактивних ізотопів донними відкладеннями визначається структурою ґрунту. Зі збільшенням іонообмінної ємності ґрунту підвищується і здатність дна до накопичення ізотопів. Хімічні властивості радіонуклідів також суттєво впливають на їх фіксацію: ^{90}Sr фіксується слабо, тоді як ^{137}Cs має високу здатність до адсорбції. Крім того, в донних відкладеннях рівні накопичення та розподілу ^{137}Cs залежать від його концентрації у воді та його механічного, мінералогічного й хімічного складу ґрунтів, що визначає їх поглинальну властивість. [3]

Вміст радіоактивних елементів у ґрунті залежить від питомої активності води: зі зростанням активності водного середовища їх накопичення у ґрунті збільшується, хоча коефіцієнт накопичення при цьому має тенденцію до зниження. За умов сталої концентрації радіонуклідів у воді формується стійка динамічна рівновага між вмістом їх у донних відкладах та водній товщі. При зменшенні активності води спостерігається повільний процес десорбції радіоактивних речовин із донних відкладів і їх повторного переходу у воду. У зв'язку з цим, донні відкладення у даному випадку можуть розглядатися як потенційне джерело вторинного радіоактивного забруднення водного середовища. [2]

1.2 Міжнародні та національні нормативно-правові засади оцінки радіаційної безпеки поверхневих вод

1.2.1 Міжнародні підходи та роль МАГАТЕ і ВООЗ. Міжнародні підходи до нормування радіоактивності питної води ґрунтуються на рекомендаціях Міжнародної комісії з радіаційного захисту (МКРЗ) та узгоджуються між Всесвітньою організацією охорони здоров'я (ВООЗ) та Міжнародним агентством з атомної енергії (МАГАТЕ). Рекомендації ВООЗ визначають критерії безпеки з точки зору охорони здоров'я людини, тоді як МАГАТЕ забезпечує їх методологічне обґрунтування та нормативне впровадження у формі міжнародних стандартів безпеки.

Принципи радіаційного захисту передбачають застосування консервативних критеріїв, що реалізуються у вигляді встановлених обмежень на дози опромінення і, відповідно, похідних контрольних рівнів концентрацій активності радіонуклідів у воді. Такі рівні визначаються на основі результатів спостережень за станом природних водних об'єктів. [5]

На відміну від гранично допустимих концентрацій (ГДК), що застосовуються для хімічних забруднювачів у воді, нормування рівнів безпеки питної води за показниками об'ємної активності радіонуклідів ґрунтується на дозовому підході. МКРЗ рекомендує використовувати похідні рівні від дози опромінення від усіх водних шляхів, яка не повинна перевищувати 10 % від річного ліміту дози для населення, встановленого на рівні 1 мЗв/рік, тобто - квоти 0,1 мЗв/рік за рахунок споживання питної води незалежно від походження радіоактивного забруднення (природного або техногенного). Показник квоти на дозу опромінення по водних шляхах надходження 0,1 мЗв/рік відповідає контрольним рівням показників сумарної альфа- і бета-активності вод, які становлять 0,1 Бк/дм³ та 1 Бк/дм³, відповідно. Аналогічний підхід до нормування

радіоактивного забруднення вод рекомендовано і в базових стандартах безпеки МАГАТЕ. [29]

МАГАТЕ було засновано в 1957 році як всесвітню організацію, що реалізує принцип “Атом заради миру” в межах системи Організації Об’єднаних Націй (ООН). Секретаріат МАГАТЕ взаємодіє з державами-членами та численними міжнародними партнерами з метою сприяння безпечному, надійному та мирному використанню ядерних технологій.

Норми безпеки МАГАТЕ встановлюють фундаментальні принципи безпеки, вимоги та заходи для контролю радіаційного опромінення людей та викиду радіоактивних речовин у навколишнє середовище, а також обмеження ймовірності виникнення подій, що можуть призвести до втрати контролю над активною зоною ядерного реактора, ланцюговою ядерною реакцією, радіоактивним джерелом чи іншим джерелом іонізуючого випромінювання. Крім того, вони передбачають заходи щодо мінімізації наслідків таких подій у разі їх виникнення.

У нормативних документах МАГАТЕ числові значення концентрацій радіонуклідів у питній воді здебільшого узгоджуються з рекомендаціями ВООЗ та Європейського Союзу (ЄС), тоді як роль МАГАТЕ полягає у формуванні дозових критеріїв, принципів радіаційного захисту та методології їх застосування.

1.2.2 Критерії ВООЗ та скринінгові рівні. ВООЗ є провідним та координуючим органом у сфері охорони здоров'я в системі ООН. У сфері безпечності харчових продуктів та питної води ВООЗ виступає авторитетним джерелом інформації щодо якості води з позиції захисту здоров'я населення, які використовуються регуляторними органами у сфері водопостачання, охорони здоров'я та іншими зацікавленими сторонами. Це передбачає надання інформації та оцінок, що ґрунтуються на критеріях стану здоров'я, щодо різних небезпек для

здоров'я людини, які можуть бути присутніми у водному циклі, включаючи радіоактивність, а також підходи до управління, пов'язаними з цим ризиками.

ВООЗ також розробляє міжнародні норми щодо якості води та здоров'я людини у формі рекомендацій, які використовуються як основа для регулювання та встановлення стандартів у країнах, що розвиваються та розвинених країнах світу. [6]

В Керівних принципах ВООЗ щодо якості питної води наведено критерії, за якими оцінюється безпека питної води за вмістом радіонуклідів. Вони були розроблені переважно для радіонуклідів природного походження, але також застосовуються і до радіонуклідів штучного походження. ВООЗ використовує “індивідуальний критерій дози” (ІКД) 0,1 мЗв/рік від споживання питної води, незалежно від природи джерела забруднення. Досвід застосування цих рекомендацій показав, що більшість систем питного водопостачання відповідають зазначеному критерію дози.

Під час оцінки відповідності вимогам ІКД на першому етапі виконуються скринінгові вимірювання сумарної альфа- та сумарної бета-активності питної води. Радіоактивність у воді зазвичай вимірюється у Бк/л або Бк/м³. Якщо виміряні значення активності не перевищують скринінгові рівні 0,1 Бк/л для сумарної альфа-активності та 1 Бк/л для сумарної бета-активності, подальші дії не потрібні. [7]

На основі ІКД, ВООЗ було розроблено рекомендовані рівні активності для низки поширених радіонуклідів природного та штучного походження (табл. 1.1). Якщо у питній воді виявлено декілька радіонуклідів, необхідно додати індивідуальні дози для кожного з них для підтвердження перевищення ІДК. ВООЗ зазначає, що “рекомендовані” рівні є консервативними і не повинні інтерпретуватися як граничні значення. Перевищення рекомендованих рівнів розглядається як причина для проведення додаткових досліджень, але не обов'язково вказує на те, що питна вода є небезпечною для споживання. Зокрема,

якщо рекомендований рівень перевищено в окремому зразку, ІДК буде перевищено лише в тому випадку, якщо аналогічні концентрації зберігатимуться протягом усього року. [6]

Таблиця 1.1

Рекомендаційні рівні ВООЗ для радіонуклідів у питній воді

Радіонуклід	Рекомендований рівень (Бк/л)
^3H	10 000
^{14}C	100
$^{90}\text{Sr}, ^{131}\text{I}, ^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}, ^{238}\text{U}$	10
$^{226}\text{Ra}, ^{228}\text{Th}, ^{230}\text{Th}, ^{232}\text{Th}, ^{234}\text{U}, ^{239}\text{Pu}, ^{241}\text{Am}$	1
$^{210}\text{Pb}, ^{210}\text{Po}, ^{228}\text{Ra}$	0.1

Джерело: “Guidelines for drinking-water quality, 4th ed., Radiological aspects”

1.2.3 Стандарти Європейського Союзу. Окрім двох основних міжнародних організацій, уповноважених встановлювати стандарти (МАГАТЕ та ВООЗ), інші міжнародні організації відіграють важливу роль у розробці та впровадженні цих стандартів. До таких організацій належить Європейська комісія.

Європейська Комісія здійснює контроль за впровадженням законодавства Європейського Союзу щодо радіоактивності в питній воді. Зокрема, “Директива Ради 2013/51/Євратом від 22 жовтня 2013 року, що встановлює вимоги щодо захисту здоров'я населення стосовно радіоактивних речовин у воді, призначеній для споживання людиною” забезпечує рамки для контролю рівнів радіоактивності в питній воді та дози опромінення, отриманої в результаті споживання різних видів питної води. [8]

Директива ЄС 2013/51/Євратом встановлює так звані “індикаторні параметри” для питомої активності радону і тритію у воді (табл. 1.2), а також на

вміст у воді інших радіонуклідів (табл. 1.3). Такі рівні є підставою для аналізу причини формування підвищених рівнів забруднення вод. [29]

Таблиця 1.2

Параметричні значення для радону і тритію у воді, призначеної для споживання людиною згідно Директиви Ради 2013/51/Євратом

Параметр	Параметричне значення (Бк/л)
Радон	100
Тритій	100

Таблиця 1.3

Виведені концентрації радіоактивності у воді, призначеній для споживання людиною згідно Директиви Ради 2013/51/Євратом

Походження	Нуклід	Похідна концентрація
Природний	U-238	3,0 Бк/л
	U-234	2,8 Бк/л
	Ra-226	0,5 Бк/л
	Ra-228	0,2 Бк/л
	Pb-210	0,2 Бк/л
	Po-210	0,1 Бк/л
Штучний	C-14	240 Бк/л
	Sr-90	4,9 Бк/л
	Pu-239/Pu-240	0,6 Бк/л
	AM-241	0,7 Бк/л
	Co-60	40 Бк/л
	Cs-134	7,2 Бк/л
	Cs-137	11 Бк/л
	I-131	6,2 Бк/л

1.2.4 Національні нормативи України. Національні норми радіаційної безпеки формуються з урахуванням рекомендацій МКРЗ та положень основних міжнародних стандартів безпеки (МСБ), розроблених МАГАТЕ. Стандарти радіологічного захисту людини і довкілля (International Safety Standards) широко застосовуються як основа національного законодавства більшості держав-членів МАГАТЕ.

Державні гігієнічні нормативи “Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)” включають систему принципів, критеріїв, нормативів та правил, виконання яких є обов’язковою нормою в політиці держави щодо забезпечення протирадіаційного захисту людини та радіаційної безпеки. НРБУ розроблені відповідно до основних положень Конституції та Законів України “Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення”, “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку”, “Про поводження з радіоактивними відходами”. [9]

Метою НРБУ-97 є встановлення основних вимог до охорони здоров'я людини від можливого шкідливого впливу іонізуючого випромінювання та охорони навколишнього середовища. Реалізація цієї мети забезпечується шляхом запровадження системи радіаційно-гігієнічних регламентів. З метою радіаційного захисту персоналу та населення, НРБУ-97 встановлюють ліміти доз, допустимі рівні надходження радіонуклідів в організм та нормативні значення їх вмісту у воді та повітрі, які гарантують дотримання цих рівнів надходження. [1]

Зокрема, НРБУ встановлює рівні дій для питомої активності природних радіонуклідів у воді джерел господарсько-питного водопостачання (табл. 1.4), а також допустимі концентрації радіонуклідів у питній воді для населення (табл. 1.5).

Таблиця 1.4

**Рівні дій для природних радіонуклідів у воді джерел господарсько-питного
водопостачання згідно НРБУ-97**

Радіонуклід	Допустимий рівень (рівень дій)
222Rn (Радон-222)	100 Бк/кг
Уран (сумарна активність природної суміші ізотопів)	1 Бк/кг
226Ra (Радій-226)	1 Бк/кг
228Ra (Радій-228)	1 Бк/кг

Таблиця 1.5

**Допустимі концентрації радіонуклідів у питній воді для населення
(категорії В) згідно НРБУ-97**

Радіонуклід	Період напіврозпаду	ДКВingest (Бк/м³)
1	2	3
3H	12.35 р.	3,00E+07
11C	20.38 хв.	2,00E+07
14C	5730 р.	2,00E+06
22Na	2.602 р.	2,00E+05
24Na	15 год.	1,00E+06
32P	14.29 д.	1,00E+05
35S	87.44 д.	6,00E+05
36Cl	3.01E5 р.	5,00E+05
42K	12.36 год.	2,00E+05
43K	22.6 год.	2,00E+06
45Ca	163 д.	3,00E+05
47Ca	4.53 д.	3,00E+05
51Cr	27.704 д.	1,00E+07
54Mn	312.5 д.	8,00E+05
56Mn	2.5785 год.	2,00E+06

Закінчення табл. 1.5

1	2	3
⁵⁹ Fe	44.529 д.	1,00E+05
⁵⁷ Co	270.9 д.	2,00E+06
⁵⁸ Co	70.8 д.	6,00E+05
⁶⁰ Co	5.271 р.	8,00E+04
⁵⁹ Ni	7.5E4 р.	7,00E+06
⁶³ Ni	96 р.	1,00E+06
⁶⁵ Zn	243.9 д.	1,00E+05
⁸² Br	35.3 год.	1,00E+06
⁸⁶ Rb	18.66 д.	1,00E+05
⁹⁰ Sr	29.12 р.	1,00E+04
¹³¹ I	8.04 д.	2,00E+04
¹³⁴ Cs	2.062 р.	7,00E+04
¹³⁷ Cs	30 р.	1,00E+05
²¹⁰ Pb	22.3 р.	5,00E+02
²¹⁰ Po	138.38 д.	2,00E+02
²²⁶ Ra	1600 р.	1,00E+03
²³⁸ U	4.468E9 р.	1,00E+04
²³⁹ Pu	24065 р.	1,00E+03
²⁴¹ Am	432.2 р.	1,00E+03

Подібний підхід та критерії покладено в основу сучасного регулювання рівнів радіоактивного забруднення води Державними санітарними нормами і правилами “Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною” (ДСанПіН 2.2.4-171-10) України, за якими встановлено контрольні рівні для показників сумарної альфа- і бета-активності вод, а також для активності деяких найбільш поширених радіонуклідів у питній воді. [29] (табл. 1.6)

Таблиця 1.6

**Показники контрольних рівнів сумарної альфа- і бета-активності, а також
концентрацій активності деяких радіонуклідів для питної води згідно
ДСанПіН 2.2.4-171-10**

Показник	Одиниці виміру	Контрольний рівень
Сумарна альфа-активність	Бк/дм ³	≤0,1
Сумарна бета-активність	Бк/дм ³	≤1,0
Активність суміші 238U+234U	Бк/дм ³	≤1,0
Ваговий вміст урану у воді	Бк/дм ³	≤30
238U	Бк/дм ³	≤0,5
226Ra	Бк/дм ³	≤1,0
228Ra	Бк/дм ³	≤1,0
222Rn	Бк/дм ³	≤100
137Cs	Бк/дм ³	≤2,0
90Sr	Бк/дм ³	≤2,0

Окремо в Україні встановлено неаварійні нормативи допустимого вмісту штучних радіонуклідів у питній воді. Відповідні гігієнічні нормативи були визначені документом “Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів 137Cs та 90Sr у продуктах харчування та питній воді” (ДР-1997), запровадженим у 1997 році. У подальшому ці нормативи були продовжені у 2006 році (ДР-2006), і залишаються чинними дотепер. Порівняно з рекомендаціями ВООЗ та стандартами ЄС, українські нормативи є значно нижчими. Так, в Україні, відповідно до вимог державних санітарно-гігієнічних нормативів, допустимі рівні вмісту 137Cs та 90Sr у питній воді встановлено на рівні 2 Бк/л, в той час як згідно ВООЗ - 10 Бк/л, відповідно (табл. 1.7).

Таблиця 1.7

Значення допустимих рівнів вмісту радіонуклідів Cs137 та Sr90 у питній воді (Бк/л, Бк/м³) за даними Державних санітарно-гігієнічних норм (ДР-2006) та Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ)

Радіонуклід	ДСГН (ДР-2006)	ВООЗ
Cs137	2 Бк/л (2000 Бк/м ³)	10 Бк/л (10000 Бк/м ³)
Sr90	2 Бк/л (2000 Бк/м ³)	10 Бк/л (10000 Бк/м ³)

Висновки до розділу 1

У першому розділі розглянуто теоретичні та нормативно-правові засади оцінки радіаційної безпеки поверхневих вод.

Показано, що радіоактивне забруднення водних об'єктів формується під впливом як природних, так і техногенних факторів, а поведінка радіонуклідів у водному середовищі визначається сукупністю гідрологічних, фізико-хімічних та біотичних процесів. Особливістю водних екосистем є здатність до тривалої акумуляції радіонуклідів, насамперед у донних відкладах, що зумовлює потенційну небезпеку вторинного забруднення.

Проаналізовано основні міжнародні підходи до нормування радіоактивності питної води, які ґрунтуються на рекомендаціях Міжнародної комісії з радіаційного захисту та реалізуються у документах Всесвітньої організації охорони здоров'я та Міжнародного агентства з атомної енергії.

Виявлено, що рекомендаційні рівні ВООЗ для основних штучних довгоживучих радіонуклідів Cs137 та Sr90 у питній воді становлять 10 Бк/л.

Розглянуто національну систему нормативного регулювання радіаційної безпеки вод в Україні, зокрема державні гігієнічні нормативи радіаційної безпеки НРБУ-97, ДСанПіН 2.2.4-171-10 та ДР-2006. Показано, що українські гігієнічні нормативи щодо допустимого вмісту радіонуклідів у питній воді є більш жорсткими порівняно з рекомендаціями ВООЗ та стандартами ЄС.

Отримані результати створюють теоретичну та нормативну основу для подальшого аналізу радіаційного стану поверхневих вод басейну Прип'яті у межах даної роботи.

РОЗДІЛ 2

ХАРАКТЕРИСТИКА БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ ТА СТАН І ДИНАМІКА РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ

2.1. Фізико-географічна та гідрологічна характеристика басейну Прип'яті в межах України

Дніпро є однією з найбільших річок Європи та найбільшою річкою України. З огляду на значну площу його водозбірного басейну, у межах району річкового басейну Дніпра виділяють п'ять суббасейнів: Верхнього, Середнього та Нижнього Дніпра, а також Десни та Прип'яті. Виокремлення басейну річки Прип'ять як окремого суббасейну зумовлене значною площею водозбору та його транскордонним положенням. [12]

2.1.1 Загальні відомості про річку Прип'ять. Серед приток Дніпра особливе значення має річка Прип'ять, водність якої в гирловій частині мало поступається водності самого Дніпра. Прип'ять належить до великих річок України та є найбільшою за площею басейну, довжиною і водністю правою притокою Дніпра. Загальна довжина річки становить 775 км, з яких 254 км припадає на територію України. [14] Висота витоку Прип'яті дорівнює 164 м, а середній похил русла – 0,000085 (8,5 см/км). Прип'ять є транскордонною річкою, оскільки протікає на території двох держав - України та Республіки Білорусь. [15]

Річка Прип'ять бере початок на Волинській височині, між селами Будники та Рогові Смоляри Любомльського району Волинської області. Приблизно через

204 км нижче за течією перетинає державний кордон з Республікою Білорусь, де протікає понад 500 км територією Поліської низовини. Останні 50 км Прип'ять знову проходить територією України і впадає у річку Дніпро (Київське водосховище) поблизу м. Чорнобиль Іванківського району Київської області. [13,16] Просторове розташування річки Прип'ять на території України наведено на рис. 2.1.

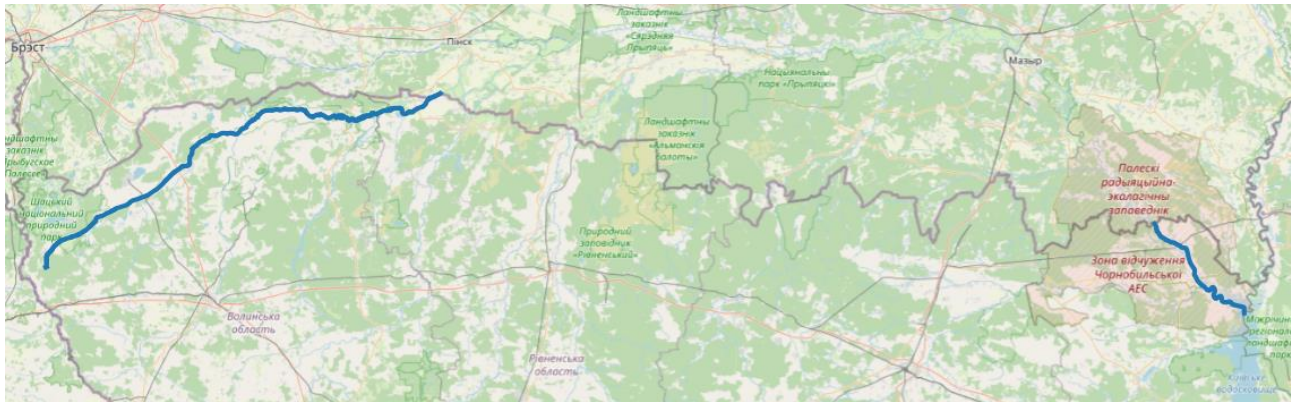


Рис. 2.1. Ділянки р. Прип'ять у межах України (створено автором в QGIS на основі векторного шару річкової мережі України)

Долина Прип'яті у верхній течії виражена слабо, тоді як у пониззі вона проявляється чіткіше. Заплава розвинена на всій довжині річки. Загалом, у межах долини виділяють дві надзаплавні тераси. У верхній течії ширина заплави зазвичай становить 2-4 км і більше, а в окремі роки вона затоплюється на кілька місяців. У пониззі ширина заплави збільшується до 10-15 км. [14]

2.1.2 Адміністративне розташування та рельєф водозбору. Площа басейну річки становить 114300 км², з них площа української частини водозбору становить 68400 км². [12] Водозбір у межах України розташований на території 7 адміністративних областей: Волинської (81% площі області належать до суббасейну Прип'яті), Рівненської (100%), Житомирської (54%), Київської (11%), Львівської (10%), Тернопільської (18%) та Хмельницької (40%). [15]

Просторове розташування басейну р. Прип'ять у межах України наведено на рис. 2.2.

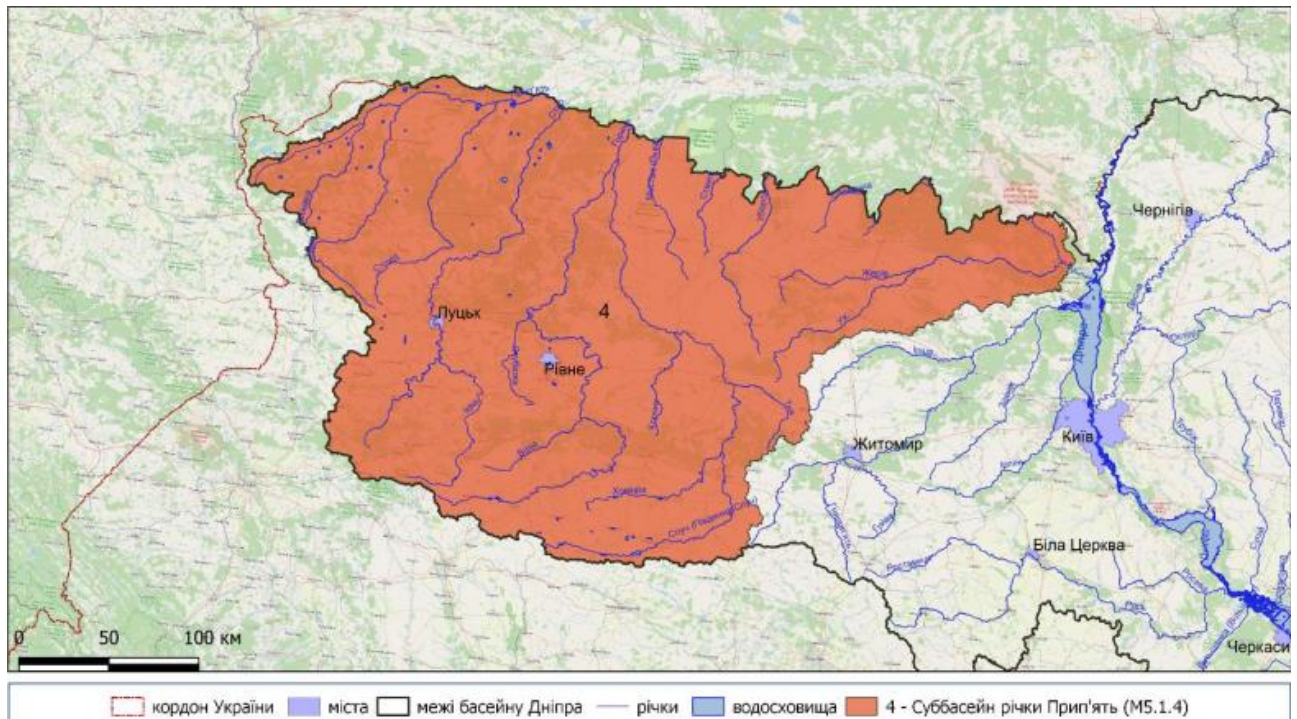


Рис. 2.2. Карта суббасейну р. Прип'ять. Джерело: "План управління річковим басейном Дніпра: суббасейн річки Прип'ять (головні водно-екологічні проблеми)"

Більша частина суббасейну річки розташована в межах Поліської низовини, тоді як південно-західна частина суббасейну знаходиться на території Волинської височини. Рельєф басейну характеризується переважно плоскими та похило-хвилястими низинами та рівнинами. На кристалічних породах широко поширені денудаційні форми рельєфу. [14]

2.1.3 Кліматичні умови та гідрографічна сітка. Клімат на території суббасейну характеризується як помірно-континентальний з теплим і вологим літом та відносно м'якою зимою. Весна тривала і мінлива, з чергуванням холодних та теплих періодів, літо зазвичай тепле і дощове. Річна сума опадів по території суббасейну коливається в межах 550-600 мм. [12]

Прип'ять має добре розвинуту гідрографічну сітку, яка налічує 10,5 тис. річок та струмків. У межах української частини басейну протікає 4429 малих річок, з яких 90% мають довжину до 10 км. Середня густота річкової сітки в межах України становить 0,29 км/км². Більшість приток повністю або частково каналізовані. На території України переважають, в основному, правобережні притоки. В українській частині басейну Прип'яті налічується 11 середніх річок, найбільшими з яких є Горинь, Турія, Стир, Стохід, Уборть, Ствига, Словечна. [13]

У межах Київської області, переважно на території Чорнобильської зони відчуження (Іванківський та Поліський райони), річка Прип'ять приймає низку правобережних приток, найбільшою з яких є річка Уж. Також до правобережних приток відноситься річка Сахан. Окрім них, до басейну Прип'яті в цьому регіоні належать менші водотоки, зокрема Глиниця та Брагінка, яка впадає неподалік гирлової ділянки.

2.1.4 Характеристика водного режиму та фази водності. Водний режим характеризується тривалою весняною повінню, короткочасною літньою меженню, яка періодично порушується дощовими паводками та майже щорічними осінніми підвищеннями рівня води. Під час повені рівень води підвищується на 1-4 м, а на ділянках із звуженою заплавою – на 7 м. На весняний період припадає близько 65 % річного стоку. [12]

Інтенсивність підйому рівня води під час весняної повені та дощових паводків зазвичай становить 15-20 см/добу, а в окремі роки може досягати до 40 см/добу. Темп спаду рівня води є значно нижчим, і не перевищує 5-10 см/добу. Середня тривалість весняної повені становить 50–70 днів. Для річки характерно встановлення льодоставу на початку грудня та скресання наприкінці березня. [13]

На правобережжі Прип'яті весняне водопілля розпочинається у південно-західній частині басейну - зазвичай у перших числах березня, і дещо пізніше у

північно-східній - переважно в середині березня. Між строками початку водопілля, його інтенсивністю та тривалістю існує певний взаємозв'язок. За умов пізньої весни при інтенсивному сніготаненні формується найбільш високе, але короткочасне водопілля з максимальними піковими рівнями. Натомість, за ранньої весни, сніговий покрив тане поступово, що сприяє збільшенню втрат талих вод на інфільтрацію. У результаті весняне водопілля зазвичай характеризується меншою висотою, проте більшою тривалістю. [14]

Низьке водопілля також спостерігається у роки із значними зимовими паводками, які формуються внаслідок сніготанення під час відлиг. Тривалість водопілля залежить від довжини річки, ступеня заболоченості, залісеності та закарстованості водозборів. Для малих річок із закарстованими водозборами середня тривалість водопілля становить 40-45 діб, тоді як для великих річок – до 80 діб. Для річок із незакарстованими водозборами цей показник є меншим і становить 35 для малих та 55 діб для великих річок. В окремі роки, за умов затяжного сніготанення спричиненого частими похолоданнями, тривалість весняного водопілля, незалежно від наявності карстових форм, може зростати до 60-70 діб на малих річках, і до 120 діб – на великих. Часті зимові відлиги на правобережжі Прип'яті призводять до зимових паводків, які найвиразніше проявляються на малих річках. Водночас, як правило, ці паводки не перевищують рівнів весняного водопілля. [13]

Середні багаторічні величини шару стоку весняного водопілля на правобережжі Прип'яті змінюються в межах 40-80 мм і характеризуються загальним зростанням з південного заходу на північний схід. [14]

За умовами формування стоку весняного водопілля територію правобережних приток Прип'яті можна поділяється на дві частини: західну та східну, межа між якими проходить по вододілу річок Горинь та Случ. Основні відмінності між цими частинами зумовлені особливостями геологічної будови та гідрогеологічних умов живлення. У західній частині поширені карстові породи

крейдового віку. Наявність від'ємних форм рельєфу, піщаних відкладів та крейдових порід зменшують поверхневий стік та сприяють фільтрації талих вод, підвищуючи частку підземного живлення річок. Для східної частини характерне поширення четвертинних піщано-глинистих відкладів, що залягають на корінних породах Українського кристалічного щита. У межах цієї частини умови для формування поверхневого стоку є більш сприятливими порівняно із західною частиною Полісся. [13]

2.1.6 Озера та штучні водойми. Окрім річок, поверхневі води суббасейну Прип'яті включають озера, а також штучні та істотно змінені масиви поверхневих вод. Близько 50% поверхневих вод цього суббасейну належать до істотно змінених через зарегульованість стоку внаслідок наявності ставків, водосховищ на притоках та спрямлення русел. Суббасейн Прип'яті характеризується найвищою серед інших суббасейнів Дніпра часткою поверхневих вод категорії «озера», яка становить 1.4% (15 озер). Загалом, у межах басейну виділено 1040 масивів поверхневих вод (МПВ), що становить 27% від загальної кількості МПВ у басейні Дніпра. [12]

У межах басейну Прип'яті поширені заплавні, річкові, вододільні та карстові озера. Основна частина озер розташована у північній та північно-західній частинах басейну річки Прип'ять. Найбільшими з є озера Люб'язь та Турське, які розташовані у Волинській області, а також Нобель та Біле - на території Рівненської області. [13]

Заплавні озера формуються в заплавах річок під дією повеневих та паводкових вод і є переважно неглибокими. Вони приурочені до заплав як річки Прип'ять, так і до її великих приток - Вижівки, Турії, Стоходу, Горині, Случі та Уборті, і є залишками старих русел. Їх режим тісно пов'язаний з річками, тому під час весняної повені вони втрачають самостійне існування. [14] Зокрема, в межах Київської області на території правобережної заплави Прип'яті

розташоване озеро Азбучин, що може відігравати роль в акумуляції забруднювальних речовин.

Річкові озера являють собою озероподібні розширення річкового русла і зустрічаються на річках Прип'ять та Случ, а також на низці невеликих річок, розташованих між річками Случ та Уборть. Вододільні озера займають межиріччя річок Прип'ять та Західний Буг, а також розташовані на заболочених вододілах річок Стир і Случ. [13]

Карстові озера розташовані на водозборах річок Турії, Виживки, Циру і Стоходу та межиріччях річок Західного Бугу та Прип'яті. Вони живляться атмосферними опадами, поверхневим стоком і підземними водами. [14]

Територія суббасейну Прип'яті є достатньо зарегульованою. В українській частині басейну нараховується 53 водосховища та майже 4000 ставів. Сумарна величина водних ресурсів басейну у середньорічній водності оцінюється в 7,4 км³, у рік 75%-ної забезпеченості – 5,7 км³, а у рік 95%-ної забезпеченості – в 3,9 км³. [15]

Територія басейну у Київській області значною мірою постраждала від аварії на ЧАЕС. Прип'ять протікає через зону відчуження, встановлену навколо місця Чорнобильської ядерної катастрофи. Таким чином, фізико-географічні та гідрологічні особливості басейну Прип'яті в межах України зумовлюють високий потенціал міграції та акумуляції радіонуклідів у поверхневих і підземних водах, що робить цей регіон чутливим до радіоактивного забруднення.

2.2. Просторово-часові особливості розподілу радіонуклідів у поверхневих водах басейну Прип'яті та аналіз відповідності радіаційних показників нормативним вимогам

У разі великої ядерної аварії радіоактивне забруднення водойм та річок, що протікають через забруднені території, стає проблемою, оскільки вони зазвичай є джерелом питної води для населення та використовуються для рибальства та зрошення. Річка Прип'ять, як частина системи річок та водосховищ Дніпра, забезпечує питною та зрошувальною водою близько 30 мільйонів людей, включаючи місто Київ, протікає повз Чорнобильську атомну електростанцію, яка розташована на півночі України, приблизно за 130 км на північний схід від Києва. [17]

2.2.1 Роль аварії на ЧАЕС у формуванні радіаційної ситуації. Сучасний стан радіаційної ситуації та рівень і склад радіоактивного забруднення поверхневих вод басейну Прип'яті зумовлені насамперед кількістю радіоактивних речовин, що потрапили в навколишнє середовище в перші тижні після Чорнобильської аварії, інтенсивністю їх подальшого довготривалого надходження з території водозбору і гідродинамічними процесами транспортування радіонуклідів за межі водойм. [22]

26 квітня 1986 року на Чорнобильській атомній електростанції внаслідок аварії на енергоблоці №4 сталися два потужні парові вибухи, які зруйнували реактор та спричинили значні пошкодження реактора та інших споруд. В результаті аварії стався масштабний викид радіоактивних речовин. Загалом було викинуто близько 50% запасів ^{131}I та 30% ^{137}Cs з активної зони реактора. Загальна активність викиду в повітря включала: 1760 ПБк ^{131}I , 85 ПБк ^{137}Cs , 54 ПБк ^{134}Cs , 10 ПБк ^{90}Sr та 0,07 ПБк ^{239}Pu і ^{240}Pu , а також велику кількість короткоживучих радіонуклідів, що мають менше радіоекологічне значення. [18]

2.2.2 Просторовий розподіл та масштаби викиду. Просторовий розподіл і масштаби випадіння залежали від напрямку вітру та кількості опадів протягом періоду викидів. В результаті, радіоактивні випадіння охопили більшу частину території Європи. В Україні найвищі рівні забруднення були у Київській та Житомирській областях, а територія в безпосередній близькості від

Чорнобильської АЕС була найбільш забрудненою. У 1986 році навколо електростанції було створено 30-кілометрову зону відчуження (ЗВ) з меж якої здійснено евакуацію населення. [17]

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, значні території басейну річки Дніпро, включаючи водозбір її правої притоки - річки Прип'ять, зазнали радіоактивного забруднення коротко- та довгоживучими радіонуклідами. Надходження радіонуклідів до водних об'єктів відбувалося в результаті їх осадження на водну поверхню, змиву із забрудненої території у процесі поверхневого стоку та міграції з підземними водами. Басейн Прип'яті в межах Білорусі та України зазнали найбільшого забруднення ^{90}Sr , ^{137}Cs та ізотопами плутонію. [18]

2.2.3 Динаміка вмісту радіонуклідів у післяаварійний період. Перші післяаварійні дослідження, проведені у 1986 р. показали, що вміст ізоотопів плутонію у водах річки Прип'ять залишався відносно низьким. Питома активність ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ у водній масі становила $0,3\text{--}48\text{Бк/м}^3$, що на кілька порядків нижче за допустимі рівні вмісту плутонію у воді. Водночас у донних відкладах річки питома активність досягала значень $10\text{--}800\text{ Бк/кг}$, а у завислих речовинах - $15\text{--}150\text{ Бк/кг}$. [29]

Найбільше радіоактивне забруднення водних екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС спостерігалось наприкінці квітня – на початку травня 1986 р. У цей період у водах Прип'яті фіксувалися не лише довгоживучі радіонукліди, що потрапили в навколишнє середовище, а й значна кількість короткоживучих нуклідів, зокрема ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , активність яких в десятки разів перевищувала активність довгоживучих радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr . [24]

Максимальні значення загальної питомої активності радіонуклідів у воді гирлової ділянки р. Прип'ять спостерігалися протягом перших двох тижнів після аварії. За різними оцінками, у цей період вони становили від 10 кБк/л до $100\text{--}400$

кБк/л, що в декілька мільйонів разів перевищувало доаварійні рівні. Основний внесок у формування радіоактивності води в цей час припадав на ^{131}I , частка якого досягала 70–90 % загальної питомої активності. [18]

Після припинення аерозольних випадінь, розпаду короткоживучих радіонуклідів, осадження крупних частинок у донні відклади та винесення дрібних частинок водними потоками відбулося суттєве зниження рівнів загального радіоактивного забруднення вод Прип'яті. До середини травня 1986 р. загальна питома активність радіонуклідів у воді зменшилася до декількох тисяч Бк/л, а в червні - до декількох сотень Бк/л. У цей період внесок ^{131}I у формування загальної радіоактивності води вже не перевищував 30%. З кінця жовтня 1986 р. до початку 1987 р. загальна радіоактивність води в Прип'яті зрідка перевищувала 40 Бк/л. Після розпаду короткоживучих радіонуклідів основними забруднювачами водних об'єктів стали довгоживучі радіонукліди ^{90}Sr та ^{137}Cs . [1]

^{137}Cs та ^{90}Sr мають найбільше радіоекологічне та санітарно-гігієнічне значення, що зумовлено їх тривалими періодами напіврозпаду. ^{137}Cs характеризується періодом напіврозпаду близько 30 років і джерелом β - та γ -випромінювання, тоді як ^{90}Sr має період напіврозпаду 29,1 року і випромінює β -частинки. У межах водозбірної площі басейну річки Дніпро, територія площею близько 85 000 км² мала поверхнєве забруднення ^{137}Cs понад 37 кБк/м². [18] На рис. 2.3 наведено детальне зображення зон найбільшого забруднення ^{137}Cs . Випадіння радіонуклідів було зосереджене у водозборі верхньої течії Дніпра на території Росії та Білорусі, а також у межах усього водозбору Прип'яті. Із загальної кількості ^{137}Cs , що осідав у басейні річки Дніпро, близько 30% було локалізовано в межах ЧЗВ, ще 30% припадало на віддалені ділянки білоруської та української частин басейну річки Прип'ять.

Порівняно з ^{137}Cs , ^{90}Sr вивільнився з реактора в менших кількостях і характеризується нижчою леткістю. Унаслідок цього просторове поширення

його випадінь було більш обмеженим і зосереджувалося переважно в районах, прилеглих до Чорнобильської атомної електростанції, на відміну від ^{137}Cs . На рис. 2.4 показано осадження ^{90}Sr у межах басейну річки Прип'ять.

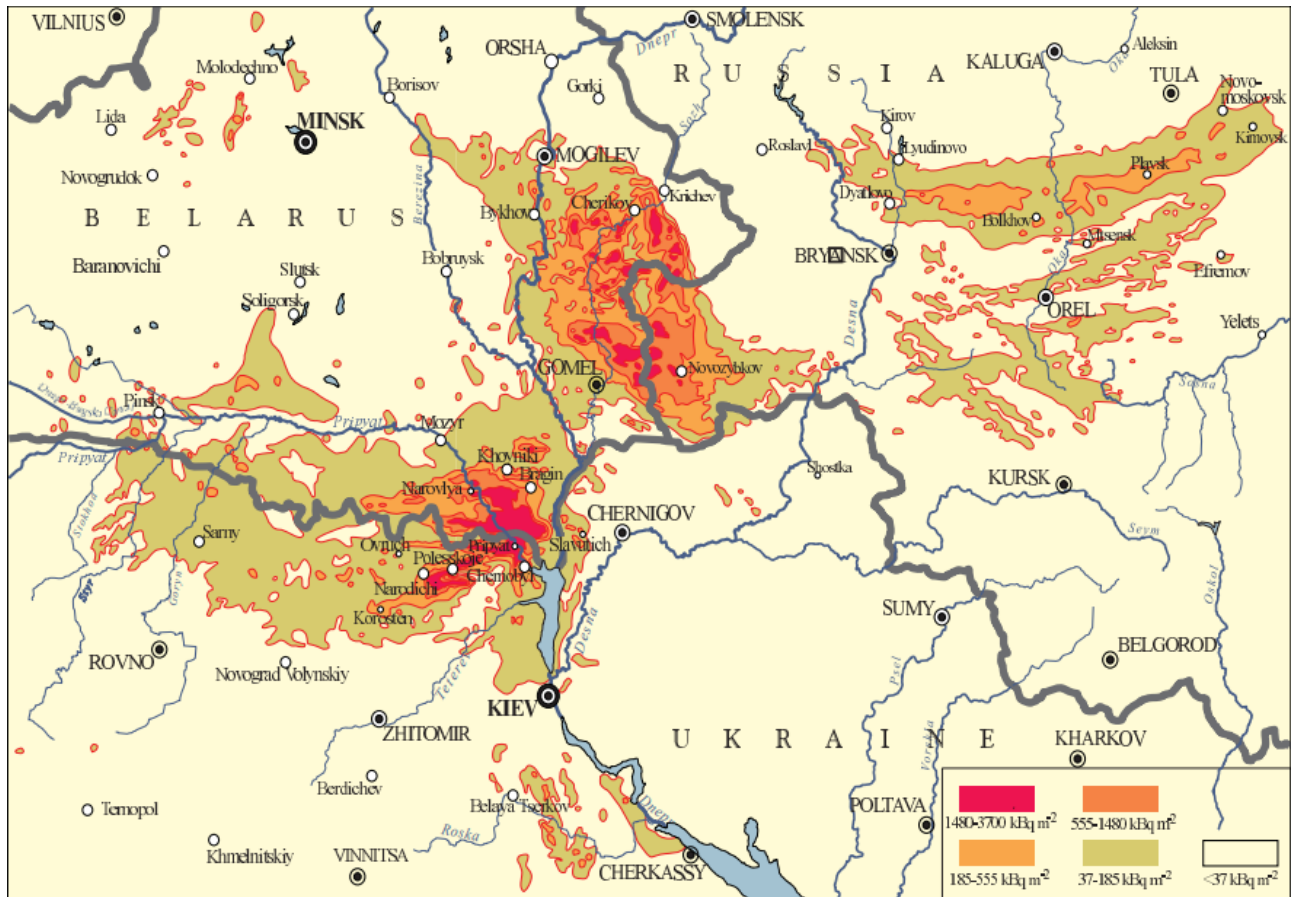


Рис. 2.3. Розподіл депонованого ^{137}Cs у найбільш забруднених районах басейну р. Дніпро (грудень 1989 р.) Джерело: *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' / IAEA*

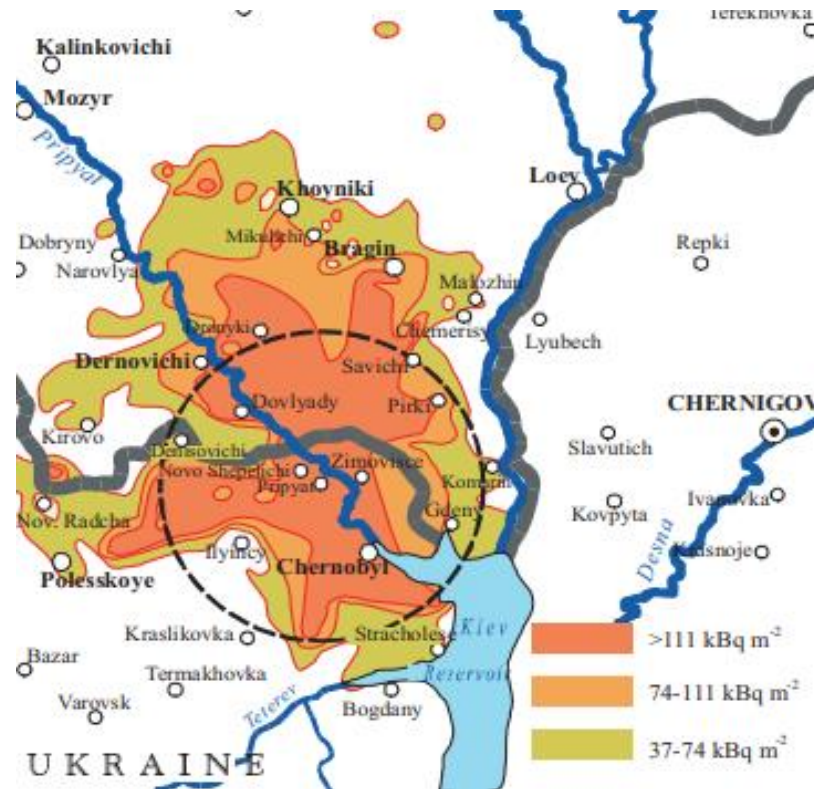


Рис. 2.4. Відкладення ^{90}Sr на земній поверхні (1989 р.)

Джерело: Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' / IAEA

Оскільки надходження радіонуклідів у поверхневий стік відбувається переважно з верхнього шару ґрунту, рівень радіоактивного забруднення водою значною мірою залежить від вертикального розподілу радіонуклідів у ґрунтовому профілі. У таблиці 2.1 наведено оціночні запаси ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах водозбірної зони Прип'яті у 1986 році. Аналіз цих даних показує, що основна небезпека для української частини басейну в 1986 році була зосереджена

в нижній течії Прип'яті, зокрема в гирловій частині, де акумулювалися значні запаси ізотопів. При цьому для басейну річки Прип'ять характерним є відносно високий вміст ^{137}Cs . [17]

Таблиця 2.1

Оцінка запасів ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах водозбірної зони Прип'яті (за даними *Radiological Conditions in the Dnieper River Basin / IAEA*)

	Площа водозбірного басейну		Запаси (кБк)	
	Всього	Активність >37 кБк/м ²	^{137}Cs	^{90}Sr
Прип'ять, гирло	115	27	6,7	1,5
Міжріччя Дніпра та Прип'яті	2	2	2,1	0,44

У післяаварійний період у річці Прип'ять спостерігалася тенденція до зниження вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr у річковій воді. Зниження радіоактивності води також спостерігалася для малих річок басейну в ЧЗВ, таких як річки Сахан та Уж. [19]

Починаючи з 1988 р. на тлі поступового зниження питомої активності ^{137}Cs частка ^{90}Sr у сумарній радіоактивності річкової води істотно зросла, що зумовлено переважанням ^{137}Cs у донних відкладах внаслідок процесів седиментації та адсорбції, на відміну від стронцію, який має більшу міграційну здатність у водному розчині. У перші роки після аварії на ЧАЕС концентрації розчиненого ^{137}Cs у річковій воді формувалися переважно за рахунок вимивання схиловим стоком із верхнього контактного шару ґрунту обмінних форм, частка яких одразу після аварії становила близько 20%. Швидке зниження концентрацій розчиненого ^{137}Cs у річковій воді упродовж 1986–1990 рр. було зумовлене зменшенням вмісту обмінних форм ^{137}Cs у контактному шарі ґрунту внаслідок його фіксації частками ґрунту. [17]

У перші післяаварійні роки основна частка ^{90}Sr (60-70%) надходила з найбільш забруднених ділянок заплави Прип'яті в межах ЗВ внаслідок її затоплення високими водами під час водопілля або у періоди утворення льодових заторів. З метою обмеження вторинного надходження радіонуклідів, в 1994 р. на лівобережній заплаві Прип'яті було розпочато будівництво водоохоронних наливних дамб. Ефективність цих заходів підтвердилася вже наступного року, коли поточні та середньорічні концентрації ^{90}Sr у створі Прип'ять–Чорнобиль зменшилися у 2,5–3,0 рази. Загалом, упродовж 1987–2009 рр. спостерігалася стійка тенденція до зниження концентрацій активності ^{90}Sr у воді р. Прип'ять. [27]

Унаслідок радіоактивного розпаду, концентрації ^{137}Cs та ^{90}Sr у проточних річках зараз є значно нижчими за допустимі рівні, встановлені національними нормативами, а також за міжнародно рекомендовані рівні для питної води. Водночас безстічні або слабкопроточні озера і надалі можуть становити радіологічну небезпеку, яка може зберігатися ще протягом тривалого часу. [25,28]

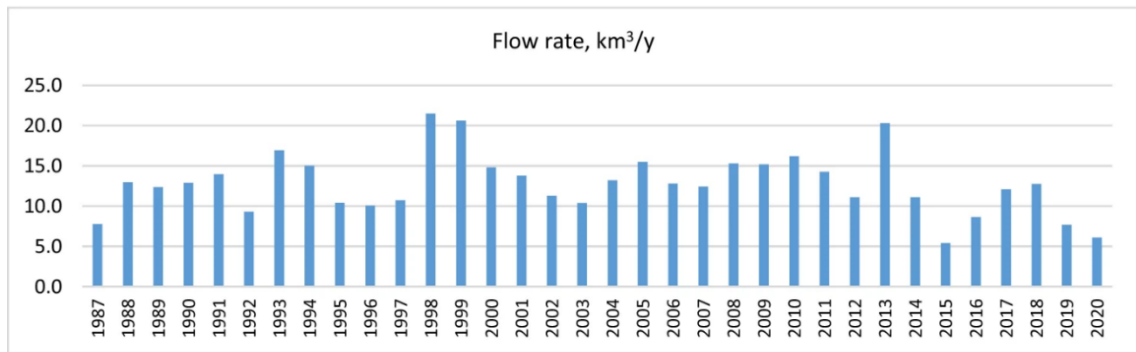
2.2.4 Гідрологічні фактори. Найнижчі рівні питомої активності радіонуклідів характерні для тих компонентів річкових екосистем, донні відклади яких зазнали природного самоочищення, зокрема під час паводків та весняних повеней, та з часом перестали відігравати істотну роль вторинного джерела забруднення водойм. На сучасному етапі надходження радіонуклідів у річки відбувається переважно внаслідок їх змиву з водозбірних територій, притоку з більш забруднених водних об'єктів, а також із ґрунтовими водами. [22]

Одним із найважливіших довгострокових екологічних наслідків аварії на ЧАЕС став вторинний стік радіонуклідів із первинно забруднених територій у річкову мережу України та їх подальший перенос в систему Дніпровських водосховищ, що зумовило розширення просторових масштабів аварії та

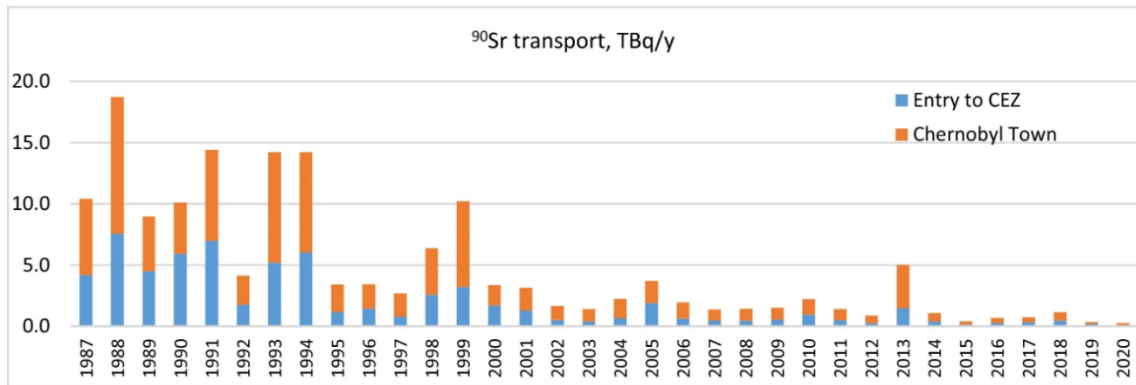
створило потенційну загрозу для населення, яке користується ресурсами річки Дніпро нижче за течією.

Заплава річки Прип'ять є однією з найбільш забруднених територій внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, особливо ^{90}Sr , щільність забруднення якого перевищує 4000 кБк/м^2 на значних площах. Ця територія регулярно затоплюється, насамперед під час весняного водопілля. Додатковим чинником ризику є розташування в межах заплави окремих місць захоронення радіоактивних відходів. Під час високих повеней радіонукліди, передусім ^{90}Sr , змиваються із заплавлених ділянок і транспортуються річкою Прип'ять до Дніпровської системи водосховищ. Водночас, обсяги вимивання радіонуклідів становлять лише незначну частку від загального запасу у межах водозбірної зони. [22]

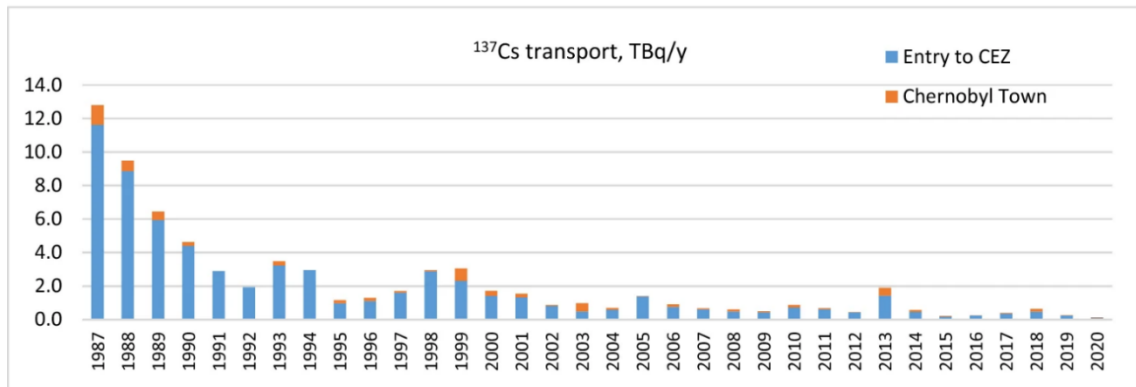
На рис. 2.5 наведено дані за період від 1987-2020 рр., які відображають загальний потік радіонуклідів, що транспортуються річкою Прип'ять, до української частини зони відчуження на кордоні з Білоруссю, та кількість, додану джерелами в 10-кілометровій зоні за результатами моніторингу у м. Чорнобиль на нижній межі цієї зони. Аналіз наведених даних свідчить, що забруднення води річки Прип'ять ^{137}Cs у післяаварійний період переважно (80-95%) утворилося в районах вище за течією від ЗВ, а не внаслідок вимивання із забруднених ґрунтів та місць локалізації відходів у межах промислового майданчика або внутрішньої 10-кілометровій зони. Натомість, основні джерела надходження ^{90}Sr до річки Прип'ять (від 50 до 70%) зосереджені в межах ЗВ. Динаміка вмісту ^{90}Sr у річці Прип'ять свідчить, що найбільше надходження радіонуклідів до поверхневих вод пов'язане з періодами високого стоку, зокрема 1998–1999 та 2013 роках, через затоплення річкою заплавлених ґрунтів та прямий змив у поверхневі води. [19]



(a)



(b)



(c)

Рис. 2.5 Середньорічний стік води в р. Прип'ять – (a); стік ⁹⁰Sr – (b) та ¹³⁷Cs (c) з водами р. Прип'ять на вході до зони відчуження (ЗВ)

Додаткова кількість ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs, що додається між входом до української ЗВ та точкою спостереження в м. Чорнобиль за межами внутрішньої 10-кілометрової зони, показана помаранчевими стовпчиками. Додатковий стік ¹³⁷Cs з 10-кілометрової зони становить невелику частку від загального потоку, що надходить в Україну з Білорусі, але ця частка набагато значніша для ⁹⁰Sr. Джерело: *Natural attenuation processes control groundwater contamination in the Chernobyl exclusion zone: evidence from 35 years of radiological monitoring / Scientific Reports.*

2.2.5 Динаміка забруднення річки Прип'ять (1986-2025). В Україні проводяться багаторічні регулярні спостереження за радіоактивним забрудненням водних об'єктів чорнобильського походження, насамперед ^{137}Cs і ^{90}Sr , які продовжують надходити до річок дніпровської водної системи із водозбірних територій і водойм, забруднення яких сформувалося в післяаварійний період, зокрема через води річки Прип'ять.

За даними щорічного радіаційного моніторингу, який здійснюється ДСП “Екоцентр” ДАЗВ України, у створі м. Чорнобиль (табл. 2.2) простежується чітка тенденція до зниження рівнів радіоактивного забруднення поверхневих вод. Водночас динаміка цього процесу зумовлену як природним радіоактивним розпадом, так і гідрологічними чинниками.

Аналіз наведених даних свідчить про зниження середньорічних концентрацій ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді річки Прип'ять. Середньорічна концентрація ^{137}Cs знизилася з 1600 Бк/м³ у 1987 р. до 50 Бк/м³ у 2024 р., тобто у 32 рази. Так динаміка зумовлена високою сорбційною здатністю ^{137}Cs , який міцно фіксується донними відкладами та ґрунтами водозбору. Динаміка ^{90}Sr є більш стабільною, але більш повільною через його високу міграційну здатність у водному розчині. Середньорічна концентрація ^{90}Sr у 2024 р. (90 Бк/м³) є вищою за показники ^{137}Cs , що підтверджує домінуючу роль ^{90}Sr у формуванні сучасного радіоактивного стоку Прип'яті.

Найбільш важливим показником є аналіз максимальних значень концентрацій, які чітко корелюють із роками високої водності (витрата води понад 400 м³/с). Найвищі значення ^{90}Sr зафіксовані у 1988 (9600 Бк/м³), 1991 (12000 Бк/м³), 1994 (5900 Бк/м³) 1999 (1600 Бк/м³) та 2013 (680 Бк/м³) роках. Це зумовлено затопленням найбільш забруднених ділянок, що призводить до прямого вимивання радіонуклідів у русло річки. У 2024 р. за витрати води 521 м³/с спостерігалось зростання максимальної концентрації ^{90}Sr до 340 Бк/м³, тоді як у маловодному 2022 р. вона становила 130 Бк/м³. Це підтверджує, що

затоплення найбільш забруднених ділянок призводить до прямого вимивання радіонуклідів у русло річки.

Показник винесення (ТБк/рік) кількісно характеризує масштаби перенесення радіонуклідів із річкою Прип'ять у систему Дніпровських водосховищ. За весь період спостережень (1986–2024 рр.) сумарне винесення 90Sr (189 ТБк) перевищило винесення 137Cs (139 ТБк). Це підтверджує, що саме 90Sr є головним чинником довгострокового радіоекологічного впливу на водні ресурси нижче за течією.

Загалом, упродовж останнього десятиліття максимальні значення середньорічних концентрацій активності в Прип'яті у створі м. Чорнобиль становили 110 Бк/м³ для 90Sr та 60 Бк/ м³ для 137Cs, що є значно нижчими за орієнтовний рівень 10000 Бк/м³, рекомендований ВООЗ для цих радіонуклідів у питній воді.

На основі даних з табл. 2.2 також було побудовано графік для візуального представлення динаміки середньорічної об'ємної активності Cs137 та Sr90 річки Прип'ять у створі м. Чорнобиль з 1986 по 2024 роки (рис. 2.6).

Таблиця. 2.2

Об'ємна активність (Бк/м³) та винесення 137Cs та 90Sr (ТБк) р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль у 1986–2024 рр. (за даними ДСП “Екоцентр”; Джерело: Радіаційний стан зони відчуження у 2024 році за результатами радіаційно-екологічного моніторингу / Моніторинг і проблеми забруднення довкілля)

Рік	Середня річна витрата води, м³/с	Радіонукліди				Винесення	
		137Cs		90Sr		137Cs	90Sr
		Середня	Максим.	Середня	Максим.		
1	2	3	4	5	6	7	8
1986	302	—	—	—	—	66,2	27,6
1987	246	1600	18000	1300	—	12,8	10,4
1988	411	740	9600	1400	9600	9,48	18,7
1989	392	520	560	740	1300	6,44	8,97

Закінчення табл. 2.2

1	2	3	4	5	6	7	8
1990	409	360	740	780	2400	4,63	10,1
1991	442	210	1000	1000	12000	2,89	14,4
1992	295	210	1100	440	1700	1,92	4,14
1993	537	210	480	850	1600	3,48	14,2
1994	476	200	440	930	5900	2,96	14,2
1995	330	110	340	330	820	1,15	3,4
1996	319	130	390	340	670	1,3	3,42
1997	340	160	480	250	1300	1,7	2,68
1998	681	140	680	300	1000	2,95	6,37
1999	656	150	620	500	1600	3,05	10,2
2000	470	110	380	220	520	1,71	3,36
2001	437	120	380	230	530	1,54	3,14
2002	358	70	190	170	360	0,87	1,65
2003	330	50	120	150	340	0,49	1,4
2004	419	50	100	180	350	0,69	2,23
2005	492	70	160	190	500	1,39	3,7
2006	406	70	110	160	300	0,92	1,94
2007	394	50	150	120	270	0,67	1,38
2008	486	10	130	100	290	0,6	1,42
2009	483	30	100	110	360	0,5	1,51
2010	512	50	150	110	390	0,87	2,21
2011	453	50	150	100	170	0,68	1,4
2012	351	40	90	80	180	0,44	0,87
2013	642	70	340	170	680	1,89	5,01
2014	352	60	320	110	540	0,56	1,08
2015	170	40	90	90	160	0,22	0,41
2016	273	40	100	90	180	0,24	0,66
2017	384	30	70	60	140	0,4	0,72
2018	405	50	210	90	260	0,64	1,15
2019	243	30	50	50	130	0,25	0,36
2020	193	20	130	40	70	0,13	0,25
2021	340	10	30	60	100	0,22	0,55
2022*	367	30	80	80	130	0,43	0,93
2023	540	60	150	90	170	0,96	1,53
2024	521	50	150	90	340	0,76	1,15
1986– 2024	407	160	18000	320	12000	139	189

Примітки: В таблиці запис подається у ТБк, де 1ТБк = 10^{12} Бк; “—” - значення відсутні; * — розрахункові дані.

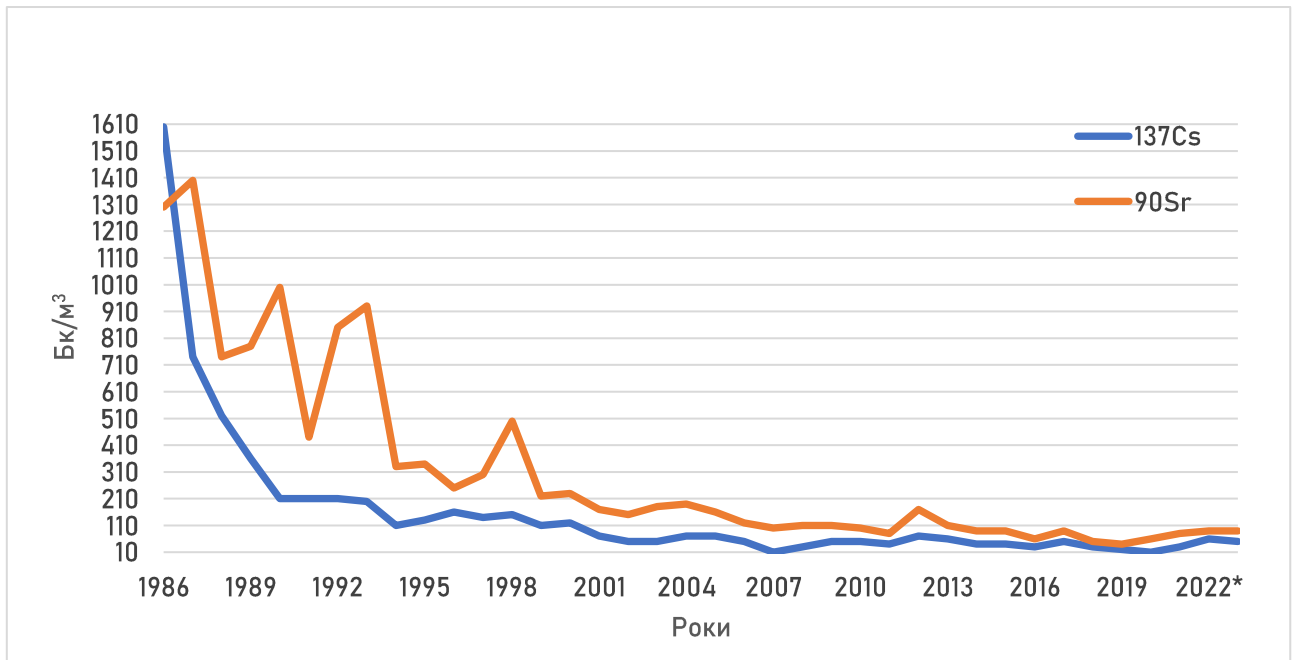


Рис. 2.6. Середньорічна об'ємна активність Cs^{137} та Sr^{90} у воді р. Прип'ять

У 2025 році об'єм стоку річки Прип'ять за січень—червень становив 3,4 км³ і був найнижчим за весь післячорнобильський період. Така гідрологічна ситуація сприяла тому, що вміст радіонуклідів у воді р. Прип'ять у цей період був одним з найменших за весь період спостережень після аварії. За даними ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України, у 2025 році середня за півроку об'ємна активність ^{90}Sr у створі м. Чорнобиль становила 53 Бк/м³, ^{137}Cs - 22,5 Бк/м³ (у I півріччі 2024 р. 75 Бк/м³ та 57 Бк/м³ відповідно). [26]

З метою оцінки радіаційної безпеки води проведено порівняння отриманих даних із чинними в Україні нормативними документами, зокрема Нормами радіаційної безпеки (НРБУ-97) та Державними санітарними правилами і нормами (ДСанПіН 2.2.4-171-10), що регламентують допустимий рівень радіонуклідів у питній воді (табл. 2.3).

Незважаючи на те, що р. Прип'ять протікає через найбільш радіоактивно забруднені території, сучасні концентрації ^{137}Cs та ^{90}Sr у створі м. Чорнобиль залишаються значно нижчими за допустимі норми для питної води. Водночас,

значні обсяги винесення ^{90}Sr (понад 1 ТБк/рік у водні роки) зумовлюють необхідність продовження радіаційного моніторингу.

Таблиця 2.3

Порівняння об'ємної активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді р. Прип'ять - м. Чорнобиль з допустимим рівнем у питній воді, 2025 р, Бк/л

Радіонуклід	Вода р. Прип'ять, Бк/л	Допустимий рівень у питній воді, Бк/л	Перевищення
^{137}Cs	0,02	2	Відсутнє
^{90}Sr	0,05	2	Відсутнє

2.2.6 Сучасний радіаційний стан малих річок та водойм. Також, упродовж 2024 року ДСП “Екоцентр” було проведено моніторинг об'ємної активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у поверхневих водах ключових водотоків та замкнених водойм басейну Прип'яті у межах ЧЗВ (табл. 2.4). Отримані результати дозволяють простежити динаміку самоочищення водних екосистем, виявити локальні джерела вторинного забруднення та виділити ключові тенденції розподілу радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у водних об'єктах.

Транзитні водотоки, зокрема р. Прип'ять та р. Уж, характеризуються найнижчими рівнями радіоактивного забруднення. Так, середня об'ємна активність ^{90}Sr у р. Уж становила 73 Бк/м³, що у 22–27 разів нижче допустимого рівня.

У закритих та слабкопроточних водоймах, таких як оз. Азбучин та Янівський затон спостерігаються найвищі рівні забруднення радіонуклідами. [21] В озері Азбучин за середній вміст ^{90}Sr становить 94000 Бк/м³, а максимальний - 200000 Бк/м³, що перевищує допустимі норми у 47 разів.

У більшості випадків активність у розчиненому стані суттєво перевищує активність у завислих частинках. Так, в озері Азбучин середня концентрація ^{90}Sr в 7,8 рази перевищує сумарний вміст ^{137}Cs (завись + розчин).

Таблиця 2.4

Результати вимірювання об'ємної активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді деяких водотоків та водойм басейну Прип'яті в межах ЧЗВ у 2024 р., Бк/м³ (за даними ДСП “Екоцентр”; Джерело: Радіаційний стан зони відчуження у 2024 році за результатами радіаційно-екологічного моніторингу / Моніторинг і проблеми забруднення довкілля)

Об'єкт та пункт контролю	^{137}Cs						^{90}Sr		
	Завись			Розчин					
	Мін	Макс.	Середн.я	Мін	Макс.	Середн.я	Мін	Макс.	Середн.я
р. Прип'ять - м. Чорнобиль	2,6	63	20	9	94	33	20	340	90
р. Уж - с. Черевач	4,3	37	12	11	68	32	33	180	73
р. Глиниця*	1,7	250	66	120	770	340	450	7600	2400
Водойма - охолоджувач ЧАЕС	25	2800	350	290	7200	1500	720	8400	2600
Семиходський старик	11	500	120	440	1500	930	1100	4200	2800
Янівський затон	16	540	95	150	1900	1100	830	5100	3100
оз. Азбучин	67	1100	300	5300	20000	12000	48000	200000	94000

Примітки: * — за період стоку

Результати багаторічних спостережень від ДСП “Екоцентр” показали, що за останні більше ніж 20 років у водах малих річок басейну Прип'яті у межах ЗВ, зокрема у річці Сахан, вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr є суттєво вищим і в окремі роки перевищує встановлені допустимі рівні, порівняно з водами р. Прип'яті, де середньорічні концентрації активності ^{137}Cs і ^{90}Sr не перевищували значення

ДР-2006 (2000 Бк/м³). Нижче наведено порівняння динаміки радіоактивного забруднення у річках Прип'яті і Сахан за вмістом ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr (рис. 2.7).

Аналіз представлених графіків дозволяє свідчити про чітку залежність між гідрологічним режимом річок та рівнем їхнього радіоактивного забруднення у післяаварійний період. Основна відмінність між річками полягає у їхніх масштабах водності: Прип'ять є великою річкою з середньорічними витратами води в межах 200-700 м³/с, тоді як Сахан належить до малих водотоків, витратами якої зазвичай не перевищують 1,4 м³/с. Така суттєва різниця в об'ємах води безпосередньо впливає на ступінь розбавлення радіонуклідів: у р. Прип'ять максимальні концентрації активності були зафіксовані на рівні близько 700 Бк/м³, тоді як у р. Сахан вони деколи перевищували 5000 Бк/м³.

На обох графіках видно, що концентрація ¹³⁷Cs різко знизилася вже в перше десятиліття після аварії, оскільки цей нуклід швидко фіксується ґрунтами. Натомість ⁹⁰Sr залишається основним і найбільш мобільним забруднювачем у водному середовищі. Порівняння графіків витрат води (Q) та концентрації ⁹⁰Sr, свідчить про пряму залежність, особливо річки Сахан: різкі підвищення водності у 1993–1994 та 2013 роках супроводжуються зростанням радіоактивності, що зумовлено вимиванням ⁹⁰Sr із забруднених заплавних територій під час паводків. У Прип'яті цей ефект менш виражений завдяки більшим об'ємам стоку, який працює як природний розчинник, згладжуючи амплітуду коливань концентрацій. [29]

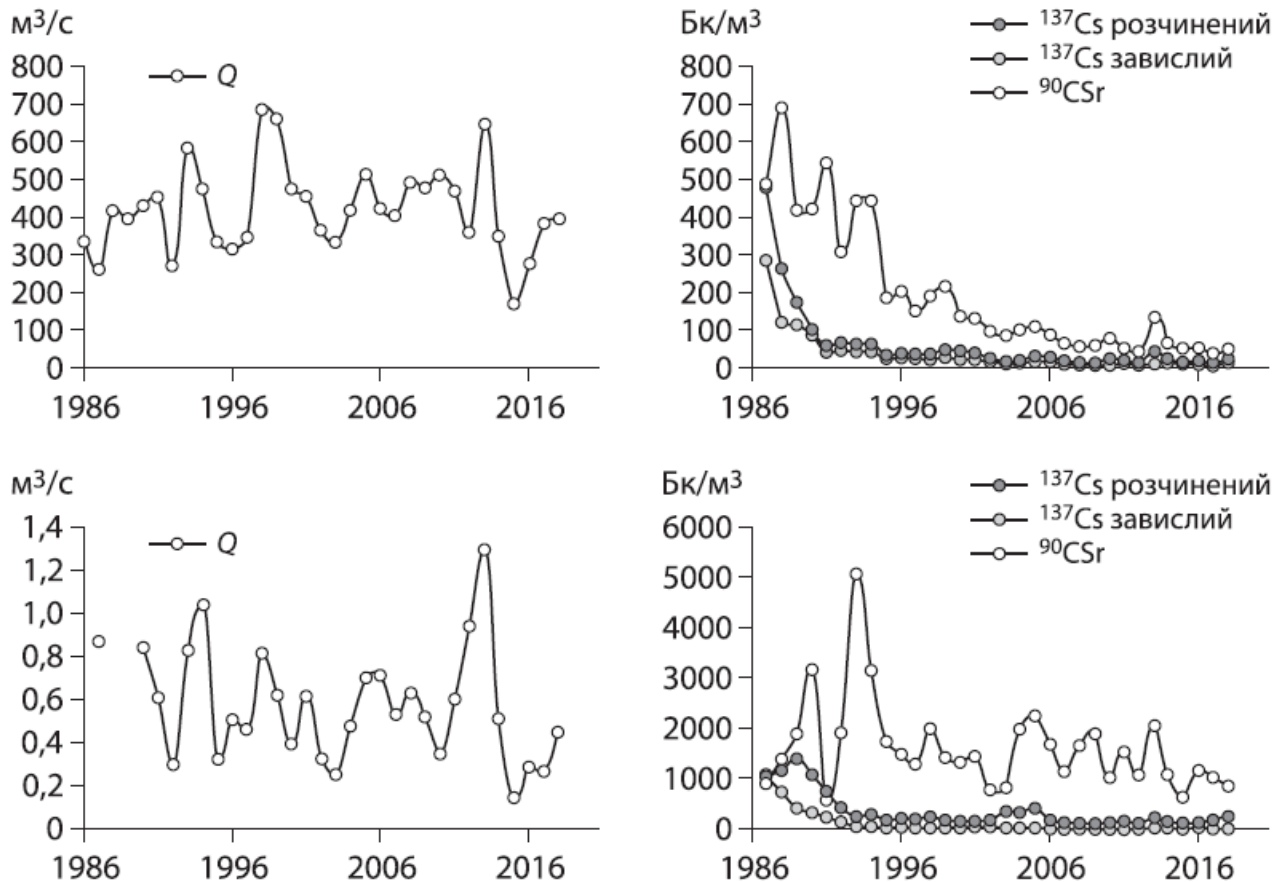


Рис. 2.7. Результати спостережень ДСП «Екоцентр» у р. Прип'ять біля м. Чорнобиль (верхній ряд) і р. Сахан (нижній ряд, де: а - середньорічні витрати води (м³/с) цих річок; б - усереднені річні концентрації активності (Бк/м³) ^{137}Cs у воді (розчинна і асоційовані із завислими наносами) та концентрації ^{90}Sr . Джерело: Керівництво "Спостереження за радіоактивним забрудненням природного середовища. Частина 2. Водні об'єкти" / ДСНС України, УкрГМІ

Винесення ^{90}Sr основними водотоками басейну Прип'яті в межах зони відчуження упродовж 2013–2024 рр. наведено в табл. 2.5. Аналіз представлених даних свідчить про суттєву мінливість, яка визначається не лише природним радіоактивним розпадом ізотопу, а й гідрометеорологічними умовами, насамперед наявністю паводків та кількістю атмосферних опадів.

Найвищий показник винесення ^{90}Sr у Київське водосховище зафіксовано у 2013 році (6,11 ТБк). Це підтверджує, що в окремі роки несприятливі гідрометеорологічні чинники можуть призводити до посиленого вимивання радіонуклідів. Упродовж 2015-2021 рр. відзначалися відносно низькі обсяги винесення (мінімум у 2020 р. - 0,27 ТБк). У 2022–2024 рр. спостерігалось певне зростання порівняно з 2020 роком (до 1,31–1,78 ТБк).

Основним шляхом міграції ^{90}Sr залишається р. Прип'ять. Частка ЗВ у загальному винесенні радіонукліда стабільно висока та становить переважно 50-70%. Це підтверджує, що територія ЗВ і надалі залишається основним акумулятором мобільного стронцію, який поступово вимивається в основне русло річки.

Річки Уж та Брагінка формують значно менший внесок у загальне винесення ^{90}Sr порівняно з р. Прип'ять, але їхні показники також залежать від загальної річної водності. При цьому р. Брагінка зазвичай характеризується вищими обсягами винесення, ніж р. Уж, попри менші розміри водотоку, через проходження через більш забруднені ділянки.

У 2024 році в річному балансі джерел формування радіонуклідного забруднення р. Прип'ять надходження ^{90}Sr із-за меж ЗВ становило не більше 33% від загального винесення річки. У межах ЗВ переважаючою складовою формування винесення радіонукліда були ґрунтові води, на частку яких припадало загалом 50% величини виносу, як основне джерело формування стоку в 2024 році. [21]

Таблиця 2.5

Винесення ^{90}Sr основними водотоками басейну Прип'яті в межах зони відчуження у 2013–2024 рр., ТБк (за даними ДСП “Екоцентр”; Джерело: Радіаційний стан зони відчуження у 2024 році за результатами радіаційно-екологічного моніторингу / Моніторинг і проблеми забруднення довкілля)

Об'єкт - створ	Роки											
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022*	2023*	2024*
р. Прип'ять, вхід в зону	1,48	0,4	0,14	0,29	0,35	0,46	0,19	0,11	0,3	0,34	0,57	0,43
р. Сахан	0,08	0,02	0,03	0,01	0,08	0,02	0,04	0,001	0,014	0,015	0,024	0,019
р. Глиниця	0,17	0,09	0,03	0,03	0,02	0,006	0,008	0,008	0,006	0,013	0,015	0,015
Фільтрація з затонів, надходження з ґрунтовими водами, надходження з заплави	2,55	0,43	0,19	0,31	0,27	0,61	0,15	0,13	0,23	0,54	0,89	0,66
р. Прип'ять - м. Чорнобиль	5,01	1,08	0,41	0,66	0,72	1,15	0,36	0,25	0,55	0,93	1,53	1,15
В межах зони відчуження	3,53	0,68	0,27	0,37	0,37	0,69	0,17	0,14	0,25	0,59	0,96	0,72
р. Уж	0,2	0,07	0,01	0,04	0,05	0,07	0,02	0,01	0,03	0,05	0,12	0,06
р. Брагінка	0,9	0,13	0,01	0,05	0,14	0,17	0,03	0,01	0,04	0,08	0,13	0,1
Винос в Київське водосховище: р. Прип'ять + р. Уж + р. Брагінка	6,11	1,28	0,44	0,75	0,91	1,39	0,41	0,27	0,62	1,06	1,78	1,31

Замкнені водойми басейну Прип'яті й, особливо, озера ближньої (10-кілометрової) зони відчуження характеризуються значно вищими рівнями радіоактивного забруднення порівняно з транзитними водотоками, що зумовлено обмеженим водообміном та відносно високим вмістом радіонуклідів, що накопичені у донних відкладах. [27]

Найбільш забрудненою радіонуклідами поверхневою водоймою в межах басейну Прип'яті є оз. Азбучин, у воді якого максимальні значення об'ємної активності ^{90}Sr та ^{137}Cs знаходяться на рівні 20000 Бк/м³ та 20300 Бк/м³ відповідно. За рівнем вмісту ^{90}Sr вода озера відповідає категорії радіоактивних відходів. [21]

Причиною зростання вмісту ^{90}Sr у воді оз. Азбучин упродовж 2015–2022 рр. стало зменшення підпору водойми охолоджувача ЧАЕС, що також спричинило зниження рівня води у розташованій поруч природній заплавній водоймі – оз. Азбучин. Внаслідок цього відбулося надходження мобільних форм радіонуклідів у воду з осушеного ложа дна та мілководних ділянок, а також призвело до зміни режиму гідравлічно пов'язаних з озером підземних вод. [19,21]

На рис. 2.7 відображено динаміку об'ємної активності ^{90}Sr у воді оз. Азбучин у 2014–2024 рр. Рівень ^{90}Sr упродовж майже всього періоду починаючи з 2015 р. значно перевищував допустимий рівень згідно ВООЗ (10000 Бк/м³), що свідчить про стійке радіоактивне забруднення водойми. Протягом 2015–2020 рр. активність коливалася переважно в межах від 10000–40000 Бк/м³, з періодичними зростаннями. Найвищі показники зафіксовані у 2021 р., коли рівень забруднення стрімко зріс, досягнувши пікового рівня в майже 100000 Бк/м³, що майже у 10 разів перевищує допустимий рівень. Після цього піку спостерігається загальна тенденція до зниження показників радіоактивності, і до початку 2024 р. вміст ^{90}Sr знизився нижче 10000 Бк/м³, наблизившись до допустимого рівня.

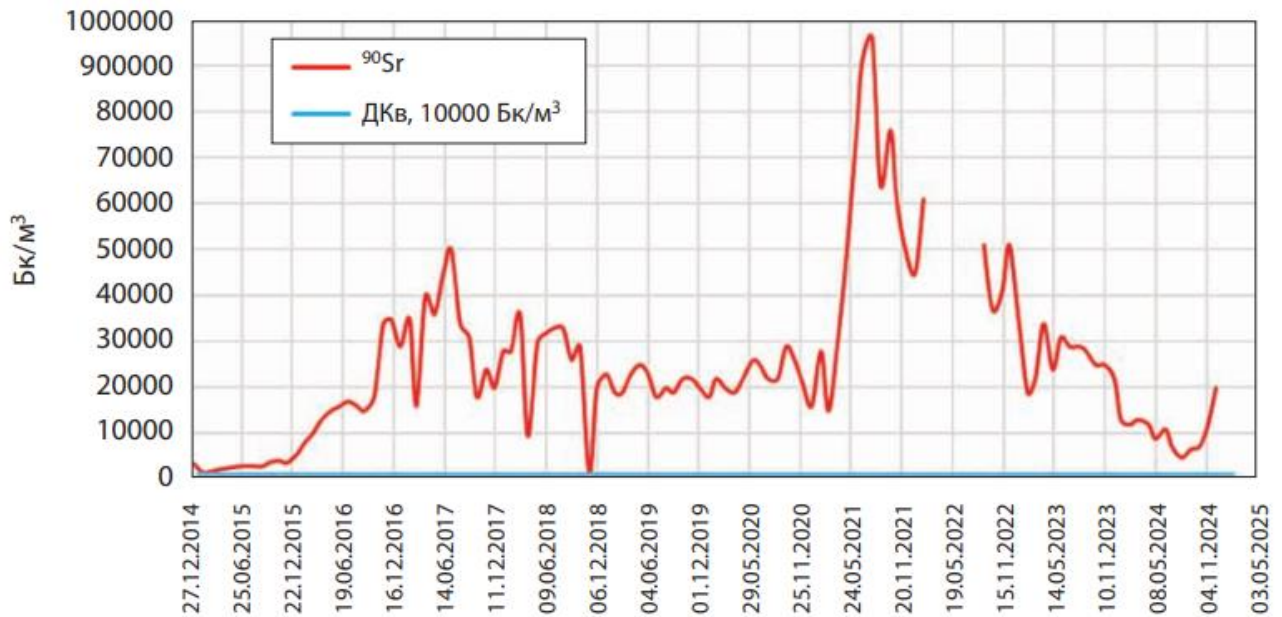


Рис. 2.7. Динаміка об'ємної активності ^{90}Sr у воді оз. Азбучин у 2014–2024 рр. (Дані за період з початку окупації ЗВ і до відновлення функціонування системи моніторингу відсутні (2022 рік). Джерело: Радіаційний стан зони відчуження у 2024 році за результатами радіаційно-екологічного моніторингу / Моніторинг і проблеми забруднення довкілля

Радіологічно-важливими для водних об'єктів басейну Прип'яті також залишаються радіонукліди трансуранового ряду, зокрема через їх високу радіотоксичність і дозоутворення при водних шляхах опромінення. До них відносяться ізотопи плутонію (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu) та ізоотоп америцію (^{241}Am). У 2024 р. вміст трансуранових елементів (ТУЕ) визначався у воді р. Прип'ять, водойми-охолоджувача ЧАЕС, Янівського затону, Семиходського старика, та оз. Азбучин. Найвища активність ^{241}Am зафіксована в оз. Азбучин (29 Бк/м^3), сумарна концентрація ізоотопів плутонію була максимальною також у воді оз. Азбучин (43 Бк/м^3). У воді р. Прип'ять об'ємна активність ТУЕ не перевищувала $4,0 \text{ Бк/м}^3$. [21]

Висновки до розділу 2

У розділі 2 здійснено комплексну характеристику суббасейну р. Прип'ять у межах України та проаналізовано сучасний стан і довготривалу динаміку радіаційного забруднення його водних об'єктів після аварії на Чорнобильській атомній електростанції.

Встановлено, що фізико-географічні та гідрологічні особливості басейну - значна заболоченість, розвинена заплава, тривале весняне водопілля, висока частка підземного живлення, а також зарегульованість стоку - створюють умови для тривалої міграції та вторинного перерозподілу радіонуклідів. Особливу роль у формуванні радіаційної ситуації відіграє транскордонний характер річки Прип'ять та її проходження через Чорнобильську зону відчуження, що зумовлює як надходження забруднення з верхньої частини басейну, так і джерела вторинного винесення у межах зони.

Аналіз багаторічних даних упродовж 1986-2025 рр. показав, що у перші місяці після аварії рівні загальної радіоактивності в р. Прип'ять значно перевищували доаварійні значення, натомість радіаційна ситуація в сучасний період є стабільною та контрольованою. Станом на 2025 рік, середньорічні концентрації зменшилися у десятки разів та не перевищують нормативні значення, встановлені НРБУ-97 та ДСанПіН.

Порівняльний аналіз різних типів водних об'єктів басейну Прип'яті показав суттєву просторову неоднорідність радіаційної ситуації. Транзитні річкові системи характеризуються відносно низькими концентраціями, натомість слабопроточні або замкнені водойми, зокрема р. Сахан та оз. Азбучин, демонструють значно вищі рівні забруднення.

Таким чином, гирлова частина басейну р. Прип'ять залишається ключовою ланкою у формуванні радіоекологічного стану дніпровської водної системи, що обґрунтовує необхідність подальшого моніторингу та прогнозування.

РОЗДІЛ 3

ШЛЯХИ ПОЛІПШЕННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ В ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ

3.1. Рекомендації щодо покращення радіаційної ситуації та зниження ризиків радіоактивного забруднення поверхневих вод басейну Прип'яті

Для покращення радіаційної ситуації у водах басейну Прип'яті та зниження ризиків радіоактивного забруднення поверхневих вод доцільно застосовувати комплекс наукових, інженерних, організаційних та екологічних заходів.

3.1.1 Моніторинг та наукові дослідження. У водних системах Прип'яті впродовж багатьох років після аварії на Чорнобильській АЕС здійснювався інтенсивний моніторинг та численні радіологічні дослідження. У результаті, перенесення та акумуляція основних довгострокових радіоактивних забруднювачів - ^{90}Sr та ^{137}Cs – на сьогодні є добре вивченими. Водночас зберігається потреба у постійному, хоча, і більш обмеженому моніторингу водного середовища, а також у подальших дослідженнях окремих проблемних аспектів. [17]

Точність прогнозування майбутнього забруднення водних систем ^{90}Sr та ^{137}Cs може бути підвищена завдяки подальшому регулярному моніторингу радіоактивності у ключових водних системах, зокрема в системі Прип'ять-Дніпро, а також в окремих річках та озерах в найбільш уражених районах. Це дозволить продовжити відстеження динаміки концентрацій активності радіонуклідів у воді, донних відкладах, а також удосконалити прогностичні моделі міграції та перерозподілу цих радіонуклідів у водному середовищі. [18]

Трансуранові елементи, попри відносно менше сучасне радіологічне значення порівняно з ^{90}Sr та ^{137}Cs , залишаються важливими з погляду їх подальших досліджень у водах Прип'яті в межах Чорнобильської зони, оскільки допомогли б покращити прогнози забруднення навколишнього середовища у довгостроковій перспективі (від сотень до тисяч років). Подальші емпіричні дослідження трансуранових елементів доповнили б знання про поведінку цих довгоживучих радіонуклідів у водному середовищі Прип'яті. [17]

3.1.2 Технологічне та нормативне вдосконалення. В Україні, зокрема і в ЗВ, функціонують автоматизована система контролю радіаційної ситуації (АСКРС) та система підтримки прийняття рішень JRODOS, які забезпечують оперативний моніторинг радіаційної ситуації та прогнозування поширення радіонуклідів у довкіллі. У зв'язку з цим, важливим завданням є підтримання їх стабільного функціонування та подальше вдосконалення, що дозволить підвищити ефективність контролю радіаційної обстановки та управління ризиками радіоактивного забруднення водних систем.

Залишається актуальним своєчасне оновлення засобів вимірювальної техніки, зокрема радіометричного обладнання для оперативного та якісного моніторингу. [30] Також потрібно продовжувати удосконалювати нормативно-правову базу, налагоджувати міжнародну співпрацю та обмін досвідом із країнами ЄС у сфері моніторингу.

3.1.3 Інженерно-гідротехнічні заходи. Як зазначалося в розділі 2, після аварії на Чорнобильській АЕС весняні затоплення сильно забрудненої заплави р. Прип'ять призводили до зростання концентрації ^{90}Sr у її водах. З метою обмеження вторинного надходження радіонуклідів у 1993 році на лівому березі Прип'яті навколо забрудненої заплави було споруджено дамбу, яка запобігла затопленню цієї території та виявилася ефективною у зменшенні змиву ^{90}Sr у річку під час повеней. У 1999 році аналогічну дамбу було збудовано на правому березі річки. [18] Будівництво дамб на заплаві річки Прип'ять виявилось

доцільним та ефективним інженерно-гідротехнічним заходом, спрямованим на зменшення вторинного надходження радіонуклідів у водні об'єкти. Їх функціонування дозволило значно обмежити затоплення найбільш забруднених територій під час весняних повеней, що водночас знизило інтенсивність винесення ^{90}Sr у води річки.

Таким чином, реалізація цих заходів залишається актуальною і в сучасних умовах, оскільки сприяє стабілізації радіоекологічної ситуації у басейні Прип'яті, а також виступає превентивним механізмом запобігання повторній активізації процесу переносу радіонуклідів у майбутньому. Водночас необхідно враховувати потенційний ризик порушення цілісності дамб, що може призвести до відновлення затоплення забруднених заплавної території і, відповідно, до посилення вторинного надходження радіонуклідів у водні об'єкти.

3.1.4 Управління сховищами радіоактивних відходів. Дослідження швидкостей міграції радіонуклідів показали, що в умовах місцевих ґрунтів ризик забруднення ґрунтових вод є відносно низьким а отже, ймовірність значного забруднення річки Прип'ять у майбутньому є невисокою. Однак, для басейну Прип'яті у межах ЧЕЗ ґрунтові води залишаються важливим потенційним джерелом міграції радіонуклідів у водне середовище, і тому сховища радіоактивних відходів повинні перебувати під регулярним моніторингом та інституційним контролем. Кінцевою метою має бути утилізація або надійне ізольоване зберігання відходів у спеціалізованих тимчасових сховищах радіоактивних відходів, які забезпечують ефективне утримання ^{137}Cs та ^{90}Sr до зниження їх активності до рівнів, що не створюють суттєвого ризику для водних об'єктів.

Для тих тимчасових сховищ радіоактивних відходів, розташованих поблизу берегів річки Прип'ять, і які можуть бути затоплені під час паводків, пріоритетним заходом має бути вилучення та переміщення відходів до спеціально облаштованих сховищ. Для тимчасових сховищ радіоактивних

відходів в ЗВ, інвентар яких невідомий, а потенційний вплив на майбутнє забруднення поверхневих вод є не визначеним, необхідним є проведення оцінки безпеки, з урахуванням радіоактивного розпаду та природного ослаблення. Важливим також є оцінка міграції шлейфів забруднення та їх взаємодія з основними водними ресурсами. Такі оцінки повинні враховувати всі джерела надходження радіонуклідів, які можуть впливати на стан цих водних ресурсів. [17]

3.1.5 Захисні споруди та виведення ВО з експлуатації. Ефективним заходом у зниженні ризиків радіоактивного забруднення вод басейну Прип'яті стало виведення з експлуатації водойми-охолоджувача, що призвело до зменшення просочування забруднених вод до річки Прип'ять. Важливим кроком також стало завершення будівництва арки нового безпечного конфайнмента (НБК) на "Саркофагу" у 2016 році, що покращило рівень захисту об'єкта та прилеглої території від інфільтрації атмосферних вод. У результаті це призвело до зменшення обсягу високорадіоактивних вод, які становили ризик витоку в навколишнє геологічне, а надалі у водне середовище. Таким чином, реалізація цих заходів підтвердила їх ефективність у зниженні ризиків радіоактивного забруднення підземних і поверхневих вод, що підкреслює важливість подальшого контролю та підтримання їх функціонування.

3.1.6 Біогеохімічні бар'єри та екологічна стабільність. Важливу роль у стримуванні міграції радіонуклідів відіграють біогеохімічні процеси у системі "ґрунт–рослина". Радіонукліди ^{90}Sr та ^{137}Cs , які є хімічними аналогами кальцію (Ca) та калію (K), активно залучаються до біологічного кругообігу речовин та поглинаються рослинами. Це сприяє їх утриманню у верхньому кореновому шарі ґрунту та обмежує подальшу вертикальну міграцію до ґрунтових вод. У зв'язку з цим важливим заходом зниження ризиків радіоактивного забруднення водних систем є збереження природного рослинного покриву на забруднених

територіях, зокрема на ділянках поховання радіоактивних відходів та у заплавах річок.

Порушення рівноваги екосистем, наприклад унаслідок лісових пожеж або деградації рослинності, може призводити до активізації вертикальної міграції ^{90}Sr у ґрунті. Тому підтримання стабільності лісових екосистем і запобігання масштабним пожежам у межах Чорнобильської зони відчуження є важливим елементом довгострокової стратегії зниження міграції радіонуклідів до підземних і поверхневих вод. [19]

Таким чином, поєднання постійного моніторингу, інженерних заходів, управління радіоактивними відходами та збереження природних бар'єрів дозволяє суттєво знизити ризики вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод басейну Прип'яті у довгостроковій перспективі.

3.2. Можливості прогностичного моделювання радіаційної ситуації у поверхневих водах за допомогою СППР JRODOS

Можливість виникнення радіоактивного забруднення поверхневих вод потребує застосування сучасних автоматизованих систем підтримки прийняття рішень (СППР), функціями яких є прогнозування динаміки радіоактивного забруднення в усіх компонентах навколишнього середовища, в тому числі і у водних об'єктах.

3.2.1 Загальна характеристика системи. СППР JRODOS створено як комплексну систему, що включає моделі і бази даних для моделювання та оцінювання наслідків радіаційних аварій протягом усього післяаварійного періоду.

Система JRODOS, розроблена та координується Інститутом технологій Карлсруе, (Karlsruhe Institute of Technology, KIT, Німеччина) і впроваджена в більшості країн Європейського Союзу.

JRODOS забезпечує прогнозування післяаварійного розповсюдження радіонуклідів в повітрі, випадіннях на поверхню, забруднення поверхневих вод і продуктів харчування, доз зовнішнього і внутрішнього опромінювання, а також забезпечує підтримку прийняття рішень з аварійного реагування. [33]

Одним з ключових розробників цієї європейської системи є фахівці з Інституту проблем математичних машин і систем НАН України, які використали власний досвід моделювання наслідків аварії на Чорнобильський АЕС, а також досвід розроблення сучасних інформаційних технологій. У межах проекту JRODOS вони беруть участь у програмній реалізації JRODOS та відповідають за розроблення моделі міграції радіонуклідів у водних системах. [31]

3.2.2 Гідрологічний модуль HDM та його компоненти. У межах цього дослідження основну увагу зосереджено на інтегрованому до системи JRODOS гідрологічному модулі (HDM), у якому моделюється розповсюдження радіонуклідів у річкових системах внаслідок їх випадіння на поверхню водозбору.

Як уже зазначалося у розділі 2, весняні повені в ЧЗВ супроводжуються виносом радіонуклідів річкою Прип'ять та їх подальше перенесення у Київське водосховище. При цьому значний внесок у формування концентрації радіонуклідів у воді можуть здійснювати забруднені ділянки заплави Прип'яті, розташовані поблизу місця аварії. З метою зменшення загрози винесення нуклідів із забруднених територій заплави вздовж обох берегів було споруджено дві гідрозахисні дамби. Їх спорудження дозволило суттєво знизити концентрації радіонуклідів в р. Прип'ять під час весняного водопілля. Водночас зберігається загроза прориву цих гідрозахисних споруд, зокрема лівобережної дамби.

Тому гідрологічний модуль (HDM) СППР JRODOS призначений для управління надзвичайними ситуаціями у режимі реального часу був додатково налаштований для Чорнобильської зони відчуження для моделювання водного перенесення радіонуклідів із ЧЗВ, прогнозування процесів забруднення р. Прип'ять та Київського водосховища під час весняних повеней, а також гіпотетичних сценаріїв руйнування дамби на заплаві Прип'яті.

У межах дослідження для оцінки можливого перенесення радіонуклідів у водній системі басейну річки Прип'ять було використано гідрологічний модуль HDM системи JRODOS, який включає ланцюг взаємопов'язаних моделей: Coastox та Retrace-Rivtox. Ці моделі дозволяють послідовно відтворити основні етапи міграції радіонуклідів у водному середовищі - від їх змиву з водозбору до подальшого транспортування річковою мережею. [34]

Coastox – модель, призначена для розрахунку сценаріїв винесення нуклідів із забруднених територій заплави у разі прориву дамби або різкого підвищення рівнів води.

Retrace – модель для розрахунку водного стоку та змиву радіонуклідів. Отримані результати задаються в Бк/с та кг/с.

Rivtox – модель для розрахунку динаміки розповсюдження радіонуклідів у річці, яка включає модель динаміки руху води у руслі річки, модель транспорту радіонуклідів, модель розрахунку концентрацій у завислих наносах та у верхньому шарі донних відкладень. [31,32]

3.2.3 Моделювання сценаріїв забруднення заплави за допомогою Coastox. На початку було виконано розрахунок для оцінки можливого переносу радіоактивних речовин у річковій системі в умовах паводкового затоплення заплави за допомогою гідрологічного модуля Coastox. Моделювання виконувалося на основі двовимірної розрахункової сітки, що описує топографію території та гідрологічні умови досліджуваної області.

Перш за все було обрано розрахункову сітку, який містить просторову інформацію про рельєф території моделювання. Дана сітка описує топографію заплави річки Прип'ять, включаючи елементи гідрозахисної інфраструктури. Сітка також визначає межі області моделювання та використовується програмою для формування обчислювальної області.

Далі було завантажено дані початкового радіоактивного забруднення, що містять інформацію про просторовий розподіл радіонуклідів на території заплави. Ці дані використовуються моделлю як початкові умови для подальшого розрахунку міграції забруднення під дією водних потоків.

Наступним кроком було визначено дату початку моделювання, від якої здійснюється відлік прогностного періоду. Також було задано тривалість прогнозу, яка визначає період часу, протягом якого модель обчислює розвиток гідрологічної ситуації та перенесення радіонуклідів. У даному розрахунку дату початку було обрано 7 березня 2026 року тривалістю прогнозу на 5 днів.

Далі було налаштовано параметри водообміну на межах розрахункової області. Після завантаження розрахункової сітки система автоматично сформувала перелік меж, для яких можуть бути задані відповідні гідрологічні характеристики. Для кожної межі було задано залежність витрати води від часу. Таким чином було задано гідрологічний режим на вході або виході води з області моделювання.

На наступному етапі було задано значення концентрацій радіоактивних речовин на межі області моделювання, у Бк/м³, які можуть змінюватися залежно від часу моделювання. Ці дані визначають умови надходження або винесення радіоактивних речовин через межі розрахункової області.

Результатом виконаного моделювання є карта прогнозу просторового розподілу концентрації ⁹⁰Sr на заплаві річки Прип'ять з 7 по 12 березня 2026 року, отримана за допомогою модуля Coastox у системі JRODOS (Додаток А).

Також в результаті моделювання було отримано візуалізацію шару затоплення (рис. 3.1) та глибини затоплення (рис. 3.2).

На карті відображено поширення радіоактивного забруднення ^{90}Sr вздовж русла річки Прип'ять у межах досліджуваної ділянки. Розподіл концентрацій представлений у вигляді кольорової шкали, де різні кольори відповідають різним інтервалам концентрацій радіонуклідів.

Найвищі значення концентрацій спостерігаються у прибережних ділянках та в межах заплави, де відбувається активне винесення радіоактивних речовин із затоплених територій. У русловій частині річки концентрації є нижчими, що пояснюється розбавленням забруднення за рахунок значного об'єму проточної води.

Результати моделювання демонструють характерну лінійну структуру поширення забруднення вздовж течії річки, що відповідає процесам адвекційного переносу речовин водним потоком. У нижній частині досліджуваної ділянки відмічається поступове зниження концентрацій, що свідчить про процеси розбавлення та дисперсії радіонуклідів у водному середовищі.

Отримані результати дозволяють оцінити потенційні масштаби переносу радіоактивного забруднення у випадку паводкового затоплення заплави річки Прип'ять та можуть бути використані для прогнозування подальшого поширення радіонуклідів у річковій системі Дніпровського басейну.

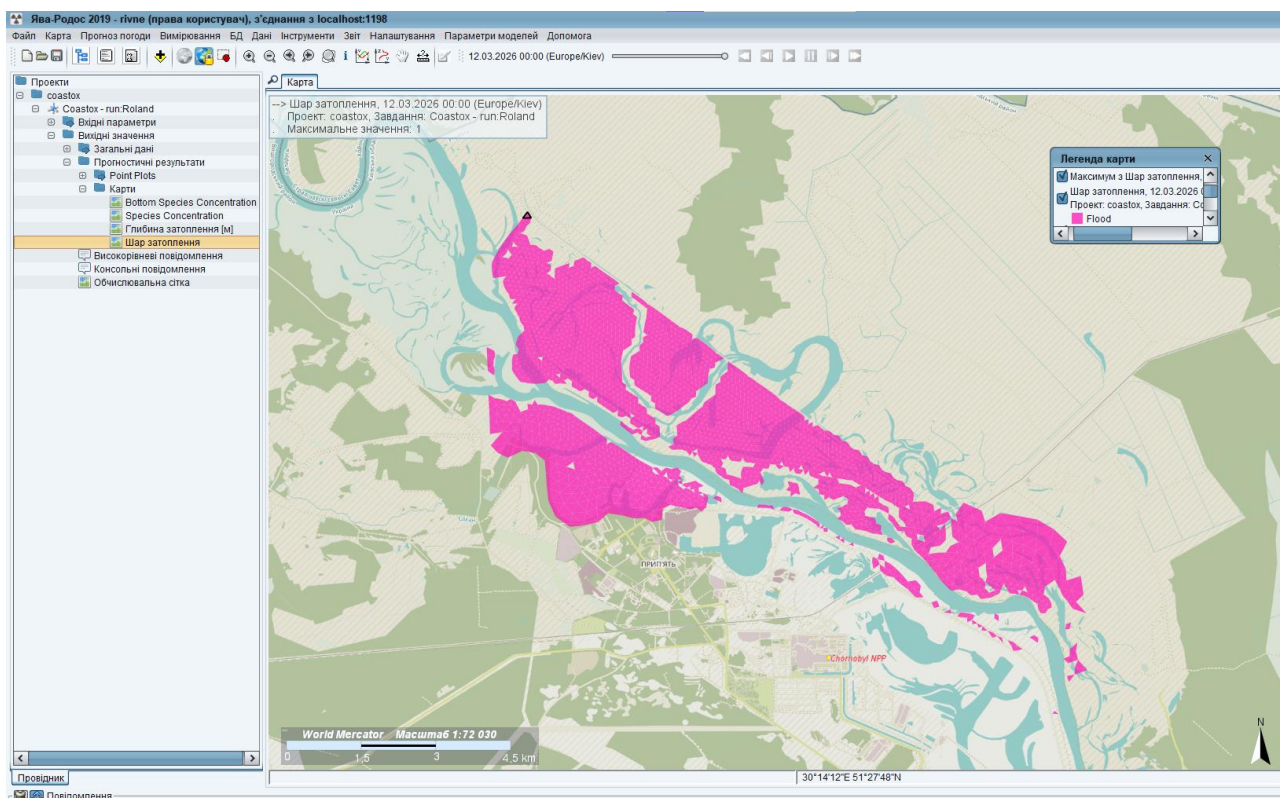


Рис. 3.1. Розрахунок Coastox в середовищі JRODOS з 07.03.2026. Шар затоплення на річці Прип'ять.

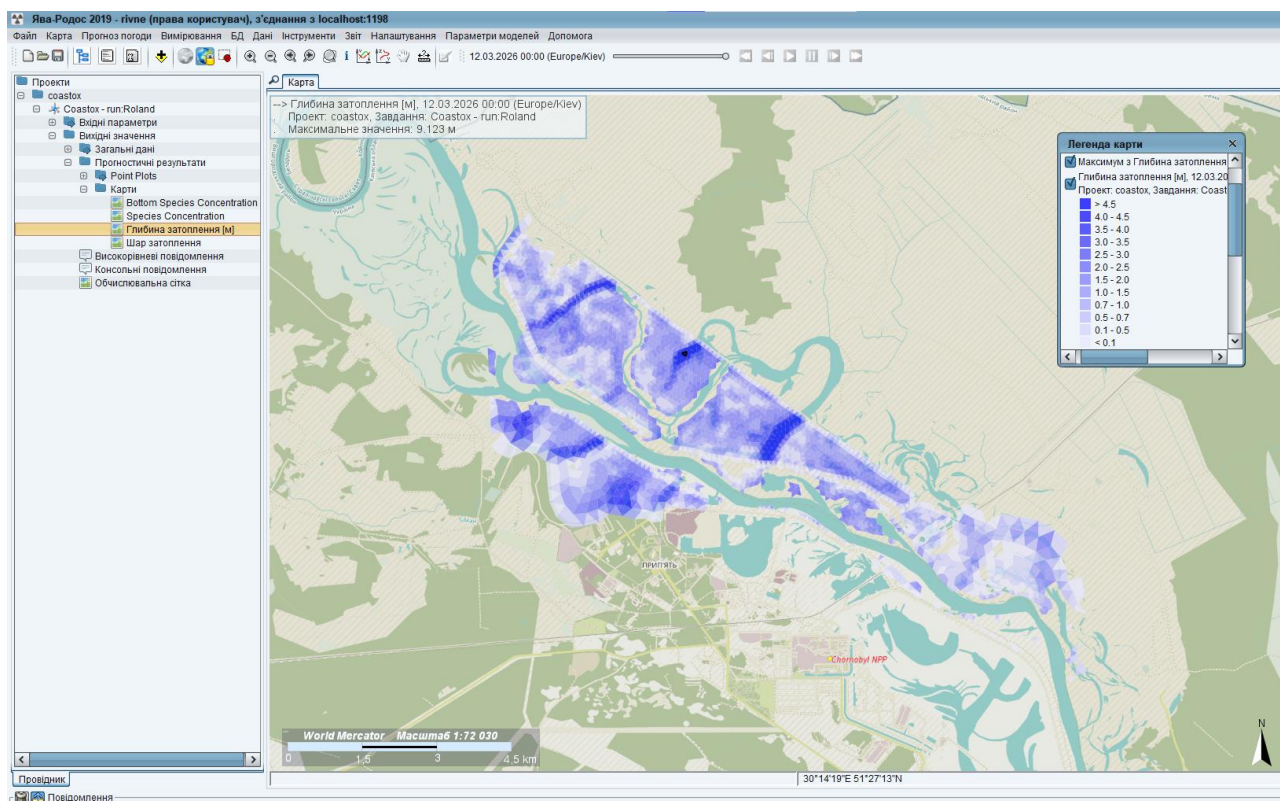


Рис. 3.2. Розрахунок Coastox в середовищі JRODOS з 07.03.2026. Глибина затоплення на річці Прип'ять.

3.2.4 Моделювання змиву та міграції за допомогою Retrace–Rivtox. Для оцінки процесів надходження радіонуклідів у річкову мережу та їх подальшого переносу було використано зв'язку моделей Retrace-Rivtox, реалізованих у системі JRODOS. Такий підхід дозволяє послідовно змоделювати два ключові процеси: змив радіоактивного забруднення з поверхні водозбору і транспорт радіонуклідів річковою мережею.

Перед початком розрахунків було відкрито попередньо підготовлений проект “ChEZ Deposition for Retrace”, який містить дані про поверхнєве радіоактивне забруднення території Чорнобильської зони відчуження. Ці дані використовуються як початкові умови для моделювання процесу змиву (рис. 3.3).

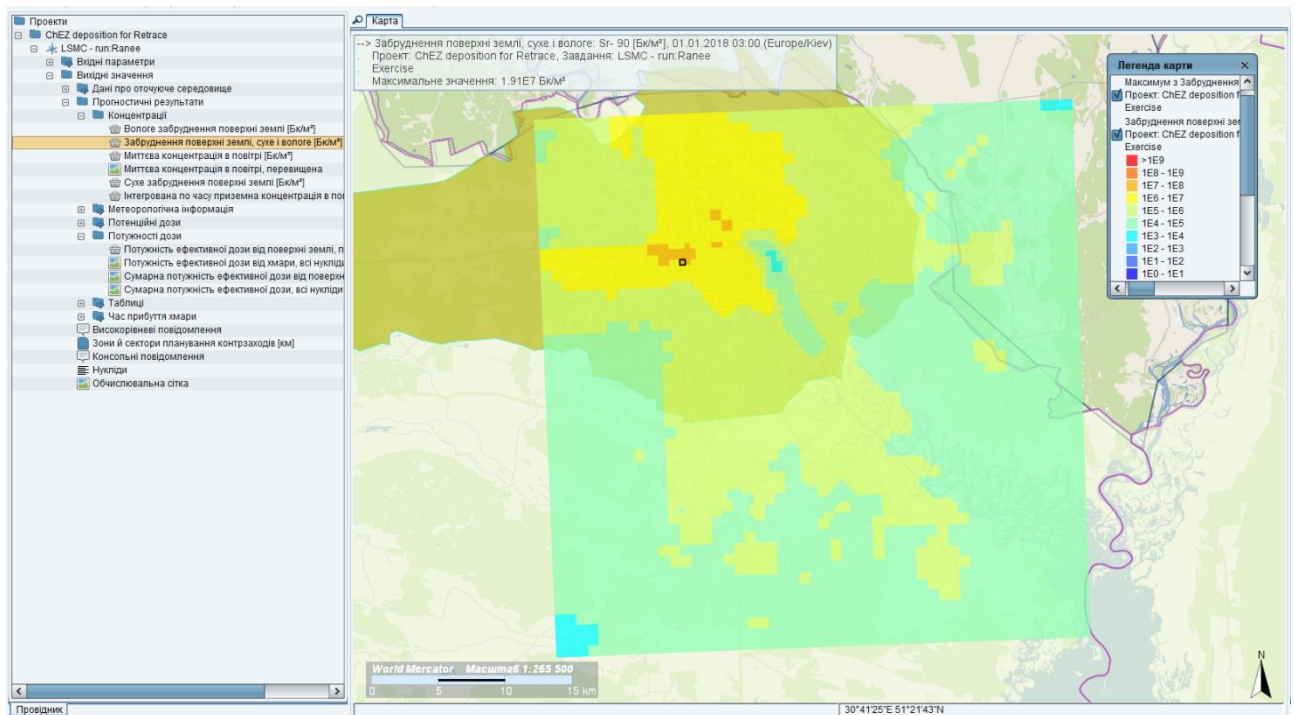


Рис. 3.3. Розрахунок проекту “ChEZ Deposition for Retrace” в середовищі JRODOS. Забруднення поверхні землі, сухе і вологе: Sr-90 (Бк/м³)

Після ініціалізації модуля Retrace було виконано налаштування основних параметрів моделювання.

На початку було задано значення коефіцієнтів змиву для радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs , які прийняті на рівні 0,01. Таке значення відповідає характерним умовам території зони відчуження та враховує інтенсивність переходу радіонуклідів із поверхні ґрунту у водні потоки.

Період моделювання було обрано з 10.03.2026 по 31.08.2026, що дозволяє врахувати весняне сніготанення та подальший гідрологічний режим.

Особливу увагу було приділено заданням часового ряду опадів, який визначає інтенсивність змиву. Для сценарію середньої водності (50% забезпеченості) значення опадів було прийнято на рівні, що відповідає типовим умовам формування стоку у досліджуваному регіоні (2 мм/с).

Далі було завантажено файл річкової мережі (шейп-файл), що описує геометрію річкової системи Прип'яті та файл водозбору, який визначає територію, з якої відбувається змив радіоактивного забруднення.

Після введення всіх параметрів модуль Retrace було запущено, в результаті чого отримано оцінку надходження радіонуклідів до річкової мережі.

Отримані результати моделювання змиву були використані як вхідні дані для модуля Rivtox, який моделює транспорт радіонуклідів у річковій системі.

У загальних параметрах було обрано режим моделювання переносу радіоактивних речовин у розчиненій фазі, що відповідає умовам міграції Sr-90 у водному середовищі.

Далі було завантажено файл, що містить інформацію про геометрію річкової мережі, включаючи основні русла та їх параметри.

В якості межових умов було задано гідрологічні характеристики потоку шляхом підключення файлу витрат води для річок Прип'ять та Дніпро. Для даного сценарію було обрано варіант із 50% забезпеченістю, що відповідає середнім гідрологічним умовам.

Після завершення налаштувань було виконано запуск моделі Rivtox, яка розраховувала просторово-часовий розподіл концентрацій радіонуклідів у річковій системі.

За результатами моделювання отримано карту розподілу концентрації Sr-90 у розчиненій формі (Додаток Б).

Максимальні значення концентрації (до 5887 Бк/м³) спостерігаються у верхній частині річки Прип'ять, поблизу зони надходження забруднення. Тут формується чітко виражений осередок високих концентрацій, що пов'язано з інтенсивним зливом радіонуклідів із забруднених територій.

Вздовж течії річки спостерігається поступове зниження концентрацій, що обумовлено розбавленням водними масами та розподілом радіонуклідів у водному об'ємі. У Київському водосховищі відбувається різке зниження концентрацій, що пояснюється значним об'ємом води та зменшенням швидкості течії, що сприяє розсіюванню забруднення.

Для радіонукліда ¹³⁷Cs було проаналізовано розподіл концентрації у вигляді часток (зв'язаної фази) (Додаток В).

Максимальні значення концентрацій (до 8859 Бк/м³) також приурочені до ділянок початкового надходження забруднення. Вздовж течії річки спостерігається швидке зменшення концентрацій, а у водосховищі - ще більш виражене ослаблення, що пов'язано з осадженням забруднених часток на дно.

Таким чином, використання зв'язки моделей Retrace–Rivtox дозволило комплексно оцінити як процес формування радіоактивного стоку, так і його подальший транспорт у річковій системі Прип'яті, що є важливим для прогнозування радіаційного стану водних об'єктів.

Висновки до розділу 3

У третьому розділі було розглянуто основні напрями поліпшення радіаційної ситуації у поверхневих водах басейну річки Прип'ять та проаналізовано можливості прогнозування радіоактивного забруднення за допомогою СППР JRODOS. Встановлено, що зниження ризиків вторинного радіоактивного забруднення водних об'єктів потребує комплексного підходу, який поєднує постійний моніторинг, інженерно-гідротехнічні заходи, належне управління радіоактивними відходами, підтримання функціонування природних бар'єрів та удосконалення систем оперативного контролю.

Показано, що особливе значення для стабілізації радіаційної ситуації мають гідрозахисні дамби на заплаві річки Прип'ять, які суттєво обмежують затоплення найбільш забруднених територій і, відповідно, зменшують вторинне надходження ^{90}Sr у річкову мережу під час весняних повеней. Водночас важливими залишаються контроль технічного стану цих споруд, моніторинг сховищ радіоактивних відходів, особливо розташованих у потенційно підтоплюваних зонах, а також збереження природного рослинного покриву як чинника, що стримує вертикальну міграцію радіонуклідів.

Визначено, що сучасні система підтримки прийняття рішень, зокрема JRODOS, відіграє важливу роль у своєчасному виявленні змін радіаційної обстановки та прогнозуванні розвитку аварійних і післяаварійних процесів у довкіллі, зокрема і у водному середовищі. Важливим інструментом прогнозування є гідрологічний модуль (HDM) системи JRODOS, зокрема моделі Coastox та Retrace-Rivtox які забезпечують комплексне відтворення основних етапів міграції радіонуклідів у водному середовищі - від їх надходження з водозбору до подальшого перенесення річковою мережею.

ВИСНОВКИ

У ході виконання магістерської роботи проведено комплексне дослідження та оцінку радіаційної ситуації в поверхневих водах басейну Прип'яті в межах України. Отримані результати дозволяють сформулювати наступні висновки.

1) Поведінка радіонуклідів у водному середовищі визначається складним комплексом гідрологічних та фізико-хімічних процесів. Ключовим чинником формування радіаційного стану є розподіл радіонуклідів у системі “вода – завислі наноси – донні відклади”.

2) Територія басейну р. Прип'ять у межах України вирізняється низинним поліським рельєфом, високим рівнем заболоченості та густою гідрографічною мережею. Розташування гирлової частини басейну в межах Чорнобильської зони відчуження зумовлює підвищену чутливість цієї території до радіоактивного забруднення.

3) Аналіз багаторічної динаміки забруднення р. Прип'ять довгоживучими радіонуклідами (^{137}Cs та ^{90}Sr) у період з 1986 по 2025 роки в межах Чорнобильської зони відчуження показав наступне. Після критичних рівнів у перші місяці після аварії на ЧАЕС у 1986 р. річка Прип'ять перейшла до відносно стабільного та контрольованого стану. Станом на 2025 р. середньорічні концентрації радіонуклідів зменшилися у десятки разів і не перевищують нормативних значень. Найбільш небезпечні ситуації пов'язані з періодами високої водності, коли відбувається інтенсивний змив радіонуклідів із забруднених територій заплави.

4) Водночас виявлено просторову неоднорідність: вода транзитних річок (Прип'ять, Уж) характеризуються низькими концентраціями радіонуклідів, тоді як малі річки (Глиниця, Сахан) та замкнені водойми, зокрема озеро Азбучин, залишаються зонами підвищеного радіаційного навантаження через малий стік та обмежені процеси самоочищення.

5) Варто зазначити про ефективність використання СППР JRODOS як сучасного інструменту прогнозування радіоактивного забруднення. Застосування гідрологічного модуля в середовищі JRODOS, зокрема моделей Coastox та Retrace-Rivtox, дозволило комплексно відтворити етапи міграції радіонуклідів в річці Прип'ять при високому водопіллі, від заплави до річкового стоку, що є критично важливим для оперативного прийняття рішень у разі погіршення гідрологічних умов.

6) Важливою є роль радіаційного моніторингу вод, адже обмеженість і нерівномірність даних радіаційного моніторингу ускладнює детальний аналіз просторового розподілу забруднення. Недостатня кількість інформації щодо малих водотоків і заплавних водойм не дозволяє повною мірою оцінити їх роль у процесах міграції радіонуклідів, що призводить до наявності невизначеностей у математичних моделях та прогнозних оцінках.

7) Система заходів із мінімізації ризиків та покращення радіаційної ситуації на території басейну р. Прип'ять повинна мати комплексний характер, що включає розширення оперативного моніторингу на найбільш забруднених ділянках басейну та потенційно підтоплюваних сховищах радіоактивних відходів, підтримку технічного стану гідрозахисних дамб на заплаві р. Прип'ять, а також збереження природних біобар'єрів, зокрема рослинного покриву.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Радіоекологія: підручник / В. П. Шапорєв, Ю. Г. Масікевич, В. Ф. Моїсєєв та ін. Чернівці: Книги-XXI : Друк Арт, 2018. 440 с.
2. Курс лекцій з дисципліни «Радіоекологія» для освітнього ступеня «бакалавр» спеціальності 101 «Екологія» / У.І. Недільська. Кам'янець-Подільський, 2024. 102 с.
3. Міграція радіоактивних речовин у водоймах: лекція № 7. Освітній портал Державного університету "Житомирська політехніка". [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://learn.ztu.edu.ua/>
4. Трохименко Г. Г. Радіоекологія: курс лекцій. Миколаїв: НУК, 2012
5. Гудков І.М. Радіобіологія: підручник. К.: НУБіП України, 2016. 485 с.
6. Criteria for Radionuclide Activity Concentrations for Food and Drinking Water: / International Atomic Energy Agency. Vienna: IAEA, 2016. 63 p. (IAEA-TECDOC-1788).
7. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda: / World Health Organization. Geneva: WHO, 2022. 614 p. ISBN 978-92-4-004506-4
8. Директива Ради 2013/51/Євратом від 22 жовтня 2013 року про встановлення вимог щодо захисту здоров'я населення стосовно радіоактивних речовин у воді, призначеній для споживання людиною. Офіційний вісник Європейського Союзу. 2013. L 296.
9. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97): Державні гігієнічні нормативи: ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. Вид. офіційне. К.: МОЗ України, 1997. 121 с.
10. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10). К.: МОЗ України, 2010.

11. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006): Державні гігієнічні нормативи: ГН 6.6.1.1-130-2006. Вид. офіційне. К.: МОЗ України, 2006.
12. План управління річковим басейном Дніпра. Суббасейн річки Прип'ять: головні водно-екологічні проблеми: скорочена версія для громадських консультацій / Проект Європейського Союзу «Водна ініціатива + для країн Східного партнерства» (EUWI+ East). К.: Держводагентство України, 2020. 16 с.
13. Басейнове управління водних ресурсів річки Прип'ять. Офіційний сайт. Режим доступу: <https://buvrzt.gov.ua/>
14. Проект плану управління суббасейном річки Прип'ять. Частина 1 (2025-2030) / Басейнове управління водних ресурсів річки Прип'ять
15. Вишневський В.І., Косовець О.О. Гідрологічні характеристики річок України. К.: Ніка-Центр. 2003, 324 с.
16. Gorbachova L., Afteniuk O. Duration of ice phenomena and their probabilistic characteristics in the Pripyat River basin within Ukraine. Monitoring 2023: Conference Proceedings (Kyiv, 7–10 November 2023). Kyiv: EAGE, 2023. P. 5.
17. Radiological conditions in the Dnieper River basin: Assessment by an international expert team and recommendations for an action plan. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006 (Radiological Assessment Reports Series). – P. 200
18. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006 (Radiological Assessment Reports Series). P. 180
19. Natural attenuation processes control groundwater contamination in the Chernobyl exclusion zone: evidence from 35 years of radiological monitoring / D.

Bugai, S. Kireev, M. A. Hoque, Y. Kubko, J. Smith. Scientific Reports. 2022. Vol. 12, no. 18215. P. 16

20. Konoplev A., Kanivets V., Zhukova O., Germenchuk M., Derkach H. Mid-to long-term radiocesium wash-off from contaminated catchments at Chernobyl and Fukushima. Water Research. 2021. Vol. 188, no. 116514. P. 9

21. Радіаційний стан зони відчуження у 2024 році за результатами радіаційно-екологічного моніторингу / С. І. Кіреєв, Т. І. Никітіна, Д. А. Самойлов та ін. Метеорологія, гідрологія та моніторинг довкілля. 2025. № 1 (7). С. 79-97.

22. Радіоекологічні проблеми водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС / Д. Гудков, М. Кузьменко, С. Кіреєв та ін. Вісник НАН України. 2008. № 4. С. 44-55.

23. Абрам'юк І. І., Меньковська М. О. Зміни потужності радіаційного опромінення риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС та оз. Азбучин після зниження рівня води. Гідробіологічний журнал. 2022. Т. 58, № 6. С. 105-120.

24. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Паньков І.В. Радіонукліди та їх екологічне значення у водоймах України. Радіоекологія. К.: Інститут гідробіології НАН України. С. 20-22.

25. Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D., Klenus V., Nazarov A. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity. 2014. Vol. 127. P. 176-181

26. Довідка про радіоактивне забруднення поверхневих вод України у І півріччі 2025 року: / Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. Київ, 2025. 2 с.

27. Стан радіоактивного забруднення поверхневих вод / О. В. Войцехович, В. В. Канівець, Г. В. Лаптев, С. І. Кіреєв, С. М. Обрізан. К., 2016. 12 с.

28. Войцехович О. В. Чорнобильська аварія і управління радіоактивним забрудненням вод в Україні: огляд проблеми, присвячений 20-річниці аварії на ЧАЕС і початку водоохоронної діяльності у зоні аварійного забруднення. К.: Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, 2006. 25 с.

29. Керівництво «Спостереження за радіоактивним забрудненням природного середовища». Частина 2: Водні об'єкти / Розробники: О.В. Войцехович та ін.; Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України. Київ, 2025. 199 с.

30. Моніторинг радіоактивних речовин у водоймах та ґрунтах : / Uatom.org. 2021. 28 верес. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://uatom.org/2021/09/28/monitoring-radioaktivnih-rechovin-u-vodojmah-ta-gruntah.html>

31. Prediction of radionuclide migration in the Pripyat River and Dnieper reservoirs and decision support of water protection measures on the basis of mathematical modelling / A. A. Morozov, M. J. Zheleznyak, O. Voitsekhovych et al. – P. 305-311.

32. Chernobyl Nuclear Accident Hydrologic Analysis and Emergency Evaluation of Radionuclide Distributions in the Dnieper River, Ukraine, During the 1993 Summer Flood: / O. V. Voitsekhovitch, M. J. Zheleznyak, Y. Onishi. Richland, Washington: Pacific Northwest Laboratory, 1994. 121 p. (PNL-9980 / UC-603).

33. Технічний проєкт системи підтримки прийняття рішень ДП «НАЕК «Енергоатом» і ВП АЕС для ефективного і координованого аварійного реагування, заснованої на ПЗ RODOS. Том 3: Математичне забезпечення системи / Інститут технологій Карлсруе (Karlsruhe Institute of Technology). – Німеччина, - 68 с.

34. Гідрологічний модуль JRodos-HDM: підсистема прогнозування змиву забруднень з пойми Прип'яті Чорнобильської зони відчуження у р. Прип'ять: керівництво користувача / за підтримки Європейської Комісії (КІТ). 16 с.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Результат моделювання просторового розподілу концентрації ^{90}Sr на заплаві річки Прип'ять з 7 по 12 березня 2026 року, отриманий за допомогою модуля Coastox у системі JRODOS

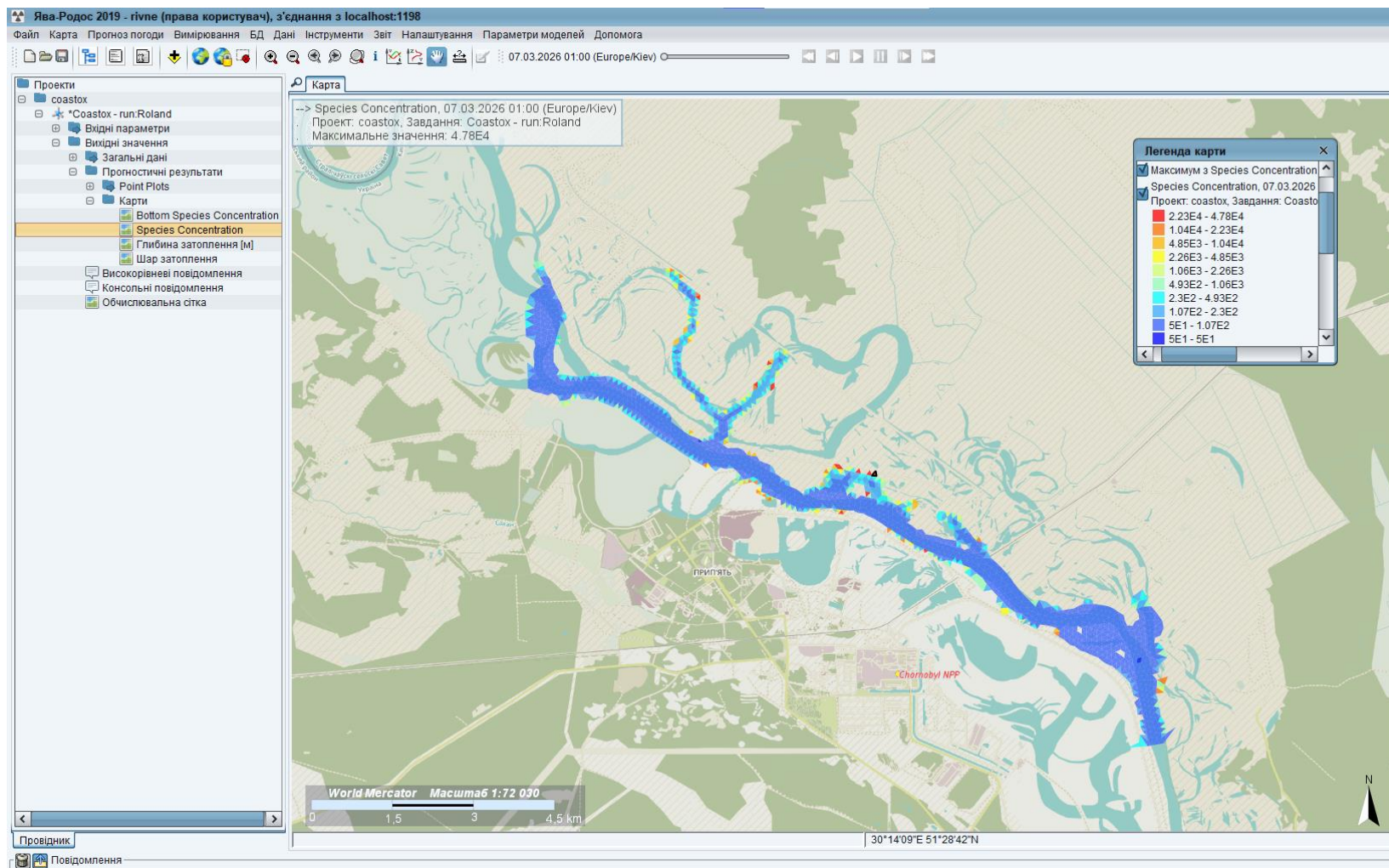


Рис. А.1. Результат прогнозування станом на 07.03.2026

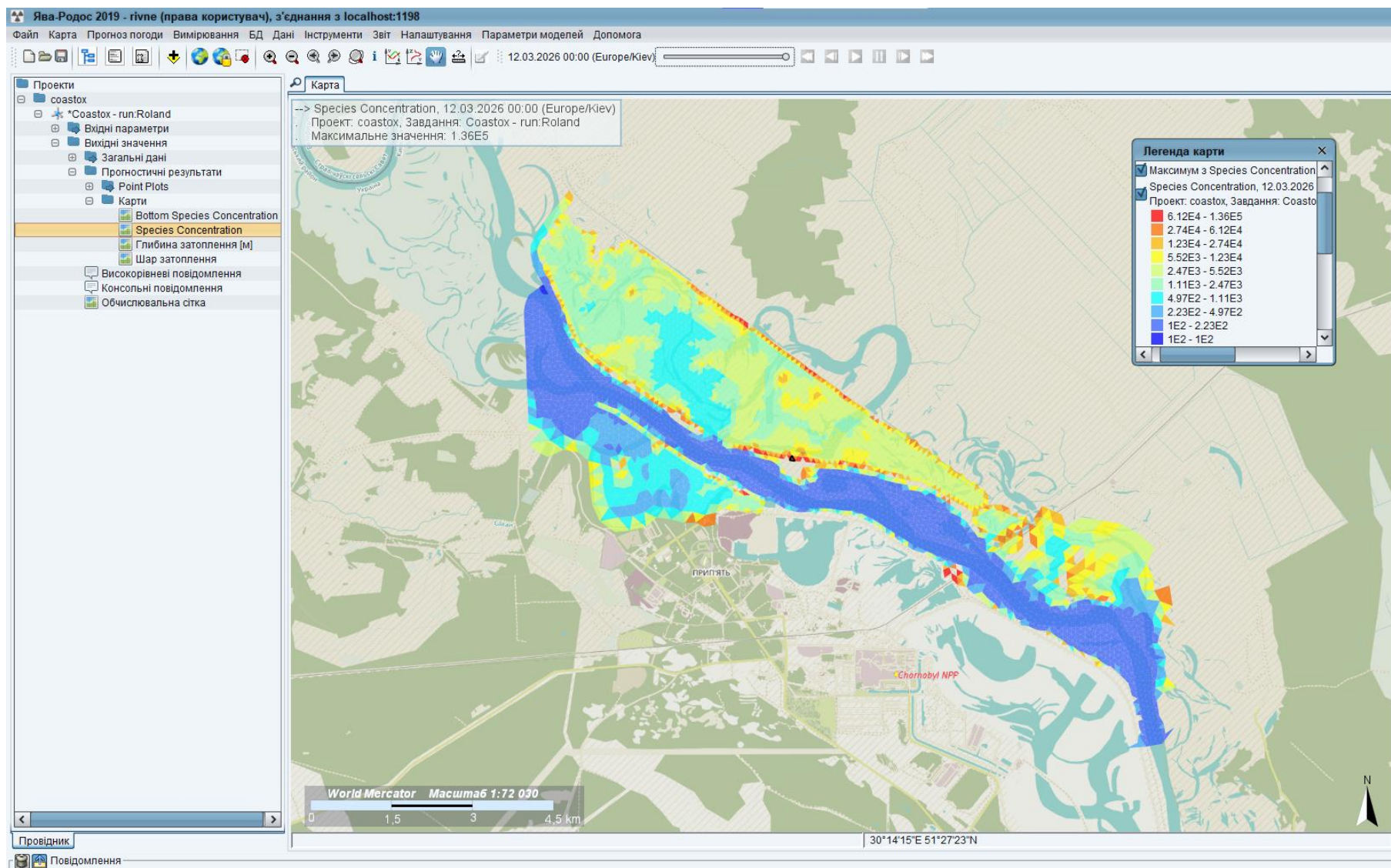


Рис. А.2. Результат прогнозування станом на 12.03.2026

ДОДАТОК Б

Результат моделювання розподілу концентрації Sr90 у розчиненій формі у річці Прип'ять з 10 березня по 31 серпня 2026 року, отриманий за допомогою модуля Retrace-Rivtox у системі JRODOS

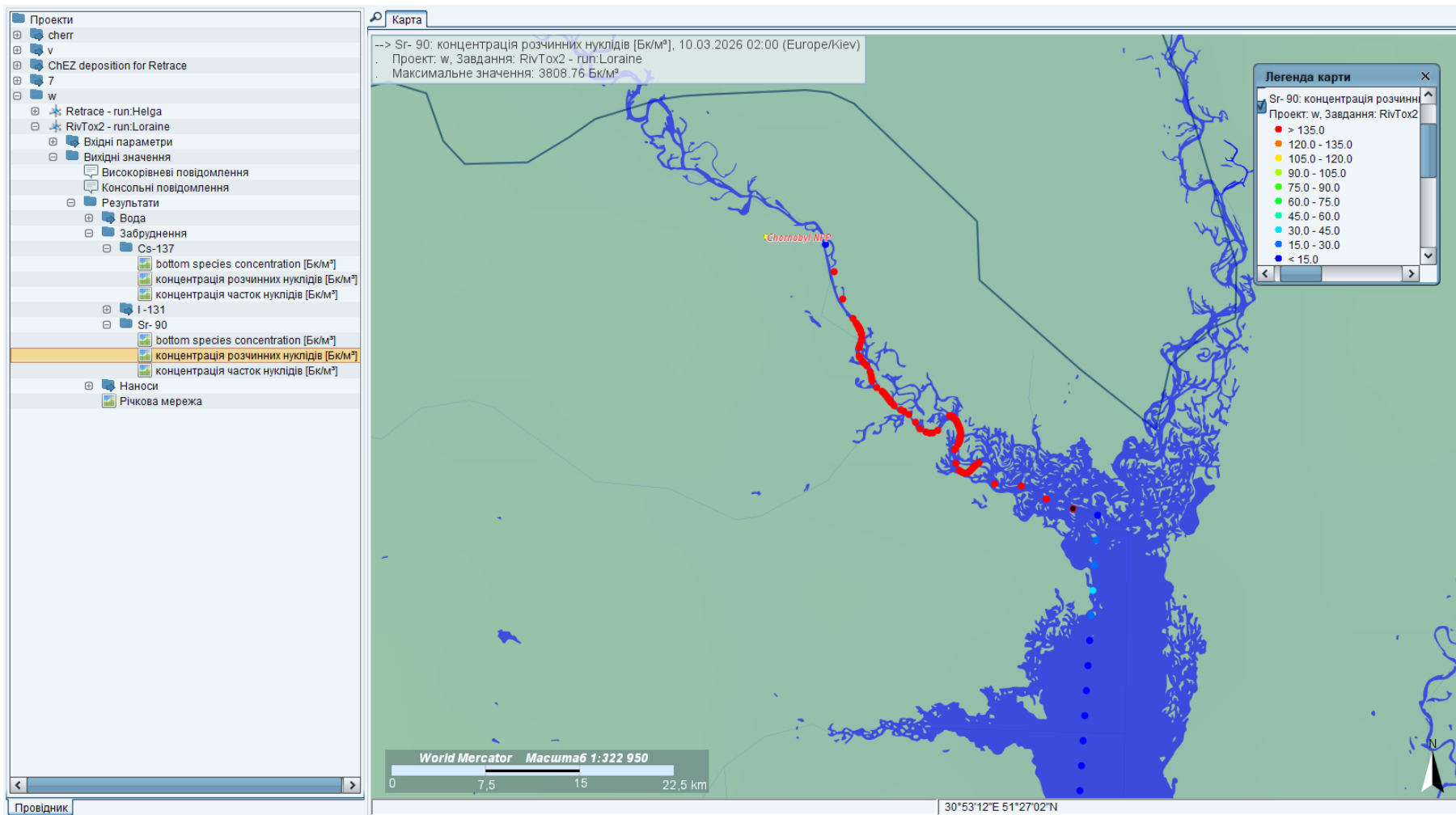


Рис. Б.1. Результат прогнозування станом на 10.03.2026

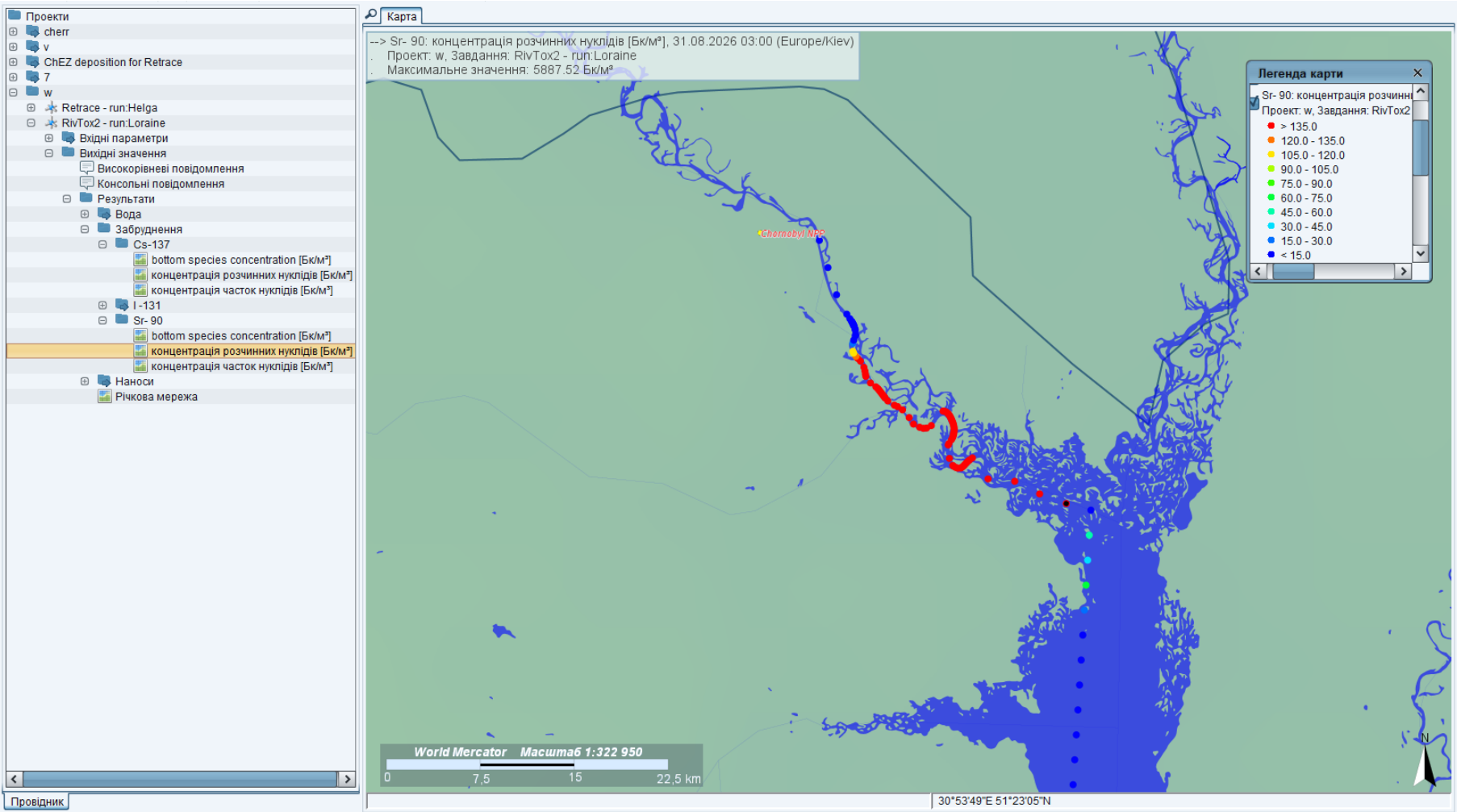


Рис. Б.2. Результат прогнозування станом на 31.08.2026

ДОДАТОК В

Результат моделювання розподілу концентрації ^{137}Cs у вигляді часток (зв'язаної фази) у річці Прип'ять з 10 березня по 31 серпня 2026 року, отриманий за допомогою модуля Retrace-Rivtox у системі JRODOS

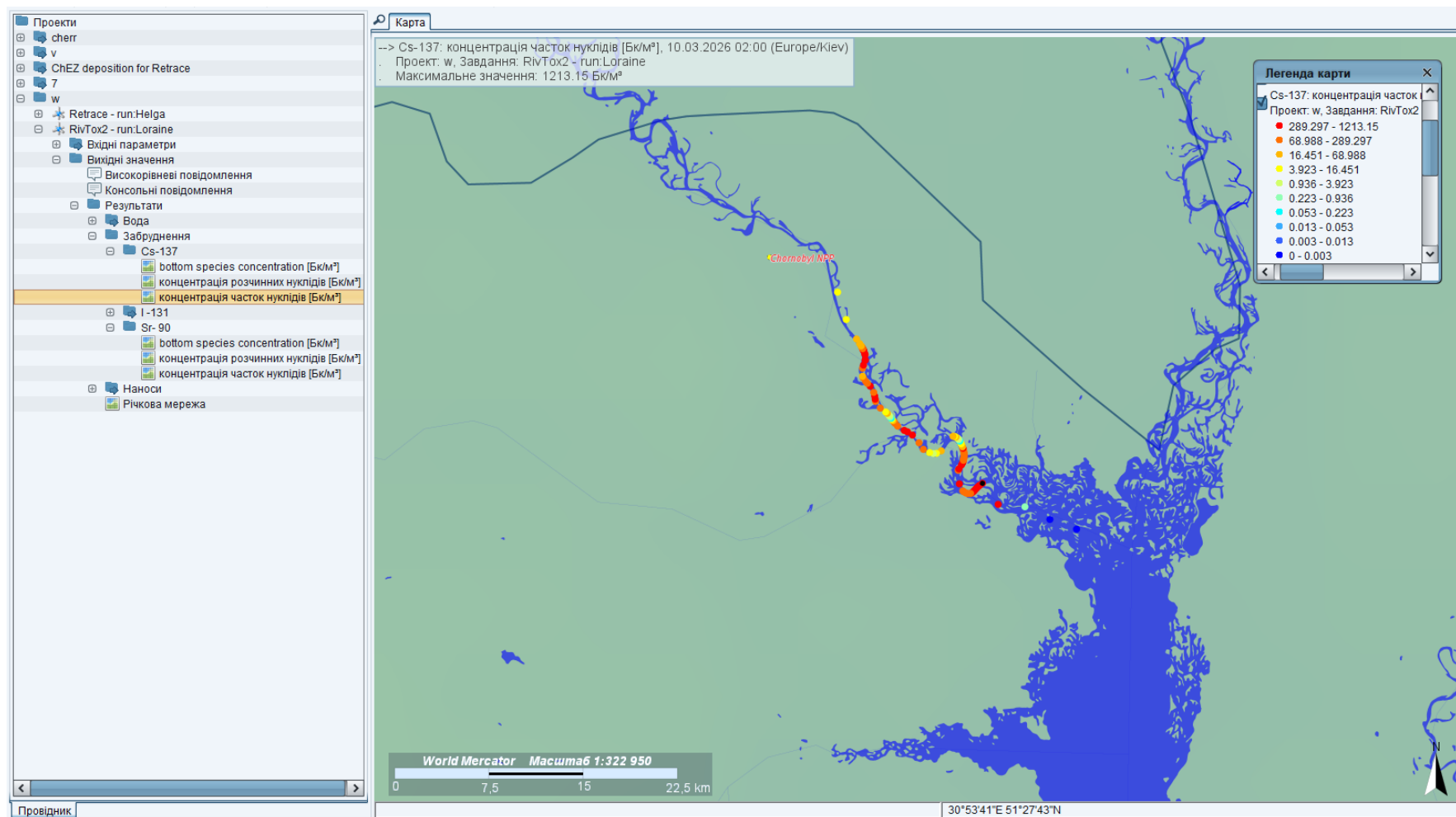


Рис. В.1. Результат прогнозування станом на 10.03.2026

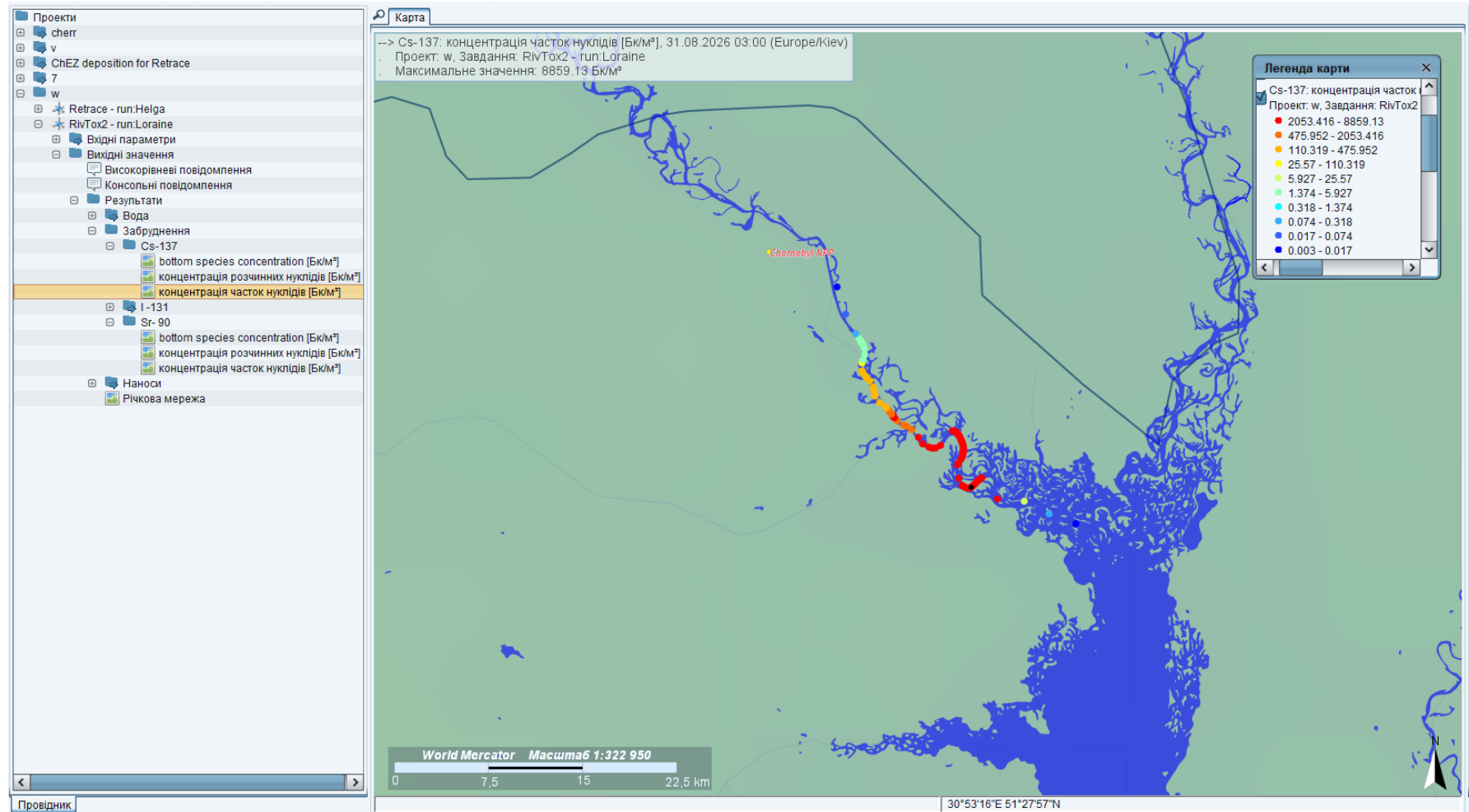


Рис. В.2. Результат прогнозування станом на 31.08.2026