

КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ТАРАСА
ШЕВЧЕНКА ГЕОГРАФІЧНИЙ ФАКУЛЬТЕТ
КАФЕДРА ГІДРОЛОГІЇ ТА ГІДРОЕКОЛОГІЇ

На правах рукопису

УДК 556.06

Кваліфікаційна робота магістра

Спеціальність 103 – Науки про Землю

Освітня програма «ГІДРОЛОГІЯ ТА ІНТЕГРОВАНЕ УПРАВЛІННЯ
ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ»

Тема : «ОЦІНКА МОЖЛИВОСТІ РЕГУЛЮВАННЯ ВОДНОГО
РЕЖИМУ ТЕРИТОРІЙ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ В
ЯКОСТІ ПРИРОДООХОРОННОГО ЗАХОДУ»

Виконав студент 2 – го курсу магістратури
кафедри гідрології та гідроекології
Гінчук Тарас Вікторович

Науковий керівник професор, доктор географічних
наук Гребінь Василь Васильович

Робота рекомендується до захисту (протокол № _____ засідання
кафедри гідрології та гідроекології від _____)

Завідувач кафедри гідрології та професор, доктор географічних
гідроекології наук Гребінь Василь Васильович

Київ – 2023

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ	4
ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1. ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЗБОРІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ (ЧЗВ).....	10
1.1. Природні особливості території ЧЗВ.....	10
1.1.2 Рельєф і ґрунтовий покрив.	11
1.1.3 Рослинний покрив.	14
1.1.4 Ландшафтні комплекси.	19
1.2. Гідрографічна мережа і гідрологічний режим території.....	22
1.2.1 Малі річки.....	24
1.2.2 Меліоративні системи.	26
1.2.3 Водно – болотні угіддя і водойми.....	28
1.3. Особливості радіоактивного забруднення водних об’єктів.....	31
1.3.1 Основні процеси, що формують сучасний стік радіонуклідів за межі ЧЗВ.	32
РОЗДІЛ 2. ВОДО – РЕГУЛЮЮЧІ СПОРУДИ У ЧЗВ І ЇХ РОЛЬ У РЕГУЛЮВАННІ СТОКУ	35
2.1. Короткий огляд водоохоронних заходів і регулювання стоку періоду після аварійного управління зоною відчуження	36
2.2. Основні характеристики і функції водо – регулюючих споруд на малих річках зони відчуження	39
2.3. Особливості регулювання водного стоку на меліоративних системах 41	41
2.4. Гідротехнічні споруди меліоративної системи в басейні р. Сахан, як експериментального полігону регулювання режиму підтоплення заплавлених територій в якості протипожежного заходу.....	43
РОЗДІЛ 3. ОГЛЯД КОНЦЕПЦІЇ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ОБ’ЄКТАМИ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ	51

3.1. Основні засади в обґрунтуванні доцільності регулювання водного стоку у ЧЗВ сучасного періоду (вплив на підтоплення, змив радіонуклідів і формування забруднення вод).....	51
3.2. Можливості збільшення площ водно – болотних угідь як протипожежного заходу.....	55
3.3. Регулювання водного режиму території ЧЗВ і умови розвитку біорізноманіття.....	57
РОЗДІЛ 4. ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА І ОСОБИСТИЙ ВНЕСОК У РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	59
4.1. Застосування сучасних ГІС технологій у вивченні водного режиму територій (площ водно – болотних угідь).....	59
4.2. Участь у виконанні моніторингових досліджень на експериментальних водозбірних майданчиках	64
4.3. Розрахунки водного балансу на експериментальних майданчиках	66
4.4. Оцінки можливості регулювання водного режиму ЧЗВ як природоохоронного заходу.....	69
ВИСНОВКИ	72
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	74

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

ГІС – геоінформаційна система

ДЗЗ – дистанційне зондування Землі

ГБк – гігабекерель

кБк – кілобекерель

МБк – мегабекерель

ТБк – терабекерель

УкрГМІ – Український гідрометеорологічний інститут

ЦГО – Центральна геофізична обсерваторія

ЧАЕС – Чорнобильська атомна електростанція

ЧЗВ – Чорнобильська зона відчуження

ГЕС – Гідроелектростанція

НПР – Нормальний підпертий рівень

ВО – Водойма–охолоджувач

ДР – Допустимі рівні

ЗВ і ЗБ(О)В – Зона відчуження і зона безумовного (обов'язкового) відселення

ВЕВСС – Відділення з експлуатації водоохоронних споруд і систем

ДСП – Державне спеціалізоване підприємство

БС – Балтійська система

ЦММ – Цифрова модель місцевості

ВРМПС – Відділ радіаційного моніторингу природного середовища

ЧРЕБЗ – Чорнобильський радіаційно – екологічний біосферний заповідник

ВСТУП

Дослідження охоплює значні території водозборів в басейні р. Прип'ять, до яких входять водні системи річок Уж, Сахан, Ілля, Вересня та інші. Ці водозбірні території розташовані у зонах, що були радіоактивно забруднені в наслідок аварії на ЧАЕС у 1986 р. Особливістю цих територій є те, що це перезволожені території українського Полісся, значні площі яких займають колишні меліоративні системи.

Багаторічні радіоекологічні дослідження у зоні відчуження і результати моніторингу забруднення води у річках ЧЗВ, р. Прип'ять і Київському водосховищі, що проводяться ВРМПС УкрГМІ показали, що кількість радіонуклідів, які виносилися із водним стоком за межі зони відчуження, формувалася під впливом дощового стоку і сніготанення на радіоактивно забруднених водозбірних територіях усього басейну р. Прип'ять, з часом доля стоку із Зони відчуження зменшилася, а тому регулювання кількості виносу радіонуклідів із забруднених водозборів шляхом регулювання водного стоку стає недоцільним.

Протягом перших років після аварії у Зоні відчуження було побудовано десятки гідротехнічних споруд, основною метою яких було регулювання водного стоку з метою затримання стоку, недопущення змиву радіонуклідів з водозбірних територій і водно – болотних угідь, регулювання внутрішньо – річного розподілу стоку в багатоводні роки на одних територіях і недопущення пересушення інших територій. Подальші моніторингові спостереження і дослідження показали, що перекриття дамбами долин малих річок і підтоплення забруднених територій призводить лише до збільшення стоку радіонуклідів, після чого було

прийнято рішення розібрати значну кількість дамб у русловій частині, в наслідок чого, заплавні території почали трансформуватися у водно – болотні угіддя.

Регулювання водного режиму радіоактивно забруднених територій вимагало значних коштів, оскільки сотні кілометрів старих меліоративних каналів вимагали їх регулярного очищення та підтримки технічного стану гідротехнічних споруд, таким чином, з часом, роботи із системного регулювання стоків шляхом управління гідротехнічними спорудами у зоні відчуження стали не ефективними, а їх вплив на зниження радіоактивних стоків і формування рівнів забруднення р. Прип'ять став незначним.

Аналіз проведений Відділом радіаційного моніторингу природного середовища, щодо площ підтоплення і площ водно – болотних угідь у ЧЗВ в умовах багатоводних років і маловодних років показав, що після більше ніж 35 років з моменту формування початкового забруднення водозборів, режим зволоження територій не має суттєвого впливу на вміст основних радіонуклідів, що формують радіоактивний фон, у р. Прип'ять. Тому у 2019 р., співробітниками ВРМПС УкрГМІ, було розроблено концепцію управління водними об'єктами в умовах реорганізації діяльності у зоні відчуження, організації біосферного заповідника та зони спеціального промислового використання, яка визнала, що основною стратегією регулювання вод у зоні відчуження має стати не намагання подальшого зменшення змиву радіонуклідів з територій Зони відчуження у р. Прип'ять, а фактори забезпечення гарантованого технічного водопостачання промислової діяльності у Зоні відчуження ЧАЕС, намагання утримувати зволоженими території, які можуть стати осередками формування пожеж у засушливі сезони року, а також розширення площ водно – болотних угідь,

які за результатами досліджень, проведених в рамках науково – дослідних робіт ВРМПС УкрГМІ, будуть сприяти розширенню біологічного різноманіття у межах більшої частини Зони відчуження, яку займають на даний час території Чорнобильського радіаційно – екологічного біосферного заповідника.

В кваліфікаційній роботі магістра, наведені результати досліджень Відділу радіаційного моніторингу природного середовища, до виконання яких був залучений автор, як інженер 1 – ї категорії.

Актуальність дослідження полягає у тому, щоб визначити сучасні тенденції формування водного стоку радіонуклідів у ЧЗВ з метою оцінки можливості регулювання рівнів води у малих річках Зони відчуження для збільшення площ водно – болотних угідь, які з одного боку будуть сприяти відновленню біорізноманіття природних екосистем, а з іншого більш зволожені землі будуть сприяти зменшенню площ формування пожежної небезпеки у Чорнобильській зоні.

Мета дослідження – аналіз сучасних процесів на радіоактивно забруднених водозбірних територіях обумовлених техногенною діяльністю, їх вплив на формування виносу радіонуклідів повітряним і водними шляхами за межі радіоактивно забруднених територій та оцінка можливості трансформації територій колишній меліоративних систем в водно – болотні угіддя для збільшення біорізноманіття та депонування вуглецю а також зменшення пожежної небезпеки на території ЧРЕБЗ.

Завдання дослідження – дослідити та охарактеризувати водні об'єкти ЧЗВ, процеси що відбуваються на радіоактивно забруднених територіях водозборів а також з'ясувати можливість створення водно – болотних угідь

на ділянках колишніх меліоративних систем за допомогою наявних гідротехнічних споруд на цих територіях.

Об'єкт дослідження – меліоративні системи Зони відчуження, водно – болотні угіддя, рельєф місцевості, процеси поверхневого змиву радіонуклідів.

Предмет дослідження – набори геопросторових даних для аналізу меліоративних систем а також результати польових та лабораторних досліджень.

Вихідними матеріалами дослідження слугували результати багаторічних спостережень за станом водних об'єктів Чорнобильської зони відчуження, процесів міграції радіонуклідів, проведених співробітниками ВРМПС УкрГМІ, а також аналіз науково – дослідних робіт у виконанні яких брав участь автор та дані ДЗЗ і ГІС.

Методи дослідження – теоретичні та практичні дослідження, спостереження, узагальнення в комплексі із сучасними методами моделювання, картографічний та геоінформаційний метод оцінки можливості регулювання водного режиму територій Чорнобильської зони відчуження в якості природоохоронного заходу.

Наукова цінність отриманих результатів полягає у тому, що отримано додаткові результати із використанням ГІС технологій, що дозволили охарактеризувати стан заболочування меліоративної системи «Буряківка» у межах водозбору р. Сахан для планування подальших польових досліджень.

Практичне значення одержаних результатів – дослідження проводилося в рамках науково – дослідної роботи відділу радіаційного

моніторингу природного середовища УкрГМІ ДСНС України та НАН України, результати роботи будуть використані у подальших дослідженнях відділу щодо процесів трансформації водно – болотних угідь на території Чорнобильського радіаційно – екологічного біосферного заповідника.

Структуру й обсяг наукової роботи. Магістерська робота містить вступ, IV розділи, висновки та список використаних джерел. Обсяг основної частини дослідження складає 60 сторінок.

РОЗДІЛ 1

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЗБОРІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ (ЧЗВ)

1.1. Природні особливості території ЧЗВ

Українська частина ЧЗВ розташована в межах Українського Полісся. З півночі та північного сходу обмежена державним кордоном України з Республікою Білорусь, рікою Прип'ять та Київським водосховищем.

1.1.1 Клімат. В кліматичному відношенні район знаходиться під впливом повітряних мас, що надходять з Атлантики, Арктичного басейну або тих, що формуються над територією Євразії. Це території з помірно – континентальним кліматом, позитивним балансом вологи – середньорічна сума опадів переважає над випаровуванням. Опади, в основному, припадають на теплий період року.

За даними багаторічних спостережень на метеостанції Чорнобиль, найбільш низькі температури повітря відмічаються в січні (середня багаторічна січнева температура становить – 6,1 °С). Найтепліший місяць року – липень (його середня багаторічна температура становить + 18,9 °С).

Середня сума опадів за рік становить 604 мм. За теплий період року (квітень – жовтень) випадає 407 мм, за холодний – 197 мм опадів.

Територія ЧЗВ має типові кліматичні умови характерні для Полісся, спостерігається чітка сезонність кліматичних процесів і явищ. В зимовий період часто трапляються відлиги, а сніговий покрив має середню висоту 25 – 30 см та тримається до 100 днів. Весна триває 2 – 2,5 місяці. З кінця травня

до вересня триває кліматичне літо, до 40% річної кількості опадів випадає у цей період. Осінь туманна та має характерні облогові дощі, триває з вересня до листопада. До 70 % радіаційного тепла витрачається на процеси випаровування. Для території ЧЗВ характерні значні коливання погодних умов, можна виділити тривалі літні посушливі період, ожеледиці та великі снігопади. Кліматичні зміни, що відбуваються на Поліссі, призводять до збільшення повторюваності великих дощів та злив, наслідком чого є довготривале затоплення річкових заплав. Зміни температурного режиму супроводжується зміною режиму зволоження, кількість опадів зростає, особливо навесні та восени, зимою спостерігається певне зменшення кількості опадів, що є причиною зменшення запасів вологи впродовж зимового сезону та зменшення, на місцевих річках, об'єму весняного водопілля.

Зміни клімату не залишили осторонь гідрологічний режим річок басейну Прип'яті, який визначався їх живленням, яке залежить від сезону року, та може бути підземним, сніговим чи дощовим. Від перерозподілу типів живлення впродовж року залежать внутрішні коливання стоку. Упродовж останніх десятиліть спостерігається суттєве збільшення частки підземного живлення та скорочення внеску снігового.

Вплив кліматичних змін на гідрологічний режим території призводить до збільшення ймовірності затоплення заплав річок та збільшення тривалості затоплення.

1.1.2 Рельєф і ґрунтовий покрив. Територія ЧЗВ знаходиться в межах Прип'ятської низовини Київського Полісся. Її можна охарактеризувати слабо хвилястим типом рельєфу, де переважають незначні амплітуди коливання відносних висот з обширними слабо дренованими, часто заболоченими

пониженнями, що чергуються з незначними за площею підвищеннями з пологими схилами та плоскими вершинами. Долини річок, переважно, неглибоко врізані а їх низькі терасовані схили плавно переходять у рівнини межиріч.

Найпоширенішими формами рельєфу ЧЗВ є льодовикові та водно – льодовикові форми, які є в основному представлені зандровими, моренно – та долинно – зандровими рівнинами. На території знаходяться також пагорби – ози і ками, складені піском та галькою, які мають льодовикове походження. Ці форми утворюють пагорбисто – моренний рельєф.

На північний захід від м. Чорнобиль до с. Чистогалівка та с. Буряківка простягається хвиляста рівнина, ускладнена пагорбами і витягнутими у північно–західному напрямі пасмами, що називається Чорнобильсько – Чистогалівською височиною. Моренні рівнини поширені по всій території ЧЗВ, з глибиною відкладів до 10 м.

Найвищою поверхнею з абсолютною висотою 171 м над рівнем моря є точка, що знаходиться в околицях с. Голубієвичі, пересічна висота цієї частини на рівні 150–162 м над рівнем моря. Поступове зниження спостерігається у напрямку на північ та схід, аж до 103–108 м над рівнем моря в заплаві нижньої течії р. Уж та 103–105 м – у заплаві р. Прип'ять. Лівобережна частина ЧЗВ характеризується найбільшими абсолютними висотами на північний схід від с. Паришів – 127,8 м над рівнем моря, переважаючими висотами цієї території є 105–120 м над рівнем моря при абсолютній висоті заплави 102–103 м.

Оскільки територія ЧЗВ займає низовинну рівнину, де переважають зандрові, долинно – зандрові і долинно – піщані льодовикові та алювіальні

відклади, на більшій частині сформувалися дерново – підзолисті піщані ґрунти. Характерними особливостями ґрунтоутворення для території ЧЗВ та і всього Полісся є легкий механічний склад ґрунтоутворних порід, які в основному представлені піщаними, глинисто – піщаними і супіщаними флювіогляціальними відкладами та мореною.

Значну роль у ґрунтоутворенні тут відіграє близький рівень залягання ґрунтових вод, а місцями і тривалі розливи, які поширюються на заплаву і подекуди тераси чи навіть вододіли, що є причиною формування дерново – підзолистих ґрунтів з різним ступенем оглеєння.

Широко поширені торфовища низинного типу та торфово – болотні ґрунти на заболочених вододілах, заплавах річок, широких долинах та залишках реліктової гідрографічної мережі.

Ґрунт є елементом природного ландшафту, в якому його компоненти переплітаються найбільш тісно. Внаслідок цього структура ґрунтового покриву зони відчуження тісно пов'язана з ландшафтною структурою цієї території [1].

Відповідно до характерної для Полісся значної просторової неоднорідності факторів ґрунтоутворення, на території зони відчуження сформувався досить строкатий ґрунтовий покрив. Окремі ґрунтові відміни різні за умовами біогенної міграції радіонуклідів та родючості, що важливо з точки зору їхнього самоочищення.

Ґрунтовий покрив Зони відчуження відрізняють такі загальні особливості:

- Переважання дерново – підзолистих піщаних, пилувато – піщаних, супіщаних, рідше піщанисто – легкосуглинистих ґрунтів,

неоглеєних та різного ступеня оглеєння, характерне для моренно – водно – льодовикових рівнин та надзаплавних терас. Ці ґрунти створюють фон ґрунтового покриву території досліджень.

- Дернові та алювіальні дернові ґрунти, різні за механічним складом та ступенем оглеєння, займають основні поверхні річкових заплав та днища балок.

- Відносно знижені місцеположення, що характеризуються постійно надлишковим зволоженням, тобто западини, днища ерозійних форм або тиллові, відносно знижені ділянки заплав та надзаплавних терас, зайняті різними відмінами торф'яно – болотних органічних ґрунтів.

- Через відсутність поверхонь, складених карбонатними лесовидними суглинками, характерні для цих ґрунтоутворювальних порід відміни сірих лісових та чорноземних ґрунтів у зоні відчуження не представлені.

Значні масиви на території Зони відчуження займають органічні торф'янисто – глейові, торф'яно – глейові та торф'яно – болотні кислі ґрунти, що сформувалися на переважно низинних торфах різної потужності (рис. 1.1). Найбільші масиви органічних ґрунтів приурочені до тиллових, відносно знижених ділянок заплав та надзаплавних терас Прип'яті, Ужа та їхніх притоків, а також до заболочених днищ балок і безстічних, замкнених западин. В доаварійний період переважна більшість органічних ґрунтів була меліорована, що значно покращило їхні водно – фізичні властивості і сприяло підвищенню родючості. Проте органічні ґрунти відзначаються високими значеннями коефіцієнтів переходу радіонуклідів у фітомасу.

1.1.3 Рослинний покрив. Рослинність зони розвивається – відповідно до притаманних даній території кліматичних та ґрунтових умов – переважно

в напрямку відновлення лісів різного складу на відкритих площах (перелогах) та переформування існуючих лісових насаджень згідно з особливостями ґрунтового покриву.

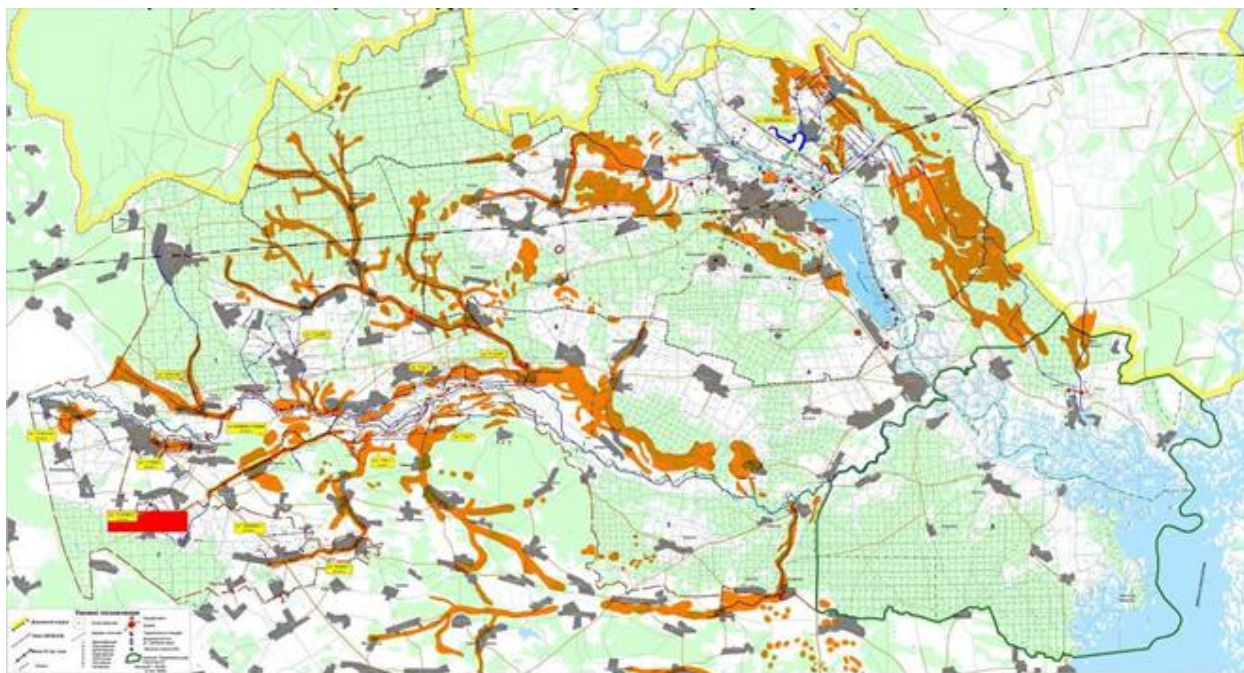


Рис. 1.1. Картосхема залягання торфовищ у Зоні відчуження і Зоні безумовного (обов'язкового) відселення

В існуючих типах рослинного покриву Зони відчуження можна виділити основні групи наземних рослинних угруповань – ліси, луки, перелоги, болота.

Ліси представлені наступними культурами:

1. Соснові ліси злаково – лишайникові:

- культури сосни у віці до 40–50 років, для яких завдяки швидкому росту і загущеності властивий опад дерев, поширення хвороб і шкідників, накопичення значного шару підстилки обумовлює їх високу пожежну небезпечність;

- середньовікові сосняки злаково – лишайникові виникають в умовах посушливих екотопів переважно при штучному відновленні (культури сосни);
 - досягаючі, стиглі і перестійні сосняки злаково – лишайникові, для яких властиве повне відновлення усіх біокомпонентів екосистеми.
2. Соснові, березово – соснові та дубово – соснові трав'яно – чагарничково – зеленомохові ліси. Розподіл і тенденції розвитку у них подібні до попередньої групи.
 3. Дубові та грабово – дубові ліси з домішкою сосни мають двоярусний деревостан, добре сформований підлісок та багатовидовий наземний покрив.
 4. Березові та сосново – березові ліси на місці соснових та дубово – соснових зеленомохових і довгомохових мають різнотравно – злаковий збіднілий наземний покрив. Вони утворювалися і утворюються в зоні внаслідок вирубок, пожеж, дезактивації, на перелогах. Береза є другим після сосни накопичувачем радіонуклідів у деревині, а за високої щільності забруднення навіть перевершує останню.
 5. Осикові ліси на місці дубово – соснових, грабово – дубових та соснових довгомохових лісів. У своєму розвитку вони нагадують березові ліси, але в їхньому наземному покриві краще розвивається мохова рослинність. Зайнята ними площа на території Зони відчуження і Зони безумовного (обов'язкового) відселення значно менша площі березових лісів. За здатністю до поглинання та накопичення радіонуклідів осика дещо поступається березі, але має здатність до селективного накопичення стронцію – 90, іноді, навіть, вищого, ніж береза.

На території зони відчуження наявні також інші групи лісових угруповань, але вони не займають великих площ. До них належать:

1. Ясенові ліси.
2. Осокорові ліси, зокрема посадки тополі чорної.
3. Посадки листяних порід вздовж шляхів.
4. Грабові ліси на місці грабово – дубових.
5. Чорновільхові та попелясто – вербово – березові болотно – травні ліси.

З чагарникової рослинності в умовах зони зустрічаються:

1. Зарості шелюги сухотравно – злакові.
2. Зарості верби попелястої болотно – осокові.

Лучна рослинність представлена на території зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення досить широко (10,5% площі). Для лучних екосистем виділяються три великі групи типів:

1. Луки суходільні.
2. Луки низинні.
3. Луки заплавні.

На луках минулі після аварії роки позначилися саморозвитком рослинності, пов'язаним з віковими змінами, та накопиченням сухої маси відмерлих решток рослин. Усі ці процеси супроводжуються поширенням на луках порості дерев і кущів, що викликало необхідність виділити ще одну групу типів:

1. Чагарниково – дубові ліси в заплаві в комплексі з луками. Їхній подальший розвиток повинен призвести до створення заплавних дібров та чорнотоплевих лісів на місці заростей шелюги.

Найдинамічніше розвивався рослинний покрив на перелогах, площа яких досягає 38% загальної площі Зони відчуження і Зони безумовного (обов'язкового) відселення. Розрізняють два типи перелогів:

1. Перелоги на материкових орних землях в умовах природного зволоження.
2. Перелоги на торф'яно – болотних ґрунтах в умовах впливу меліоративних систем.

Своєрідними за характером заростання є селітебні території, минулі торфорозробки, голі піски, кладовища техніки тощо. Їх можна об'єднати у такі типи:

1. Селітебні території у містах Чорнобиль, Чорнобиль–2, Прип'ять, які складають комплекс з залишків міської інфраструктури, багаторічних насаджень, перелогів та заростей бур'янів.
2. Селітебні території у виселених селах, представлені комплексом перелогових угруповань, порослевих заростей і підросту плодкових і декоративних деревно – чагарникових насаджень.

Розвиток рослинності на вказаних територіях спрямований на руйнацію і поховання всіх залишків людського перебування. Процес відбувається досить інтенсивно і дедалі набиратиме більшу швидкість.

Торфорозробки, де у минулому проводилося добування торфу, поділяються на:

1. Кар'єрні, залиті водою і зарослі повітряно–водними рослинами (очерет, види рогуза тощо).
2. Фрезерні, подібні по розвитку рослинності до перелогів на меліорованих площах.

Трав'яні та трав'яно – мохові болота Зони відчуження і Зони безумовного (обов'язкового) відселення належать до двох типів живлення:

1. Низинні, або евтрофні болота.
2. Перехідні, або мезотрофні.

Болота займають усі пониження у заплавах та надзаплавних терасах і хоча площа їх порівняно незначна, вони є акумуляторами радіонуклідів, які надходять шляхом поверхневого стоку. Вважається, що багаті на гумус болотні ґрунти та торфовища зв'язують і фіксують радіонукліди, затримують їх вертикальну міграцію.

1.1.4 Ландшафтні комплекси. Структура ландшафтів району дослідження визначається його положенням на північно – східному схилі Українського щита, у крайовій зоні Дніпровського четвертинного зледеніння, в природній зоні мішаних лісів [2]. На цій території представлені ландшафти низької моренно – водно – льодовикової рівнини – Корогодський і Радинський, та високий моренно – водно – льодовиковий ландшафт Чистогалівської кінцево – моренної гряди. Із заходу на схід їх перетинає Ужський ландшафт алювіальної рівнини, що відкривається в долину р. Прип'ять, що складається з Нижньоприп'ятського заплавного ландшафту та Шепелицького і Гденського ландшафтів I тераси.

У будові геологічної основи цих ландшафтів представлені четвертинні (гляціальні, флювіогляціальні, лімногляціальні, алювіальні та делювіальні

піски та суглинки), палеогон – неогенові (піски, глини та мергелі) та мезозойські (піски, глини, крейда) осадові відклади. Їхня загальна потужність у межах території дослідження зростає від 40–60 м в західній частині до 140–160 м і більше на сході. Північну частину Зони Відчуження, на північ від долини р. Уж, займає Корогодський ландшафт низької вирівняно – хвилястої моренно – водно – льодовикової рівнини з висотними позначками 135–145 м.

Корогодський ландшафт дренажований порівняно негусто (не більше 0,5 км/км²) мережею лощин, балок та долин струмків, широко розповсюджені дюни та заболочені западини.

Чистогалівська ландшафтна зона проходить по північній частині Корогодського ландшафту та є кінцевою моренною грядою, високою (понад 160 м.) горбистою моренно – водно – льодовиковою рівниною з лоцинно – балковим розчленуванням, що складається з дуже легкими валунними суглинками напірної морени, що перекриті пилюватими водно – льодовиковими пісками.

На Межиріччі рік Уж та Тетерів, у південній частині ЧЗВ, розташований Радинський ландшафт низької вирівнено – хвилястої моренно – водно – льодовикової рівнини з висотними позначками 135 – 145 м, що відносяться до того ж виду, що й Корогодський. Радинський ландшафт складений добре відсортованими водно – льодовиковими пісками, які підстеляються щільними валунними моренними суглинками.

Радинський ландшафт дренажований порівняно негустою (0,4 км/км²) мережею лощин та долин струмків, широко поширені дюни та заболочені западини.

В долині р. Уж утворився Ужський ландшафт у складі широкої (3,5 – 5,5 км) заплави та I – II надзаплавних терас. Загальна ширина долини в межах Зони відчуження сягає 7 – 8,5 км. Прируслові частини заплави підвищені, складені алювіальними пісками зі заплавними дерновими піщаними ґрунтами із заростями шелюги та сухотравно – злаковими луками. Центральна заплава р. Уж переважно вирівнена, складена шаруватими алювіальними пісками та суглинками. Тиллові, притерасові частини заплави зайняті низинними болотами з торфовищами потужністю 0,5–1,0 м, подекуди понад 2,5 м.

Густина ерозійної сітки, яка представлена тут переважно лощинами, становить менше 0,2 км/км².

Урочища сухих борових терас, складених потужними, добре відсортованими алювіальними пісками, з дерново–підзолистими піщаними ґрунтами домінують у Шепелицькому та Гденському ландшафтах I тераси Прип'яті та Дніпра з абсолютними висотами 110–112 м. Поряд з ними, у цих ландшафтах представлені урочища свіжих субборових терас, складених пилюватими пісками з прошарками глинистих пісків, заболочені тераси займають тиллові, відносно знижені місцеположення, складені низинними торфами потужністю 0,3– 1,0 м.

Нижній рівень рельєфу території зони відчуження займає Нижньо – прип'ятський заплавний ландшафт (105–107 м, уріз ріки близько 103 м). Заплава нижньої Прип'яті характеризується переважно сегментно – гривистим рельєфом. Вона складена піщаним та суглинним шаруватим алювієм та заболочена у міжгривних зниженнях.

1.2. Гідрографічна мережа і гідрологічний режим території

Поверхневі води зони відчуження представлені річками, озерами, ставками, старицями рік Прип'ять та Уж, водосховищем Київської ГЕС, меліоративними канавами, водними дзеркалами перед фільтраційними дамбами.

Основним джерелом живлення річок зони відчуження є сніговий покрив. Доля стоку талих вод становить близько 60% річного; решта стоку розподіляється, в залежності від окремих річкових басейнів, на ґрунтове і дощове живлення. Такий характер живлення накладає свій відбиток на режим рівнів на протязі року. Доля підземного живлення значна і дорівнює 20 – 33% від сумарного стоку. Дощове живлення в основному впливає на формування стоку малих річок.

Основною водною артерією зони відчуження є р. Прип'ять, що перетинає територію зони з північного заходу на південний схід і впадає в Київське водосховище. Загальна довжина річки 748 км, площа водозбору 114,3 тис. км², у межах зони відчуження (від кордону з Республікою Білорусь до гирла) – відповідно 50 км і 2 тис. км².

Прип'ять належить до рівнинного типу річок з переважанням снігового живлення. Максимальний стік і максимальні рівні ріки спостерігаються в період весняного водопілля. На Прип'яті досить часто спостерігаються дощові і зимові паводки, максимальні витрати і рівні води при яких, як правило, нижчі, ніж у період весняного водопілля.

Після наповнення Київського водосховища до НПР в 1966 році гирлова ділянка р. Прип'яті виявилася затопленою, підпір від водосховища

поширився вгору по ріці на кілька десятків кілометрів (у межень – вище м. Прип'ять).

Розвиток руслових процесів на р. Прип'яті в природних умовах відбувався за типом вільного меандрування з інтенсивною переробкою берегів. Часті і тривалі затоплення заплави ще в доаварійний період викликали необхідність будівництва огорожувальних дамб, в основному по лівобережжю, де виділяються “старий” польдер біля сіл Усів, Красне, Зимовище, ділянки нижче залізничного мосту в районі сіл Зимовище, Крива Гора, Старосілля. Будівництво ЧАЕС і окремих її споруд, аварія на четвертому енергоблоці і будівництво водозахисних споруд спричинили додаткові значні зміни на прилеглий безпосередньо до ріки території. Частина правобережної заплави Прип'яті нижче залізничного мосту займають озера водойми – охолоджувача ЧАЕС. На цій ділянці довжиною до 9 км русло ріки випрямлене. Побудовано дамби, що відтинають від основного русла ряд водойм правобережної заплави і прилеглу до них територію. Правий берег ріки вище залізничного мосту протягом декількох кілометрів укріплений кам'яним накидом. Дуже забруднена радіонуклідами частина лівобережної, так званої Красненської заплави (“новий” польдер), з кінця 1992 року захищена від затоплення піщаною наливною дамбою довжиною 11,2 км. Таким чином, деформація русла Прип'яті в плані на значній частині в межах зони відчуження в даний час штучно обмежена [3].

Середня амплітуда коливання рівнів води на р. Прип'ять дорівнює 300 – 500 см, на р. Уж – 25 – 400 см.

1.2.1 Малі річки. Територія зони відчуження ЧАЕС розташована в середній течії басейну р. Прип'ять і характеризується переважно рівнинним ландшафтом водозборів правобережних приток р. Сахан, Ілля та Вересня, частково басейну р. Уж, де також розташовані меліоративні системи «Гало», «Уж-1» та «Уж-2» «Хабне», «Грезля», а також охоплює лівобережну частину територій Прип'ятської меліоративної системи у межиріччі річок Прип'ять і Брагінка (рис. 1.2).

У систему басейну р. Прип'яті входять і всі інші водотоки зони (за винятком р. Брагінки, що протікає в Дніпровсько – Прип'ятському межиріччі і в даний час впадає в Київське водосховище).

Найбільшою притокою Прип'яті в межах зони відчуження є р. Уж, що протікає по південній периферії зони і впадає в Прип'ять нижче м. Чорнобиль. У межах зони розташовано близько 20 % водозбору Ужа – нижня, в основному, лівобережна його частина від смт. Поліське до гирла. На цій ділянці найбільш великими лівобережними притоками Ужа є річки Грезля та Ілля, правобережними – річки Бобер та Вересня.

На правобережжі Прип'яті цілком у зоні відчуження розташований водозбір р. Сахан, що впадає в Прип'ять біля с. Новошепеличі, і р. Глиниця, гирло якої розташоване поряд з с. Лелів.

У північній частині зони з лівого берега в Прип'ять впадає Погонянський канал, водозбір якого розташований на території Білорусії. В даний час Погонянський канал в с. Борщівка перекритий, його стік безпосередньо в р. Прип'ять надходить тільки з пригирлової частини водозбору. Інший об'єм стоку частково направляється в систему р. Несвіч і далі в р. Брагінку, частина в багатоводні періоди надходить на існуючий в районі сіл Усів, Красне,

Ріка Брагінка до заповнення Київського водосховища впадала в р. Прип'ять з лівого берега в декількох кілометрах вище гирла останньої, у даний час, як уже відзначено вище, Брагінка впадає безпосередньо у водосховище.

Деякі річки (Сахан, Ілля, Брагінка та кілька інших незначних водотоків) перекриті після 1986 року в одному або кількох місцях спеціальними фільтраційними дамбами з метою зменшення виносу радіонуклідів в р. Прип'ять. З цією метою також перегороджено кілька стариць та затонів. На річках перед дамбами місцями утворились різні за площею водні дзеркала. Створення дамби на р. Брагінка привело до зміни гідрологічного режиму (підтоплення) на значних площах лівого берега.

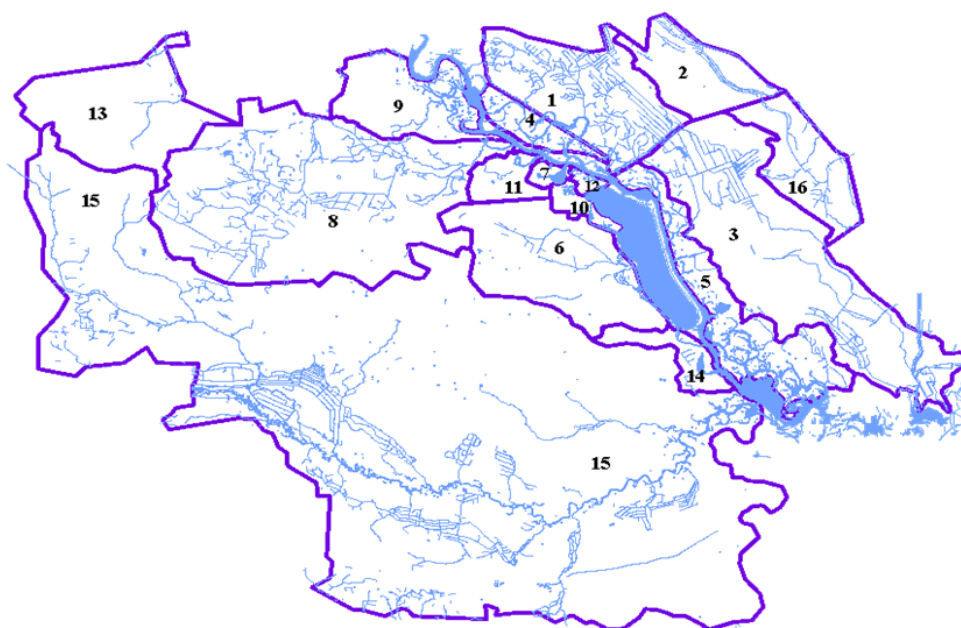


Рис. 1.2. Схема водозборів і гідрографічної мережі, що охоплює зону відчуження, де: 1 – Прип'ятська меліоративна система (друга черга) 2 – водозбір середньої течії р. Брагінки у межах України; 3 – водозбір Прип'ятської меліоративної системи (перша черга); 4 – територія водоохоронного комплексу лівобережної заплави, що відокремлює

найбільш забруднені території від затоплення р. Прип'ять наливною дамбою і дамбою Прип'ятської меліоративної системи №2; 5 – Заплава и відносно чистої зони лівого берега р. Прип'ять; 6 – водозбір колишньої меліоративної системи Копачі; 7 – водозбір забруднених територій Прип'ятського затону; 8 – водозбір р. Сахан; 9 – територія Бенівської заплави; 10 – територія промислового майданчика ЧАЕС; 11 – території ПТЛРВ і прилеглих зон «Піщане плато»; 12 – водозбір оз. Азбучин; 13 – водозбір р. Рожава (верхня частина), 14 – територія м. Чорнобиль; 15 – водозбір р. Уж; 16 – водозбір р. Брагінка (нижня частина).

1.2.2 Меліоративні системи. Територія ЧЗВ має густу гідрографічну мережу окрім природних русл малих річок і їх притоків, ще й значну кількість магістральних і розподільчих каналів меліоративних систем, водний стік яких зарегульований великою кількістю гідротехнічних споруд збудованих переважно в 1960–70 роки, основним призначенням яких було комплексне сезонне регулювання водного режиму територій, а саме осушення та зволоження сільськогосподарських угідь.

Всього на території ЧЗВ знаходиться 27 колишніх меліоративних систем, загальна площа яких складає 25 тис. га. з яких майже 7,1 тис. га. є торфовищами. Магістральні канали мають довжину більше 160 км [4].

До 70% ділянок меліоративних каналів поросли рослинністю, переважно рогозом, що суттєво знижує їх пропускну здатність. В до аварійний період, регулювання рівня води та стоку залежало від більше 100 гідротехнічних споруд, на даний момент більшість цих споруд вже перевищила свій проектний термін експлуатації, що складає 40 років, та потребують капітального ремонту або виводу з експлуатації.

Спостережень у верхніх та нижніх б'єфах гідротехнічних споруд, показали що максимальний рівень можливого регулювання рівнів води сягає 1–1,5 м, що дозволяє підтримувати у зволоженому стані частину торфовищ що знаходяться на прилеглих до каналів та водойм територіях.

До 1986 року на сучасній території зони відчуження, в основному на землях сільськогосподарських підприємств, було створено низку гідромеліоративних систем:

- „Товстий ліс“ – навколо села Товстий Ліс;
- „Сахан“ – навколо села Старі Шепеличі;
- „Копачі“ – навколо села Копачі;
- „Радинка – Галло“ – навколо сіл Рудня–Іллінецька, Замошня, Глінка;
- „Розсоха“ – навколо сіл Розсоха та Іловниця;
- „Ямпіль“ – навколо села Ямпіль;
- „Опачичі – Куповате“ – по заплаві від села Опачичі до села Городище;
- „Усівська“ – від села Усів до села Красне;
- „Прип'ятська“ – від села Красне до села Лодижичі. Північна частина системи з південною з'єднана магістральним каналом, який проходить через лісові масиви Паришівського лісництва;
- „Чапаєвка“ – навколо села Чапаївка. Частина системи знаходиться у Білорусі;
- „Грубчанський канал“ – північно–східна частина Паришівського лісництва. Більша частина системи знаходиться у Білорусі;
- „Брагінка“ – між хутором Золотнієв і селом Теремці. Частина системи знаходиться у Білорусі;
- „Грезля“ – у заплаві ріки Гребля;

- „Хабне“ – у південній частині Денисовицького лісництва;
- „Уж – 1“ – у південній частині Луб’янського лісництва;
- „Галло“ – у південній частині Луб’янського лісництва;
- у межах Котовського лісництва повністю або частково знаходяться системи „Тараси“, „Глево“, „Шкнева“, „Рагівка“, „Кошева – Лобіж“, „Бобер“, „Уж – 2“.

За період з 1986 року господарський догляд за меліоративними системами не здійснювався. Канали замулюються та заростають лісовою рослинністю, погіршується стан гідротехнічних споруд. Загального рішення щодо подальшої долі меліоративних систем поки що не існує, але переважає думка про приведення осушених територій у первісний природний стан, тобто необхідний догляд за системами не виконувати, тим більше, що для цього потрібні значні кошти та робоча сила.

До аварії меліоративні системи забезпечували в цілому необхідний і сприятливий для сільськогосподарського виробництва водно – повітряний режим ґрунтів, а після аварії на ЧАЕС визначили особливості поверхневого накопичення і міграції радіонуклідів, що відрізняються від аналогічних процесів на немеліорованих землях.

1.2.3 Водно – болотні угіддя і водойми. До складу гідрографічної мережі входять також замкнуті і слабо проточні водойми, серед яких виділяються Кошарівський і Новошепелицький старики, нині відсічені від р. Прип’ять Семиходський і Прип’ятський затони, озеро Азбучин, а також ряд інших водойм правобережної заплави р. Прип’ять.

На захищеній з 1992 року частині лівобережної (Красненської) заплави розташовані відсічені частини проток Муровки і Красненського старика, озера Глибоке, Вершина та інші. Частина цих водойм з’єднана між собою

дренажним каналом, надлишок води з якого перекачується насосною станцією на “старий” польдер поблизу сіл Усів, Красне, Зимовище, а надлишкова вода з польдера, що з’являється в основному в багатоводні періоди, через ГТС № 7 скидається в р. Прип’ять. У безпосередній близькості від ЧАЕС, уздовж правого берега Прип’яті, розташована водойма – охолоджувач станції – штучна водойма площею близько 22 км², що була однією з важливих ланок виробничого процесу при виробленні електроенергії на ЧАЕС. Після зупинки у 2014 р. насосів, які поповнювали запаси води у ВО, рівень води водойми суттєво знизився, а сама водойма – охолоджувач розпалася на кілька частин. Змінився напрям і параметри потоків підземних вод у зоні впливу ВО.

Вторинне заболочення в зоні відчуження відбувається як з природних причин, пов’язаних із кліматичними змінами і самовідновленням частини первинно – болотних ландшафтів, так і є наслідком реалізації стратегії на стримування радіоактивно забрудненого стоку. При стримуванні стоку і подальшому погіршенню проточності, меліоративні канали стали працювати як додаткові акумулюючі ємності, що живлять ґрунтові води на прилеглий площі і створюють передумови до заболочення. Слабка і дуже слабка природна дренажність території Чорнобильської зони стала добрим базисом для цього. Плоскі, слаборозчленовані заплавні і терасові рівнини ріки Прип’ять та її приток у зоні відчуження займають біля 900 км², що складає майже 45 % території.

Однією з причин природного утворення боліт на Поліссі є його орографічна особливість, що виражається в більш швидкому пониженні рельєфу, ніж рівня річок. У повільній різниці відміток прилеглих низин і річок ще більше зменшується, що сприяє уповільненню поверхневого стоку. Вода,

розлившись по низинах, при зниженні рівня в річці залишається на заплаві. Заболочення терас р. Прип'ять також було викликане паводковими явищами, атмосферними опадами, ґрунтовими і напірними водами. На вододілах заболоченість пояснювалася акумулюванням атмосферних опадів і розвантаженням напірних вод. Дзеркало ґрунтових вод у долині р. Прип'ять також знижується повільніше, ніж рельєф місцевості, у зв'язку з чим зменшується дренажна спроможність річок. Неглибоке залягання ґрунтових вод є одним із чинників постійного природного заболочення.

До моменту аварії на ЧАЕС більшість регулюючих затворів було перекрито для забезпечення оптимального вологозапасу на період сівби і початок вегетації. Після аварії багато малих водотоків, у тому числі і каналізованих, були перекриті фільтруючими перемичками і дамбами. Частина систем, або їхні ділянки, відтоді так і залишилися зарегульованими, що стимулювало процеси заростання і замулення річищ.

Заростання і замулення водотоків неминуче призводять до застою і підйому рівнів води і, як наслідок, до підпору ґрунтових вод. В роки і сезони підвищеної водності рівні ґрунтових вод з'єднуються з водами вимочок. Завдяки заростанню, підйому рівня й інтенсивному замуленню відбувається ускладнення водообміну. Уповільнений відтік води призводить до скорочення межених періодів, зростання тривалості періодів живлення ґрунтових вод поверхневими, і, як наслідок, навіть при поступовому збільшенні середньорічних рівнів ґрунтових вод, до зниження ґрунтового відтоку в канали і малі річки, зменшення загальної дренажності території. Це призводить до додаткових витрат води на насичення зони аерації і до заболочення земель із збільшенням сумарного випаровування. Як відомо, болота відіграють негативну роль в живленні річок, утримуючи атмосферні

опади і поверхневий стік, а також витрачаючи значний їх об'єм на випаровування.

Слід зазначити, що у перші роки після аварії болота, як біогеохімічні бар'єри, зіграли в зоні ЧАЕС позитивну роль в утриманні значної частки радіоактивних речовин. При випадінні дощових опадів на неосушене болото, що насичене водою, вони майже без витрат стікають у річку. Таке явище дуже небезпечне для сильно забруднених радіонуклідами площ.

1.3. Особливості радіоактивного забруднення водних об'єктів

Водозбірні території, водойми і малі річки зони відчуження характеризуються дуже високими рівнями радіоактивного забруднення. Водночас, продовжуються природні процеси самоочищення водозборів і водних систем, значна кількість радіонуклідів заглибилася з поверхні у ґрунтову товщу нижче ефективного шару формування поверхневого змиву [5]. Відповідно, знизилася модулі змиву радіонуклідів з водозборів у поверхневі водні об'єкти і рівні забруднення вод. Загальна активність цезію – 137 і стронцію – 90 знизилася більше ніж у 2 рази в результаті їх ядерно – фізичного розпаду. Деякі водозбірні території трансформовано у водно – болотні угіддя, а тому вони перетворилися на довготривалі джерела, хоч і незначного, але хронічного забруднення річок. Так, за дослідженнями відділу радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ про забруднення вод р. Сахан простежується, що вміст об'ємних концентрацій цезію – 137 і стронцію – 90 за останні більше ніж 30 років суттєво не знижуються і спостерігається на рівні 100 – 200 Бк/м³ і 500– 3500 Бк/м³, відповідно.

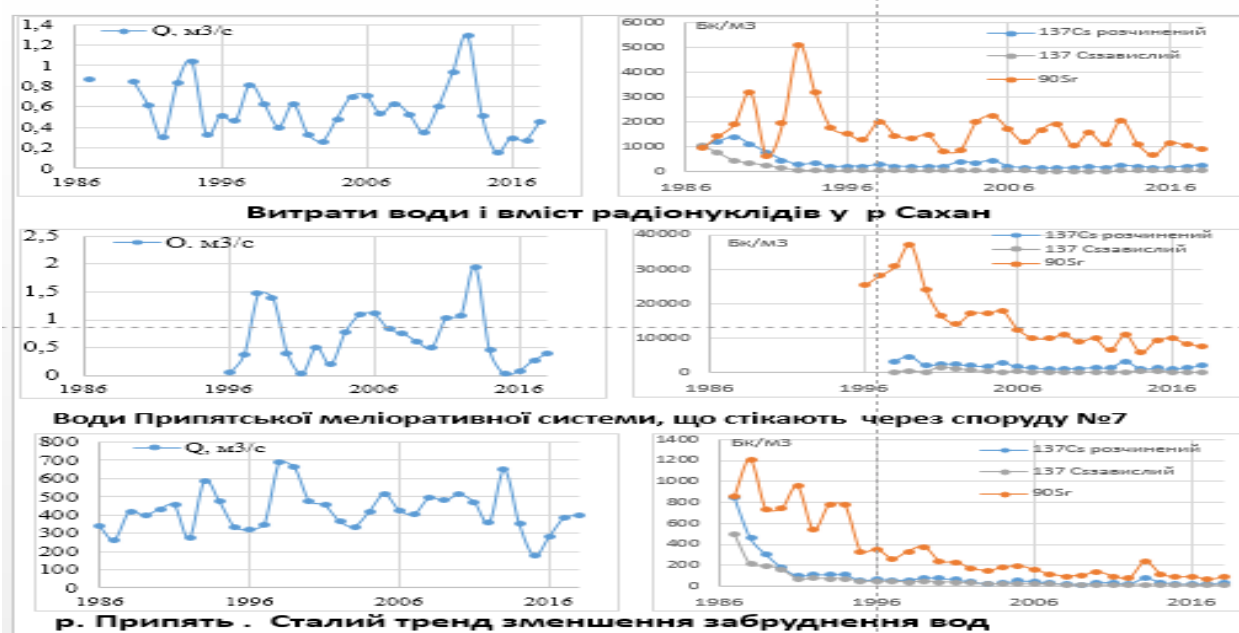
Натомість, загальна величина стоку цих радіонуклідів із водами малих річок і меліоративних каналів у р. Прип'ять є невисокою. Зниження рівнів води у водоймі – охолоджувачі в процесі виведення його із експлуатації практично зупинило перетікання фільтраційних вод із його чаші у р. Прип'ять. Суттєво знизилася ризики вимивання радіонуклідів із зон розташування пунктів захоронення і тимчасової локалізації радіоактивних відходів оскільки знизилася рівні підтоплення їх підземними водами. Загальний внесок водного стоку цезію – 137 з водами р. Сахан у дніпровську водну систему за останні роки порівняно із його загальним виносом з водами річок Прип'ять і Дніпро у Київське водосховище оцінено величинами на рівні 1% і менше, а порівняно із стоком стронцію – 90 – лише від 2 до 5%. Подібні процеси спостерігаються і на інших малих водотоках зони відчуження. Щорічно стік стронцію – 90 із зони ЧАЕС зменшується, а стік цезію – 137 в басейні р. Прип'ять формується переважно за межами зони розташування водозборів зони відчуження.

1.3.1 Основні процеси, що формують сучасний стік радіонуклідів за межі ЧЗВ. За після аварійний період спостережень за гідрологічним режимом, дані вказують на те, що суттєвий вплив на змив радіонуклідів з водозборів і заплав мали лише декілька випадків, а саме дощові паводки влітку 1987 року, затори льоду у січні 1991 року, що спровокували затоплення заплави р. Прип'ять, а також значні весняні повені в 1993–94 рр., 1999 р., 2005 р. та 2013р. Таким чином, основним фактором гідрологічного впливу на забруднених територіях є змиви, які виникають на заплавах територіях, що є відгороджені проти повеневими дамбами.

В 2013 р. було розпочато процес виведення водойми охолоджувача ЧАЕС з експлуатації і, як результат, зниження рівня води в чаші колишньої

водойми, відбулося зниження рівнів підземних вод на прилеглих територіях, що спровокувало значний ріст радіоактивного забруднення води на прилеглих територіях [6].

Домінуючим шляхом щорічного надходження радіонуклідів, після аварії в 1986р., до р. Прип'яті, був стік з водозборів, що знаходяться поза межами ЧЗВ, оскільки на ділянці, що проходить в межах зони відчуження формується від 2% до 5% стоку цезію – 137 у маловодні роки та до 20% у



багатоводні. Водний стік стронцію – 90 з водами р. Прип'яті у дніпровські водосховища на даний час формується переважно у межах ближньої зони відчуження (від 50% до 70%). Натомість, за кількісними показниками його вплив на формування забруднення р. Прип'ять є незначним, а тренди зниження забруднення вод в річках зберігаються. Тимчасові підвищення вносу стронцію – 90 із зони відчуження можна очікувати тільки у багатоводні роки, але навіть в умовах підтоплення забруднених територій показники вмісту стронцію – 90 у водах р. Прип'яті спостерігалися суттєво нижчими за встановлені допустимі рівні – 2000 Бк/м³ (ДР – 2006) [7]. Результати середньо річних даних спостережень за витратами води і вмістом радіонуклідів у воді малих річок ЧЗВ за результатами досліджень УкрГМІ і ДСП «ЕКОЦЕНТР» у м. Чорнобиль на ведено на рис. 1.3.

Рис. 1.3. Результати спостережень за стоком води і забрудненням (усереднені за рік дані) у зоні відчуження ЧАЕС (дані УкрГМІ і ДСП «Екоцентр»)

Результати на Рис. 1.3 показали, що у малих річках ЧЗВ і каналах меліоративних систем до теперішнього часу спостерігаються високі рівні забруднення вод (переважно стронцієм – 90). Але витрати води таких водотоків є незначними порівняно із середніми за рівнями витратами води р. Прип'ять. За останні більше ніж 20 років не було випадків перевищення вмісту радіонуклідів чорнобильського походження у водах річки вище ніж встановлені допустимі у ДР – 2006. А середньомісячні і середні річні рівні забруднення вод спостерігалися на рівнях значно нижчими, ніж рівні дії, тобто таких рівнів забруднення, які вимагають запровадження відповідних заходів безпеки (регулювання надходження забруднених вод або обмеження на водокористування).

Таким чином, будь – які заходи з регулювання вод на малих річках зони відчуження і у меліоративних системах не можуть суттєво впливати на підвищення вмісту радіонуклідів чорнобильського походження у воді дніпровських водосховищах. Що дозволяє вивести з експлуатації значну кількість гідротехнічних споруд, за допомогою яких здійснюють регулювання водного стоку з водозбірних територій зони відчуження у р. Прип'ять, оскільки ефект такого регулювання не можна обґрунтувати з позицій застосування принципів радіаційного захисту. З іншого боку, у Зоні відчуження є водні об'єкти із відносно високими рівнями радіоактивного забруднення, що мають залишатися об'єктами радіаційного контролю. Зниження рівнів води у водоймі охолоджувачі ЧАЕС і в озері Азбучин призвело до суттєвого зростання забруднення вод в озері протягом

2016 – 2022 рр., де вміст стронцію – 90 у воді підвищився на порядок (від 20–40 Бк/л до 950 Бк/л). Тенденція росту вмісту радіонуклідів у воді спостерігається і в таких водоймах як озеро Глибоке і озеро Вершина лівобережної заплави. Високі рівні радіоактивного забруднення вод залишаються у водоймах, що утворилися на місці колишньої водойми – охолоджувача ЧАЕС після випуску вод із нього та в деяких інших.

РОЗДІЛ 2

ВОДО – РЕГУЛЮЮЧІ СПОРУДИ У ЧЗВ І ЇХ РОЛЬ У РЕГУЛЮВАННІ СТОКУ

2.1. Короткий огляд водоохоронних заходів і регулювання стоку періоду після аварійного управління зоною відчуження

На території ЧЗВ знаходиться значна кількість гідротехнічних споруд водоохоронного або водогосподарського призначення, що були спеціально збудовані протягом 1986 – 1987 рр. з метою регулювання радіоактивно забрудненого водного стоку з водозборів малих річок у межах зони навколо зруйнованого реактору ЧАЕС.

Проте, ще на початку 1987 р. було визнано, що більшість із цих споруд є не ефективними і можуть принести більше шкоди ніж користі. Тому, більшість із них були частково розібрані, щоб не підтоплювати значні площі радіоактивно забруднених територій. Прорани, які було зроблено у тілі глухих та фільтруючих дамб, забезпечували пропуск води на малих річках і струмках протягом більшої частини року, але в періоди повеней рештки споруд, які перетинали заплави річок стали причиною підпору стоку води і підтоплення значних площ на забруднених територіях зони відчуження і безумовного відселення навколо ЧАЕС. Таким чином, незавершеність робіт з ліквідації гідротехнічних споруд ще протягом 1987 р. призвела до необхідності утримувати їх на балансі, нести відповідні експлуатаційні витрати при тому, що у сучасному стані більшість споруд втратили своє природоохоронне призначення, а в деяких випадках стали спричиняти значний негативний ефект на стан довкілля.

Регулювання водного стоку із водозбірних територій і підтоплених меліоративних систем протягом багатьох років, що минули після аварії на ЧАЕС, і до теперішнього часу здійснювалося з метою мінімізації забруднення радіонуклідами поверхневих і підземних вод, і їх винесення у р. Прип'ять і за межі забруднених територій і водних об'єктів ЗВ і ЗБ(О)В. Це досягалося шляхом регулювання стоку води гідротехнічними спорудами на малих річках, в каналах меліоративних систем і польдерних територій, а також впровадженням заходів щодо тампонажу свердловин підземних вод різного типу і покинутих колодязів. Такі заходи багато років виконувались за спеціально розробленими регламентами спеціалізованими підприємствами у відповідності до норм, що встановлює Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» (1991 р.), «Концепції Чорнобильської зони відчуження на

території України» (1994 р.), а також відповідно до «Концепції реалізації державної політики у сфері розвитку діяльності в окремих зонах радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» (2012 р.).

Регулювання стоку здійснювалося також з метою підтримки оптимального режиму зволоження територій і запобігання пожежам, а також з метою підтримки технічного водопостачання об'єктів ЧАЕС. Натомість, домінуючим фактором в обґрунтуванні водоохоронної діяльності було намагання зменшити винесення радіоактивних речовин з водозборів зони відчуження у водні об'єкти і розповсюдження їх за її межі.

В сучасних умовах під впливом природних процесів, а саме: фізичного розпаду радіоактивності, вимивання і заглиблення радіоактивних частинок у ґрунтову товщу, трансформації фізико – хімічних форм радіоактивного забруднення (переважно цезієм – 137 і стронцієм – 90) і фіксації їх на мінеральних частинках ґрунтів, забруднення водотоків і винесення з ними радіоактивності за межі зони відчуження суттєво знизилися. Відносно високі показники вмісту стронцію – 90 ще зберігаються у водах деяких малих річок (рр. Сахан, Ілля) і каналах меліоративних систем. Натомість, загальна величина притоку забруднених вод з території зони відчуження в р. Прип'ять є досить малою і не може суттєво вплинути на загальний тренд щорічного зменшення рівнів забруднення дніпровської водної системи.

Аналіз даних моніторингу забруднення вод в річках і каналах зони відчуження показує, що шляхом регулювання рівнів води на більшості ділянок водозбірних територій ЗВ і ЗБ(О)В неможливо суттєво впливати на зниження забруднення вод в них порівняно із ефектами їх природного самоочищення. Тому продовжувати масштабні роботи з регулювання водного стоку гідротехнічними спорудами з метою мінімізації виносу

радіоактивних речовин за межі зони відчуження є недоцільним. З іншого боку, значні території ЗВ і ЗБ(О)В перейшли у статус біосферного заповідника, для якого засобами регулювання водного стоку можна розширити площі водно – болотних угідь, що є сприятливим для його розвитку. У зоні промислового використання території в перспективі можуть бути сформовані інші вимоги щодо оптимізації підтримки водного режиму території. Збереження і відновлення природного стану екосистеми Поліського регіону у межах територій біосферного заповідника передбачають мінімальне втручання будь – якої техногенної діяльності у природне середовище, а також поступове відновлення природного стоку в малих річках і водотоках зони відчуження, що неможливо досягти без поглиблення і очищення замулених малих річок і деяких каналізованих русл у межах раніше меліорованих територій.

2.2. Основні характеристики і функції водо – регулюючих споруд на малих річках зони відчуження

Протягом багатьох років, що минули після аварії на ЧАЕС, регулювання рівнів і витрат води малих річок і меліоративних систем у зоні відчуження проводили у відповідності до «Схеми водоохоронних заходів по захисту від радіоактивного забруднення поверхневих і підземних вод у Зоні відчуження ЧАЕС» з метою захисту (регулювання) радіоактивного забруднення поверхневих і підземних вод у зоні відчуження [11].

Основне призначення водоохоронних споруд і систем є зменшення об'єму радіонуклідів які мігрують із забруднених територій водними шляхами та запобігання змивам із ЗВ в р. Прип'ять та Київське водосховище.

До водо – регулюючих споруд зони відчуження відносять споруди підпірного типу, а саме дамби, розташовані на річках ЗВ, водоймах закритого типу, та на існуючій міжгосподарській осушувальній мережі, до складу якої входять малі річки, магістральні канали меліоративних систем ЗВ.

Споруди даного типу були побудовані в 1986 – 1987 роках, з метою зниження забруднення вод р. Прип'ять і Київського водосховища. Принцип роботи таких споруд полягає в створенні певного бар'єру, завдяки якому у верхньому б'єфі споруд утворюється зона що дозволяє затримати донні відкладення перед переливним порогом, так званий ефект відстійника. Води які несуть забруднені частинки мінерального та рослинного походження, в більшій кількості відкладаються в таких відстійниках, чим зменшується концентрація радіоактивних речовин у воді.

Шлюзи – регулятори використовуються для підняття рівня води в річці, з метою підтоплення прилеглих заплавної території, для ліквідації горіння торфовищ.

На деяких із річок (рр. Сахан, Ілля), де були споруджені дамби з фільтраційними касетами у перші після – аварійні роки, на етапі виведення їх із експлуатації (1988 р.) тіло дамб було розібрано тільки у межах русла водотоків і тільки для їх надводної частини. Залишки дамб продовжують виконувати роль переливних порогів, створюючи підтоплення прилеглих заплавної і водозбірних територій річок вище за течією. У разі очищення таких ділянок русла це призведе до незначного пониження рівнів води у зонах сучасного підтоплення, а також прискорення потоку води в основному руслі малих річок.

Регламенти робіт з експлуатації водоохоронних споруд за останні десятиріччя змінювалися не суттєво і були переважно спрямовані на стримування винесення радіонуклідів у дніпровську водну систему. Крім

того, більшість гідротехнічних споруд на малих річках були побудовані у доаварійний період і вже виконали свою функцію, а ті, що побудовано або реконструйовано після аварії на ЧАЕС з метою зменшення стоку радіонуклідів у р. Прип'ять, потребують ремонту і прийняття рішень щодо їх подальшої експлуатації. За оцінками відділення з експлуатації водоохоронних споруд і систем (ВЕВСС) ДСП «Екоцентр», щорічні витрати на виконання регламентів і діяльності даного підприємства склали від 20 до 25 млн. гривень. Доцільність і оптимізація витрат на виконання розроблених раніше регламентів з регулювання вод у зоні відчуження потребує перегляду, в тому числі в умовах необхідного виведення із експлуатації тих меліоративних систем і гідротехнічних споруд, що виконали свою функцію або потребують перепрофілювання свого призначення.

2.3. Особливості регулювання водного стоку на меліоративних системах

Після аварії на ЧАЕС меліоративні осушувально – зволожувальні системи зони відчуження були виведені з експлуатації і слугували переважно в якості акумулюючих ємностей для забрудненого радіонуклідами стоку з водозборів. Завдяки стримуванню стоку фільтруючими перемичками (в 1986 та на початку 1987 рр. споруджено 131 фільтруючу перемичку на різних водотоках) та зачиненими шлюзами і дамбами за порівняно маловодний період 1986 – 1992 рр. вдалося зменшити винос стронцію – 90 майже на 2 ТБк.

В 1993 році було споруджено лівобережну протиповеневу дамбу, що дозволило майже повністю нейтралізувати поступовий змив водами р. Прип'ять 170 ТБк запасів стронцію – 90.

Із зростанням водності (1993 – 1999 рр.) стримування стоку з меліоративних систем стало невиправданим. Збільшувалась площа затоплення забруднених ділянок, що безперечно викликало зростання концентрацій стронцію – 90. При випадінні значних дощових опадів на насичені водою болота, опади майже без втрат стікали у річку. За результатами порівняння модулів виносу, в багатоводні роки винос стронцію – 90 із частково зарегульованих та перезволожених водозборів був в 2 – 4 рази більший, ніж у роки середньої водності і відносно більший, ніж з незарегульованих водозборів.

Радіоактивне забруднення поверхневих вод в зоні відчуження відбувається зараз за рахунок вторинних процесів вимивання і вилуговування, дощового змиву, десорбції з ґрунтів, донних відкладів.

У результаті процесів природного старіння і руйнування, меліоративні системи в даний час лише частково виконують функції водного регулювання. Там, де немає підпірних споруд – водозбори характеризуються підвищеною дренаваністю і перевагою в сумарному стоці підземної складової. На ділянках, де залишені закритими регулюючі споруди (шлюзи – регулятори), або влаштовані дамби і перемички, канали перетворюються в слабо стічні і застійні водойми з інтенсивним заболочуванням прилеглої площі. У цілому для водотоків ЧЗВ, об'ємна активність радіонуклідів у поверхневих водах може істотно змінюватися в залежності від сезону, кількості атмосферних опадів і проточності. Об'ємна активність цезію – 137 більш помітно знижується в часі в добре проточних каналах і малих ріках, а стронцію – 90 – коливається по сезонах у широких межах. У слабо проточних і застійних

об'єктах частіше, ніж у проточних, відзначається тенденція до підвищення змісту стронцію – 90.

2.4. Гідротехнічні споруди меліоративної системи в басейні р. Сахан, як експериментального полігону регулювання режиму підтоплення заплавних територій в якості протипожежного заходу

Стік р. Сахан практично повністю формується у межах зони відчуження і впадає у р. Прип'ять біля с. Новошепелічі. На даний час річка значною мірою є каналізованою і покрита водно – болотними угіддями, що утворилися після будівництва дамб і водо – регулюючих споруд у верхів'ях її приток. В басейні р. Сахан у 1986 р. було збудовано дамби № 61, № 63, № 69 і № 70 із водопропускними перемичками і фільтраційними вікнами, що суттєво змінили природний стік (рис. 2.1).

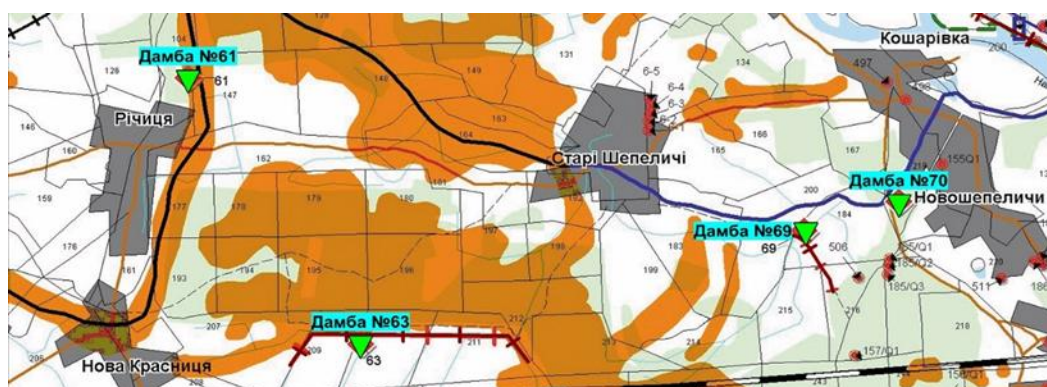


Рис. 2.1. – Схема розташування гідротехнічних споруд в басейні р. Сахан

Дамбу № 61 було збудовано у 1986 р. у середній течії р. Сахан біля с. Речиця (рис. 2.2). Дамба перетинає руслову частину, а також заплаву річки до проектних відміток 118,25 м БС. Довжина дамби по гребню 500 м. У русловій частині ділянки дамби, яку було розібрано у 1987 р. раніше були встановлені фільтраційні вікна із подрібненої цеолітної маси, які потім видалили, але



саму дамбу не розбирали.

Рис. 2.2. – Загальний вид на р. Сахан в районі розташування дамби № 61

На сьогодні ширина розібраної частини дамби, що має забезпечити пропуск повеневих вод складає біля 40 м, але стік води у повінь завдяки решткам насипу від фільтруючої частини дамби (висота 116,8 м БС) фактично відбувається у межах прорану шириною всього 10 – 12 м, що вдвічі менше від природного русла вище за течією. Заплава річки і прилегла до неї територія, що розташовані вище споруди протягом повені затоплюється.

Перепад води у верхньому і нижньому б'єфах протягом повеней може досягати 1 – 2 м. Таким чином, навіть не маючи водо – пропускну регулюючої споруди залишки дамби виконують пасивну регулюючу функцію стоку.

Дамбу № 63 було також споруджено у 1986 р.. Вона має довжину 6,35 км і перекриває систему колишніх дренажних каналів осушувальної системи Сахан, що збирали воду із площі близько 5 км² в одну із правобережних приток р. Сахан (рис. 2.3).

Дамба простягнулася між селами Буряківка та Нова Красниця. Гребінь



дамби має абсолютні проектні відмітки до 118,6 м БС.

Рис. 2.3. – Дамба № 63 та затоплені території, що трансформовані у верхові болота

Це одна із найбільших водоохоронних споруд правобережжя зони відчуження в експлуатації ВЕВСС ДСП «Екоцентр». В тілі дамби розміщено 8 фільтраційних вікон, через які вода стікає у дренажний канал спрямований у р. Сахан. Перепад рівнів води у дренажному каналі і перекритих каналах

складає приблизно 1,5 м. Підтоплені території верхнього б'єфу дамби за роки після її спорудження перетворилися у водно – болотні угіддя.

Дамбу № 69 побудовано у 1986 р. Вона розташована на р. Сахан біля с. Старі Шепеличі і перетинає русло річки, а також заплаву річки довжиною по гребню дамби 2270 м. Висота дамби 116 м БС. У 1987 р. руслову частину дамби було розібрано, також як інші дамби зони відчуження. Стік річки з дамби було організовано у трубний дюкер під ґрунтовою автодорогою. Територія верхнього б'єфу водойми вище за течією руслової частини за роки після будівництва є підтопленою під впливом регулюючого ефекту дамби. Регулювання стоку води через дюкер здійснюють шляхом відкриття або



закриття трубного водовипуску (рис. 2.4).

Рис. 2.4. – р. Сахан, дамба № 69

Вода із верхнього б'єфу дамби надходить у канал, який на даний час заростає рогозом і деревами, оскільки стік води каналом після будівництва дамби 1986 р. суттєво зменшився. В умовах високих повеней, вода річки може переливатися через дорожнє покриття.

Дамбу № 70 в комплексі з іншими водоохоронними об'єктами на малих річках зони відчуження було збудовано у 1986 р. Насипна дамба, перетинає руслову частину, а також заплаву річки до відміток по гребню дамби 111,9 м БС. Дамбу було розташовано 30 м вище шляхопроводу на ділянці від с. Біла

Сорока до м. Прип'ять. Між опорами мосту встановлено гідрометричний пост, де регулярно проводяться спостереження за рівнем і витратами води, а також відбір проб води на вміст радіонуклідів (рис. 2.5).

Довжина, за проектом, гребня дамби, яку було також розібрано у русловій частині річки ще навесні 1987 р. складає 85 м. На сьогодні ширина водоскиду складає 13 м, що забезпечує пропуск повені та акумуляцію частини стоку в запруді протипожежного призначення. Заплава і прилегла до неї території вище споруди протягом високих повеней регулярно затоплюється. Перепад води у верхньому і нижньому б'єфах досягає до 1,5 м.



Рис. 2.5. – гідрометричний пост на р. Сахан, дамба № 70

Для проведення досліджень, співробітниками відділу радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ, була вибрана меліоративна система «Буряківка» в водозборі р. Сахан (рис. 2.6). Площа території меліоративної системи «Буряківка» складає біля 5.5 км². За матеріалами ДСП «Екоцентр», площа сітки каналів становить 341 га, у тому числі під торфовищами 73 га (рис. 2.6). Глибина залягання торфу – від 0,2 до 1,4 м.

Ділянка розташована між відселеними селами Нова Красниця і Буряківка, з півдня межує з залізницею Овруч – Янів, з півночі перекривається водоохоронною дамбою № 63. Гребінь дамби має абсолютні проектні відмітки до 118,6 м БС. Довжина дамби по гребню 6345 м. У глухій

частині дамби розміщено 8 фільтраційних вікон, які за проектом мали на меті утримувати частину стоку радіонуклідів, що формується на обвалованій території. Фільтраційні вікна розташовані в місцях перетину дамбою регулюючих бічних каналів меліоративної системи.

Історичний аналіз картографічних даних вказує на те, що території меліоративної системи в 1920 – 30 роках були заболоченими (рис.2.7).

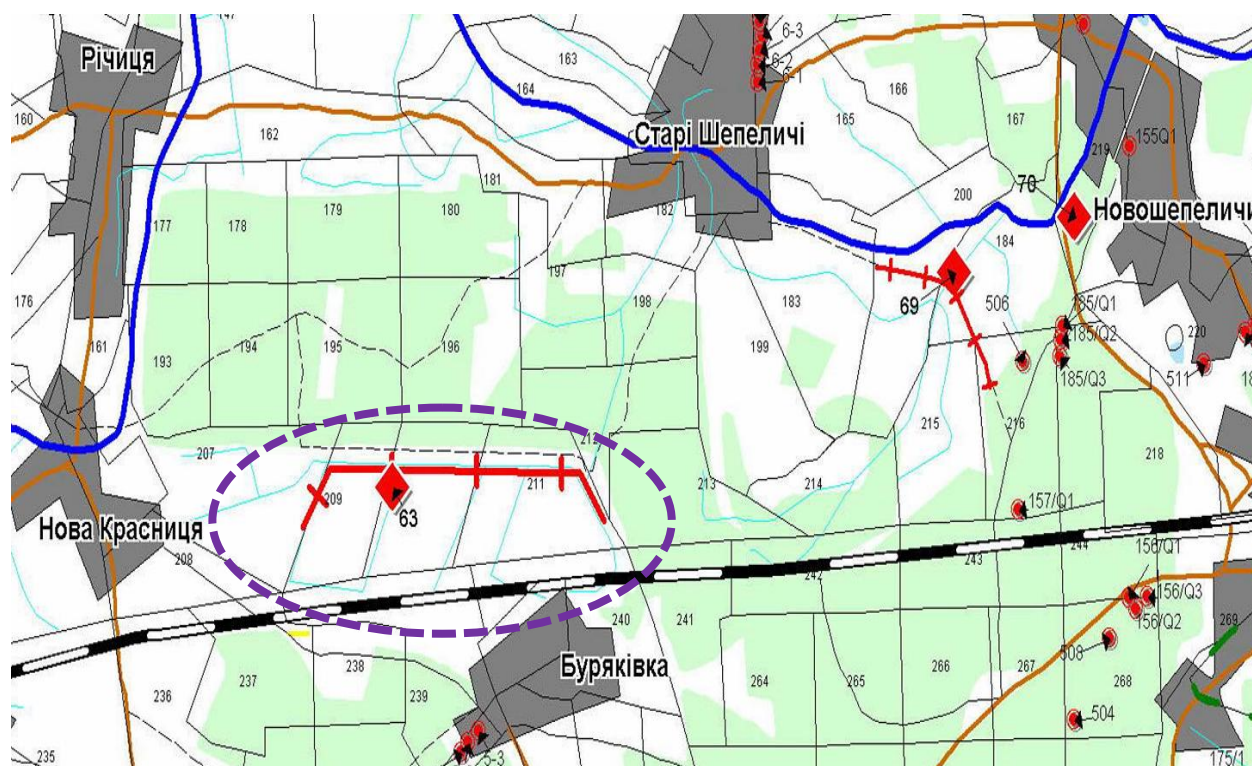


Рис. 2.6. – розміщення меліоративної системи «Буряківка»

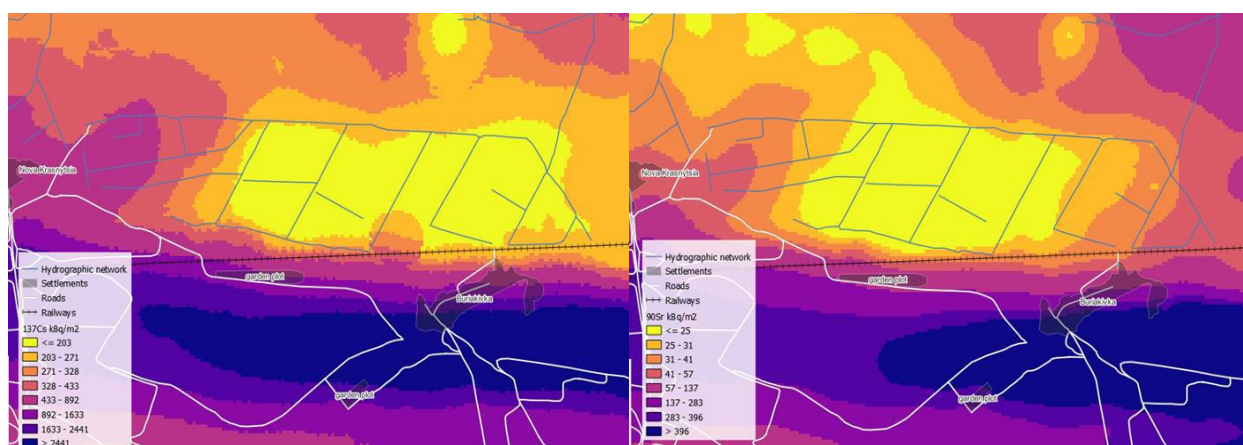
На даній меліоративній системі заплановано встановити вимірювальне обладнання та проведення польових експериментальних досліджень з можливості управління зволоженням територій та технічних можливостей їх повторного заболочення шляхом перекриття стоку.



Рис. 2.7. – Територія меліоративної системи «Буряківка» 1923 р. (перше зображення) та 1931 р. (друге зображення)

Для аналізу та візуалізації експериментальних даних було розроблено геоінформаційний проект «Меліоративна система Буряківка», що містить картографічну інформацію (рис. 2.8, рис. 2.9).

Аналіз цифрової карти моделі місцевості (ЦММ) показує що територія польдерної системи знаходиться в межах відміток 136–140 м БС, а середній



шар води в разі її повного затоплення може становити 1 м (рис. 2.9).

Рис. 2.8. – Забруднення території меліоративної системи «Буряківка» – Цезієм – 137 (зліва) та Стронцієм – 90 (справа)

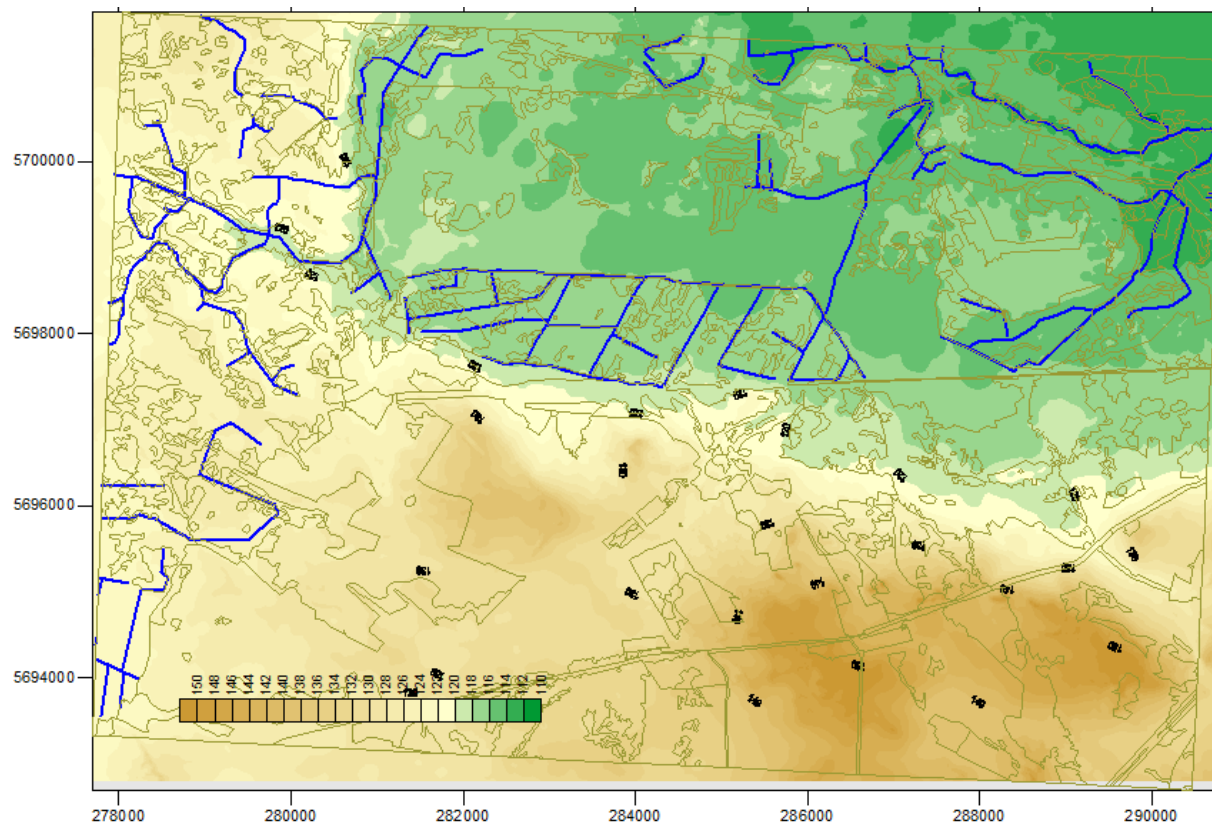


Рис. 2.9. – Цифрова модель місцевості меліоративної системи «Буряківка»

РОЗДІЛ 3

ОГЛЯД КОНЦЕПЦІЇ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ОБ'ЄКТАМИ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Концепція управління водними об'єктами в умовах реорганізації діяльності у зоні відчуження, організації біосферного заповідника та зони спеціального промислового використання була запропонована у 2019 році, Центром моніторингових досліджень і природоохоронних технологій на замовлення ДСП «Екоцентр» та має на меті оптимізувати діяльність з управління водними об'єктами у межах ЗВ і ЗБ(О)В шляхом виведення із експлуатації гідротехнічних споруд, що виконали свою функцію або є неефективними; перепрофілювання їх призначення і удосконалення регламентів їх експлуатації в сучасних умовах розвитку природних процесів самоочищення водозбірних територій, а також удосконалення мережі моніторингу поверхневих і підземних вод в умовах реорганізації діяльності у зоні відчуження [15].

3.1. Основні засади в обґрунтуванні доцільності регулювання водного стоку у ЧЗВ сучасного періоду (вплив на підтоплення, змив радіонуклідів і формування забруднення вод)

В сучасних умовах під впливом природних процесів, а саме: фізичного розпаду радіоактивності, вимивання і заглиблення радіоактивних частинок у ґрунтову товщу, трансформації фізико – хімічних форм радіоактивного забруднення (переважно цезієм – 137 і стронцієм – 90) і фіксації їх на мінеральних частинках ґрунтів, забруднення водотоків і винесення з ними

радіоактивності за межі зони відчуження суттєво знизилися. Відносно високі показники вмісту стронцію – 90 ще зберігаються у водах деяких малих річок (р. Сахан, р. Ілля) і каналах меліоративних систем. Натомість, загальна величина притоку забруднених вод з території зони відчуження в р. Прип'ять є досить малою і не може суттєво вплинути на загальний тренд щорічного зменшення рівнів забруднення дніпровської водної системи [16].

Аналіз даних моніторингу забруднення вод в річках і каналах зони відчуження показує, що шляхом регулювання рівнів води на більшості ділянок водозбірних територій ЗВ і ЗБ(О)В неможливо суттєво впливати на зниження забруднення вод в них порівняно із ефектами їх природного самоочищення. Тому продовжувати масштабні роботи з регулювання водного стоку гідротехнічними спорудами з метою мінімізації виносу радіоактивних речовин за межі зони відчуження є недоцільним.

Концепція базується на результатах узагальнення даних моніторингових спостережень за показниками стоку і забруднення вод в річках, каналах меліоративних систем, а також на висновках науково – дослідних робіт, пов'язаних із вивченням міграційних властивостей і трансформації фізико–хімічних форм знаходження радіонуклідів чорнобильського походження у ґрунтах водозборів, донних відкладах водойм, водному середовищі та водній біоті.

Основні положення Концепції полягали у наступному.

1. Основними процесами, що формують сучасний рівень радіоактивного забруднення водних систем у ЗВ є природні процеси радіоактивного розпаду, вертикального заглиблення і геохімічної фіксації радіонуклідів

2. Для водного шляху опромінення об'єктами радіаційного захисту мають розглядатися не водні шляхи (водопостачання) у Зоні відчуження, а

дніпровська водна система, яка характеризується величезним потенціалом самоочищення.

3. Регулювання стоку (рівнів і витрат води) з метою недопущення суттєвого затоплення і змиву радіонуклідів в річки втратило свою актуальність.

4. Меліоративні системи у ЗВ втратили своє призначення. Тому продовження їх експлуатації не є обґрунтованим і вони мають бути виведені із експлуатації.

5. В сучасних умовах пізнього пост – аварійного періоду змінюється парадигма управління водними стоками (об'єктами). Припинення експлуатації дренажних каналів призведе до підтоплення і розширення водно – болотних угідь. Результати оцінок показали, що підтоплення не призведе до суттєвого збільшення стоку радіонуклідів у водні системи.

6. Доцільно залишити в експлуатації тільки ті системи, що дозволяють підтримувати підвищене зволоження на торфовищах, зменшуючи ризики пожеж.

7. За будь – яких гідрологічних подій із підтопленням забруднених польдерних і заплавних територій зони відчуження вміст Цезію – 137 і Стронцію – 90 у воді р. Прип'ять не перевищить рівнів безпечного забруднення вод ДР – 2006 – 2 Бк/л (критерій безпеки WHO –10 Бк/л).

8. Виведення із експлуатації ГТС не передбачає демонтаж дамб, які на далі будуть відігравати основну роль у стримуванні і пасивній регуляції стоку (зменшення пікових витрат, ріст акумуляції стоку на заплавних територіях, сприятиме збільшенню компоненти інфільтраційного живлення підземних вод і випаровування в балансі стоку.

9. В умовах перспектив змін клімату і в умовах вірогідності збільшення випадків засушливих періодів на території Полісся збільшення

площ водно – болотних угідь у Зоні відчуження очікувано буде мати позитивний природоохоронний ефект, в тому числі відповідає умовам розвитку заповідних територій у ЗВ. Але перерозподіл стоку у межах ЗВ може привести до зменшення поверхневого стоку з території і збільшення періодів маловодного стоку малих річок.

10. Детальні оцінки наслідків впровадження плану заходів концепції для кожного із запропонованих заходів мають оцінюватися в рамках ТЕО і проектів із відповідним погодженням з ЧРЕБЗ.

11. Впровадження заходів концепції дозволить економити значні кошти щорічно за рахунок відмови від неефективних заходів і розробки нових регламентів експлуатації гідротехнічних споруд. Вивільнені кошти мають спрямовуватися на поступові заходи виведення із експлуатації ГТС, розвиток системи моніторингу поверхневих і підземних вод і удосконалення системи управління водними об'єктами

12. Заходи концепції поширюються на період (5 – 10 років) до завершення періоду впровадження проектних рішень відповідно до нових регламентів експлуатації водоохоронних споруд.

В рамках даного дослідження розглядалися два основні очікувані ефекти природоохоронного спрямування, а саме – можливість впливу нової концепції регулювання вод на зменшення ризику пожеж на території зони відчуження, а також ефекти розширення площ водно-болотних угідь на розвиток біорізноманіття заболочених територій ЧЗВ.

3.2. Можливості збільшення площ водно – болотних угідь як протипожежного заходу

На водозборах малих річок і прилеглих до каналів територій меліоративних систем у межах ЗВ і ЗБ(О)В за роки після аварії в умовах діючих регламентів регулювання вод сформувався режим надлишкового зволоження, що позитивно відображається на відновленні характерного режиму водності для Полісся та поступове відновлення природного заболочування територій (7 – 15% від площі водозбору). В умовах призупинення регулювання вод на меліоративних системах в басейні річки Уж і Прип'ятської лівобережної меліоративної системи будуть зберігатися тенденції заболочування території. Очікуване збільшення площ заболочених територій за результатами аналізу космічних знімків зон підтоплення у багатоводні роки дозволяють припускати, що перетворення меліоративних систем у водно–болотні угіддя збільшить площі зволених територій до 20% від сучасного рівня. Тому суттєвого впливу на зміну водного балансу і гідрологічного режиму річок не можна очікувати. Натомість буде спостерігатися збільшення періоду зволоження торфовищ, що сприятиме зменшенню ризиків виникнення і розвитку пожеж на таких територіях.

Оцінки, які виконано на основі аналізу супутникових даних щодо зволоження територій у багатоводні роки і періоди повного перекриття дренажних каналів, показали, що у межах Прип'ятської меліоративної системи доля заболочених територій у маловодні і середні за водністю роки може складати близько 5% (4,9 км²). Натомість у багатоводні періоди площі затоплення можуть збільшуватися переважно на заплавах територіях річок у 3 – 5 разів (рис. 3.1).

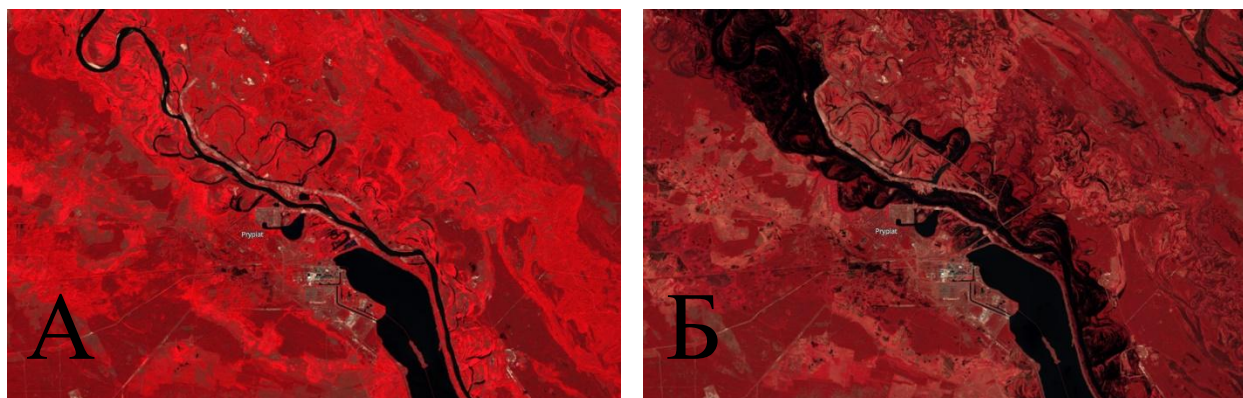


Рис. 3.1. – Заплавні території р. Прип'ять у межах ЧЗВ в умовах меженого стоку і підчас весняної повені, де а) дані за 13. 08. 2013), а б) - 02. 05. 2013)

Наразі меліоровані землі займають біля 280 км² територій ЧЗВ. Якщо порівняти карти гідрологічної мережі ЧЗВ та частоти виникнення пожеж, то можна помітити, що пожежі частіше поширюються вздовж заплав та меліоративних каналів, особливо в весняний період (рис. 3.2). Цьому сприяють значні запаси сухоостою у вигляді сухої дернини та очерету вздовж каналів, що є легкозаймистим матеріалом.

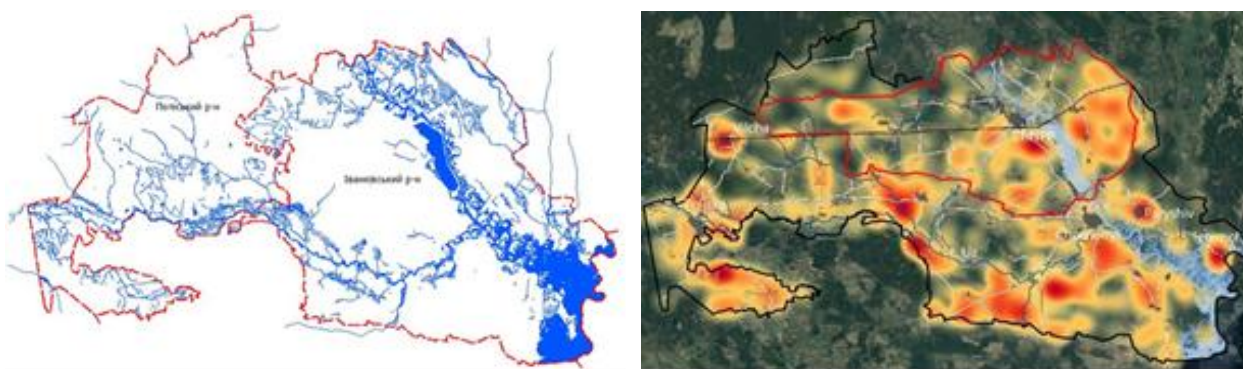


Рис. 3.2. – Порівняння зон розташування меліоративних систем у ЧЗВ (справа) і схеми ділянок із найбільшою частотою виникнення пожеж (зліва)

За попередніми оцінками ВРМПС УкрГМІ повернення раніше осушених за рахунок меліорації територій до їх первинного стану, шляхом повторного заболочування дозволить зменшити кількість і масштабність

пожеж на території ЧЗВ. Крім підвищення пожежної безпеки, відновлення водно болотних угідь також сприятиме зростанню біорізноманіття та депонуванню вуглецю.

3.3. Регулювання водного режиму території ЧЗВ і умови розвитку біорізноманіття

Більша частина території ЗВіЗБ(О)В набула статусу «радіаційно екологічний біосферний заповідник», одним із основних завдань якого стало збереження умов для сталого розвитку природних екосистем і розвитку біорізноманіття. Розширення площ водно – болотних угідь за рахунок засобів затримки водного стоку на частині водозборів зони відчуження є одним із сприятливих факторів підтримки водного режиму території.

З іншого боку пріоритети збереження і відновлення природного стану екосистеми Поліського регіону у межах територій біосферного заповідника передбачають мінімальне втручання будь – якої техногенної діяльності у природне середовище, а також поступове відновлення природного стоку в малих річках і водотоках зони відчуження, що неможливо досягти без поглиблення і очищення замулених малих річок і деяких каналізованих русел у межах раніше меліорованих територій. Таким чином, регулювання вод з одного боку передбачає скорочення робіт з експлуатації і обслуговування значної кількості гідротехнічних споруд на водних об'єктах ЗВ і ЗБ(О)В, що раніше виконувалися з метою зменшення стоку радіонуклідів у р. Прип'ять, а з іншого – має зберегти потенціал системи управління водним режимом території розвитку водно – болотних угідь на одних ділянках водозборів (шляхом заходів затримки водного стоку ділянках водозборів, а на інших сприяти відновленню природного стоку в руслах малих річок.

Пожежі завжди були явищем характерним для поліських екосистем. Проте поява екстремальних температурних, зменшення водності річок призводить до розширення і збільшення вірогідності їх виникнення.

Так сталося, наприклад, у квітні 2020 року. Ця пожежа на території Чорнобильського радіаційно – екологічного біосферного заповідника за об'ємом наслідками мала катастрофічний характер. Загальна площа, пройдена вогнем у 4 осередках, склала майже 52 тис га. Внаслідок цієї пожежі на території заповідника пошкоджено та знищено більше 32 тис га лісів (23% від загальної площі лісів), 10,7 тис га перелогів, біля 3,5 тис га боліт [17]. Обстеження згарищ показало найвищий ризик загибелі соснових лісів, а також березових і вільхових лісів на заболочених ділянках, які в умовах низької водності не мали достатньої кількості водо – насичення, тому вогонь розповсюджувався у тому числі по висохлим ділянкам зон травостою і чагарників.

Проте відновлення водно – болотних угідь у 2021 після пожежі 2020 року пройшло досить успішно завдяки наявності певного рівня вологості у середовищі абсолютна більшість водно – болотних угідь, успішно відновилися.

РОЗДІЛ 4

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА ЧАСТИНА І ОСОБИСТИЙ ВНЕСОК У РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ

4.1. Застосування сучасних ГІС технологій у вивченні водного режиму територій (площ водно – болотних угідь)

Оскільки через військовий стан наразі неможливо проводити дослідження на територіях колишніх меліоративних систем, постає значна необхідність проводити аналіз території за допомогою ДЗЗ та ГІС.

Для оцінки можливості регулювання водного режиму територій, розробляється геоінформаційна база даних, в якій зібрано картографічні векторні та растрові матеріали різних масштабів для ділянки дослідження. В створеному проекті знаходяться десятки шарів даних, наприклад: рівні радіаційного забруднення цезієм – 137, стронцієм – 90 та іншими елементами станом на момент проведення дослідження; ґрунтовий покрив, залягання торфовищ; ізолінії та висотні відмітки; вегетаційний покрив; шляхи сполучення, гідрографічна мережа та інші (рис. 4.1).

Важливим та наразі єдиним методом контролю водного режиму та моніторингу трансформації меліоративних систем у водно болотні угіддя є дистанційне зондування Землі.

Методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) ґрунтуються на реєстрації і подальшій інтерпретації відбитої сонячної радіації від поверхні ґрунту, рослинності, води та інших об'єктів. Перенесення пристроїв, що реєструють, у повітряний або навколотземний простір дозволяє одержати

значно ширше охоплення території порівняно з наземними методами досліджень.

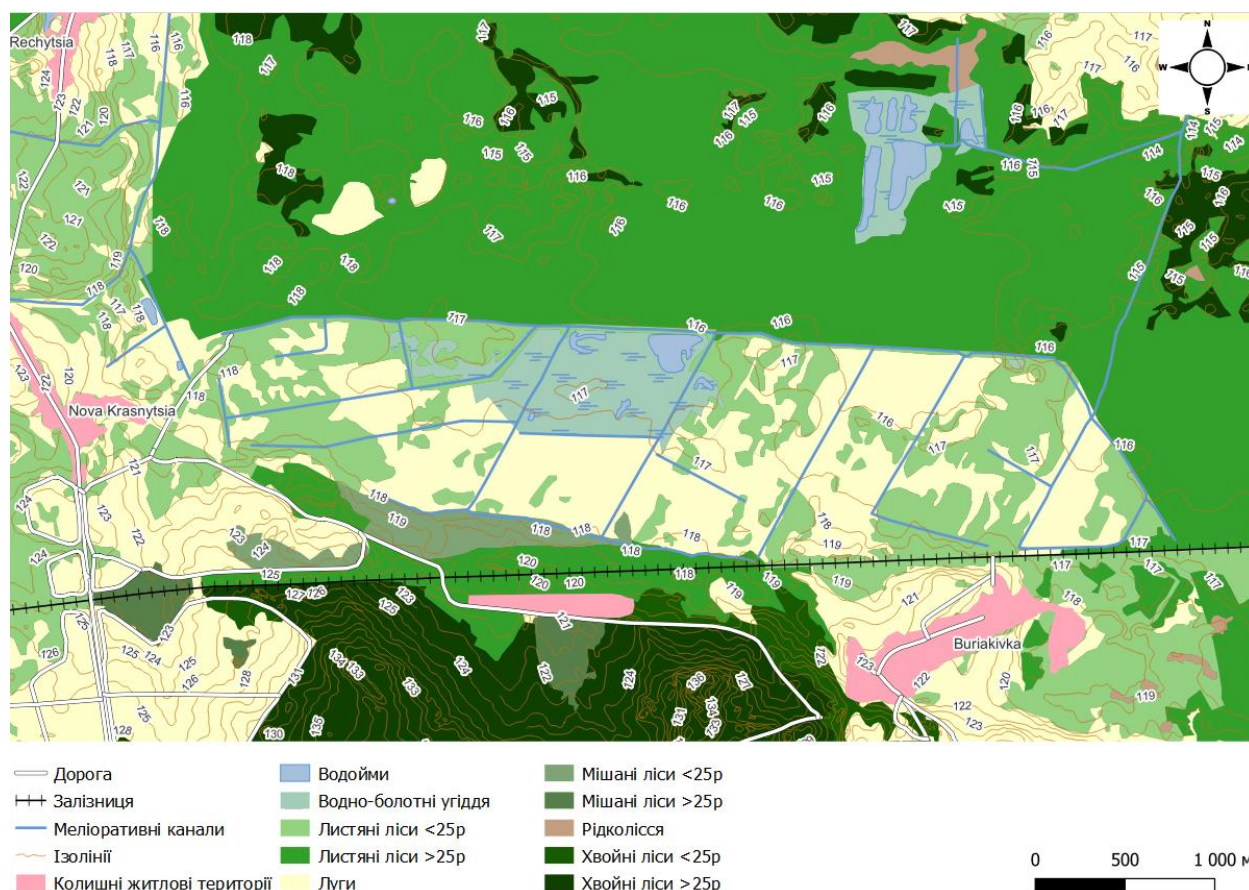


Рис. 4. 1. – Мапа набору вибіркових картографічних даних, що зібрані в проекті

Для отримання інформації про стан земної поверхні за допомогою космознімків проводять спектральний аналіз пікселів зображення у різних частинах спектра. Для цього часто використовують так звані вегетаційні індекси. Вегетаційний індекс – це комбінація відбивної здатності поверхні на двох або більше довжинах хвиль, які призначені для виділення певної властивості рослинності (наприклад: наявність зеленого листя). Отримання індексів базується на властивостях об'єктів земної поверхні відбивати сонячне проміння. Вегетаційні індекси використовують для отримання нових

зображень, які дають змогу, на підставі зміненого спектрального образу ефективніше інтерпретувати об'єкти земної поверхні. На теперішній час існує близько 160 варіантів вегетаційних індексів для даних різноманітних космічних місій. Їх розробляють, виходячи, головним чином, з особливості спектральної відбивної здатності рослинності або ґрунту.

Добре відомий і широко використовуваний NDVI є простим, але ефективним індексом для кількісної оцінки зеленої рослинності. Він нормалізує розсіювання зеленого листя в ближньому інфрачервоному діапазоні з поглинанням хлорофілу в червоному діапазоні.

Діапазон значень NDVI становить від -1 до 1 . Негативні значення NDVI (значення, що наближаються до -1) відповідають воді. Значення, близькі до нуля (від $-0,1$ до $0,1$), як правило, відповідають безплідним ділянкам каміння, піску чи снігу. Низькі позитивні значення представляють чагарники та луки (приблизно від $0,2$ до $0,4$), тоді як високі значення вказують на помірні та тропічні ліси (значення, що наближаються до 1). Це хороший показник живої зеленої рослинності [22] (рис. 4. 2).

Нормований індекс різниці рослинності, скорочено NDVI, визначається



як:

$$NDVI = Index (NIR, RED) = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Рис. 4. 2. – NDVI території дослідження станом на 18. 03. 2023 р.

Короткохвильові інфрачервоні (SWIR) вимірювання можуть допомогти вченим оцінити, скільки води присутньо в рослинах і ґрунті, оскільки вода поглинає довжини хвиль SWIR. У цій комбінації рослинність виглядає у відтінках зеленого, ґрунти та забудовані території мають різні відтінки коричневого, а вода виглядає чорною. Нещодавно спалена земля сильно відбивається в смугах SWIR, що робить їх цінними для картографування



збитків від пожежі [23] (рис. 4. 3).

Рис. 4. 3. – SWIR території дослідження станом на 18. 03. 2023 р.

Нормалізований різницевий вегетаційний індекс (NDVI) широко використовується для дистанційного зондування рослинності протягом багатьох років. Цей індекс використовує випромінювання або відбиття від червоного каналу та інфрачервоного каналу. Червоний канал розташований в області сильного поглинання хлорофілу, тоді як ближній інфрачервоний канал розташований в області плато з високим коефіцієнтом відбиття рослинного покриву[24, 25] (рис. 4. 4).

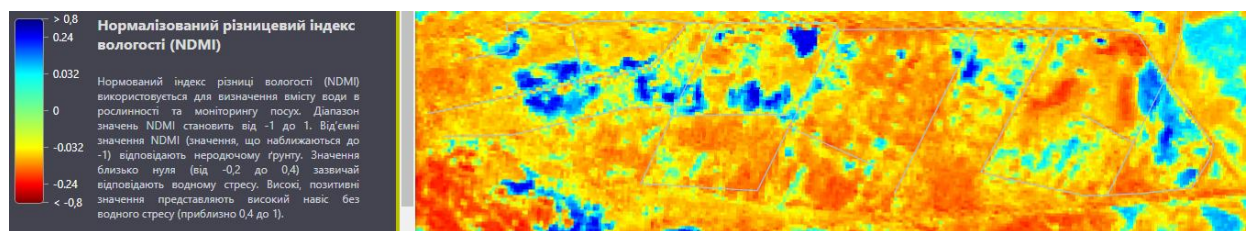


Рис. 4. 4. – NDMI (NDWI) території дослідження станом на 18. 03. 2023 р.

На сьогодні існує велика кількість хмарних ГІС – платформ, що дозволяють отримувати супутникові знімки та проводити їх аналіз з використанням наборів готових рішень, наприклад EO Browser, EOSDA LandViewer, EOS Crop Monitoring.

EO Browser – безкоштовний хмарний інструмент для візуалізації та завантаження доступних знімків середньої і низької роздільної здатності з супутників: Sentinel – 1, Sentine 1– 2, Sentinel – 3, Sentinel – 5P, Landsat, Envisat Meris, MODIS, Proba – V, GIBS.

EOSDA LandViewer – це цифровий супутниковий інструмент від EOS Data Analytics. Сервіс дозволяє здійснювати оперативний пошук, візуалізацію та обробку даних, має понад 20 стандартних комбінацій діапазонів та індексів, таких як NDVI, NBR, SAVI.

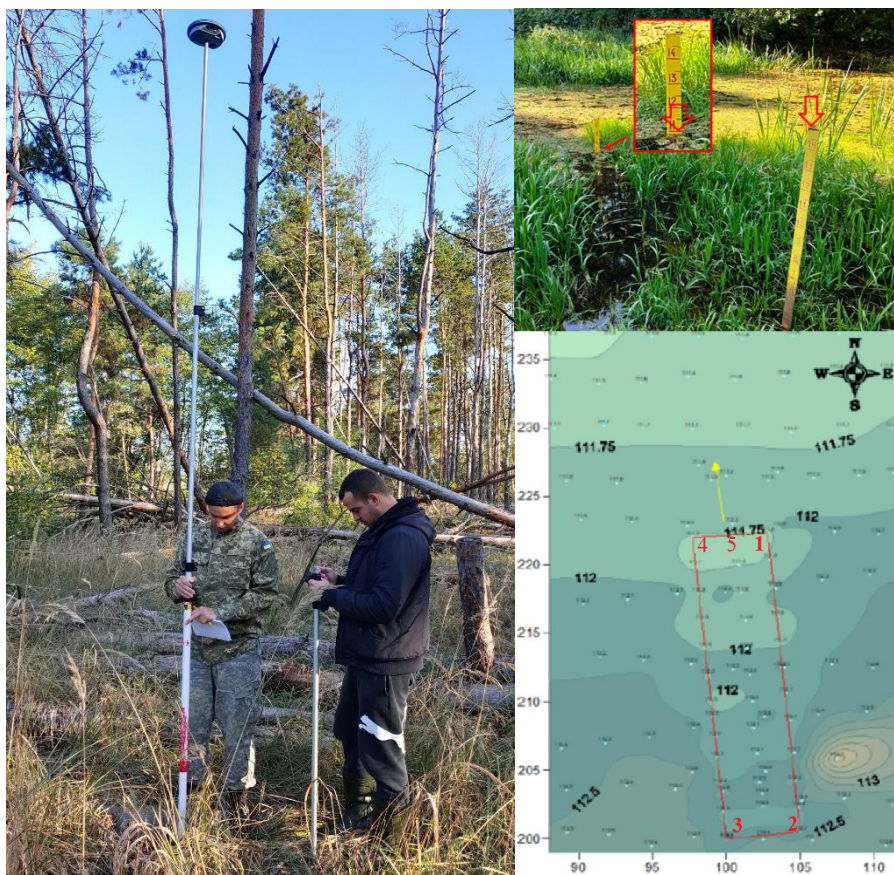
EOS Crop Monitoring – це пакет інструментів, який дозволяє отримувати вичерпну інформацію про стан полів та погодні умови в будь – якій точці світу. Сервіс поєднує дані Landsat, MODIS, Sentinel та інших супутників.

Таким чином, поєднуючи різноманітні безкоштовні джерела супутникової інформації, та комбінуючи їх, можна проводити без перешкод моніторинг території дослідження отримуючи як мінімум три супутникових

знімки на тиждень, а завдяки обширному архіву проводити порівняння та аналіз змін території під дією різноманітних факторів в часовому розрізі.

4.2. Участь у виконанні моніторингових досліджень на експериментальних водозбірних майданчиках

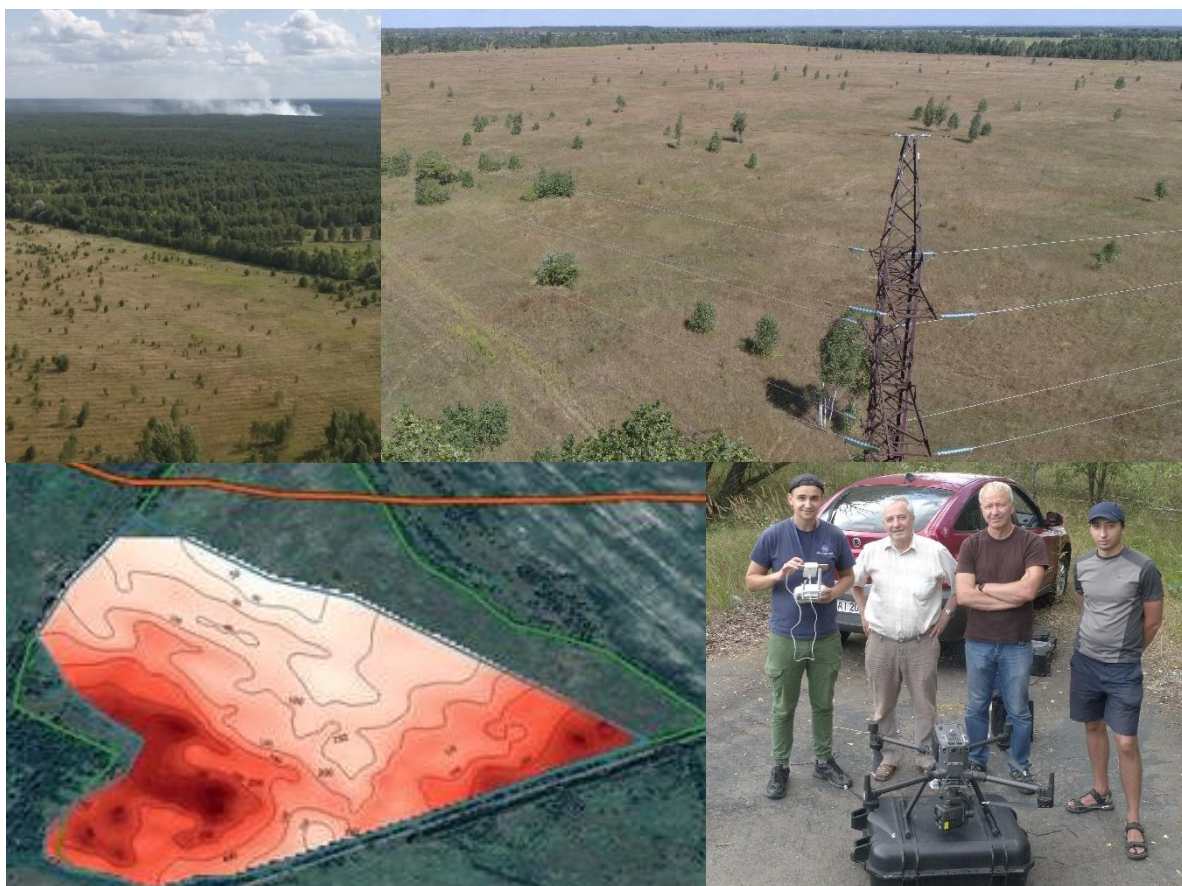
Для проведення просторового аналізу рівнів води у водних об'єктах ЧЗВ в залежності від кліматичних параметрів та кількості і інтенсивності атмосферних опадів для оцінки та прогнозування рівнів зволоження, інтенсивності поверхневого змиву радіонуклідів на стокових майданчиках проведена координатна та висотна прив'язка внутрішніх кутів і нижніх частин зливних труб та водомірних рейок на водомірних постах а також



здійснено відбір зразків ґрунту та води. Для виконання вимірів використовувався GNSS приймач Leica GS08 plus з контролером CS10 (рис. 4. 5).

Рис. 4. 5. – Вимірювальні роботи на стокових майданчиках ЧЗВ

Проведення дослідного радіологічного обстеження територій на щільності забруднення цезієм – 137, метою якого було перевірити можливість та ефективність використання промислових дронів для радіаційного картографування радіаційно забруднених територій на території Чорнобильського радіаційно – екологічного біосферного заповідника. Виміри проводилися дроном Matrice 300RTK у поєднанні з дозиметром – радіометром РКС – 0. Під час обстеження місцевості дроном було виявлено лісову пожежу, розрахувавши приблизні координати, сповістили Пожежну службу ДСНС про займання. Дані про факт загоряння підтверджується



супутниковими даними FIRMS (Fire Information for Resource Management System) (рис. 4. 6).

Рис. 4. 6. – Застосування дронів для проведення радіологічного обстеження території

4.3. Розрахунки водного балансу на експериментальних майданчиках

Метод водного балансу – це використання закону «Збереження матерії» у вигляді рівняння водного балансу для дослідження надходження і витрати вологи. Водний баланс річкових басейнів відображає процеси кругообігу води в їх межах і складається з ряду елементів, які прийнято поділяти на прибуткові, видаткові та результуючі.

До прибуткових належать атмосферні опади й інші види надходження вологи із атмосфери, а також притік що формується за межами річкового водозбору у вигляді річкових або підземних вод. До видаткових належать усі види випаровування, а також відтік води за межі водозбору по річковому руслу або підземним шляхом. Річкові басейни є основними об'єктами водно – балансових досліджень та розрахунків. Водний баланс річкового басейну є основою визначення водного балансу будь якої території і залежить від кліматичних умов, метеорологічних факторів та характеру поверхні водозбору [26].

Рівняння водного балансу за багаторічний період можна записати у наступному вигляді:

$$P = Q + E$$

При розрахунках водного балансу не за гідрологічний рік, а за менш триваліший інтервал часу (місяць, сезон) необхідно враховувати зміни вологозапасів на водозборах. З урахуванням цього рівняння водного балансу за багаторічний період записується так:

$$P = Q + E \pm \Delta W,$$

де, P , Q , E – відповідно сума атмосферних опадів, стік, випаровування у цьому році, мм; $\pm \Delta W$ – зміна запасів вологи у басейні за розрахунковий період, мм (тут мається на увазі волога в ґрунтах, в водоносних горизонтах, у сніговому покриві, льодовій кірці, в озерах та водосховищах, в болотах та заболочених землях).

У посушливі роки волога у басейні витрачається ($-W$), у вологі – накопичується ($+W$). Якщо обчислювати складові водного балансу за багаторічний період, то опади, стік, випаровування визначаються як середні за цей період, а накопичення і витрачання вологи в басейні при цьому урівноважується і величина $\pm \Delta W$ наближується до нуля [26].

Основною умовою водно – балансових розрахунків є те, що всі елементи рівняння водного балансу мають бути виміряні або обчислені незалежними методами. Але оскільки виміри і розрахунки окремих елементів водного балансу проводяться з деякими помилками, обумовленими недосконалістю методів, рівняння водного балансу не замикається, тобто сума його складових не дорівнює нулю. При цьому, чим менше нев'язка, визначена як залишковий член рівняння водного балансу, тим точніше складений водний баланс.

Водний баланс складається за різні періоди часу:

1) За календарний рік (складається для наукових узагальнень або водогосподарських розрахунків);

2) За гідрологічний рік (це річний інтервал, який містить завершені періоди накопичення та витрачання води в річковому басейні). За початок гідрологічного року приймають той місяць, коли виконується така нерівність:

$$P > Q + E,$$

де, P – місячна сума опадів; Q – місячні величини стоку; E – місячна величина сумарного випаровування. За закінчення гідрологічного року приймають місяць, коли виконується така нерівність:

$$P < Q + E.$$

Тому, початок кожного гідрологічного року є індивідуальним.

Важливим параметром, від якого залежить успішність повторного заболочення є оцінка водного балансу для досліджуваних територій. Відомо, що водний баланс болота, як і інших водних об'єктів суші, складається з прибуткової частини, що включає атмосферні опади x , приплив поверхневих y_1 і підземних (грунтових) вод w_1 , і з видаткової частини, що включає випаровування z , поверхневий y_2 і підземний w_2 відтік. За інтервал часу t в болоті може статися накопичення води або її втрати $\pm u$. З урахуванням вищезазначеного загальне рівняння водного балансу болота виглядає наступним чином:

$$x + y_1 + w_1 = z + y_2 + w_2 \pm u$$

Для верхового болота параметри y_1 та w_1 (болото живиться лише атмосферними опадами) дорівнюють нулю. Джерелами живлення боліт є атмосферні опади, поверхневий і підземний притік сформований за межами

болота. Для верхових і низинних боліт співвідношення цих джерел живлення різне: верхові болота живляться переважно атмосферними опадами, низинні – поверхневими й підземними (грунтовими) водами.

Головні механізми витрат води в болотах – це випаровування з поверхні болота, включаючи транспірацію рослинністю. Найбільшу кількість води випаровують болота в умовах сухого субтропічного клімату. З плавнів у дельтах річок випаровується за рік до 1300 мм води. Багато води випаровують заболочені тропічні ліси. В умовах помірного клімату найбільшу кількість води випаровують сфагново – осокові й лісові драговини (до 600 мм за літо), найменше – сфагнові болота з чагарниками (до 300 мм за літо). Співвідношення складових водного балансу болота змінюється в часі. Зміна умов живлення і витрат вологи у болоті приводить, згідно з рівняння водного балансу, до коливання рівня ґрунтових вод, який зазвичай знаходиться близько від поверхні болота і швидко реагує на зміни складових водного балансу. Це і визначає водний режим боліт.

Відомості про водний баланс також дають можливість оцінити водний режим певного річкового басейну з визначенням характерних для нього співвідношень у надходженні та витраті вологи.

4.4. Оцінки можливості регулювання водного режиму ЧЗВ як природоохоронного заходу

Водно – болотні угіддя є життєво важливі та зникаючі екосистеми – це динамічні, продуктивні екосистеми, які утримують значну частину світового біорізноманіття. Вони також сприяють добробуту людини у багатьох

аспектах, пропонуючи природо орієнтовані рішення антропогенних проблем. На додаток до того, що водно – болотні угіддя, які займають лише 3% земної поверхні, є домівкою для 40% всіх видів, вони діють як природна нирка, забезпечуючи та очищаючи воду; сприяють зниженню рівня парникових газів в атмосфері, що запобігає глобальному потеплінню; вони стримують ерозії ґрунту та повені, розсіюючи та поглинаючи надлишкову воду.

Проте за останні 50 років понад 50% водно – болотних угідь було втрачено, в основному через сільськогосподарську та міську забудову, а кліматичні зміни стали додатковим тиском.

Завдяки інструментам дистанційного зондування для моніторингу води у водно – болотних угіддях можна спостерігати за їх сезонним характером та рівнями їх затоплення. В умовах мінливого світу і клімату доцільно підвищувати спроможність здійснювати регулярний моніторинг ключових показників функціонування водно – болотних угідь, таких як гідроперіоди. Основним недоліком даних ДЗЗ та аналізу індексів є те, що вони не можуть виявити воду під рослинним покривом, а водно – болотні угіддя часто характеризуються наявністю надводних рослин різної висоти та щільності (наприклад, очерет, кущі, рогіз, верба тощо). Тому важливо проводити комбіновані дослідження та спостереження за станом водно – болотних угідь.

Для сталого розвитку біорізноманіття потрібно зберегти не тільки достатній рівень зволоження територій але і запобігати виникненню пожеж, які часто формуються саме на осушених ділянках водно – болотних угідь порослих очеретом і висухлою травою торф'яників.

Дослідна ділянка, меліоративна системи «Буряківка» розташована між відселеними селами Нова Красниця і Буряківка, з півдня межує з залізницею

Овруч – Янів, з півночі перекривається водоохоронною дамбою № 63. Гребінь дамби має абсолютні проектні відмітки до 118,6 м. Довжина дамби по гребеню 6345 м. У глухій частині дамби розміщено 8 фільтраційних вікон, які за проектом мали на меті утримувати частину стоку радіонуклідів, що формується на обвалованій території. Фільтраційні вікна розташовані в місцях перетину дамбою регулюючих бічних каналів меліоративної системи. За матеріалами ДСП «Екоцентр», площа сітки каналів становить 341 га, у тому числі під торфовищами 73 га. Глибина залягання торфу – від 0,2 до 1,4 м.,

Аналізуючи дослідження, виконані під час науково – дослідних робіт відділу радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ щодо управління радіоактивно забрудненими водозбірними територіями і водними об'єктами в умовах зміни клімату та зростання пожежної небезпеки, на території колишньої меліоративної системи «Буряківка», знаходиться в діапазоні висот 116 – 117 мБс методами аналізу цифрової моделі рельєфу, розробленої на основі топографічних карт масштабу 1:25000 та 1:10000, гіпотетично можна підняти середній шар води, в разі її повного затоплення, до 1 м, це пов'язано з характерними рівнинними особливостями цієї ділянки та наявними гідрорегулюючими спорудами, поступово концентрація радіонуклідів у воді буде збільшуватися та перевищуватимуть контрольні рівні в ЗВ але будуть значно нижче контрольних рівнів норм радіаційної безпеки України [28, 28].

У випадку гіпотетичної пожежі на території меліоративної системи, площа якої складає близько 5,5 км², з яких площа лісу складає біля 0,9 км² і луків 4,6 км², в атмосферу може надійти до 65 ГБк цезію – 137 та до 1, 5 ГБк стронцію – 90.

ВИСНОВКИ

Дослідження літературних джерел дозволило сформулювати уявлення про територію водозборів р. Прип'ять та провести детальний аналіз особливостей водозбору р. Сахан де знаходиться дослідний майданчик на колишній меліоративній системі «Буряківка». Ці водозбори були радіоактивно забруднені в наслідок аварії на ЧАЕС у 1986р. Характерним є перезволоженість територій оскільки вони входять до українського Полісся. У перші роки після Чорнобильської аварії на території 30 – км зони проводилися масштабні роботи щодо регулювання водного стоку, з метою затримання та недопущення змиву радіонуклідів з водозбірних територій, за допомогою десятків гідротехнічних споруд. Подальші дослідження які проводилися українськими вченими, зокрема у відділі радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ довели неефективність засобів регулювання водного стоку, оскільки перекриття дамбами малих річок і підтоплення забруднених територій призвело лише до збільшення стоку радіонуклідів через що було демонтовано частину руслових дамб, а також моніторингові дослідження відділу в багатоводні та маловодні роки показали що більше ніж за 35 років, режим зволоження територій не має суттєвого впливу на концентрацію радіонуклідів. Таким

чином, аналіз вище зазначених досліджень сформував мету кваліфікаційної роботи.

Вивчення природних процесів та особливостей ландшафту басейну р. Сахан та території меліоративної системи «Буряківка», дає розуміти, що гіпотетично, за попереднім аналізом рельєфу місцевості, характерно рівнинним, та з наявними гідрорегулюючими спорудами, можна підняти середній рівень шару води до 1 м., в наслідок чого буде спостерігатися збільшення концентрації радіонуклідів у воді, про те вони будуть значно нижчі за контрольні рівні норм радіаційної безпеки України. В свою чергу збільшення площ водно – болотних угідь активно сприяє процесу депонування вуглецю, розвитку біорізноманіття, та зменшує рівень пожежної небезпеки, враховуючи тенденцію останніх років до підвищення середньої температури та збільшення випадків та площ пожеж в ЧЗВ, зволоження територій позитивно впливатиме на екосистему.

Виконане дослідження, є актуальним з огляду на концепцію Чорнобильського радіаційно – екологічного біосферного заповідника, та може слугувати підґрунтям для проведення практичних польових робіт щодо підвищення рівнів води на меліоративній системі, коли буде відновлена безпекова ситуація, в наслідок окупації, територій ЧЗВ.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Вирченко Е.П., Агапкина Г.И. Радионуклид – органические соединения в почвах зоны влияния Чернобыльской АЭС // Почвоведение.– 1993. –№1. – С.13–17.
2. Давидчук В. С., Зарудня Р. Ф., Міхелі С. В. та інші. Ландшафти Чорнобильської зони та їх оцінка по умовах міграції радіонуклідів. К. Наук. думка, 1994.
3. Схема водоохранных мероприятий по защите от радиационного загрязнения поверхностных и подземных вод в зоне отчуждения ЧАЭС. Т. IV. Водоохранные мероприятия.– Укрводпроект. – Киев, 1993.– 176 с.
4. Коригування і розвиток «Схеми водоохоронних заходів по захисту від радіоактивного забруднення поверхневих і підземних вод у Зоні відчуження ЧАЭС» на період 2005–2010 рр.// № держреєстрації 0104U008627 “УКРАЇНСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЦЕНТР” (2004 р.).
5. Пірнач Л.С., Тодосієнко С.В. Експериментальні дослідження процесів обміну радіонуклідів в системі ґрунт – вода в умовах тривалого затоплення річкової заплави // Доп. НАН України. – 2011. – №1. – С. 178 – 183.
6. TECDOC МАГАТЕ #1886 Оцінка впливу на природне середовище випуску вод із водойми охолоджувача ЧАЭС як основа для обґрунтування виводу його із експлуатації. (2019 р.).
7. Звіт. Тема НДР «12/18 «Комплексні дослідження поведінки радіонуклідів чорнобильського походження у водних системах у пізній після аварійний період»// УкрГМІ. 2018.

8. Войцехович О.В., Панасевич Э.Л. Про дозову і соціально–економічну доцільність сучасної водоохоронної діяльності в зоні відчуження ЧАЕС. // Бюлетень екологічного стану зони відчуження – №12 –1998.– С.3–8.
9. Пирнач Л.С., Лаптев Г.В. Экспериментальное исследование долговременной кинетики адсорбции – десорбции ^{137}Cs почвами и донными отложениями // Труды Укр НИГМИ – 2001. – Вып. 249. – С. 198 – 210.
10. Заключительный отчет «Оценка распределения радионуклидов и влияния промышленных объектов в Чернобыльской зоне отчуждения» по Проекту ГЕФ «Сохранение, оптимизация и управление запасами углерода и биологическим разнообразием в Чернобыльской зоне отчуждения». Отчетный период 01.11.2017 –31.03.2018. – 217 с.
11. Схема водоохраных мероприятий по защите от радиационного загрязнения поверхностных и подземных вод в зоне отчуждения ЧАЭС. Т. IV. Водоохраные мероприятия.– УКРВОДПРОЕКТ. – Киев, 1993.– 176 с.
12. Войцехович О.В. К вопросу о концепции мероприятий по защите вод от вторичного радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС // Тр. УкрНИГМИ, вып. 245, 1993. – С. 88–105.
13. Войцехович О.В и др. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. – том.1.// Киев: Чернобыльинтеринформ, 1997.–308с
14. Лаптев Г.В., Войцехович О.В. Экспериментальные исследования вымывания радионуклидов из пойменных почв Припяти в условиях их затопления. // Киев: Труды УкрНИГМИ, вып. 245, 1993. – С.127–143.
15. Войцехович О.В. К вопросу о концепции мероприятий по защите вод от вторичного радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС // Тр. УкрНИГМИ, вып. 245, 1993. – С. 88–105.
16. Zheleznyak M., Demchenko R., Khursin S., Kuzmenko Yu., Tkalich P., Vitjuk N. Mathematical modeling of radionuclide dispersion in the Pripyat–Dnieper aquatic system after the Chernobyl accident. Science of the Total Environment. 1992. Vol. 112, P. 89–114.
17. Звіт комісії щодо оцінки наслідків від пожеж в екосистемах Чорнобильського радіаційно – екологічного біосферного заповідника протягом квітня 2020 р. Чорнобиль. 2020. 80 с.

18. Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи», 1991.
19. Войцехович О.В., Тодосієнко С.В., Лісовий Г.В. та інші – Концепція управління водними об'єктами в умовах реорганізації діяльності у зоні відчуження, організації біосферного заповідника та зони спеціального промислового використання. «Центр моніторингових досліджень і природоохоронних технологій». 2019. 29 с.
20. ДР–2006 [Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді // Офіційний вісник України. – №29.–2006. –142 с.
21. Отчет Чернобыльского центра по проблемам ядерной безопасности, радиоактивных отходов и радиозологии. «Оценка состояния и тенденций развития природных ландшафтов и биоразнообразия на территории Чернобыльской зоны отчуждения» в рамках проекта UNEP – GEF «Сохранение, оптимизация и управление запасами углерода и биологического разнообразия в Чернобыльской зоне отчуждения». 2017. 324 с.
22. <https://eos.com/make-an-analysis/ndvi/>
23. <https://custom-scripts.sentinel-hub.com/sentinel-2/swir-rgb/#>
24. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/normalized-difference-moisture-index>
25. NDWI–A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space
26. Гидрологические и водно – балансовые расчеты. Под ред. кандидата географических наук Н. Г. Галущенко. Головное издательство объединения «Вища школа», 1974 .
27. Лаптев Г.В., Войцехович О.В. Экспериментальные исследования вымывания радионуклидов из пойменных почв Припяти в условиях их затопления. // Киев: Труды УкрНИГМИ, вып. 245, 1993. – С.127–143.
28. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0116488-00#Text>