

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
Інститут геологічних наук

ШЕВЧЕНКО ОЛЕКСІЙ ЛЕОНІДОВИЧ

УДК 556.388:621.039.75:631.69 (477.4)

Радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів Українського Полісся
(на прикладі Чорнобильської зони відчуження)

Спеціальність 04.00.06 - Гідрогеологія

АВТОРЕФЕРАТ
дисертації на здобуття наукового ступеня
доктора геологічних наук

Київ - 2016

Дисертацією є рукопис

Робота виконана на кафедрі гідрогеології та інженерної геології ННІ «Інститут геології» Київського національного університету імені Тараса Шевченка, МОН України

Офіційні опоненти: **Огняник Микола Степанович, доктор геол.-мін. наук, професор, завідувач відділу охорони підземних вод Інституту геологічних наук НАН України;**

Євграшкіна Галина Петрівна доктор геологічних наук, професор, завідувач кафедри геології та гідрогеології Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара;

Ромашенко Михайло Іванович, доктор технічних наук, професор, академік НААН, директор Інституту водних проблем і меліорації НААН України.

Захист відбудеться «_____» _____ 2016 р. о «_____» годині на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.162.05 в Інституті геологічних наук НАН України за адресою: 01054 м. Київ, вул. О. Гончара, 55-б

З дисертацією можна ознайомитись у бібліотеці Інституту геологічних наук НАН України

Автореферат розісланий «_____» _____ 2016 р.

**Вчений секретар
спеціалізованої вченої ради,
кандидат геологічних наук**

Р. Б. Гаврилюк

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

Актуальність теми. Перший від поверхні безнапірний водоносний горизонт в гумідній кліматичній зоні України визначає стан зволоження території і є головною складовою формування стоку малих річок. Він є основним об'єктом впливу осушувальних систем, у зв'язку із чим, на значній частині незалісненої площі Полісся створилися своєрідні гідрогеологічні умови, залежні від типу, технічного стану та режиму експлуатації дренажної мережі. Після аварії на ЧАЕС на цих площах із підвищеною дренажістністю (щільність осушувальної мережі 1-3 км/км², меліорованість близько 13%) процеси водної міграції техногенних радіонуклідів набули більшої, порівняно з природною, інтенсивності. Стік з осушуваних ландшафтів забезпечується суттєво більшою, порівняно із немеліорованими, часткою підземного стоку, що обумовлює його значну роль у формуванні винесення ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs до р. Прип'ять. Починаючи з 2002-2003 рр. внесок ґрунтових вод у загальне водне винесення ⁹⁰Sr з території Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) зростає у зв'язку із переважанням відносної частки розчинних форм ⁹⁰Sr над його вмістом у паливних частинках.

Надходження рухомих форм радіонуклідів до ґрунтових вод та загальне їх винесення до водоприймача визначаються ландшафтно-геохімічними характеристиками всієї водозбірної площі водотоку, на якій відбувається живлення ґрунтових вод, в т.ч. інтенсивністю дренажності. Звідси прогнозування винесення радіонуклідів необхідно пов'язувати із оцінкою утримуючих здатностей водозборів з урахуванням впливу осушувальної мережі на режим ґрунтових вод та ступінь дренажності території. Вивчення особливостей гідрогеологічних та ландшафтних умов осушувальних системах ЧЗВ та їх ролі у формуванні винесення радіонуклідів необхідне для обґрунтування стратегічних засад поводження із цими системами в зонах підвищеного радіоактивного забруднення або його значного ризику (зони АЕС). Крім того, результати достатньо тривалих, детальних і комплексних досліджень, виконаних в ЧЗВ, потребують узагальнень, виявлення основних закономірностей, і, разом з окремими методичними підходами, можуть бути використані для оцінок екологічного стану та стійкості водозбірних басейнів по відношенню до інших поліютантів. Таким чином існує нагальна необхідність створення принципово нової методології задля визначення бар'єрної стійкості водозбірних басейнів до водного винесення техногенних забруднювачів в умовах штучної дренажності. Для оцінки бар'єрної стійкості, у якості головного індикатора доцільно використовувати найбільш рухливий водний мігрант – ⁹⁰Sr.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дослідження виконані у плані науково-дослідних робіт, що проводились в Державних установах: Інституті гідротехніки і меліорації УААН, Науково-

інженерному центрі радіогідрогеоекологічних полігонних досліджень НАН України, Київському національному університеті ім. Т. Шевченка: «Оценка вертикального и горизонтального перераспределения долгоживущих радионуклидов, произошедшего за период после аварии на Чернобыльской АЭС» (№ держреєстрації 0195U003397); «Розрахунок водно-радіаційного балансу осушувальних систем лівобережної заплави р. Прип'ять в 30-км зоні ЧАЕС» (№ ДР 0197U013344); «Розробка концепції водогосподарської діяльності та супроводження робіт на відчужених землях Поліського району. Налагодження та утримання мережі режимних гідрогеологічних спостережень на меліоративних системах лівобережжя р. Прип'ять в зоні відчуження» (№ ДР 0198U003406); «Прогнозирование загрязнения поверхностных вод на мелиорированных водосборах Зоны отчуждения» (№ ДР 0198U007331); «Обґрунтування режимів стоку поверхневих вод з меліоративних систем для запобігання підтоплення та погіршення гідрохімічних показників поверхневих та ґрунтових вод ЗВ і ЗБ(О)В» (№ ДР 0199U000865); «Дослідження стану водогосподарських об'єктів та інвентаризація свердловин правобережжя р. Уж в Поліському районі» (№ ДР 0199U000866), «Коригування і розвиток «Схеми водоохоронних заходів по захисту від радіоактивного забруднення поверхневих і підземних вод у Зоні відчуження ЧАЕС» (№ ДР 0104U008627); «Гідрометричне обстеження ділянок транзиту шахтних вод від уранової шахти «Нова» до водозабору міста Кривий Ріг» (№ ДР 0106U005895) та ін. Дослідження також проводились самостійно під час навчання в докторантурі КНУ ім. Т. Шевченка.

За результатами робіт отримано п'ять актів впровадження.

Мета і задачі досліджень. Метою роботи є виявлення закономірностей вторинного радіоактивного забруднення ґрунтових і поверхневих вод в межах осушуваних ландшафтів; визначення *ролі ґрунтових вод* у забрудненні поверхневих вод; розробка принципово нової методології оцінки бар'єрної стійкості водозбірних басейнів та можливостей її посилення для мінімізації водного винесення радіонуклідів за межі зони відчуження.

Для досягнення поставленої мети в роботі вирішувались такі задачі :

- оцінити вплив змін режиму, водного балансу, обсягів притоку ґрунтових вод до дренажних каналів, внаслідок припинення експлуатації меліоративних систем, на загальне водне винесення ^{90}Sr та ^{137}Cs з території ЧЗВ;

- вивчити особливості водообміну між ґрунтовими і поверхневими водами в умовах припинення експлуатації меліоративних систем;

- встановити основні гідрохімічні індикатори змін режиму ґрунтових і поверхневих вод та проаналізувати їх зв'язок із концентраціями ^{90}Sr та ^{137}Cs ;

- визначити основні чинники формоутворення та перерозподілу ^{90}Sr та ^{137}Cs на осушуваних водозборах ЧЗВ;

- дослідити процеси забруднення та самоочищення ґрунтових вод від ^{90}Sr та ^{137}Cs ;

- розробити методи кількісної оцінки процесів та джерел забруднення поверхневих і ґрунтових вод ^{90}Sr для побудови емпіричних моделей, визначити бар'єрну стійкість водозборів; виконати апробацію методів на реальних об'єктах;

- проаналізувати ефективність виконаних водоохоронних заходів на меліоративних системах ЧЗВ;

- розробити науково-прикладні засади поводження із осушувальними системами в зонах підвищеного радіоактивного забруднення.

Об'єктами досліджень є процеси і чинники формування радіоактивного забруднення ґрунтових та дренажних вод у межах осушуваних ландшафтів ЧЗВ.

Предмет досліджень – водно-балансові та радіогідрогеохімічні показники, вміст техногенних радіонуклідів у ґрунтових водах за різних типів водообміну; вплив осушувальних систем на бар'єрну стійкість водозборів.

Методи досліджень – режимні гідрогеологічні спостереження, гідрометричні, балансові, гідрохімічні, радіологічні, методи натурного, термодинамічного та математичного моделювання, дистанційні, математико-картографічні; статистичні з використанням факторного, кластерного та кореляційного аналізів.

Наукова новизна одержаних результатів. Найважливіші наукові результати зведено до наступних положень:

1. Вперше виявлено та досліджено зміни водного балансу водотоків та їх вплив на радіаційні показники стоку внаслідок виведення осушувальних систем з експлуатації в ЧЗВ: зменшення перші 12-13 років частки стоку ґрунтових вод, прискорене їх забруднення, підтоплення та заболочення території, погіршення якості загального поверхневого стоку при зменшенні його обсягів.

2. Вперше встановлено особливості перерозподілу техногенних радіонуклідів у межах осушуваних ландшафтів ЧЗВ, які визначаються чотирма типами водообміну між ґрунтовими водами та каналами: 1) без матеріального дренажу, при роботі каналу як дрени; 2) за наявності діючого матеріального дренажу, 3) умови постійного підпору, 4) підземні потоки перемінних напрямків. Найбільш інтенсивно процеси забруднення ґрунтових вод відбуваються на ділянках 2 та 3 типів. На ділянках 1 типу водообміну винесення радіонуклідів найменше, тобто найкраще проявляються бар'єрні функції ландшафту. Для кожного типу водообміну визначено складові балансу ґрунтових вод, що впливають на їх забруднення та самоочищення. Головними чинниками, що визначали забруднення поверхневих вод на період 1995-2000 рр., було затоплення забруднених укосів та вилуговування із донних відкладів; частка винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами складала 0,22 - 16,0%.

3. Вперше визначено швидкість та час самоочищення підземних вод при локальному (у свердловинах) їх забрудненні ^{90}Sr : за перший рік – 51-85% від початкового вмісту. За відсутності додаткового забруднення, самоочищення підземних вод може відбутися за 1-2 роки. Вперше запропоновано і апробовано метод оцінки самоочищення підземних вод за даними режимних спостережень зимового періоду, який полягає у виведенні різницевого рівняння між розрахунковою кількістю радіонукліда, що не розпався, та фактичними значеннями його питомої активності.

4. Вперше встановлено, що формоутворення ^{90}Sr та співвідношення його хімічних форм у воді (SrSO_4 , $\text{Sr}(\text{OH})_2$, SrF , SrHCO_3^+) визначається генетичними особливостями стоку або належністю до певних складових водного балансу.

5. Введено поняття «бар'єрної стійкості водозбірних басейнів» та осушуваних ландшафтів по відношенню до радіонуклідів і запропоновано методику її визначення, яка дозволяє виділяти головні чинники і будувати регресійні рівняння для визначення концентрації та винесення забруднюючих речовин водотоками, з можливістю адаптації моделей до слабовивчених водозбірних басейнів. Вперше запропоновано і обґрунтовано інтегральні показники бар'єрної стійкості водозбору – частку винесення від запасу на водозборі, модуль водного винесення та модуль бар'єрних і мобілізаційних функцій (відносно модуля ГДК певного радіонукліду).

6. На основі визначених закономірностей формування винесення ^{90}Sr , з урахуванням функціонального статусу території, вперше розроблено науково-прикладні засади поводження з осушувальними системами (оптимізований комплекс заходів) для різних етапів післяаварійного циклу в зонах техногенного радіоактивного забруднення, які полягають у регулюванні та використанні розбавлюючої ролі ґрунтового стоку, підтриманні базису ерозії, використанні та посиленні природних біогеохімічних бар'єрних функцій ландшафту тощо.

Положення, що висуваються до захисту:

1) Методологія оцінки радіоактивного забруднення водного середовища осушуваних ландшафтів, яка включає три рівні верифікації: детальний, локальний та регіональний, базується на кількісній оцінці процесів та чинників забруднення вод і дозволяє оцінити ступінь бар'єрної стійкості водозборів;

2) Закономірності формування радіоактивного забруднення ґрунтових і поверхневих вод осушуваних ландшафтів;

3) Стадійність змін ролі підземних вод у загальному винесенні радіонуклідів з меліорованих та природних ландшафтів;

4) Науково-прикладні засади поводження з осушувальними системами на різних етапах післяаварійного циклу в зонах техногенного радіоактивного забруднення;

5) Новий науковий напрямок радіогідрогеології – «радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів».

Практичне значення одержаних результатів. Розроблені підходи та методи оцінки і прогнозування радіоактивного забруднення поверхневих і ґрунтових вод в межах осушуваних ландшафтів ЧЗВ забезпечують раціональним науково-прикладним інструментарієм подібні дослідження в майбутньому на інших територіях і для інших забруднюючих речовин.

Розроблена автором методика ретроспективного статистичного аналізу надає широкі можливості для застосування під час відтворення даних про водне винесення забруднюючих речовин та уточнення їх запасу на водозборах, для оцінок бар'єрної стійкості водозбірних басейнів до різних типів забруднення, що може бути використано при обґрунтуванні ділянок розташування небезпечних промислових об'єктів, організації зберігання та поховання відходів тощо. Визначення домінуючих чинників, що стримують водну міграцію полютанта, дозволяє рекомендувати заходи щодо посилення функціональної дії чинника та зменшення забруднення водоприймачів.

Результати роботи впроваджені Державним спеціалізованим комплексним водоохоронним підприємством «Чорнобильводексплуатація», ДСНВП «Екоцентр», відображені у 8 монографіях, рекомендаціях та одній концепції.

Особистий внесок здобувача. Автором особисто розроблено теоретичні засади нового науково-прикладного напрямку «радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів», визначено мету і задачі роботи, розроблено наукове обґрунтування й програми усіх досліджень, визначено загальну методологію та методи польових радіогідрогеологічних досліджень, обробки та інтерпретації зібраних даних. Автор брав безпосередню участь на всіх етапах досліджень, виконуючи обов'язки керівника або відповідального виконавця державної та госп.-договірної тематики: особисто проводив і брав участь у польових та експериментальних роботах; аналізував, обробляв і узагальнював отримані результати досліджень; розробив науково-прикладні засади поводження з меліоративними системами в зонах високого радіоактивного забруднення.

Апробація результатів дисертації. Основні положення і результати роботи доповідалися та обговорювалися на: IV-ій Міжнародній науково-технічній конференції «Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС» (Зелений Мис, 1994); Науково-практичній конференції «Моніторинг осушуваних земель і питання охорони навколишнього природного середовища» (Київ, 1994); Науково-практичній конференції країн СНГ «Экологические проблемы при водных мелиорациях» (Київ, 1995); V-ій Міжнародній науково-технічній конференції «Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС» (Зелений Мис, 1996); Міжнародній науково-практичній конференції «Экологические аспекты загрязнения окружающей среды» (Київ, 1996); Науково-практичних конференціях «Наука. Чорнобиль-96» (Київ, 1997), «Наука. Чорнобиль-97»

(Київ, 1998) і «Наука. Чорнобиль-98» (Київ, 1999); Конференції «Актуальні проблеми екогеології України» (Київ, 1997); IV-й Міжнародній конференції «Land Reclamation-98» (Ноттінгем, Великобританія, 1998); V-й Міжнародній науково-практичній конференції «Вода: проблемы и решения» (Дніпропетровськ, 1999); XXIX-му Міжнародному конгресі гідрогеологів (International Congress IAH) (Братислава, Словаччина, 1999); Міжнародній науковій конференції «Environment 2000 – Geosciences for the Society» (Галле, Німеччина, 1999); Міжнародній конференції «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях» (Москва, Російська федерація, 2000); Міжнародному симпозиумі «GSA Annual Meeting» (Рено, Невада, США, 2000); VIII-XI та XIII-й науково-технічних конференціях «Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов» (Щолкіно, АР Крим, 2000-2002 рр., Бердянськ, 2003 р., Алушта, 2005); Міжнародній конференції "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання" (Київ, 2001); Другій міжнародній конференції «Interfaces against pollution» (Мішкольц, Угорщина, 2002); VII-му Польсько-Українському симпозиумі «Theoretical and Experimental studies of interfacial phenomena and their technological applications» (Люблін, Польща, 2003); Третій міжнародній конференції «Ecological chemistry» (Кишинів, Молдова, 2005); Міжнародній конференції «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий» (Москва, Російська федерація, 2005); Четвертій, Шостій, Сьомій і Восьмій міжнародних наукових конференціях «Моніторинг небезпечних геологічних процесів та екологічного стану середовища» (Київ, 2003, 2005-2007); Міжнародній конференції "20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє" (Київ, 2006); Міжнародному науковому семінарі «Радиозэкология Чернобыльской зоны» (Славутич, 2006); Міжнародній науковій конференції «Ресурсы подземных вод. Современные проблемы изучения и использования» (Москва, 2010), Міжнародній конференції «25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього» (Київ, 2011) та ін.

Публікації. Результати досліджень опубліковані в 73 основних наукових працях, із яких 8 монографій, в т.ч. одна за кордоном, 16 статей у фахових вітчизняних виданнях з геологічних наук, 22 наукові статті у вітчизняних і закордонних періодичних фахових виданнях, 15 опублікованих доповідей в збірках матеріалів конференцій, 12 тез у матеріалах наукових конференцій і симпозиумів.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається із вступу, 8 розділів, висновків, 72 додатків та списку використаних джерел (269 посилань). Робота викладена на 379 сторінках і включає 49 таблиць та 91 малюнок.

ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ

У вступі викладено актуальність роботи, її мету, основні задачі та методи їх вирішення, визначено новизну та практичну значимість отриманих результатів, показано їхній зв'язок з науковими програмами.

У першому розділі роботи викладено «теоретичні та методичні засади досліджень», наведено короткий огляд історії розвитку проблеми, що дала поштовх до започаткування нового науково-прикладного напрямку, обґрунтовано доцільність його виділення на основі суттєвих відмінностей за чинниками впливу на міграцію радіонуклідів; визначено головні завдання, загальні методологічні засади та методичні підходи. Радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів сформувалась як напрямок радіогідрогеології, що вивчає поведінку радіонуклідів на штучно дренованих ландшафтах. Комплексне вивчення цієї проблеми розпочалось у другій половині 80-х років, після аварії на ЧАЕС. В основу напрямку покладено: класичні методологічні положення радіо-гідрогеології О.М. Токарєва та О.В. Щербакова (1956), гідрогеохімії та геохімії ландшафтів О.І. Перельмана (1972-1975); теорію водообміну та наукове обґрунтування існування аномальних зон міграції і бар'єрних функцій геологічного середовища, розроблені академіком В.М. Шестопаловим. Найбільш відомі у цьому напрямку роботи А.Б. Ситнікова, С.П. Джепо, О.С. Скальського, В.Є. Алексієвського, І.Ю. Наседкіна, Н.І. Іванушкіної, Г.П. Рябцевої, Д.О. Бугая, Г.П. Перепелятнікова та інших. А.Б. Ситніков представив системне бачення міграційних процесів та ролі в них ємнісних і фільтраційних параметрів зони аерації. В роботах Н.І. Іванушкіної значну увагу приділено оцінці ефективності та негативних наслідків водоохоронної діяльності на осушувальних системах в перші роки після аварії на ЧАЕС, впливу ставу-охолоджувача на забруднення ґрунтових вод, а також виконано спроби прогнозування водного винесення радіонуклідів з меліоративних систем. Роботи В.Є. Алексієвського, І.Ю. Наседкіна, Г.П. Рябцевої присвячені особливостям перерозподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr в компонентах осушувальних систем ЧЗВ, вдосконаленню методики моніторингу, оцінкам водного балансу, швидкості дифузії ^{137}Cs в ґрунтах, модулів дренажного стоку тощо. В публікаціях Д.О. Бугая, С.П. Джепо, О.С. Скальського, С.М. Курила викладено методику та результати визначення балансу радіонуклідів в системі водозбір-дренажний канал; прогнози забруднення ґрунтових вод радіонуклідами тощо. Роботи В.М. Бубляся та В.М. Шестопалова розкривають значну роль мікрорельєфу, власне – мікрозападин, у водообміні та масообміні радіонуклідів. В.В. Гудзенко та А.О. Сухоребрий надали кількісну оцінку найважливішим параметрам міграції радіонуклідів в геосфері – фактору затримки та конвективно-дифузійної швидкості перенесення. В.В. Долін та Г.М. Бондаренко розробили геохімічні основи автореабілітаційних процесів і розкрили їх механізми в ґрунтах, в т.ч. осушуваних водозборів; В.С. Давидчук класифікував меліоративні системи ЧЗВ за приуроченістю до ландшафтних елементів та слідів радіоактивних випадіннь, О.В.

Войцехович вдосконалив методи оцінки ефективності водоохоронних заходів та прогнозування радіоактивного забруднення поверхневих вод.

У ЧЗВ осушувальні системи є невід'ємною регіональною техногенною складовою ландшафту, відповідальною за стан водного середовища. На відміну від природних водозборів, вони мають: регулюючі споруди на каналах; більш згущену гідрографічну мережу, представлену відкритими беззаплавними каналами (відстань 200-400 м) і закритими дренами (міждренна відстань 20-30 м), що забезпечують вищу частку підземного стоку в загальному (до 65%). У зв'язку з цим, їх роль у винесенні радіонуклідів слід вивчати на басейновому рівні з врахуванням природних ландшафтних характеристик, що можуть стримувати негативний вплив штучного дренажу. *Головні завдання напрямку в гумідній зоні:* 1) вивчення особливостей перерозподілу та водної міграції радіонуклідів, 2) математичне описання процесів радіоактивного забруднення ґрунтових та поверхневих вод; 3) обґрунтування водоохоронних заходів та оцінка їх ефективності. Завдання, що їх розв'язує радіогідрогеологія на відчужених територіях, підпорядковані визначенню для кожного типу меліоративних систем та умов водообміну чинників, що обумовлюють радіоактивне забруднення поверхневих і ґрунтових вод, з метою мінімізації водного винесення та посилення утримуючих функцій водозбору. Ступінь впливу ландшафтних чинників на винесення змінюється з часом, що пов'язано із змінами властивостей мігранта, тобто трансформаціями первинних радіоактивних випадінь. *Методологічною основою напрямку* є експериментальні дослідження та натурні спостереження, які забезпечують інформаційну базу для визначення закономірностей міграції радіонуклідів. Обґрунтування заходів з мінімізації водного винесення радіонуклідів з осушуваних ландшафтів виконується у три етапи: 1) оцінка доцільності втручання (проведення водоохоронних, природоохоронних, експлуатаційних водорегулюючих заходів); 2) вибір водоохоронних заходів; 3) аналіз їх ефективності (в т.ч. негативних ефектів).

Головним критерієм доцільності втручання та інтегральним показником інтенсивності процесів масообміну, що відбуваються на осушуваних водозборах, а також впливу на них природних і техногенних чинників є кількість радіонукліду, винесена до водоприймача. Обсяги надходження радіонуклідів у поверхневі води каналів визначаються, крім ступеню та розподілу забруднення, характером водообміну з ґрунтовими водами, природними ландшафтними характеристиками, в т.ч. ступенем зволоження водозбору; конструктивними особливостями та сучасним технічним станом систем, характером заходів, що проводились в їх межах та на прилеглих землях. Усі ці чинники послідовно проаналізовано у дисертаційній роботі.

Дослідження проводились на трьох рівнях: детальному – на балансових майданчиках з метою дослідження процесів вторинного забруднення ґрунтових та поверхневих вод; локальному – на водозбірних басейнах окремих магістральних каналів або малих річок з метою визначення

залежності об'ємної активності від місцевих динамічних та сталих ландшафтних чинників; регіональному – типізація усіх басейнів зони забруднення за бар'єрною стійкістю (яка забезпечується рядом ландшафтних показників) з метою отримання загальних закономірностей формування винесення радіонукліда.

Сталі або статичні чинники – це слабо змінні в часі характеристики водозбірної площі водотоку, які можуть впливати на міграцію та водне винесення радіонуклідів. До *динамічних* відносяться мінливі зовнішні гідрометеорологічні чинники, що носять регіональний характер (кількість опадів), а також чинники локального внутрішньобасейнового рівня: площі підтоплення, затоплення, обсяги річного стоку, швидкість потоку тощо.

Оскільки вертикальне перенесення радіонуклідів з поверхні на рівень ґрунтових вод залежить від характеристик зони аерації, які дуже мінливі в просторі і часі, то на рівні басейнів воно інтегрально враховується через середні концентрації радіонуклідів в ґрунтових водах вздовж границь їх розвантаження в канали, і окремо не розглядається.

На локальному рівні ефективним методом діагностики несприятливої водної обстановки є використання різнотермінових космічних знімків для класифікації території за ступенем зволоження: з його допомогою виділено критичні ділянки за схильністю до підвищеного водного винесення радіонуклідів, що дозволило обґрунтувати заходи з ліквідації виявлених осередків затоплення, які обумовлювали підвищення концентрацій радіонуклідів у воді.

Розділ 2 (Природні і техногенні характеристики ландшафту, як чинники міграції радіонуклідів) присвячено аналізу природно-техногенних чинників, що впливають на перерозподіл і винесення радіонуклідів (переважно ^{90}Sr) з осушувальних систем та водозбірних басейнів малих річок ЧЗВ. Обґрунтовано *виділення найбільш важливих чинників басейнового (локального) та регіонального рівня*; проаналізовано особливості та виділено закономірності формування поверхневого стоку з осушувальних систем у післяаварійний період; розкрито *роль гідрометеорологічних та техногенних чинників у формуванні водно-радіаційного режиму і водного балансу на водозборах ЧЗВ*.

Аналіз матеріалів спостережень вказує на значну нерівномірність стоку річок. З метою оцінки *змін поверхневого стоку* в умовах відсутності нормальної експлуатації меліоративних систем у післяаварійний період, визначено витрати води в характерних створах каналів. Побудовано і проаналізовано розрахункові по модулях стоку (для непорушених умов) і фактичні гідрографи каналізованих річок Бережесь, Мутвиця і Варовичі за 1998-1999 рр. Розрахункові гідрографи, на відміну від фактичних, мають більш гостропіковий характер, а розрахункові обсяги стоку майже в 2 рази вищі. Тобто, відбулось *значне зменшення річних об'ємів стоку у післяаварійний період*, що є свідченням додаткової акумуляції стоку і зростання витрат на випаровування на території водозбору. Максимальні значення піків весняної повені знизилися приблизно в 1,5-2 рази, а

літнього паводку 1998 р. на річках Бережесть і Мутвиця – в середньому на 30%.

За результатами розчленування гідрографів річок та каналів за багаторічний період після аварії виявлено тенденції змін їх водного балансу. Для каналів, що перетворилися у слабостічні і застійні водойми, відзначається слабкий притік підземних вод і залпові скидання поверхневих вод під час повеней. У цілому, за низької пропускної здатності русел і високих рівнів поверхневих вод у гідромережі ЧЗВ, спостерігалось зменшення частки підземного стоку в сумарному об'ємі стоку у багатоводний період 1993-1999 рр. (рис. 1).

Помітне зростання частки власне поверхневого стоку відбувалось до 1998 р. До цього часу відповідно зменшувався підземний стік, що було пов'язане з додатковими витратами води на вторинне заболочування і підтоплення земель колишнього меліоративного фонду, збільшення сумарного випаровування. Проте, з 2000 р. частка власне поверхневого стоку зменшується і зростає відсоток підземного стоку, особливо для каналу МК-1 (рис.1), що пов'язано із проведеною реконструкцією Прип'ятської осушувальної системи.

Об'ємна активність ^{137}Cs більш помітно знижується в часі в добре проточних каналах і малих річках, а ^{90}Sr – коливається по сезонах у широких межах.

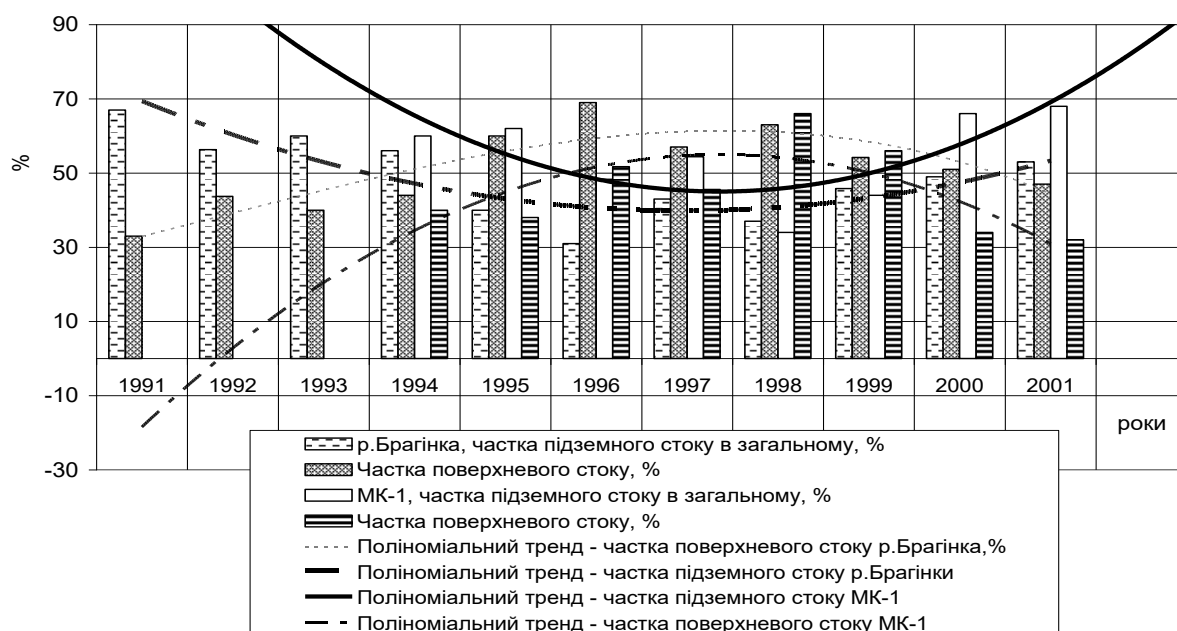


Рис. 1. Тенденції зміни частки підземного та поверхневого стоку в загальному стоці для зарегульованих водотоків лівобережжя р. Прип'ять в зоні відчуження.

За особливостями водного режиму, функціональним станом та характером впливу на гідрогеологічні умови і ступінь зволоження ландшафту виконано наступну типізацію меліоративних систем ЗВ і ЗБ(О)В:

I. Постійно сильно підтоплені недіючі осушувальні системи. Підтоплення має суцільний або локальний характер, зумовлений техногенними причинами: підпори від гідротехнічних споруд, штучних водойм, в т.ч. ставу-охолоджувача ЧАЕС. У структурі ландшафтів переважають гідроморфні лучно-болотні комплекси. Рівні ґрунтових вод (РГВ) по площі змінюються в межах від +0,2 м в западинах до 1,5 м на пагорбах. Підтоплення і затоплення цих ділянок викликає порушення бар'єрних функцій території до стримування винесення радіонуклідів.

II. Сезонно підтоплювані, практично не діючі системи, або їхні ділянки. Підтоплення викликане старінням гідромеліоративної мережі, руйнуванням гідротехнічних споруд і закритого дренажу, підпором від насипів, зачинених шлюзів, не ліквідованих перемичок, бобрових гребель. На більшій частині цих територій РГВ знаходяться на глибинах 0,4-2,0 м від поверхні. Проте, навіть за високого ступеню перезволоження, у багатоводні періоди ці площі виконують біогеохімічні бар'єрні функції.

III. Сезонно підтоплювані у багатоводні роки самотічні меліоративні системи. На окремих їх ділянках відбувається відновлення болотних ландшафтів, а у меженні періоди – переосушення окремих елементів ландшафту. РГВ змінюються по площі в широких межах: від 0,5 до 3,5 м. Радіоекологічну ситуацію можна розцінювати як збалансовану. Перерозподіл радіонуклідів відбувається усередині системи з прогнозованими сплесками водного винесення у багатоводні періоди.

IV. Локально підтоплювані та практично не підтоплювані самотічні нерегульовані системи з дренажістю близькою до природної (від слабкої до доброї), іноді з активною дренажною здатністю. На переважній частині площі зберігається усталений скомпенсований режим ґрунтових вод. Співвідношення прибуткових і видаткових статей балансу найбільш близьке до природного, а винесення радіонуклідів найменше. РГВ залягають на глибинах від 0,9 до 3 м.

V. Системи з відновленим регульованим режимом, реконструйовані в період з 1996 по 2004 рр. Самопливний або регульований режим стоку порушують локальні підпори. Винесення радіонуклідів здебільшого залежить від щільності забруднення поверхні та водності року, в паводкові періоди регулюється відкриттям шлюзів; РГВ переважно від 1,7 м до 3 м, іноді до 4,5 м.

Обсяги водного винесення радіонукліду водотоком в першу чергу визначаються його запасами на водозбірній площі та об'ємами річного стоку. Ці показники можуть бути використані при епігнозних розрахунках винесення. Проте, для складання прогнозів, майбутнє значення річного стоку передбачити дуже складно, оскільки неможливо спрогнозувати розподіл опадів впродовж року. Це спонукає до пошуків більш сталих показників, від яких залежить винесення. За допомогою кореляційного аналізу автором обґрунтовано меліоративні та природні чинники, що регулюють бар'єрну стійкість водозборів щодо водного винесення ^{90}Sr в Поліссі: щільність гідрографічної мережі, меліорованість; стан

зволоження водозбору; зарегульованість поверхневого стоку, щільність западин та відносна площа лісу. Високі бар'єрні функції водозбору проявляються у здатності іммобілізувати радіонукліди тривалий час або переводити їх в глибокі шари геологічного середовища.

Зарегулювання стоку з меліоративних систем, заростання і замулення каналів, підйом рівня води в них відображаються на динаміці рівнів ґрунтових вод та інтенсивності їхнього вторинного радіоактивного забруднення. Підвищене винесення ^{90}Sr відбувається в роки з високими повеннями та паводками (1994, 1999), які йдуть після багатоводних років. Така закономірність характерна для перезволожених територій із зарегульованими водотоками. У багатоводні роки, завдяки підпірним спорудам, тут відбувається підтоплення і затоплення частини території, з акумуляцією води до початку наступного багатоводного сезону. Висока повінь чи паводок, накладаючись на існуючі високі рівні води, змиває радіонукліди з боліт та раніше не затоплюваних територій. Для значною мірою меліорованого водозбору (63%) каналу МК-1 із зарегульованим руслом (54%) у роки високої водності (1997-1998) модулі винесення ^{90}Sr найбільші (0,35-0,73 ГБк/рік/км²), що пов'язано із значною щільністю гідрографічної мережі (1,045 км/км²). Залежність модуля винесення ^{90}Sr від зарегульованості (відносної сумарної довжини ділянок підпору) водотоку добре апроксимується ступеневими графіками (рис. 2).

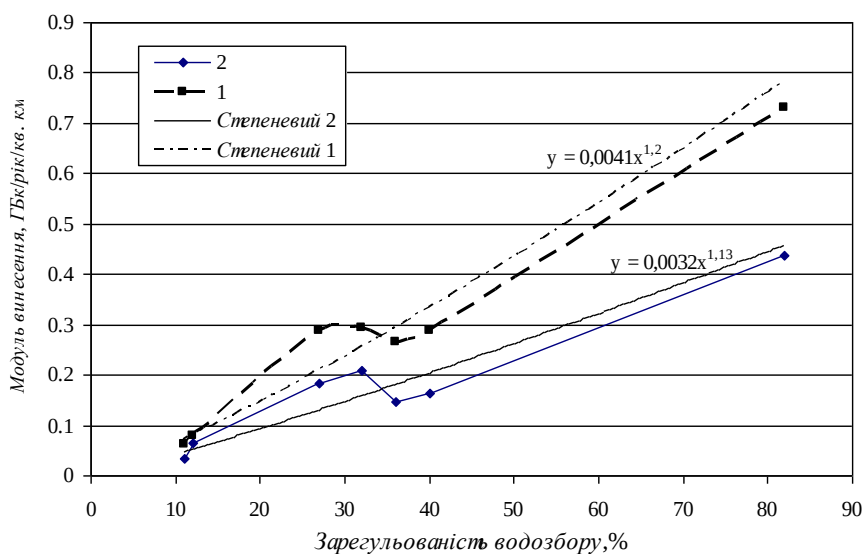


Рис. 2. Залежність модулів винесення ^{90}Sr від ступеню зарегульованості водотоків ЧЗВ в рік високої водності (1 - 1998 р.) та маловодний із високою забезпеченістю (12%) повені (2 – 1999 р.).

Для оцінки впливу підпору було виконано аналітичні розрахунки зміни часу зниження РГВ між дренами (Наседкін І.Ю.). Ці розрахунки показали, що норма осушення в 0,4 м досягається за 38,4 доби, тоді як за відсутності підпору у доаварійний період час досягнення аналогічної норми складав 10,4 доби. З аналітичних розрахунків впливу підтоплення на прилеглі землі при неусталеній та усталеній фільтрації отримано максимальну ширину смуги впливу у 1000 м.

Вплив відносної площі меліоративних систем (% від площі водозбору річки) на винесення ^{90}Sr проявляється у збільшенні останнього в багатоводні, а особливо, на наступний після багатоводного рік (рис. 3), після вичерпання акумулюючої ємності каналів.

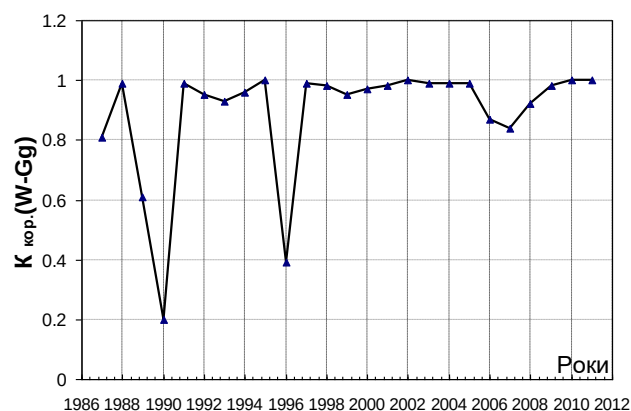
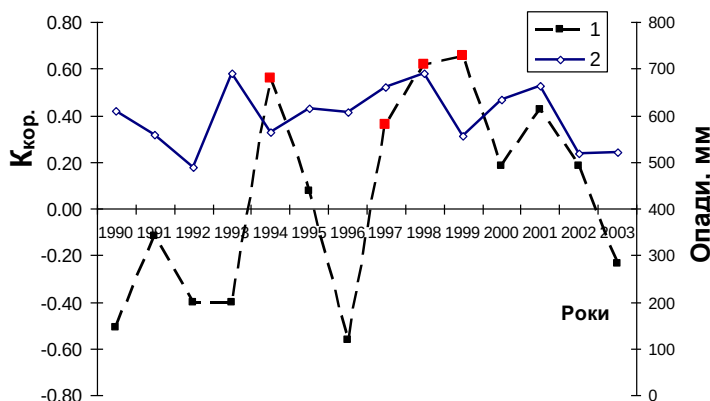


Рис. 3. Характер хронологічної залежності винесення ^{90}Sr від ступеню меліорованості водозборів (1) у співставленні із кількістю опадів (2)

Рис. 4. Зміни характеру впливу щільності гідрографічної мережі (Gg) на винесення ^{90}Sr (W) за період після аварії на ЧАЕС (N=11).

В той же час, у відносно маловодні роки, до початку активного вторинного заболочування (1990-1993 рр.), меліоративні канали в зарегульованому стані були здатні утримувати значну кількість води та радіонуклідів. Під час циклів маловодних років (2-3 роки) більш густа дренажна мережа, завдяки переважанню частки більш чистих ґрунтових вод, сприяла зменшенню винесення радіонукліду. Вплив меліорованості водозбору (L_r) на винесення ^{90}Sr (W) враховується в лінійному рівнянні регресії, виведеному за даними 1998 р. для правобережних і лівобережних малих водозбірних басейнів ($K_{\text{мн.кор.}} = 0,92$; $R^2 = 0,85$; критерій Фішера $p < 0,018$):

$$W = -890,867 + 0,002 \cdot Z_{Sr} + 0,618 \cdot Nwz + 11 \cdot L_r, \quad (1)$$

де Z_{Sr} - запас активності ^{90}Sr на водозборі, ГБк; Nwz – кількість западин з водою та перезволожених.

Щільність відкритої гідрографічної мережі, яка залежить від наявності штучних каналів, має істотний вплив на водне винесення радіонуклідів – коефіцієнти кореляції досягають 1 (рис. 4). Причому цей зв'язок з роками посилюється та набуває стабільного характеру. З урахуванням щільності гідромережі (Gg , км/км²) лінійне рівняння регресії для лівобережних басейнів (за даними 1997 р.) виглядає наступним чином ($K_{\text{мн.кор.}} = 0,92$; $p < 0,1$):

$$W = -206,466 - 29,258 \cdot Gg + 17,5 \cdot Gz + 10,03 \cdot S_{\text{орг.гр}}, \quad (2)$$

де Gz - щільність западин на водозбірній площі, шт./км²; $S_{\text{орг.гр}}$ – відсоток органогенних ґрунтів на водозборі, %.

Водневий показник (рН водної витяжки) ґрунтів проявляв значущий ступінь впливу на залучення ^{90}Sr до водної міграції лише у перші роки

після аварії. Порівняно високі значення $K_{\text{кор.}}$ у перші роки після випадіння радіоактивних речовин можна пояснити участю органічних кислот ґрунту у вилуговуванні ^{90}Sr з паливних частинок. Вплив рН має обернений зв'язок із кількістю опадів ($K_{\text{кор.}} = -0,58$), що може свідчити про підпорядкованість кислотності ґрунту динамічним чинникам: з початком багатоводних (> 600 мм) 1996-2001 рр. вплив цього показника на винесення ^{90}Sr знизився; незначним був його вплив і під час наступного багатоводного циклу, що почався з 2004 р.

Обернена залежність винесення ^{90}Sr від відносної площі лісу на водозборі (рис. 5) посилюється з віддаленням від моменту аварійних випадіння, що пояснюється збільшенням частки обмінних і водорозчинних форм радіонуклідів, здатних поглинатися рослинністю. У багатоводні роки роль лісу також більш вагомá. Врахування відносної площі лісу на водозборі (S_f) дозволяє скласти регресійну модель (1998 р., для усіх басейнів) з високим ступенем точності математичної апроксимації процесу ($K_{\text{мн.кор.}} = 0,997$; $R^2 = 0,99$; $p < 0,015$):

$$W = 502,134 + 0,0354Z_{\text{Sr}} - 7,9527Nz - 50,1387 \cdot Sf - 7,5 \cdot 10^{-8} Z_{\text{Sr}}^2 + 0,0035Nz^2 - 1,107 \cdot Sf^2 \quad (3)$$

де Nz – загальна кількість западин на водозборі.

У зв'язку із тим, що винесення ^{90}Sr має істотну обернену залежність від площі западин (рис. 6), і в той же час – значущу позитивну залежність від щільності западин, відносної (від площі басейну) площі сухих (провідних) та кількості перезволожених западин ($K_{\text{кор.}} = 0,5 \dots 1,0$), можна припустити, що більша частина площі западин, особливо великих заболочених, працює на утримання ^{90}Sr , а в малих западинах, яких більше, та провідних відносна площа зон швидкої міграції більша (до 20%) і вони більше пропускають ^{90}Sr до ґрунтових вод, ніж утримують. Тобто фактор щільності западин є більш впливовим у винесенні ^{90}Sr . У великих западинах активні зони складають лише 4-6% їх площі але тут вони є більш активними, ніж у малих западинах (за даними В.М. Бубляся). Згідно факторного аналізу провідні западини належать до групи «водних» чинників, тобто тісно пов'язані із живленням підземних вод. Транзитна роль провідних западин збільшується з часом.

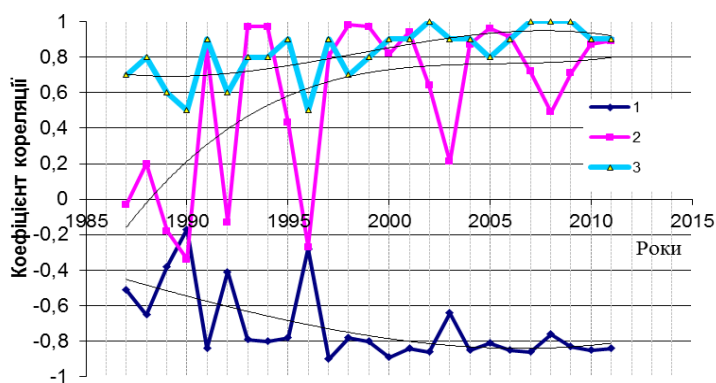
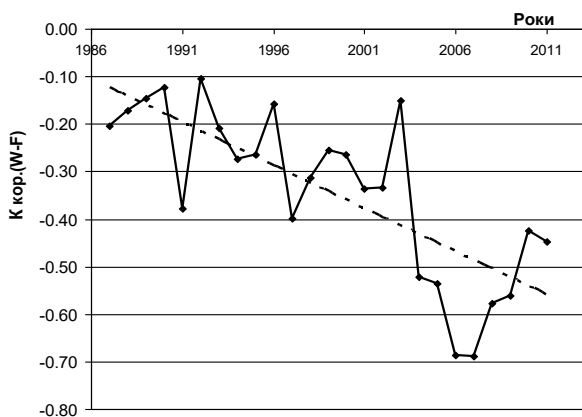


Рис. 5. Хронологічні зміни ступеню оберненого впливу відносної площі лісу (F) на водозборі (%) на водне винесення ^{90}Sr (W) (для 9 водозбірних басейнів).

Рис. 6. Хронологічні зміни залежності винесення ^{90}Sr від площі западин на водозборі, км^2 (1), їх щільності, шт./ км^2 (2), відносної площі сухих (провідних) западин, % (3) з поліноміальними трендами 3-го ступеню.

У розділі 3 (Гідрогеохімічні умови формоутворення та міграції радіонуклідів) розглянуто залежності вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs у ґрунтових та поверхневих водах від їх хімічного складу та концентрації легкокорозивних органічних речовин, що тісно пов'язано з характером водообміну. За хімічним складом поверхневі та ґрунтові води правобережжя р. Прип'ять в ЧЗВ гідрокарбонатні кальцієві, лівобережжя – гідрокарбонатні кальцієві, рідше гідрокарбонатно-сульфатні кальцієві, кальцієво-магнієві або кальцієво-натрієві.

Макроіонні складові хімічного складу не створюють помітного впливу на концентрацію ^{90}Sr в ґрунтових і поверхневих водах доти, поки переважна більшість твердофазних стронційсмісних частинок не дисоціює і ^{90}Sr рівноважно не розподілиться між твердою і рідкою фазами. Прискорити мобілізацію радіонуклідів здатні розчинні органічні речовини, серед них, в першу чергу, фульвокислоти.

За результатами термодинамічного моделювання, виконаного із застосуванням програми TETRA (Н.М. Осадча, О.Л. Шевченко), у ґрунтових і поверхневих водах значну перевагу мають катіонні форми ^{90}Sr : кількість «вільних» (гідратованих) іонів Sr^{2+} в ґрунтових водах становить – 86,5-95,5%; в поверхневих – від 74,3 до 95,6 %; у складі комплексів з фульвокислотами: в поверхневих водах від 0,7 до 17,3 %, в ґрунтових – 0,3-0,9 %, у вигляді $\text{SrSO}_4(\text{aq})$ – від 1,0 до 11,5 % (найбільше в ґрунтових водах); SrHCO_3^+ – до 1,7 %; $\text{Sr}(\text{OH})_2(\text{aq})$ виявлено лише у водах схилового стоку – 10 %. При цьому, серед гумусових речовин у досліджуваних водах переважали фульвокислоти (від 22,1 до 40,5 мг/дм^3), тоді як вміст гумінових кислот становив 1,39 - 3,7 мг/дм^3 .

Хімічний спосіб виділення форм радіонуклідів (В.В. Долін, О.Л. Шевченко) підтвердив, що у водах каналів ЧЗВ ^{90}Sr перебуває переважно у складі умовно розчинених неорганічних речовин (РНР) (катіонна форма, у т.ч. гідратовані іони) та псевдоколоїдів – 90,7-99,9 %, у складі умовно розчинних органічних речовин (РОР) – 0,07-6,3 %, на зависях – 0,6-11,8 %. Вміст ^{137}Cs у складі РНР, переважно в катіонній формі, складає 30-85 % (на зависях – від 4 до 52 %), а у складі РОР, ймовірно в аніонній або комплексній формі, – 3-60 %.

В підземних водах четвертинного горизонту усіх спостережних свердловин, розташованих на лівобережних системах, амоній міститься в кількості від 0,1 до 2,0 мг/дм^3 у нейтральному або слабокислому середовищі. Вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в ґрунтових і, особливо, в поверхневих водах більшою мірою визначається відновною гідрохімічною обстановкою, про що свідчить більш тісна залежність вмісту ^{90}Sr від концентрації іонів

амонію, ніж нітратів. Зростання вмісту NH_4^+ у воді здебільшого співпадає з підвищенням концентрації ^{90}Sr , особливо навесні.

Рівні ґрунтових вод в середньому встановились на вищих відмітках, ніж до Чорнобильської аварії, тому в ґрунтові води з ґрунту надходить більше гумусових речовин. Незначна потужність зони аерації та підвищена кількість розчинних органічних комплексоутворювачів сприяє надходженню ^{90}Sr в ґрунтові води. На верхніх ділянках каналів, до яких примикає діючий гончарний дренаж, вміст фульвокислот в поверхневих водах практично відповідає їх вмісту у ґрунтових водах дренажного стоку. На системах без закритого дренажу вміст у водах каналів фульво- та гумінових кислот повністю відповідає їх вмісту у водах поверхнево-схилового стоку; а в ґрунтових водах свердловин їх вміст менший, в залежності від типу ґрунтів, в 1,5-20,0 разів. Площинний стік з укосів містить більший відсоток низькомолекулярних ФК (<200 Да), ніж води каналу-водоприймача, що забезпечує утворення досить суттєвої частки розчинних органічних комплексів із ^{90}Sr (12% від вмісту усіх форм ^{90}Sr в розчині).

Зависла та розчинена органічна речовина (РОР) одночасно виступає адсорбентом та комплексоутворювачем продуктів поділу урану. РОР є потужним каталізатором руйнування паливних частинок, мобілізації та ремобілізації радіонуклідів із донних відкладів і ґрунтів. Накопичення органічних сполук тим більше, чим менша швидкість течії у водотоці. У зворотному зв'язку зі швидкістю течії здебільшого знаходиться і об'ємна активність ^{90}Sr у воді. Виявлено тісний зв'язок між концентрацією ^{90}Sr та окиснюваністю: середньорічний коефіцієнт кореляції між перманганатною окиснюваністю та вмістом ^{90}Sr у водах меліоративних каналів лівого берега р. Прип'ять досягає 0,85, що свідчить про спільність джерел надходження радіонукліду та органічних речовин (за рахунок затоплення берегових укосів та заплав) і поступову евтрофікацію слабопроточних водотоків в ЧЗВ.

Для окремих магістральних каналів виконано множинний кореляційний аналіз залежності концентрації ^{90}Sr у воді (C_{Sr}) від швидкості потоку (V), перманганатної окиснюваності (On) та pH води. Практично у всіх варіантах регресійних моделей окиснюваність (On) мала найвищий рівень значущості (p -level): $2 \cdot 10^{-7}$ – $3 \cdot 10^{-2}$.

В першу чергу на інтенсивність комплексоутворення ^{90}Sr з РОР впливає молекулярно-масовий розподіл гумусових кислот, по-друге – вміст у розчині загального заліза, як типоморфного для Полісся елементу. Суттєве переважання частки низькомолекулярних ФК серед гумусових кислот у воді може виявитись вирішальним при формуванні загальної концентрації радіонукліду у водному розчині. Залежність концентрації ^{90}Sr від вмісту фульвокислот у воді має найбільш виражений характер порівняно з іншими компонентами (рис. 7).

З аналізу чинників формування концентрації органічних речовин у поверхневих водах каналів можна скласти наступний їх ряд за

зменшенням впливу: затоплення укосів, яке супроводжується розкладом місцевих організмів > притік болотних вод з прилеглих ділянок водозбору > змив дощовими водами під час літніх паводків > спрацювання високих рівнів ґрунтових вод та надходження дренажних вод > змив талими водами. Практично синхронні коливання вмісту ^{90}Sr із вмістом розчиненої органічної речовини свідчать, що роль означених чинників у надходженні цього радіонукліду в поверхневі води зменшується практично в тому ж порядку (два останніх міняються місцями).

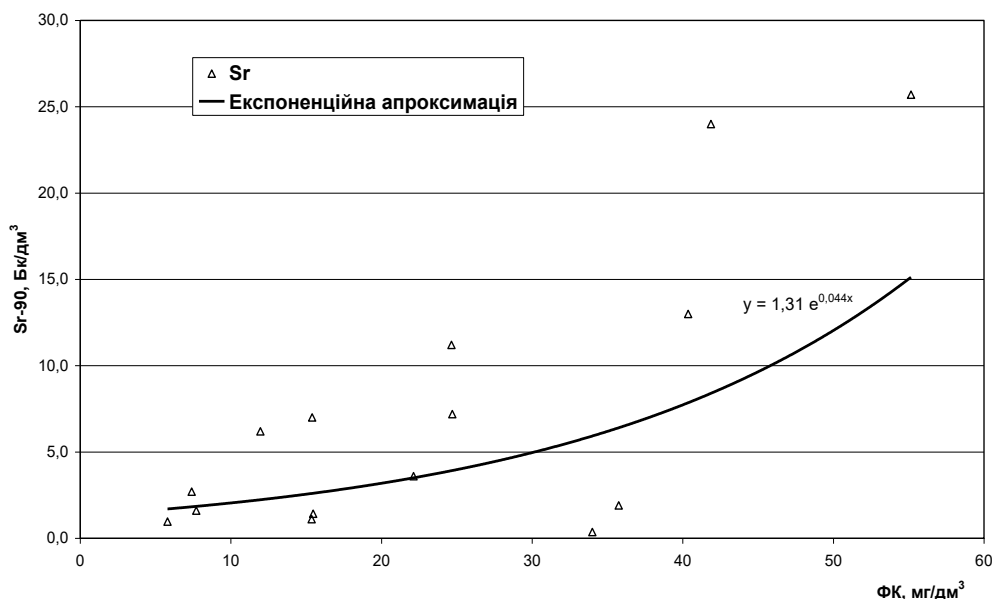


Рис.7.
Характер зв'язку між об'ємною активністю ^{90}Sr і вмістом фульвокислот (ФК) у воді каналів зони відчуження (з 11.1997 по 11.2000 pp.).

Діапазон рН, характерний для поверхневих (5,95-7,55) і підземних (5,6-8,4) вод ЧЗВ, не сприяє вилуговуванню та утриманню в розчині америцію і плутонію.

В розділі 4 (Процеси вторинного радіоактивного забруднення вод осушуваних ландшафтів і їх параметризація) ґрунтові води оцінено (на детальному та локальному рівнях), поряд із іншими складовими формування вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод, виходячи з того, що водоохоронні заходи на осушувальних системах в ЧЗВ повинні спрямовуватись на нейтралізацію основних поточних джерел забруднення водного стоку. Отже, ці дослідження є основою для складання водно-радіаційного балансу, розробки заходів щодо його регулювання, визначення пріоритетних джерел радіоактивного забруднення водотоку, використання окремих складових в математичних моделях, обґрунтування режимів стоку по осушувальній мережі.

Вторинні процеси розподіляються на такі, що пов'язані із змінами об'єму води (радіаційно-водобалансові складові: притік-відтік ґрунтових вод, поверхнево-схилний стік, атмосферні опади на водну поверхню), і ті що протікають постійно, за відносно незмінних об'ємів (автохтонні процеси).

За результатами низки експериментів з вилуговування монолітів, відібраних на різних гіпсометричних рівнях заплави р. Прип'ять та укосів каналів, при затопленні 1 добу вміст у водній фазі ^{90}Sr може зрости до 360 а ^{137}Cs до 63 разів (до 0,64 % від загального запасу в моноліті); протягом 40 діб у розчин переходить до 18 % ^{90}Sr . Саме процеси вилуговування радіонуклідів з ґрунтів затоплених ділянок відіграють визначальну роль у вторинному забрудненні поверхневих вод каналів. Частка ^{137}Cs і ^{90}Sr , що переходить у водний розчин з ґрунтів, залежить, окрім складу випадінь, від періодичності зволоження ґрунтів, від величини рН розчину, гідродинамічних умов і особливостей ландшафту. Частка ^{90}Sr в розчині зростає зі зменшенням часу усіх попередніх затоплень задернованого ґрунтового шару, і навпаки, умови найбільш частого і тривалого затоплення забезпечують максимальний валовий вихід ^{137}Cs . Після збільшення концентрацій обох радіонуклідів у розчині за тривалого затоплення ґрунтів, відбувається зменшення і певна стабілізація їх концентрацій (на 42-57 добу від початку затоплення). Найвища швидкість виходу ^{90}Sr в розчин (U) – близько 0,3% на добу, – на першій стадії вилуговування (до 16 діб) з моноліту, в якому вміст гумусу був найменшим (0,8%). Швидкість вимивання визначалась як:

$$U = \frac{{}^{Sr}C_v \cdot (V_v - V_{np}) \cdot 100\%}{{}^{Sr}C_{gp} \cdot \rho \cdot V_{zp} \cdot t} \quad (\% / \text{добу}), \quad (4)$$

де ${}^{Sr}C_v$ – об'ємна активність ^{90}Sr у воді над монолітом, Бк/дм³, V_v – об'єм води над монолітом, дм³, V_{np} – об'єм попередньої проби води, дм³, ${}^{Sr}C_{gp}$ – питома активність ^{90}Sr в ґрунті, Бк/кг, ρ – щільність, кг/дм³, V_{zp} – об'єм ефективного контактного шару моноліту, дм³, t – час вилуговування, доба.

Отримані результати значно підвищують надійність прогнозування забруднення поверхневих вод ^{90}Sr під час повеней і тривалих затоплень, а також необхідні для вибору оптимально-безпечних режимів стоку та водообміну.

Визначення кількості ^{90}Sr , що *вимивається із задернованих укосів каналів* під час дощів проводилось за допомогою лотків авторської конструкції. Площинний стік із задернованих укосів з нахилом 20-26° за невисокої інтенсивності опадів (2-3 мм/добу) характеризувався порівняно низькими коефіцієнтами стоку – 0,007-0,024 і модулями стоку в межах 0,15-0,55 дм³/с/км². На 1997-1998 рр. нормований на шар рідкого стоку коефіцієнт змиву ^{90}Sr з укосів каналів в безморозний період становив 1,3-4,2·10⁻⁴ мм⁻¹ а модуль змиву (M_z) – 0,11-0,87 Бк/м² на добу; у холодний період (стік талих вод) $M_z = 0,98...1,1$ Бк/м²/добу.

На детальному рівні більш точний спосіб встановлення ролі ґрунтових вод у водно-радіаційному балансі водотоку полягає у використанні даних розрахунків бічного притоку ґрунтових вод гідродинамічним методом аналізу їхнього режиму. Визначивши об'єми притоку ґрунтових вод на 1 м ширини потоку і знаючи довжину каналів на площі водозбору, розраховується середній модуль підземного стоку і модуль підземного

винесення радіонукліду в канал. Розрахована цим методом частка винесення ^{90}Sr підземним стоком становила в 1997-2001 рр. для каналів на менш забруднених територіях – 1,1-25,0%, для сильно забруднених територій – 0,2-2,7%; у 2004-2007 рр. – до 35%. На локальному рівні, при поширенні розрахункових значень на всю мережу бічних каналів водозбору магістрального каналу, точність оцінки різко знижується, що пов'язано із багатьма невизначеностями і припущеннями щодо бічного притоку та концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах на ділянках, де створи свердловин відсутні.

Практично збігаються результати визначення частки підземного винесення ^{90}Sr за 1998 р. отримані трьома методами: 1) з розчленування гідрографу – за середніми значеннями витрат і концентрацій, – 0,12%; 2) за даними водобалансових розрахунків гідродинамічним методом в перерахунку на модулі стоку – 0,1%; 3) за модулями винесення, отриманими по даних з розчленування гідрографу – 0,15%; а також окремо за іншими двома методами: 4) з використанням інтерпольованих щодобових значень при застосуванні методу розчленування гідрографу (0,44-0,5%) та 5) за гідродинамічним методом розрахунку балансу ґрунтових вод – 0,3%. Точність останнього методу склала $\pm 65\%$ (за рахунок похибок вимірювання концентрацій та визначень бокового відтоку); 4-го методу – $\pm 42\%$, при середньому арифметичному значенні винесення за 1997-1999 рр. у 19,1 МБк/доб, стандартна похибка склала 0,58, дисперсія 372,0; для каналу МК-1 статистичні показники дещо менші. Розбіжність між результатами, отриманими різними методами, складає від 20 до 180 відсотків.

Вивчення балансових складових формування активності поверхневого стоку, дозволило встановити, що з ґрунтовими водами, у зв'язку з незначним їх забрудненням (до 1,5 Бк/дм³ ^{90}Sr) за 1998 рік з меліоративних систем лівобережжя р. Прип'ять винесено не більше 0,7% ^{90}Sr , у наступні роки – від 1,5 до 15%; у 1997 році за найбільш консервативними оцінками його складова у винесенні ^{90}Sr доходила по окремих каналах до 25%.

За період з 1991 по 1999 рр. простежувалась тенденція повсюдного зменшення частки ґрунтового стоку, що пов'язано з деградацією меліоративної та гідрографічної мережі в цілому. Це привело до збільшення концентрацій, а по окремих водотоках, – обсягів винесення ^{90}Sr поверхневим стоком. Після проведених в 2000-2001 рр. розчинок каналів, частка ґрунтового стоку зросла, що сприяло деякому зниженню концентрацій ^{90}Sr в поверхневих водах (рис.8).

Автором виявлена зворотна залежність між обсягами бічного притоку ґрунтових вод і об'ємною активністю ^{90}Sr в поверхневих водах каналу на період 1997-2000 рр.

За розрахунками гідродинамічним методом частка підземного стоку МК-7 за 1998 р. склала 28,4%, а за 1999 р. – 33,9%, з розчленування гідрографів, відповідно – 31% та 35% від загального. При виникненні тривалих підпорів частка ґрунтових вод у сумарному балансі може істотно

зменшитись. Різні умови живлення по довжині каналів приводять до того, що внесок ґрунтових вод у сумарний стік каналу МК-7 змінюється по його довжині від 14 до 60%. За даними режимних спостережень та оцінкою витрат ґрунтового потоку в перетині найближчому до каналу на формування його стоку в 1998 р. надійшло з кожного погонного метра гирлової, найбільш дренажованої частини близько 110 м³ ґрунтових вод (табл. 1).

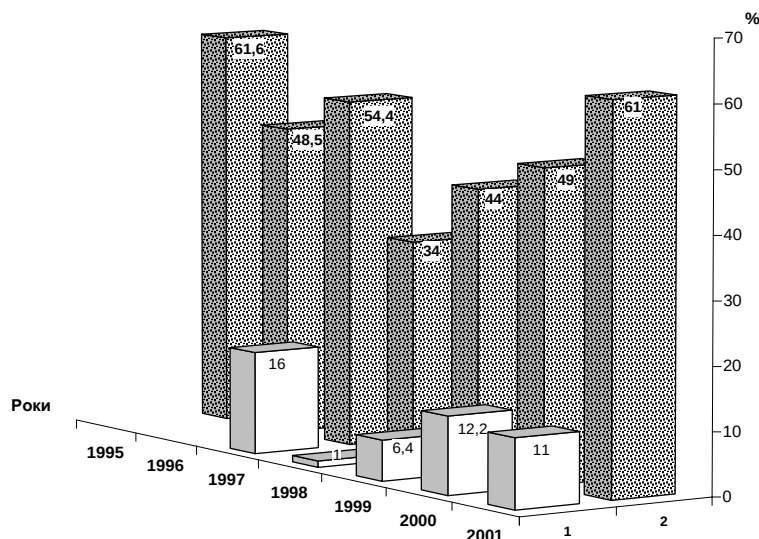


Рис. 8. Зміни балансових показників стоку ґрунтових вод в канал МК-1 :

1 – винесення ⁹⁰Sr ґрунтовими водами, в % від загального винесення каналом в р. Прип'ять (в 1995-1996 рр. об'ємна активність ґрунтових вод не визначалась); 2 – частка підземного стоку в сумарному стоці МК-1, %.

Таблиця 1.

Розрахунок надходження ⁹⁰Sr з ґрунтовими водами в канал МК-7 за даними режимних спостережень (по усереднених значеннях).

Інтервал часу, діб (роки)	Латеральний приток у канал в нижній течії, м ³ / м	Концентрація ⁹⁰ Sr в ґрунтових водах, кБк/м ³	Надходження ⁹⁰ Sr в канал з ґрунтовими водами		
			кБк з погонного метра	з врахуванням бокових каналів, МБк	в % від винесення сумарним поверхневим стоком
366 (1997-1998)	110	0,03-2,34	36,26	1945,7	0,25
372 (1998-1999)	123	0,01-1,0	32,58	1261,2	0,22
364 (1999-2000)	116	0,9 – 1,6	53,9	1746,1	2,1

Встановлено, що об'ємна активність ⁹⁰Sr у ґрунтових водах в більшій мірі залежить від інтенсивності водопритоку до свердловин, ніж від РГВ. Найбільша водопровідність, водопритоки і концентрації ⁹⁰Sr характерні для зон посиленого дренажу підземних вод (верхні частини тальвегів, приусліві ділянки річок). Звідси випливає, що послаблення дренажованості території або відсутність закритого дренажу сприятиме зменшенню винесення ⁹⁰Sr в канали.

У донні відклади кожен рік депонується до 12% ⁹⁰Sr, винесенного з водозбору ґрунтовими водами та рідким стоком з укосів, до 65% ⁹⁰Sr, що надходить з твердим стоком, листяним скидом дерев тощо. Визначено напрямки градієнтів концентрації в системі «донні відклади – порові розчини – нижній – верхній шар поверхневих вод каналу», серед яких 33%

виявилось від'ємними (у травні-липні), – переважно в зонах підпору (забруднення поширюється від затоплених укосів).

Зниження рівня радіоактивного забруднення поверхневих вод здебільшого відбувається тим інтенсивніше, чим швидша течія і чим менш зарегульований водотік. Хоча при цьому, винесення у перші роки тут буде вищим, що також проявляється через пряму залежність винесення від швидкості потоку для великих каналів (МК-1, МК-7). Так, якщо в 1990-1991 рр. частка винесення із незарегульованих водозборів була більшою за таку із зарегульованих у 10-18 разів, то наприкінці терміну порівняння (2009-2012 рр.) – вони були достатньо близькі: відповідно 0,013-0,06% і 0,013-0,055%. Більш коректне порівняння з врахуванням шару стоку, тобто за модулем винесення, демонструє зростання середніх за 15 років значень (від 0,05 до 6,2 ГБк/рік/км²) із посиленням зарегульованості. Утруднені умови стоку обумовлюють підтоплення прилеглих забруднених територій, утворення евтрофних напівпроточних боліт, які в багатоводні періоди віддають значну частку запасу радіонуклідів, що перейшли у водорозчинну форму, а надходження значних об'ємів забрудненого стоку з великих водозборів розтягується і на наступні роки меншої водності.

На діючих меліоративних системах гідрографи стоку відрізняються меншими піками повеней та паводків і більш високими меженними витратами, що сприятливо позначається на якісному, в т.ч. радіоекологічному стані поверхневих вод. У воді застійних зон каналів концентрація ⁹⁰Sr може бути в декілька разів більшою, ніж на ділянках із стрімкою течією, що можна пояснити затопленням укосів, а також відсутністю впродовж більшої частини року латерального притоку ґрунтових вод.

В багатоводні періоди вимивання радіонуклідів із затоплених укосів було визначальним серед процесів вторинного забруднення поверхневих вод каналів. Автором виведено залежність, що визначає забруднення поверхневих вод ⁹⁰Sr за рахунок підйому їх рівня в каналі.

Розділ 5 «Особливості водообміну, їх вплив на масообмін радіонуклідів та самоочищення ґрунтових вод».

Умови взаємозв'язку поверхневих і ґрунтових вод на осушувальних системах зони відчуження можна звести до чотирьох найбільш поширених типів:

- 1) ділянки відкритої дренажної мережі (без закритого матеріального дренажу) з постійним неусталеним рухом ґрунтових вод в бік каналу;
- 2) ділянки діючого закритого дренажу (систематичний, розріджений і вибірковий) з переважно сезонним припливом дренажних вод в канал;
- 3) ділянки з відтоком поверхневих вод з каналу на поповнення запасів ґрунтових вод (зони підпору);
- 4) ділянки змінного (двобічного) неусталеного протягом року руху ґрунтових вод, за відсутності або повного виходу з ладу закритого дренажу.

За результатами режимних гідрогеологічних та радіологічних спостережень, а також оцінки водного балансу, виділено складові балансу,

що впливають на забруднення та самоочищення ґрунтових вод. Баланс ґрунтових вод на майданчиках визначався розрахунками по скінчено-різницевиx рівняннях бічного припливу і відтоку до каналу, а також інфільтраційного живлення або випаровування – за різницею значень зміни запасів та бічного притоку (відтоку).

В умовах *слабопорушених режимів з переважанням інфільтраційного живлення та бічного відтоку* (1 тип) домінує вторинне забруднення ґрунтових вод за рахунок інфільтрації та бічного припливу із прилеглих підтоплених територій. В роки, коли бічний відтік переважає над сумарним живленням ґрунтових вод на 47–70 мм відмічається помітне зменшення середньорічних концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах, а в роки з рівномірним розподілом опадів – зменшуються його концентрації і в поверхневих водах каналів.

Домінуюча роль інфільтраційного поповнення ґрунтових вод серед інших джерел живлення, а також сезонна нерівномірність випадіння опадів визначають циклічність у забрудненні першого від поверхні водоносного горизонту стронцієм-90: осінні та весняні підйоми концентрації змінюються повільним зимовим і літнім її зниженням. Підвищення концентрації ^{90}Sr восени відбуваються лише за позитивних температур ґрунту і наслідують періоди із значною кількістю атмосферних опадів (із запізненням на 3–4 місяці).

Переважаання інфільтраційного живлення над іншими прибутковими складовими балансу ґрунтових вод визначає і його головну роль у радіоактивному забрудненні вод першого від поверхні водоносного горизонту. Істотна позитивна залежність простежується між річною сумою інфільтраційного живлення та середньою концентрацією цього радіонукліду за рік ($K_{\text{кор}} = 0,58$). Ще більша залежність концентрації ^{90}Sr – від сумарного річного живлення (з врахуванням бічного притоку): $K_{\text{кор}} = 0,66$. Той факт, що кореляційний зв'язок спостерігається лише по тривалих інтервалах часу свідчить про значний вплив бар'єрних функцій зони аерації на вертикальне перенесення ^{90}Sr .

Залежність вмісту ^{90}Sr в ґрунтових водах від бокового відтоку з балансової ділянки має обернений характер ($K_{\text{кор}} = -0,6$), що свідчить про вагомий *вплив інтенсивності дренажу, як функції самоочищення* на зменшення радіоактивного забруднення водоносного горизонту. Однак, оскільки позитивна залежність вмісту ^{90}Sr від сумарного живлення проявляється через більш значущий коефіцієнт зв'язку (0,66), до того ж, його залежність від зміни запасів за рік також носить позитивний характер ($K_{\text{кор}} = 0,58$), можна стверджувати, що за період спостережень динаміка концентрації ^{90}Sr підпорядковувалась більшою мірою процесу вторинного забруднення (головним чином шляхом вертикального перенесення радіонуклідів).

Головними чинниками вторинного радіоактивного забруднення ґрунтових та поверхневих вод *в умовах 2-го типу* є наявність закритого дренажу і підпірних споруд, а також кількість опадів, що визначає

інтенсивність вертикальної міграції ^{90}Sr . В сумарному річному водному стоці з відрізків каналів, до яких примикає закритий дренаж, суттєво переважає підземна складова. Так, на каналі МК-2 Чистогалівської системи, її частка (з 1995 по 2001 рр.) складає 72 – 84%. На системах з діючим закритим дренажем, завдяки промивному режиму в зоні аерації, сумарне надходження ^{90}Sr в канали з підземним стоком на 2000 р. забезпечувало більш вагому частку (7-15%) у загальному винесенні ^{90}Sr , ніж на системах не обладнаних закритим дренажем (або там, де він повністю вийшов з ладу). На окремих ділянках діючого закритого дренажу фіксуються концентрації порівняні або навіть більш високі, ніж у поверхневих водах. Тут частка винесення ^{90}Sr сумарним підземним стоком в основному змінюється в межах 25-50%. На ділянках, що примикають до верхніх б'єфів перегороджених каналів, закритий дренаж під час повеней та паводків стає головним шляхом вторинного забруднення ґрунтових вод, забезпечуючи зворотне надходження значно більш забруднених поверхневих вод на площу водозбору.

Для приканальних ділянок у верхніх б'єфах перегороджуваних споруд (3 тип) головним чинником змін концентрації радіонукліду є бічний притік поверхневих вод з каналу. На фоні значного впливу цього чинника, інфільтрація опадів відіграє позитивну роль в процесах самоочищення ґрунтових вод прируслових ділянок. Для більш віддалених від каналів ділянок (> 50 м) самоочищення пропорційно зростає по мірі збільшення переваги витратних складових балансу над прибутковими.

На міжканальних ділянках з перемінним напрямком ґрунтового потоку (4 тип) на динаміку змін концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах у рівній мірі впливають бічний приток (пряма залежність) та відтік (обернена залежність). Інфільтраційне живлення або не сприяє надходженню радіонукліду в ґрунтові води (низький рівень залежності), або ж, як за останні роки досліджень (2000-2002) викликає зменшення об'ємної активності ^{90}Sr в ґрунтових водах. Збільшення концентрації ^{90}Sr у водах свердловин у зв'язку із зростанням бічного притоку пов'язується не лише із відтоком забруднених вод з каналу, а й з міграцією радіонукліду з боку замкнених понижень. При фільтрації ґрунтових вод через донні відклади, а особливо через зони височування, відбувається відчутне збільшення концентрацій ^{90}Sr в розчині (в 4-10 разів).

На ділянках різних типів, навіть за однакової кількості опадів, об'єми інфільтраційного живлення ґрунтових вод суттєво відрізняються, що залежить від інтенсивності їх дренажності. На добре дренажних ділянках з піщаними ґрунтами (1 тип) інфільтраційне живлення коливалось в межах 200-320 мм/рік і в значній мірі забезпечувало забруднення ґрунтових вод ^{90}Sr (позитивна кореляційна залежність на рівні 0,6), на підтоплених ділянках поблизу перекритих каналів – до 83 мм/рік. В останньому випадку об'єми інфільтраційного живлення не корелюють із обсягами надходження ^{90}Sr в ґрунтові води.

Самоочищення підземних вод, після разового забруднення через свердловину, може відбутися за 1,5-2 роки. Його інтенсивність максимальна у перший рік після внесення забруднення і в подальшому спадає, хоча процеси водообміну не припиняються. Концентрація ^{90}Sr в контрольованому об'ємі біля свердловини вирівнюється з його концентрацією у водах горизонту. Водообмін за перший рік дає зниження концентрації ^{90}Sr на 50 – 85% від початкового значення (табл. 2). Рівновага процесів сорбції-десорбції у водонасиченій зоні, складеній алювіальними пісками, цілком залежить від швидкості водообміну.

Окрім цього, за рахунок розпаду активність знижується на 2,4-2,5% щорічно.

Таблиця 2.

Інтенсивність самоочищення підземних вод четвертинного горизонту лівобережної заплави р. Прип'ять від ^{90}Sr (% від активності попереднього року)

Контрольний період	Номер свердловини				
	201-1	201-2	201/1	203-1	206-1
Початкова об'ємна активність (1992 р.), Бк/дм ³	4,44	11,84	7,4	31,45	2,29
Зниження за перший рік (1993), %	82,5	69	84,6	76,5	50,8
за другий рік (1994)	20,7	69,4	47,6	25,4	25,2
за третій рік (1995)	19	не відбулося	не відбулося	48,4	не відбулося

Наявність самоочищення підземних вод від радіонуклідів добре простежується за багаторічними режимними спостереженнями морозного періоду: за трендом об'ємної активності ^{90}Sr можна визначити дійсну максимальну швидкість самоочищення. На фонових ділянках темпи самоочищення за рахунок водообміну у 6,5-10 разів перевищують темпи зниження концентрації ^{90}Sr лише за рахунок фізичного розпаду.

Різниця між кількістю радіонукліду, яка не розпалася (динаміку фізичного розпаду показано на рис. 9 суцільною лінією), та фактично виміряною об'ємною концентрацією в період відсутності інфільтраційного живлення (зимовий період (графік 1)) характеризує обсяги самоочищення унаслідок водообміну (розбавлення «чистими» підземними водами), геохімічних процесів (мобілізації, іммобілізації та ремобілізації радіонукліду в геологічному середовищі). Динаміка самоочищення (графік 1) апроксимується залежністю $C_t = C_0 e^{-kt} + b e^{-\lambda t}$, де k – константа швидкості самоочищення; а втрати радіонукліду за рахунок самоочищення (графік 2):

$$\Delta C = a e^{-\lambda t} (1 - e^{-kt}) \quad (5)$$

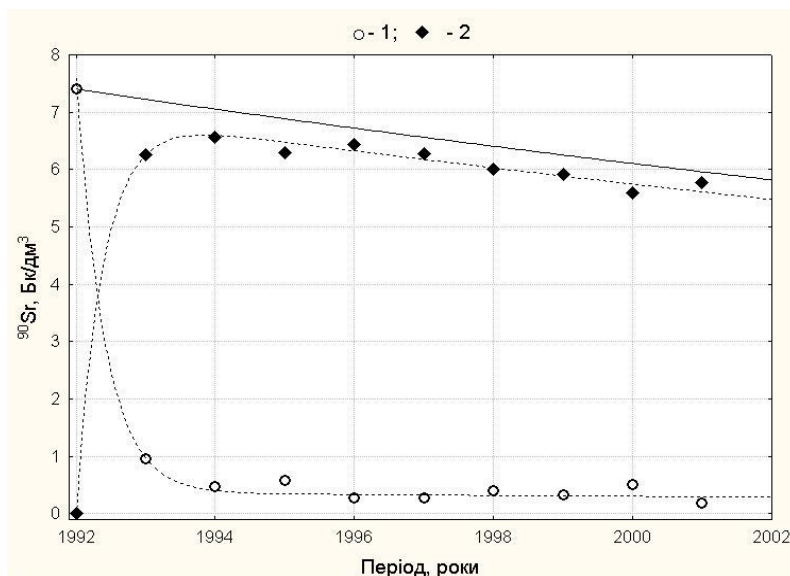


Рис. 9. Динаміка зимових концентрацій ^{90}Sr у воді водоносного горизонту в четвертинних відкладах (1) у порівнянні з динамікою їх зниження за рахунок розпаду (суцільна лінія) для свердловини на лівобережній заплаві р. Прип'ять; 2 - різницева графік.

Величина константи швидкості самоочищення, за початкового штучного забруднення підземних вод через свердловину до 4,5-7,5 Бк/дм³, становить $2,55 \pm 0,07$ рік⁻¹, що в 100 разів перевищує темпи радіоактивного розпаду.

В ЧЗВ існують ділянки з допустимим, критичним і позамежним забрудненням ґрунтових вод. В першому випадку підземні води швидко відновлюють фонові значення концентрацій. За критичного забруднення концентрації радіонуклідів в ґрунтових водах перевищують допустимі, однак ці перевищення носять локальний характер і відновлюються до фонових за 5 – 9 років. При позамежному забрудненні концентрації залишаються високими.

Розділ 6 визначає «критерії доцільності водоохоронних заходів на осушувальних системах в умовах радіоактивного забруднення». Виходячи із досвіду водоохоронної діяльності в зоні ЧАЕС після аварії, додаткові заходи доцільно проводити лише там, де природна система водозбору втратила утримуючі здатності, що проявляється через високі модулі винесення радіонуклідів (для $^{90}\text{Sr} > 3$ ГБк/рік/км²). Крім цього, рішення щодо заходів на меліоративних системах обґрунтовуються аналізом гідрологічних умов, функціональними можливостями цих систем, даними про джерела формування радіоактивного забруднення дренажного стоку, та базуються на прогнозах радіоекологічної ефективності цих заходів і можливих побічних негативних ефектів від них.

Про високу бар'єрну стійкість водозбору свідчить мінімальна кількість винесеної під час високої повені активності (з урахуванням запасу радіонукліду на водозборі). Бар'єрну стійкість по відношенню до політантів формує комплекс природних ландшафтно-геохімічних та техногенних характеристик водозбірної басейну. Оцінювати бар'єрну стійкість пропонується за відношенням водного винесення (W , ГБк/рік) до запасів радіонукліду на водозборі (Z_{Sr}) (тобто за часткою винесення b , %)

і/або за модулем винесення (M_e), що являє собою відношення W до площі водозбору водотоку (F , км²):

$$M_e = \frac{W}{F} = \frac{\sum_{i=1}^{365} Q \cdot C \cdot 86400}{F}, \quad (\text{ГБк/рік/км}^2) \quad (6)$$

де Q – витрати водотоку, м³/с, C – об'ємна активність, кБк/м³.

Ці показники між собою тісно пов'язані рівняннями (7) і мають ступінь зв'язку (коефіцієнт кореляції) 0,98-1,0, тобто їх коливання цілком синхронні.

$$b_n = \frac{W_n}{Z_{Sr}^n} \cdot 100\% \quad \text{або} \quad W_n = 10^{-2} \cdot b_n \cdot Z_{Sr}^o \cdot e^{-0,024t} \quad (7)$$

де b_n , Z_{Sr}^n – частка винесення та запаси радіонукліду на n -й рік, %; Z_{Sr}^o – запас ⁹⁰Sr на площі водозбору у перший рік забруднення, t – кількість років від початку забруднення до n -го року.

Градування модуля винесення і ранжування басейнів за бар'єрною стійкістю можна виконати по відношенню до модуля гранично допустимої концентрації ($M_{ГДК}$), на фоні якого видно перевищення нормативів радіаційної безпеки та баланс між бар'єрними і мобілізаційними процесами на водозборі ($M_{бм}$):

$$M_{бм} = M_e - M_{ГДК}, \quad \text{де} \quad M_{ГДК} = ГДК \cdot Q / F \quad (8)$$

де Q – водний стік за рік, м³/рік; F – площа водозбору даного водотоку, км².

Звичайно, на перших етапах забруднення M_e для всіх басейнів може бути значно вищим за $M_{ГДК}$, але за тим, наскільки стрімко $M_{бм}$ набуває від'ємних значень можна судити про ступінь порушення бар'єрної стійкості водозбору.

Показано, що виведення меліоративних систем з експлуатації у 1986 р. призвело або до затоплення і підтоплення територій, або до переосушення окремих ділянок з ризиком виникнення пожеж. Затоплення територій сприяло більш швидкому проникненню радіонуклідів в ґрунтові води: ¹³⁷Cs виносився в кількості 0,7-0,8 % від його запасу на поверхні, в той час як на незатоплюваних ділянках частка його проникнення до ґрунтових вод не перевищувала 0,13 %.

Вперше проведено критичний аналіз водоохоронних заходів, виконаних на меліоративних системах ЧЗВ в 1993-1995 рр. Для оцінки ефективності водоохоронних заходів на лівобережній Прип'ятській системі розраховано водне винесення радіонуклідів до річки з усіх джерел, що дозволило виявити побічні негативні ефекти, пов'язані із регламентом експлуатації водоохоронного комплексу. Виявилось, що відвернуте одноразове винесення ⁹⁰Sr за рахунок будівництва нової лівобережної дамби (за сценарієм повені 1999 р.), на 40% компенсується розтягнутим у часі збільшенням винесення ⁹⁰Sr внаслідок роботи польдерної насосної станції (ПНС), яка скидає забруднену воду практично у Прип'ять, та затоплення забруднених ділянок завдяки підпорі від дамби. Сумарне

фактичне винесення ^{90}Sr в результаті перекачування води ПНС та додаткового змиву із затопленої частини старого польдеру за період після введення в дію водоохоронного комплексу (1993-1999 рр.) оцінюється в 2784 ГБк, з врахуванням фільтраційних втрат через нову дамбу – близько 2800 ГБк. Уявний максимальний позитивний ефект від існування дамби на період повені 1999 р. оцінюється у 6800 ГБк попередженого винесення. Отже, чиста користь водоохоронного комплексу у вигляді разового відвернутого винесення ^{90}Sr , за час після його впровадження до 1999 р. включно, складе близько 4000 ГБк. Тобто ще 8-9 років експлуатації (до 2008 р.) за відсутності екстремальних повеней зводять нанівець позитивний ефект від дамби.

Згідно балансових розрахунків, замкнену міждамбову площу можна використовувати як “пастку” для радіоактивних речовин. Розвантаження з неї за рахунок фільтрації веде до значно меншого винесення ^{90}Sr у річку, ніж механічне скидання забруднених поверхневих вод до Прип'яті. Після відключення ПНС річний фільтраційний стік з польдера в річку не буде перевищувати 3,13 млн. м³, тобто є втричі меншим ніж об'єми води скинуті насосною станцією, річне винесення ^{90}Sr в річку зменшиться у 57 разів.

Використання меліоративних каналів для відведення забруднених вод на менш забруднені території з високою дренажістністю ґрунтових вод та наявністю біоплато забезпечує їх очищення на 90-96%, в залежності від довжини транспортуючої мережі (доведено на прикладі переведення стоку МК-5 через дюкер під залізничною колією до каналу МК-1), а також суттєву економію коштів на примусове перекачування насосними станціями.

Розділ 7 «Математичне моделювання водного винесення радіонуклідів. Оцінка бар'єрної стійкості водозборів»

З попередніх розділів випливає, що головними критеріями доцільності водоохоронних заходів є недостатня бар'єрна стійкість водозбірної території та слабе самоочищення водотоку. Для з'ясування головних джерел надходження та акумуляції радіонукліду складається балансове рівняння з прибуткових і витратних складових його балансу в системі водотоку. Шляхом впливу на ці складові (видалення та поховання донних осадів, забрудненого шару ґрунту з укосів, посилення притоку ґрунтових вод тощо) можна зменшити винесення радіонукліду. Автором розроблено компартментну балансову модель, до якої включено фактично оцінені та розраховані різними методами складові вторинного забруднення дренажних каналів. Перевірку моделі виконано на прикладі магістральних каналів МК-7 та МК-1 Прип'ятської осушувальної системи. Спрощений варіант рівняння виглядає наступним чином:

$$W_t = \sum_{i=1}^n W_i(t) + [W_s(t) + k_s \sum_{j=1}^n w_{gj} + (1 + K_d \cdot S_i) \cdot C_c M_c F_c \cdot t + P_t] \cdot K + Z D_b \cdot e^{-\lambda t} + Y D_s e^{-\lambda t} - W_f \quad (9)$$

де W_t – величина винесення радіонукліду через замикаючий (пригирловий) створ каналу (ГБк); $W_e(t)$ – кількість активності, яка надійшла через верхній створ транзитного каналу (наприклад з Білорусі); $W_i(t)$ – винесення i -м боковим каналом за час t , кБк; w_{gj} – винесення підземним стоком на відрізок j , кБк, за загальної їх кількості n при застосуванні скінчено-різницевого методу; k_s – коефіцієнт зміни концентрації при фільтрації через область височування, може дорівнювати 1,1...6,0; C_c – концентрація радіонукліду у водах площинного стоку; W_f – фільтраційні втрати за рахунок підпірних споруд; S_i – вміст твердого матеріалу у воді каналу; K_d – коефіцієнт розподілу ^{90}Sr між завислими частинками та розчином; M_c – модуль поверхневого стоку зі схилів; F_c – середня площа незатоплених укосів каналу; D_b, D_s – десорбція радіонукліду із донних відкладів та затоплених укосів за час t ; Z – запас активності ^{90}Sr у донних відкладах каналу; P_t – кількість радіонукліду, що надходить на поверхню водойми з атмосферними опадами, K – коефіцієнт нев'язки, збільшення концентрації за рахунок підйомів рівня на укоси вище середньорічних або зменшення за рахунок біоре mediaції.

Після підстановки всіх значень в рівняння (10) і вирішення оберненої задачі при $W_{1997} = 403,6$ ГБк ^{90}Sr , $W_{1998} = 783$ ГБк і $W_f = 0$ для каналу МК-7, отримано, що в 1997р. $K = 1,8$, а в 1998 р. – 4,7; процес вилуговування (YD_s) на період досліджень вносив 53 (1997 р.) – 60 % (1998 р.); за рахунок ґрунтових вод надходило 0,25-1,62% (табл. 3); з території Республіки Білорусь надходило 13-14% від сумарного винесення ^{90}Sr каналом (з врахуванням бічної приточності).

D_b – десорбція радіонукліду із донних відкладів за час t ; Z – запас активності ^{90}Sr у донних відкладах каналу; P_t – кількість радіонукліду, що надходить на поверхню водойми з атмосферними опадами.

Таблиця 3.

Оцінка джерел (складових) вторинного забруднення поверхневих вод каналу МК-7 за 1997 і 1998 рр. на українській частині його водозбору

Винесення		Складові вторинного надходження ^{90}Sr в канал					Загальне винесення каналом
		з атмо-сферним и опадами	з поверхневим стоком	із донних відкладів	з ґрунтовим и водами	при вилуговуванні з укосів та із стоком з боліт	
ГБк	1997р.	<u>0,01</u>	$0,04 \pm 0,01$	100 ± 20	<u>$3,3 \pm 0,3$</u>	195–231	316–350
	1998р.	<u>0,016</u>	$8,2 \pm 1,3$	137 ± 74	<u>$1,62 \pm 0,5$</u>	468,5–497	650–673
%	1997р.	<u>0,003</u>	$0,01 \pm 0,003$	25 ± 7	$1,0 \pm 0,1$	61 ± 7	100
	1998р.	<u>0,002</u>	$1 \pm 0,3$	20 ± 11	$0,22 \pm 0,05$	68 ± 6	100

Після підстановки усіх значень в рівняння (10) і вирішення оберненої задачі при $W_{1997} = 403,6$ ГБк ^{90}Sr , $W_{1998} = 783$ ГБк і $W_f = 0$ для каналу МК-7, отримано, що в 1997р. $K = 1,8$, а в 1998 р. – 4,7; процес вилуговування (Y)

на період досліджень вносили 53 (1997 р.) – 60 % (1998 р.); за рахунок ґрунтових вод надходило 0,25-1,62% (табл. 3); з території Республіки Білорусь надходило 13-14% від сумарного винесення ^{90}Sr каналом (з врахуванням бічної приточності).

Після зменшення ролі десорбції із донних відкладів та поверхневого дощового змиву, вторинне забруднення вод каналів та малих приток Прип'яті переважно забезпечують процеси вилуговування із забруднених укосів за умов підпору води в нерозчищеному каналі ($58 \pm 8\%$ внеску). Після початку реконструкцій на меліоративних системах ЗВ і ЗБ(о)В в 2000-2001 рр., що співпало із закінченням циклу багатоводних років, до домінуючих джерел вторинного забруднення поверхневих вод долучилися ґрунтові води, обсяги винесення ^{90}Sr з якими значною мірою залежать від типу режиму, характеру водообміну та ландшафтно-геохімічних характеристик всієї водозбірної площі.

З часом, після того як основна частина ^{90}Sr переходить з паливних частинок в обмінні та водорозчинні форми, зростає роль дисипативних факторів та процесів, – тих, що відповідають за розсіювання ^{90}Sr у середовищі. Зростає роль ґрунтових вод, тобто динамічних радіаційно-балансових чинників, і зменшується вплив таких місцевих чинників, як дощовий змив і вилуговування з укосів (рис. 10). Коливання концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах підпорядковуються впливу основних зовнішніх чинників (кількості атмосферних опадів, змінам інтенсивності водообміну), узгоджуються з поведінкою інших типоморфних катіонів і практично не залежать від властивостей і форм первинних радіоактивних випадіннь. Отже, в наш час, серед інших складових забруднення, домінує винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами ($30 \pm 10\%$). Для концентрації ^{137}Cs в ґрунтових водах характерна обернена залежність від кількості атмосферних опадів, що свідчить про стабілізацію відносного вмісту водорозчинних і фіксованих форм радіонукліду, або про значне переважання фіксованих форм ^{137}Cs в зоні аерації.

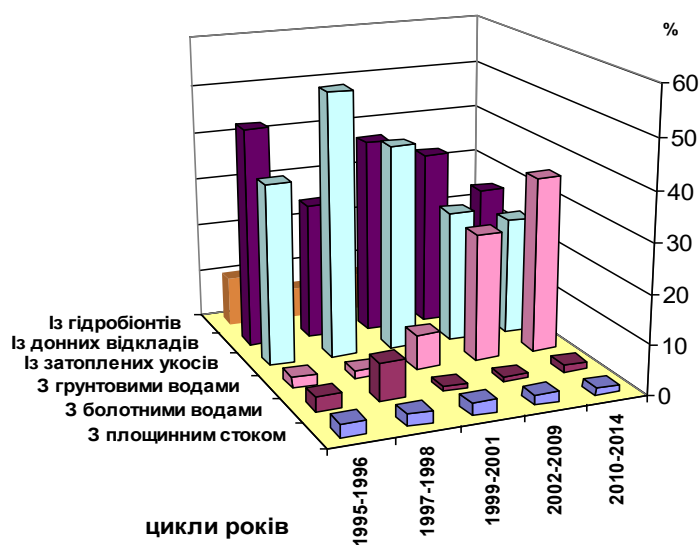


Рис. 10. Участь джерел надходження ^{90}Sr у вторинному забрудненні поверхневих вод за період з 1995 по 2014 рр.

Детальний рівень та наведена вище модель забезпечують лише ситуативний аналіз переважно внутрішніх джерел вторинного забруднення водотоку. Прогнозування за допомогою наведеної моделі ускладнюється у зв'язку із наявністю багатьох невідомих: обсягів стоку, висоти підняття рівня води на укоси каналу, кількості опадів, що формують площинний змив та ін. Для зменшення невизначеностей автором запропоновано кардинально новий підхід, що передбачає перехід від детального на локальний та регіональний рівні водозбірних басейнів різного порядку, які згруповано за близькими характеристиками забруднення та загальної гідрометеорологічної обстановки.

Між водним винесенням радіонукліду (залежна функція) та певними характеристиками водозбірної площі (незалежні чинники) існує тісний зв'язок, який встановлюється кореляційним аналізом. Для генералізації великої кількості чинників виконано факторний та кластерний аналізи, за результатами яких об'єднано тісно пов'язані чинники в групи, вибрано репрезентативний чинник, що спрощує побудову прогнозних регресійних моделей. У зв'язку із змінами стану випадіння такі моделі коректні для нетривалих періодів. За допомогою ретроспективного аналізу змін коефіцієнта парної кореляції в часі (див. рис. 3-6) встановлено, що етап масової деструкції паливних частинок і значущого переходу ^{90}Sr в мобільні форми припадає на період з 1998 по 2004 рр., що повністю відповідає прогнозам В.В. Доліна (2000). За результатами множинного кореляційного аналізу для виділених етапів виконано ранжування чинників впливу на винесення. Так, на першому маловодному етапі 1987-1992 рр., що характеризувався переважанням твердофазних слаборухомих форм ^{90}Sr , винесення стримувалось перезволоженими западинами та органогенними ґрунтами; посилювалось завдяки сухим западинам та кислим ґрунтам. У багатоводні 1997-1998 рр. помітний вплив на винесення справляли: сумарна площа западин, їх кількість, а для лівобережжя р. Прип'ять – щільність западин, меліорованість, відносна площа кислих ґрунтів на водозборах та щільність гідрографічної мережі. Знайдено найбільш достовірні регресійні рівняння, що описують винесення ^{90}Sr (W) і дозволяють прогнозувати його для років із подібним розподілом опадів або стоку (Q) (табл.4).

Таблиця 4.

Результати прогнозування винесення ^{90}Sr (W) водотоками ЧЗВ на 2012-2013 рр.

Рік	Опади, мм	Регресійне рівняння і фактичне значення	Басейни							
			р.Брагінка		МК-1		Північно-західний		р.Сахан	
			Q, млн.м ³	W, ГБк	Q, млн.м ³	W, ГБк	Q, млн. м ³	W, ГБк	Q, млн. м ³	W, ГБк
2012	682,5	Лінійне	112	307,0	18,3	38,0	36,0	350	20,0	36,9
		Ступеневе		270,0		41,6		н.в.		59,5
		Фактичне	119	290,0	13,2	18,0	33,1	213,0	24,0	38,0
2013	690,0	Лінійне	121	330,0	19,2	40,5	38,8	387,0	22,0	43,6

	Ступеневе		284,0		46,7		н.в.		70,1
	Фактичне	270	870,0	20,0	40,0	42,0	415,0	40,0	80,0

Примітка: курсивом виділено задані та прогнозні значення, жирним курсивом – найбільш вдалі прогнози; н.в. – не визначались.

Регресійні моделі дозволяють також виконувати реконструкції винесення радіонуклідів, прогнозувати та відтворювати концентрацію забруднювача у воді окремих водотоків (табл. 5). Достовірність рівнянь визначається високими значеннями коефіцієнтів кореляції ($K_{кор.}$) та рівнем значущості критерію Фішера.

Використовуючи рівняння регресії, можна підібрати такі значення чинників, за яких концентрація та/або винесення будуть найменшими. Це є достатнім обґрунтуванням для визначення оптимальних режимів стоку з осушувальних систем та запобіжних водоохоронних заходів з мінімізації винесення радіонуклідів (табл. 6). Так, зменшення ступеню *дренованості* на 25% в 1999 р. могло б призвести до зниження винесення ^{90}Sr на 3-10% (табл. 6), а збільшення площі лісу до 50% – до зменшення винесення на 44%. Отже, шляхом регулювання гідрологічних та ландшафтних чинників можна посилювати бар'єрні функції водозборів і досягати зменшення винесення.

Таблиця 5.

Прогноз об'ємної активності ^{90}Sr у воді каналів за регресійними рівняннями

Канал та задані значення предикторів	Рівняння регресії				
	Лінійне	Експоненційне	Квадратичне	Квадр. оптимізов.	Десятичне оптимізоване
МК-1 <i>$V=0.4; On=5.5; pH=6.8$</i> <i>$V=0.2; On=5.5; pH=6.5$</i>	7,89 4,14	8,37 1,52	7,92 1,38	7,62 1,82	- -
МК-5 <i>$V=0.19; On=7.5; pH=6.5$</i> <i>$V=0.19; On=7.3; pH=6.5$</i>	Не дост. даних	- -	0,69 0,53	2,48 2,42	2,39 2,24

Таблиця 6.

Прогноз зменшення винесення ^{90}Sr з площі басейну (% від розрахункового на 1999 р.) за умов коригування значень незалежних чинників

Басейн	Дійсне значення підземного живлення, %	Зменшення винесення при збільшенні стоку ґрунтових вод до 35%		Дійсне значення дренованості, тис. м ³ /га/рік	При зменшенні дренованості на 25%
		Кореневе рівняння	Лінійне рівняння		Лінійне рівняння
МК-1 о.с. Усів	23,8	68	92	0,42	5
МК-2 о.с. Усів	30	44	98	0,41	10
МК-5	31	37	98	0,25	9
МК-6	22,6	71	87	0,23	3

За результатами оцінки значимості чинників у формуванні винесення ^{90}Sr визначено суму балів (еквівалентних коефіцієнту кореляції кожного з ландшафтних чинників із водним винесенням радіонукліда по групах

басейнів за певний період), за якою встановлено бар'єрну стійкість басейнів (рис. 11).

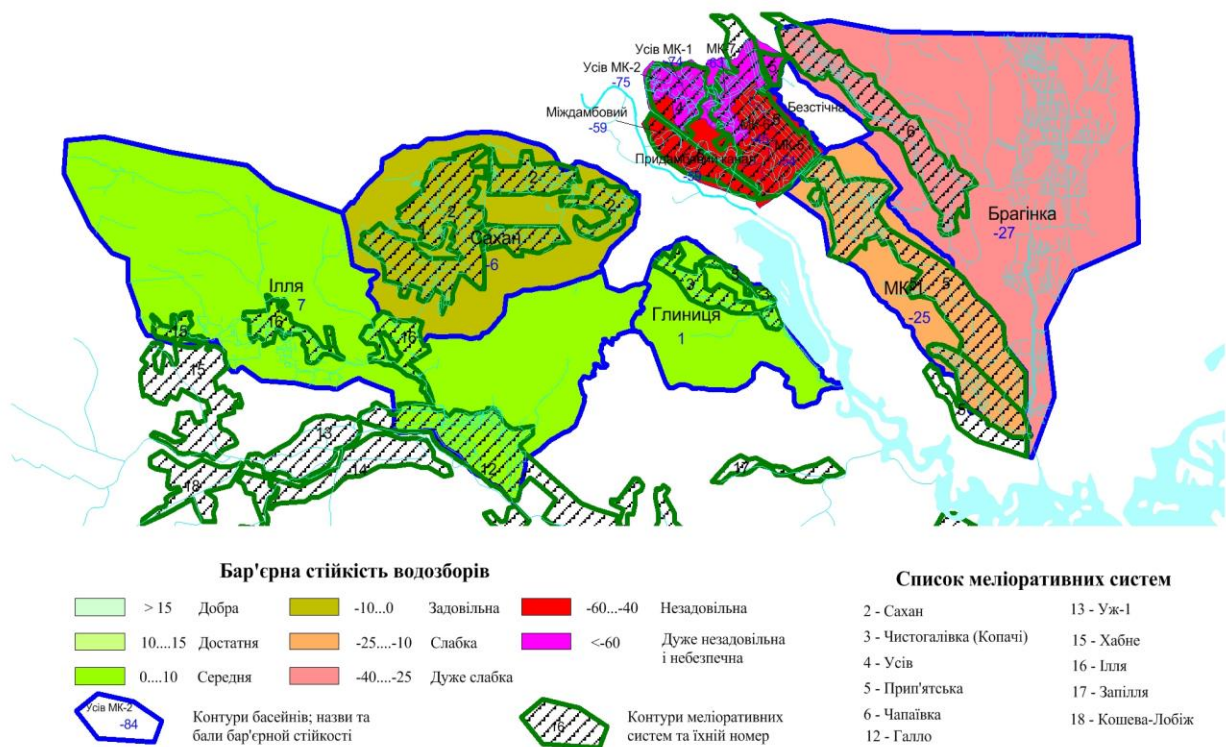


Рис. 11. Районування водозбірних басейнів ЧЗВ за стійкістю до винесення ^{90}Sr , з врахуванням штучної осушувальної мережі.

Природні чинники (без врахування гідрографічної мережі) забезпечують *природну* бар'єрну стійкість, яка істотно порушена облаштуванням штучної осушувальної мережі. Вичерпання або посилення бар'єрних функцій щодо винесення ^{90}Sr добре проявляється через динаміку модулів винесення і, особливо, через зміни в часі модулів бар'єрних та мобілізаційних функцій $M_{\text{бм}}$ (рис. 12).

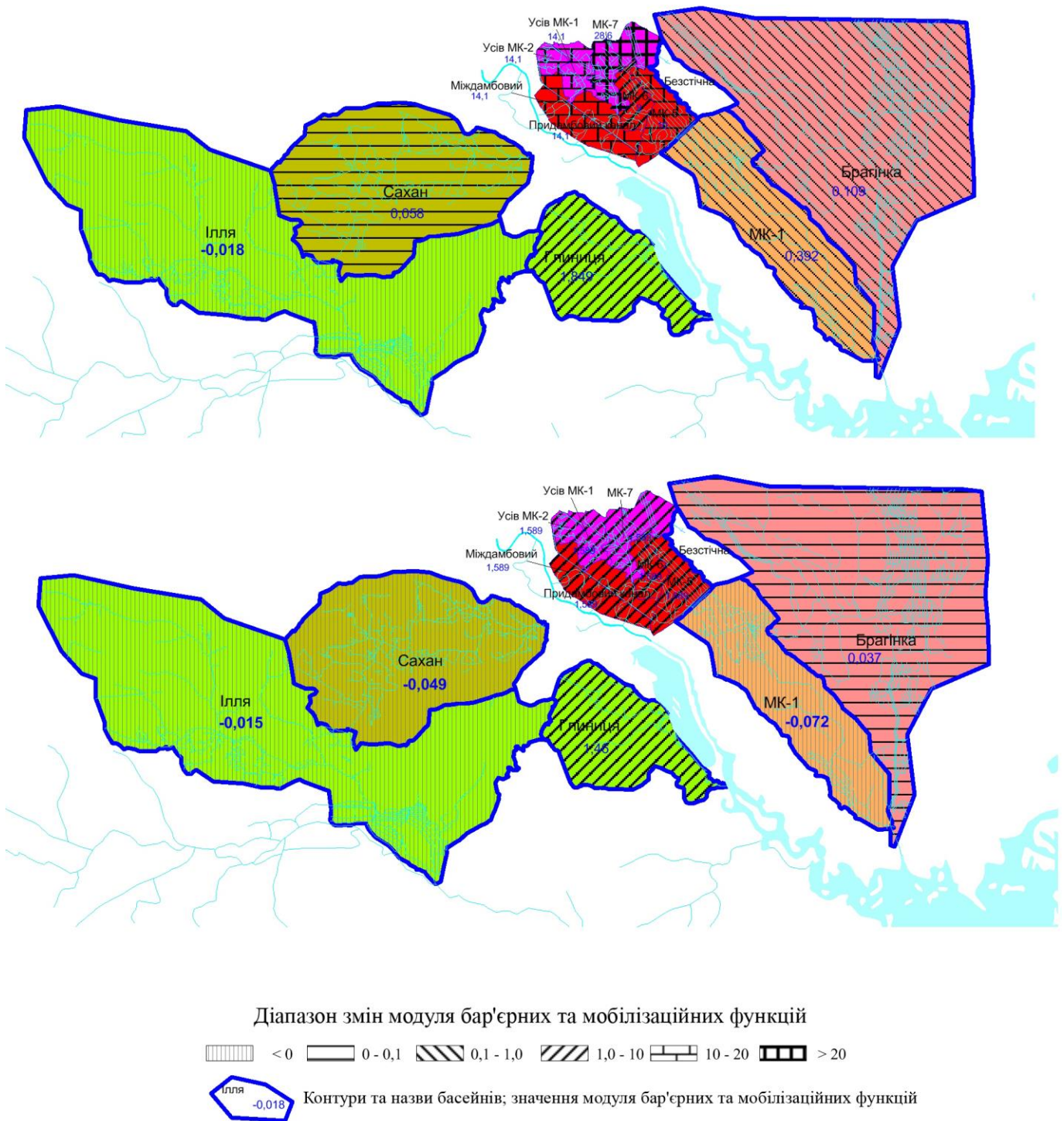


Рис. 12. Вплив техногенних надбудов на бар'єрну стійкість водозборів і зміни модуля бар'єрних та мобілізаційних функцій (M_{bm}) з 1998 р. (а) по 2012 р. (б). Кольором представлено природну бар'єрну стійкість до винесення ^{90}Sr .

Перехід до значень модуля винесення нижчих за модуль ГДК відбувається в першу чергу на тих водозборах, де сума балів, що визначають природну бар'єрну стійкість, більша 10, а меліорованість менша 20%, причому, практично незалежно від ступеню радіоактивного забруднення, що свідчить про більше поширення та ефективну дію утримуючих чинників на таких водозборах. Отже швидкість досягнення

прийнятних $M_{\text{бм}}$, коли концентрація ^{90}Sr у поверхневому стоці менша за ГДК, обернено пропорційна меліорованості та щільності гідромережі, що дозволяє прогнозувати терміни виходу значень винесення ^{90}Sr на безпечний рівень.

На рівні ЧЗВ можна виділити кілька основних *регіональних особливостей* та тенденцій формування стоку, вторинного радіоактивного забруднення вод та винесення радіонуклідів в нижній частині басейну р. Прип'ять: 1) головною регіональною ознакою, що впливає на водообмін, є штучно згущена гідрографічна (дренажна) мережа; 2) з 1986 р., після припинення експлуатації та нагляду за каналізованою гідромережею, широкого розвитку набуло вторинне заболочування; ландшафтні ареали з болотними органомісними ґрунтами займають до 22,5% території ЧЗВ, торф'яні різновиди поширені на площі, що займає лише близько 5 % території (за оцінками В.С. Давидчука); 3) низькі швидкості потоків в каналах призвели до зменшення ухилу їх дна, підпору та зменшення градієнтів стоку ґрунтових вод, зменшення природної дренажності території; порушення режиму живлення водотоків; 4) модулі стоку ґрунтових вод для лівобережжя р. Прип'ять за період 1991-2001 рр. склали 0,94 л/с/км²; 5) зростання РГВ та заболочення стали одними із основних регіональних чинників радіоактивного забруднення водного середовища; 6) висока концентрація гумусових речовин в поверхневих водах є одним з головних регіональних чинників мобілізації ^{90}Sr , проте ґрунтові води містять значно менше органічної речовини; 7) з 1989 по 1999 рр. спостерігалось зменшення частки підземного стоку в загальному; суттєве зменшення обсягів загального стоку порівняно з періодом осушення та навіть з природними обсягами; 8) широкий розвиток мікрозападин, значна частина яких забезпечує транзит радіонуклідів з поверхні через ґрунтові води до водоприймачів; 9) самовідновлення лісу сприяє посиленню бар'єрної стійкості водозборів по відношенню до розчинних форм радіонуклідів.

Розділ 8 «Науково-прикладні засади поводження із осушувальними системами в зонах радіаційного забруднення (на прикладі ЧЗВ)» містить основні положення щодо функціонування меліоративних систем на територіях забруднених радіоактивними речовинами, які обґрунтовані виявленими локальними та регіональними закономірностями змін водної та радіоекологічної обстановки після припинення експлуатації осушувальних систем в ЧЗВ; технічними можливостями меліоративних систем щодо посилення бар'єрної стійкості водозборів; функціональним статусом територій, визначеним Концепцією зони відчуження (1998 р.).

Осушувально-зволожуючі системи (в робочому стані) є своєрідними природно-техногенними басейнами стоку, які завдяки згущеній мережі дрен забезпечують більш високу інтенсивність водообміну і в періоди інтенсивного водовідведення прискорюють винесення радіоактивних речовин, отже порушують бар'єрну роль забруднених відчужених

територій. У зв'язку з цим їх розміщення в 30-км зонах навколо потенційних об'єктів забруднення недоцільне.

Згідно досвіду мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи, в зонах радіоактивного забруднення з переважанням паливної компоненти, доцільність та характер *поводження з осушувальними системами* обумовлюються обсягами водного винесення радіонуклідів з їх площі та можливістю і ефективністю впливу на джерела забруднення (донні відклади, ґрунти затоплюваних укосів, ґрунтові води, стік з боліт). Виведення систем з експлуатації в зарегульованому стані веде до затоплення забруднених площ. Водоохоронні заходи повинні бути в першу чергу спрямовані на попередження затоплення і вимивання радіонуклідів з ґрунту та використовувати ландшафтні чинники, які регулюють бар'єрну функцію водозборів.

Поводження з осушувальними системами підпорядковується послідовності трансформацій радіоактивних випадін та водності років і повинне бути наступним: 1) у перші 10-13 років після забруднення мережі каналів: забруднені донні відклади на найбільш критичних ділянках (верхні б'єфи споруд) слід видалити і поховати, що сприятиме також підтриманню низького базису ерозії та розвантаженню ще не забруднених ґрунтових вод; до початку максимального забруднення останніх: а) у *маловодні роки* пропускати води по магістральних каналах із посиленням притоку ґрунтових вод, зняти верхній шар ґрунту на найбільш забруднених ділянках укосів, розглянути можливість заповнення окремих каналів чистим ґрунтом; б) у *багатоводні періоди* – переводити стік по мережі каналів через менш забруднені території для стимулювання процесів самоочищення вод на біоплато, а також використовувати міждамбові пастки як повільні піщані фільтри, підтримувати дієздатність польдерів для запобігання затоплення забруднених ділянок; на найбільш забруднених системах допускається зарегулювання поверхневого стоку та розвантаження підземним стоком, проте слід уникати розвитку заболочування мінеральних автоморфних ґрунтів; 2) після переходу радіонуклідів з твердофазної матриці у дисоційовані форми (через 11-13 років) та значного забруднення ґрунтових вод – використовувати та посилювати біогеохімічні бар'єрні властивості ландшафту (сприяти поширенню лісу, використовувати піщані дамби як повільні фільтри); підтримувати РГВ нижче рівня закладання закритого дренажу (особливо в місцях поховання радіоактивних відходів) або ізолювати виходи дренажних колекторів; використовувати біологічні методи дезактивації вод.

Характер поведінки з меліоративними системами зумовлюється також функціональним статусом території. На радіаційно забруднених територіях *промислової* зони ЧАЕС осушувальні системи повинні забезпечувати найбільш сприятливий режим РГВ з метою: запобігання підтоплення сховищ радіоактивних відходів, функціонування промислових об'єктів та важливих водоохоронних споруд. Контроль за процесами вторинного заболочування є необхідним і на меліоративних системах

заповідної зони, – для забезпечення умов еволюції низинних та перехідних боліт у верхові – безстічні болота. Тут слід сприяти розвитку природних сукцесій з дотриманням вимог радіоекологічної безпеки.

В зоні *першочергової реабілітації* слід забезпечити: відповідні до видів господарського використання земель норми осушення, водно-повітряний та поживний режим ґрунтів; умови безпечного середовища існування, в т. ч. попередження підтоплення населених пунктів, зменшення площі боліт; недопущення вимокання лісу; пожежну безпеку торфовищ; робочий стан переїздів через канали тощо. Часткова реконструкція систем (ремонт гідротехнічних споруд і розчищення каналів) в колишньому Поліському районі, більше 60% площі яких може бути віднесено до 4-ї зони, дозволить використовувати землі під випас худоби, вирощування технічних культур; пропускати паводки й регулювати РГВ на прилеглій населеній території. На території *загального режиму*, де розміщена більшість систем, слід дотримуватись пріоритету зменшення водного винесення радіонуклідів, але заходи не повинні суперечити автореабілітаційним процесам.

Осушувальні системи в зонах підвищеного ризику радіоактивного забруднення (санітарні зони діючих АЕС) повинні зберігати робочий стан для можливості регулювання стоку, забезпечення пожежної безпеки на торфовищах, попередження заболочування мінеральних ґрунтів та підтоплення об'єктів інфраструктури тощо.

ВИСНОВКИ

1. У дисертації обґрунтовано і розвинуто новий науковий напрям – радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів. Розроблено методологію оцінки впливу осушувальних систем на режим ґрунтових вод та їх забруднення техногенними радіонуклідами, а також на бар'єрні функції водозбірних басейнів в цілому. Методологія базується на трьох рівнях досліджень, які дозволяють визначити процеси та чинники забруднення ґрунтового і поверхневого стоку і обґрунтувати характер поведінки із меліоративними системами в зонах забруднення: 1) детальний – на балансових майданчиках (натурні спостереження та експерименти), 2) локальний – на окремих меліорованих водозборах, 3) регіональний – виділення головних чинників та закономірностей, порівняння бар'єрної стійкості усіх досліджуваних басейнів на забрудненій території.

2. Визначено закономірності формування концентрацій та водного винесення радіонуклідів з водозбірних басейнів, які описуються регресійними залежностями від гідродинамічних, гідрохімічних та сталих природних і техногенних ландшафтних показників, що в комплексі визначають бар'єрну стійкість водозбору. Водне винесення ^{90}Sr визначається низкою статичних і динамічних чинників (крім щільності забруднення водозбірної поверхні): часткою ґрунтових вод в загальному стоці, площею на водозборі лісу, западин, щільністю гідрографічної мережі, типом ґрунтів, ступенем дренажності, рН води, вмістом у ній легкорозчинних органічних речовин.

3. Встановлено, що після виведення осушувальних систем з експлуатації зменшуються обсяги стоку з ЧЗВ, а у багатоводні роки також суттєво зменшується частка стоку ґрунтових вод, що погіршує якісний склад загального стоку; винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами в канали у багатоводні 1998-2000 рр. складало від 0,22-2,5% (на найбільш забруднених системах) до 1,0-16,0% (за межами 10-км зони) від щорічного загального винесення каналом; у маловодні роки ця частка збільшується до 35%.

4. Встановлено, що темпи самоочищення підземних вод першого від поверхні водоносного горизонту від ^{90}Sr на фонових ділянках в 6,5-10 разів перевищують швидкість його фізичного розпаду. Константа швидкості самоочищення (k) від штучно внесеного забруднення (4,4-8,0 Бк/дм³) досягає $2,55 \pm 0,07$ рік⁻¹, що до 100 разів перевищує темпи радіоактивного розпаду. За відсутності додаткових джерел забруднення самоочищення підземних вод може відбутися за 1,5-2 роки. Рівновага процесів сорбції-десорбції у водонасиченій зоні, складеній алювіальними пісками, головним чином визначається швидкістю водообміну.

5. Досліджено, що особливості міграції ^{90}Sr і ^{137}Cs для осушувальних систем ЧЗВ визначаються наступними закономірностями у водообміні:

- об'ємна активність ^{90}Sr в ґрунтових водах більшою мірою залежить від динаміки потоку, ніж від РГВ; найбільші концентрації ^{90}Sr характерні для добре промитих ділянок дренажу підземних потоків;
- інтенсивність водної міграції визначається щільністю гідрографічної мережі та ступенем дренажності території; проте меліорованість на рівні 10-20% істотно не впливає на бар'єрну стійкість водозбору;
- у роки малої й середньої водності водне винесення ^{90}Sr має зворотну залежність від площі зарегульованих осушувальних систем на водозборі і пряму – в багатоводні, а особливо, – на наступний після багатоводного рік;
- інфільтраційне живлення ґрунтових вод на осушуваних водозборах напряду пов'язане із інтенсивністю дренажності; на добре дренажних ділянках інфільтраційне живлення 200-320 мм/рік є визначальним чинником забруднення ґрунтових вод ^{90}Sr . На підтоплених ділянках об'єми інфільтраційного живлення не корелюють із обсягами надходження ^{90}Sr в ґрунтові води;
- вихід ^{90}Sr в розчин зростає зі зменшенням терміну попередніх затоплень ґрунтового шару, ^{137}Cs – навпаки. Після збільшення концентрацій обох радіонуклідів у розчині, на 40-57 добу від початку затоплення ґрунтів відбувається зменшення і певна стабілізація їх концентрацій (за відсутності водообміну). Найвища швидкість виходу ^{90}Sr в розчин – близько 0,3 %/добу – до 16 діб затоплення.

6. Формоутворення ^{90}Sr визначається генетичними особливостями стоку. Розчинені неорганічні сполуки ^{90}Sr є основною формою його знаходження у водному середовищі осушувальних систем радіоактивно забруднених територій Українського Полісся: гідроксиди і фульвокомплекси мають значну частку (10% і 12%) лише у водах площинного стоку з укосів; в ґрунтових водах свердловин $\text{SrSO}_4 > 10\%$,

колекторів – не менше 4-5%, в усіх ґрунтових водах $>1\%$ SrHCO_3^+ ; у поверхневих водах – присутні завислі та розчинні органічні форми ^{90}Sr , $\text{SrHCO}_3^+ \leq 1\%$ (за рідким виключенням); $\text{SrSO}_4 \leq 4,5\%$.

7. Вміст ^{90}Sr у воді зростає із концентрацією низькомолекулярних фульвокислот. Середньорічний коефіцієнт кореляції між концентрацією ^{90}Sr та перманганатною окиснюваністю (ПО) у водах меліоративних каналів досягає 0,85, що дозволяє прогнозувати вміст ^{90}Sr . ПО ґрунтових вод на 1-2 порядки нижча, ніж поверхневих, так само як і вміст ^{90}Sr . Чим менший приплив у канали ґрунтових вод з низьким вмістом органічних речовин і чим більша частка у водному балансі каналу суто поверхневого стоку, тим більш синхронні коливання вмісту ^{90}Sr і розчинених ОР у воді. Тобто, основні шляхи надходження легкорозчинних органічних речовин і ^{90}Sr в канали не пов'язані з ґрунтовими водами, які завжди відіграватимуть розбавлюючу роль (окрім ділянок закритого дренажу).

8. За результатами факторного аналізу, мікрозападини відносяться до «водного» фактора. Переважання водорозчинних форм ^{90}Sr з 1997 р. посилює їх роль у формуванні радіоактивного забруднення ґрунтових і поверхневих вод: їх транзитна функція зростає, відповідно знижується бар'єрна.

9. Встановлено, що на польдерних системах винесення ^{90}Sr фільтраційним потоком крізь тіло дамб, які виконують роль повільних піщаних фільтрів, істотно менше (у 250-330 разів), ніж перекачування забруднених поверхневих вод насосами у водоприймач.

10. Встановлено, що утримуюча здатність осушуваних ландшафтів може бути визначена за допомогою інтегральних показників – модуля винесення та частки винесення радіонукліда від його запасів на водозборі. Показником виснаження бар'єрної стійкості є модуль бар'єрних та мобілізаційних функцій (різниця модуля винесення і модуля ГДК). Оцінка природної та порушеної (осушувальною мережею) бар'єрної стійкості добре узгоджується із динамікою винесення ^{90}Sr : на водозборах з достатньою і середньою природною бар'єрною стійкістю швидкість зменшення річного винесення ^{90}Sr більша, ніж на водозборах із слабкою та дуже слабкою здатністю до утримання радіонуклідів. З підвищенням ступеня меліорованості бар'єрна стійкість водозбору погіршується, що призводить до підвищеного винесення ^{90}Sr .

11. На основі визначених закономірностей, з урахуванням функціонального статусу території, вперше розроблено науково-прикладні засади поводження з осушувальними системами на різних етапах післяаварійного циклу в зонах техногенного радіоактивного забруднення, які полягають у поетапності заходів щодо регулювання відносно чистого стоку ґрунтових вод, підтриманні рівня базису ерозії, використанні та посиленні бар'єрних функцій ландшафту. Найбільш ефективними на сьогоднішній день регулюючими заходами на меліоративних системах ЧЗВ є мінімізація забрудненого стоку за межі Зони у маловодні роки та переведення його із сильно забрудненої частини системи у водозбірний

басейн із значно меншою щільністю забруднення. В останньому випадку, внаслідок розбавлення більш чистими ґрунтовими водами та біоремедіації, відбувається самоочищення поверхневих вод від ^{90}Sr у 10-20 разів.

Список основних праць опублікованих за темою дисертації Монографії

1. Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа (ч.1) / [Шестопапов В.М., Лялько В.И., Ситников А. Б., Руденко Ю.Ф., Джепо С.П., Скальский А.С., Бугай Д.А., Богуславский А.С., Бублясь В.Н., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В., Онищенко И.П., Шевченко А.Л., Гудзенко В.В., Наседкин И.Ю., Кухаренко Д.Е., Панасюк Н.И., Алферов А.М., Сахацкий А.И., Романюк И.М., Кастельцева Н.Б., Курило С.М.]; под ред. В.М.Шестопапова. – К.: ИГН НАНУ, НИЦ РПИ НАНУ, 2001. – 635 с. *(Здобувач написав за власними фактичними даними главу 6 разом із І.Ю.Наседкіним).*
2. Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / [Шестопапов В.М., Францевич Л.І., Балашов Л.С., Бондаренко Г.Н., Гайченко В.А., Іванов Ю.О., Кашпаров В.О., Архіпов А.М., Бублясь В.М., Войцехович О.В., Давидчук В.С., Долін В.В., Кононенко Л. В., Садолько І.В., Сущик Ю.Я., Шевченко О.Л., Шраменко І.Ф., Панасюк М.І., Паскевич С.А.]; під ред. Ю.О. Іванова, В.В. Доліна. – К.: НАН України, 2001. – 252 с. *(Здобувач написав розд.2:аналіз результатів досліджень, теоретичні узагальнення, а також частину загальних висновків монографії).*
3. Distribution and Migration of Radionuclides in Meliorated Areas // Chernobyl disaster and groundwater / Beckie R., Bohuslavsky A., Bubljas' V., Bugai D., Dzhepo S., Gaganis P., Gudzenko V., Kuharenko D., Onyshchenko I., Panasiuk N., Rudenko Y., Shestopalov V., Shevchenko A. et al.; Editor V. Shestopalov. – A.A. Balkema Publisher: Printed in India, 2002. – 289 p. *(Здобувачем одноосібно складено розд.5 – аналіз результатів власних польових досліджень).*
4. Геохимия техногенных радионуклидов / Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В., Долин В.В., Садолько И.В., Сущик Ю.Я., Демченко Л.В., Шраменко И.Ф., Шевченко А.Л. и др.; под ред. Э.В.Соботовича, Г.Н.Бондаренко. – К.: Наукова думка, 2002. – 332 с. *(Здобувач написав розд.7 разом із В.В.Доліним).*
5. Гідрогеологія України / Камзіст Ж.С., Шевченко О.Л. – К.: Фірма «ІНКІОС», 2009. – 614 с. *(Здобувач брав участь у написанні усіх 5 розділів, висновків та додатків, а також виконав загальну редакцію посібника).*
6. Закономірності міграції техногенних радіонуклідів на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (за результатами досліджень 1986-2004 рр.) / Шевченко О.Л. Козицький О.М., Наседкін І.Ю., Рябцева

- Г.П., Бублясь В.М., Іванушкіна Н.І., Осадча Н.М., Сизоненко В.П., Шестопапов В.М.; під ред. В.А. Сташука. – Херсон: Олді-плюс, 2011. – 415 с. (Здобувач розробив структуру монографії та є основним автором усіх 8 розд.).
7. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього (укр., рус., англ.) / І.В. Авраменко, Д.А. Бази́ка, В.А. Баклан [та ін.]; під редакцією Балоги В.І., Холоші В.І., Євдіна О.М., Перепелятнікова Г.П. [та ін.] – К.: КІМ, 2011. – 356 с. (Здобувач брав участь у написанні розділу 2.1.3).
 8. Екогеологія України / Шестопапов В.М., Коржнєв М.М., Вижва С.А., Шевченко О.Л. та ін.; під ред. В.М. Шестопапова. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2011. – 671 с. (Здобувач одноосібно написав розділ 7, присвячений еколого-геологічним проблемам регіонів землеробства, в т.ч. радіоактивного забруднення зрошуваних та осушуваних земель).
Статті (аналіз та інтерпретація результатів власних польових досліджень, методичні розробки, узагальнення, практичні рекомендації)
 9. Долін В.В. Перспективи мінімізації впливу радіаційного забруднення на якість поверхневих вод / В.В.Долін, О.Л.Шевченко // Геохімія та екологія. Зб. наук. праць Держ. наук. центру радіогеох. навкол. середов. – 2000. – Вип.2. – С. 331–338.
 10. Шевченко О.Л. Гідрогеохімічні умови формування вторинного забруднення поверхневих і ґрунтових вод меліоративних систем Зони відчуження / О.Л.Шевченко, В.В.Долін, М.І.Проскура [та ін.] // Геол. журнал. – 2001. – № 3. – С. 51–60.
 11. Шевченко О.Л. Аналіз ефективності та варіанти експлуатації водоохоронного комплексу Лівобережної польдерної системи / О.Л.Шевченко, О.М.Козицький, І.Ю.Наседкін [та ін.] // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 2001. – Вип. 7. – С. 112–125.
 12. Киреев С.И. Вымывание, как процесс вторичного радиоактивного загрязнения поверхностных вод на пойменных участках и в мелиоративных каналах / С.И. Киреев, А.Л. Шевченко, В.В. Гудзенко // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 2001. – Вип. 7. – С. 186–199.
 13. Долін В.В. Форми знаходження і міграції ^{90}Sr та ^{137}Cs у поверхневих водах лівобережної заплави р.Прийп'ять / В.В.Долін, О.Л.Шевченко, С.О.Ситий // Минералогический журнал. – 2002. – 24, №1. – С. 43–52.
 14. Шевченко О.Л. Сучасні дистанційні аерокосмічні технології в комплексі радіогідрологічного моніторингу / О.Л.Шевченко, О.Т.Азімов, О.І.Сахацький // Вісник Київського національного університету ім. Т.Шевченка (Геологія). – 2004. – Вип.29. – С. 40–44.

15. Азімов О.Т. Впровадження сучасних інформаційних систем як засіб підвищення ефективності водоохоронних заходів на радіоактивно забруднених площах Зони відчуження ЧАЕС/ О.Т. Азімов, О.Л. Шевченко // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2005. – № 1. – С.37–40.
16. Шевченко А.Л. Применение неорганических и биологических методов дезактивации природных вод в Чернобыльской зоне отчуждения / А.Л.Шевченко, В.В. Гудзенко, Л.Н. Спасенова [та ін.] // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 2005. – Вип. 8. – С. 131–144.
17. Шевченко О.Л. Забруднення і деконтамінація підземних вод у Чернобыльській зоні відчуження / О.Л. Шевченко, С.І. Кіреєв, В.В. Гудзенко // Вісник Київського національного університету ім. Тараса Шевченка (Геологія). – 2006. – Вип.38. – С. 9–14.
18. Шевченко О.Л. Біогеохімічні чинники формоутворення радіонуклідів у поверхневих водах / О.Л.Шевченко, Н.М.Осадча, В.В.Долін // Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. – 2007. – Вип. 14. – С. 119–128.
19. Шевченко О.Л. Схематизація та моделювання вторинного радіоактивного забруднення вод дренажних каналів / О.Л.Шевченко // Вісник Київ. нац. університету ім. Тараса Шевченка (Геологія). – 2007. – Вип.42. – С. 113 –117.
20. Шевченко О.Л. Порухнені режими рівнів ґрунтових вод Чернобыльської зони відчуження та їх вплив на формування об'ємної активності ^{90}Sr / О.Л.Шевченко // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Геологія). – 2011. – Вип. 54. – С. 56–60.
21. Шевченко О.Л. Ретроспективний аналіз пріоритетності чинників мобілізації забруднюючих речовин / О.Л.Шевченко // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Геологія). – 2013. – Вип. 60. – С. 63–69.
22. Шевченко О.Л. Роль западинного мікрорельєфу та інших чинників у формуванні водного винесення радіоактивного стронцію / О.Л.Шевченко, В.М. Бублясь // Збірник наукових праць УкрДГРІ. – 2013. – №3. – С. 84–97.
23. Shevchenko A.L. Hydrological Changes and Their Effect on the Radiological Characteristics in the Chernobyl Abandoned Zone / A.L.Shevchenko, V.V.Dolin, I.Yu. Nasedkin [et al.] // Water Resources. – 2002. – V.29, № 4. – P. 449–464.
24. Shevchenko A. Strontium-90 in surface and ground waters of the reclamation systems at the Chernobyl Exclusion zone / A. Shevchenko, V. Gudzenko, I. Nasedkin & E. Panasevitch // Environmental Geology. – 2001. – Vol 40, Issue 10 – P. 1177–1184.
25. Dolin V. Artificial radionuclides speciation in river water of Dnieper basin / V.Dolin, O. Shevchenko and J. Brittain // Role of Interfaces in Environmental Protection. Ed. S. Barany. – Kluwer Academic Publishers: Printed in the Netherlands. – 2003. – P. 135–144.

26. Spasonova L.N. Purification of radioactively contaminated natural waters using immobilized hydrobiocenoses / L.N.Spasonova, A.L.Shevchenko, P.I.Gvozdyak [et al.] // *Jornal of Water Chemistry and Technology*. – 2005. – Vol.26, No.4. – P. 43–47.
27. Spasonova L. Biosorbents in surface waters in situ treatment against radionuclides / L. Spasonova, A. Shevchenko, V. Tobilko [et al.] // *Integrated Urban Water Resources Management*. Edited by P. Hlavinek et al., – Springer. Printed in Netherlands. – 2006. – P. 211–218.
28. Шевченко А.Л. Особенности распределения стронция-90 на осушаемых массивах Украинского Полесья и Лесостепи / А.Л. Шевченко // *Гідротехніка і меліорація в Україні*. – 1994. – Вип.3. – С.154–165.
29. Коваленко П.І. Вплив меліоративних систем зони відчуження ЧАЕС на формування вторинних екологічних процесів/ П.І.Коваленко, Г.П.Рябцева, І.Ю.Насєдкін, О.Л.Шевченко // *Вісник аграрної науки*. – 1996. – № 4. – С. 16–18.
30. Перепелятникова Л.В. Перераспределение радионуклидов на ландшафтных полигонах за период после аварии на ЧАЭС / Л.В.Перепелятникова, А.Л.Шевченко, Б.С. Пристер [и др.] // *Проблемы с.-х. радиологии: сб. научных трудов УкрНИИ Сельхозрадиологии*. – 1996. – Вып.4. – С. 78–90.
31. Шевченко О.Л. Моделювання вторинного радіоактивного забруднення вод меліоративних каналів / О.Л. Шевченко, С.І. Кирєєв, В.В. Гудзенко, Ю.О. Михайлов // *Меліорація і водне господарство*. – 2001 – Вип. 87. – С. 72 – 85.
32. Шевченко О.Л. Водно-радіаційно-балансові дослідження для обґрунтування водоохоронних заходів у Чорнобильській зоні відчуження / О.Л. Шевченко, І.Ю.Насєдкін // *Меліорація і водне господарство*. – 2003. – Вип.89. – С. 157-170.
33. Шевченко О.Л. Заростання та замулення русел як вихідний параметр у прогностичній моделі радіоактивного забруднення меліоративних каналів / О.Л. Шевченко, О.М. Козицький // *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. – 2003. – Вип.252. – С. 131–143.
34. Шевченко А.Л. Мероприятия на осушительно-увлажнительных системах при радиоактивном загрязнении земель / А.Л. Шевченко // *Меліорація і водне господарство*. – 2005. – Вип.92. – С. 122 – 130.
35. Шевченко О.Л. Метод інтегральної оцінки бар'єрної здатності водозборів / О.Л. Шевченко, С.І. Кирєєв // *Екологія і ресурси*. – 2005. – Вип. 11. – С. 77–86.
36. Шевченко О.Л. Підсумки наукових досліджень на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження / О.Л. Шевченко // *Водне господарство України*. – 2011. – №2. – С. 17–25.
37. Шевченко О.Л. Обумовленість процесів водного винесення продуктів радіоактивної та нерадіоактивної природи / О.Л. Шевченко // *Проблеми*

- безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2011. – Вип.17.– С. 131 – 138.
38. Шевченко О.Л. Прогнозування об'ємних активностей радіонуклідів з врахуванням даних про заростання та замулення водотоків / О.Л. Шевченко, О.М. Козицький, Т.Ю. Заверталюк // Антропогенно-змінене середовище: Ризики для здоров'я населення та екологічних систем. – 2003. – Спец. випуск Екологічного вісника. – С. 203–211.
 39. Панасевич Е.Л. Сучасна радіоекологічна обстановка на меліоративних системах Зони відчуження / Е.Л. Панасевич, О.Л. Шевченко, В.М. Шестопапов [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1998. – № 11. – С. 22–27.
 40. Шевченко О.Л. Лівобережна заплава: шляхи вирішення проблеми перезволоження та зростання виносу ^{90}Sr через проран в дамбі № 7 / О.Л. Шевченко, В.М. Шестопапов, О.І. Сахацький [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1999. – № 14. – С. 51 – 57.
 41. Шевченко О.Л. Обґрунтування водоохоронних заходів на лівобережжі р. Прип'ять у зоні відчуження на основі використання матеріалів багатозональної космічної зйомки / О.Л. Шевченко, О.І. Сахацький, А.Я. Ходоровський, О.Т. Азімов // Нові методи в космічному землезнавстві. – К.: ЦАКДЗ ІГН НАНУ, 1999. – С. 125–129.
 42. Шестопапов В.М. Ідентифікація автореабілітаційних процесів у водотоках зони відчуження та можливе спрямування реабілітаційної діяльності / В.М. Шестопапов, О.Л. Шевченко, О.М. Козицький [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – №16. – С. 18 – 23.
 43. Холоша В.І. Природоохоронне водорегулювання для мінімізації радіаційних ризиків / В.І. Холоша, Е.Л. Панасевич, О.Л. Шевченко, О.І. Клименок // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2001. – №18. – С. 4 –12.
 44. Шестопапов В.М. Перспективи водоохоронної діяльності в Чорнобильській зоні відчуження / В.М. Шестопапов, О.Л. Шевченко, Д.О. Бугай [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2006. – № 27. – С. 66– 77.
 45. Шевченко О.Л. Проблеми, пов'язані з евтрофікацією водотоків, та біохімічні чинники формоутворення сполук ^{90}Sr і ^{137}Cs у поверхневих водах / О.Л. Шевченко, Н.М. Осадча // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2006. – № 28. – С. 60–69.
 46. Шевченко О.Л. Регіональна оцінка впливу осушувальних систем на бар'єрну стійкість водозбірних басейнів до радіонуклідів / О.Л. Шевченко, Д.В. Чарний // Меліорація і водне господарство. – 2015. – Вип. 102. – С. 84-91.

Матеріали конференцій (автором сформульована ідея доповідей, викладення результатів, їх аналіз та теоретичні узагальнення):

- 47.Рябцева Г.П. Особенности радионуклидного загрязнения грунтовых вод в условиях незащищенности и различной плотности поверхностного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС / Г.П. Рябцева, Н.И. Иванушкина, А.Л. Шевченко // Чернобыль-94: IV междунар. науч.-тех. конф., Зеленый Мыс, дек. 1994 г.: сб. докл. – Чернобыль, 1996. – Т.1. – С. 188–194.
- 48.Шевченко А.Л. Влияние степени искусственной дренированности территории на поступление радионуклидов в грунтовые воды / А.Л.Шевченко, А.С.Бурко, А.В.Уралов // Чернобыль-94: IV междунар. науч.-тех. конф., Зеленый Мыс, дек. 1994 г.: сб. докл. – Чернобыль, 1996. – Т.1. - С. 218-222.
- 49.Шевченко О. Використання сторонніх показників для радіологічної оцінки підгрунтових вод / О. Шевченко // Актуальні проблеми екогеології України: конф. КНУ ім. Т. Шевченка, 24-25 квіт. 1997р.: зб. матер. – К., 1997. – С.35–36.
- 50.Шевченко А.Л. Оценка состояния и степени радиационного загрязнения мелиоративных объектов 30-км зоны ЧАЭС / А.Л.Шевченко, Г.П.Рябцева, И.Ю. Наседкин, И.И. Назаров // Наука. Чернобыль-96: науч.-практич. конф., 11-12 лют. 1997 р.: зб. допов. – К., 1997. – С 206–213.
- 51.Shevchenko A.L. Reclamation systems as water quality control in radioactive pollution zones / A.L.Shevchenko, V.V.Gudzenko, S.I.Kireev // Land Reclamamation-98: Fourth International Conf., Nottingham, United Kingdom, 7-11 Sept. 1998: proceed. – Balkema: Rotterdam, 1998. – P. 509–515.
- 52.Bublias' V. Groundwater contamination after the Chernobyl disaster / V.Bublias', V.Gudzenko, I. Onyshchenko, Y. Rudenko, A. Shevchenko, V. Shestopalov // XXIX International Congress IAH, Bratislava, 6-10 Sept. 1999: proceed. –Bratislava. 1999. – P.347–352.
- 53.Shevchenko A.L. Secondary effects of water protection activities on the reclamation systems of the Chernobyl nuclear power plant's exclusion zone / A.L.Shevchenko, I.Y. Nasedkin, V.V. Gudzenko, S.S. Shabatura, O.N. Kozitskij // XXIX International Congress IAH, Bratislava, 6-10 Sept. 1999: proceed. – Bratislava. 1999. – P. 491–497.
- 54.Шевченко О.Л. Заходи щодо зменшення виносу ^{90}Sr з мелиоративних систем за межі зони відчуження ЧАЕС / О.Л. Шевченко, Ю.О. Тишкевич, А.І. Левченко, Г.П. Сафро // Вода: проблемы и решения: V междунар. науч.-практ. конф., 5-6 июня 1999 г., Днепропетровск: мат.-лы. – Д., 1999. – С.34–38.
- 55.Шевченко А.Л. Территориальные и сезонные закономерности распределения форм радионуклидов в поверхностных водах Чернобыльской зоны отчуждения / А.Л. Шевченко, В.В. Долин, С.И. Киреев, Н.Я. Цыганков // Экология и здоровье человека. Охрана

- водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: VIII междунар. науч.-техн. конф., 12-16 июня 2000 г., Щелкино, АР Крым: мат.-лы. – Харьков, 2000. – Т.3. – С. 483–490.
56. Шевченко О.Л. Перспективні заходи щодо мінімізації впливу ядерних аварій на забруднення водного басейну / О.Л. Шевченко, В.В. Долін, Д.В. Чарний [та ін.] // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: IX междунар. науч.-техн. конф., 11-15 июня 2001 г., Щелкино, АР Крым: труды. – Х., 2001. – Т.3. – С. 686–690.
57. Шевченко О.Л. Проблеми водоохоронної та водогосподарської діяльності на відселених після Чорнобильської аварії територіях / О.Л. Шевченко // Регіон – 2004: Стратегія оптимального розвитку: міжнар. конф., 11-13 листоп. 2004 р., Харків: матеріали. – Х., 2004. – С. 89–90.
58. Шевченко О.Л. Парадигма водоохоронної діяльності на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження / О.Л. Шевченко // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: XIII-я междунар. науч.-тех. конф., 13-17 июня 2005 г., Алушта: сб. науч. тр. – Харьков: УкрВОДГЕО, 2005. – Т. 2. – С. 521–527.
59. Шевченко А.Л. Обоснование критериев выбора контрмер по уменьшению выноса радионуклидов с мелиоративных систем / А.Л. Шевченко // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: междунар. науч. конф., 5–6 дек. 2005 г., Москва, [под ред. Ю.А. Израэля]: труды – Ст-Пб, 2006, – Т.3. – С. 363–370.
60. Шевченко А.Л. Применение гидродинамического метода анализа режима грунтовых вод при оценках водно-радиационного баланса / А.Л. Шевченко // Ресурсы подземных вод. Современные проблемы изучения и использования: междунар. науч. конф., 13–14 мая 2010 г., Москва: мат.-лы. – М., 2010. – С. 221–227.
61. Шевченко О.Л. Оцінка біогеохімічних бар'єрних функцій водозборів за допомогою статистичних методів / О.Л. Шевченко // Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання: 14 міжнар. наук-практ. конф., 28-29 травня 2015 р., Львів: зб.-к наук. статей. – Львів, 2015. – С. 188-191.
Тези доповідей на конференціях (аналіз результатів та основні висновки):
62. Рябцева Г.П. Факторы перераспределения радионуклидов на бывших осушительных системах зоны отчуждения / Г.П. Рябцева, А.Л. Шевченко, И.Ю. Наседкин // Чернобыль-96. Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: V междунар. науч.-тех. конф., 11-15 март. 1996 г., Зеленый Мыс: сб. тез. – Зеленый Мыс, 1996. – С. 75.
63. Шевченко А.Л. Связь изменения объемной активности радиоактивных стронция и цезия и концентраций стабильных макрокомпонентов в грунтовых водах осушаемых участков вблизи Ровенской и

- Хмельницької АЕС / А.Л. Шевченко // Экологические аспекты загрязнения окружающей среды: междунар. конф., 26-28 мар. 1996 г., Киев: тез. докл. – Ч.1. – С.169.
- 64.Шестопапов В.М. Розробка концепції водогосподарської діяльності та супроводження робіт на відчужених землях Поліського району/ В.М.Шестопапов, О.Л. Шевченко, О.М.Козицький, С.М. Єрлінсков // Наука. Чорнобиль-98: наук.-практич. конф.; 1 - 2 квіт. 1999 р., Київ, УРУЦ: збірка тез – К.,1999. – С. 86– 87.
- 65.Shevchenko A. Substantiation of long-term strategy of the reference with land-reclamation systems in Chornobyl exclusion zone / Aleksey Shevchenko, Viktor Dolin // GSA Annual Meeting, 9-18 nov. 2000, Reno, Nevada: abstracts with programs. – Reno, 2000 – vol. 32, № 7. – P. 89.
- 66.Шевченко А.Л. Изменение качественных и количественных характеристик стока с территории зоны отчуждения за послеаварийный период. Шевченко А.Л., Киреев С.И., Козицкий О.Н., Долин В.В., Наседкин И.Ю.// 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання: міжнар. конф.18-20 квіт. 2001: зб. тез. – К., 2001. – С. 169.
- 67.Шевченко О. Ітеративний підхід у визначенні чинників радіоактивного забруднення поверхневих вод та заходів щодо їх нейтралізації / О. Шевченко, М. Проскура, Е. Панасевич // Інформаційні технології управління екологічною безпекою, ресурсами та заходами у надзвичайних ситуаціях: міжнар. наук.-пр. конф., 8-11 вер. 2002 р., сел. Рибаче,; тези доп. – Київ-Харків-Крим, 2002. – С. 85–87.
- 68.Shevchenko O. Strontium-90 balance calculation for water protection activities / O.Shevchenko, I. Nasedkin & V. Gudzenko // Interfaces against pollution: the Second int. confer., 27-30 May, 2002, Miskolc, Hungary: abstracts – Miskolc, 2002. – P.158.
- 69.Shevchenko O. Testing of different decontamination techniques for surface water in the Exclusion Zone / Shevchenko O., V. Gudzenko, L. Spasenova et al.// Theoretical and Experimental studies of interfacial phenomena and their technological applications: VII Polish-Ukrainian Symposium; 15-18 Sept. 2003, Lublin, Poland: abstracts – Lublin, 2003. – P. 217–219.
- 70.Shevchenko O. Criteria substantiation of the counter-measures choice for the radioactivity carry-over decrease from the land reclamation systems / O. Shevchenko // Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: міжнар. конф., 24-26 квіт. 2006 р., Київ: збірка тез. – К., 2006. – С. 292–293.
- 71.Shevchenko O. Groundwater regime as the Pripjat'- river contamination factor/ O.Shevchenko, V.Gudzenko // Современное состояние, проблемы и перспективы использования трансграничных водных объектов: междунар. водный форум; 1-2 марта 2006 г., Минск, Беларусь: мат-лы. – Минск: БелСЭНС, 2006. – С. 53.
- 72.Шевченко О.Л. Особливості перерозподілу ^{90}Sr і ^{137}Cs на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження / О.Л.

Шевченко, В.М. Бублясь, І.Ю. Наседкін // Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: міжнар. конф., 20-22 квіт. 2011 р., Київ: зб. тез. – К., 2011. – С. 449–451.

73. Сизоненко В.П. Прогнозирование переноса загрязнений в поверхностных водах с помощью камерной модели с запаздывающим аргументом / В.П. Сизоненко, А.Л. Шевченко // Радиация, экология и техносфера: мат-лы междунар. науч. конф., Гомель, 26-27 сент. 2013 г., Минск: Ин-т радиологии, 2013. – С. 202.

АНОТАЦІЯ

Шевченко О.Л. Радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів Українського Полісся (на прикладі Чорнобильської зони відчуження). – Рукопис.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора геологічних наук за спеціальністю 04.00.06 – гідрогеологія. – Інститут геологічних наук Національної академії наук України. Київ, 2016.

Дисертація презентує новий напрямок радіо гідрогеології і присвячена закономірностям формування радіоактивного забруднення ґрунтових та поверхневих вод в умовах виведення осушувальних систем з експлуатації після аварії на ЧАЕС. Розроблено методологію визначення складових вторинного радіоактивного забруднення дренажного стоку та природної і порушеної бар'єрної стійкості водозборів, що включає три рівні верифікації: детальний (експериментальний), локальний та регіональний (басейновий). З використанням гідрогеологічних (режимні спостереження, гідродинамічні та балансові розрахунки, дослідно-фільтраційні роботи, аналітичні дослідження тощо), гідрометричних, дистанційних, статистичних та ін. методів виконано кількісну оцінку чинників вторинного забруднення вод каналів та виявлено вплив умов водообміну на перерозподіл складових балансу і їх значення у забрудненні ґрунтових вод. Частка винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами в канали у багатоводні 1998-2000 рр. на найбільш забруднених системах складала 0,22-2,5% від щорічного винесення каналом; у наступні маловодні роки – 20-35%. У роки малої й середньої водності водне винесення ^{90}Sr має зворотну залежність від площі меліоративних систем на водозборі і пряму – в багатоводні, а особливо, – на наступний після багатоводного рік; меліорованість на рівні 10-20% істотно не впливає на бар'єрну стійкість водозбору.

Вперше встановлено, що формоутворення ^{90}Sr у водному середовищі визначається генетичними особливостями складових балансу або стоку. Визначено темпи самоочищення підземних вод від ^{90}Sr та константу

швидкості самоочищення (сягає $2,55 \pm 0,07$ рік⁻¹). Статистичними методами доведено важливу роль мікрозападин у водообміні: вони забезпечують значну частку винесення ⁹⁰Sr до каналів підземним шляхом та сприяють розсіюванню радіонуклідів у геологічному середовищі.

Апробовано метод прогнозування концентрацій та водного винесення забруднюючих речовин на басейновому рівні, який спирається на регресійні залежності від гідродинамічних, гідрохімічних та сталих ландшафтних показників, що в комплексі визначають утримуючу здатність водозбору. На основі визначених закономірностей, з урахуванням функціонального статусу території, розроблено науково-прикладні засади поводження з меліоративними системами в зонах техногенного радіоактивного забруднення, які полягають у виборі диференційованих заходів у відповідності з домінуючими на даний час чинниками вторинного забруднення водного стоку; використанні та посиленні біогеохімічних бар'єрних функцій водозборів з метою мінімізації водного винесення радіонуклідів за межі зони забруднення.

Ключові слова: ґрунтові води, осушувальні системи, радіонукліди, ⁹⁰Sr, канали, чинники забруднення, баланс, водне винесення, бар'єрна стійкість.

АННОТАЦИЯ

Шевченко О.Л. Радиогидрогеология осушаемых ландшафтов Украинского Полесья (на примере Чернобыльской зоны отчуждения). - Рукопись.

Диссертация на соискание ученой степени доктора геологических наук по специальности 04.00.06 - гидрогеология. – Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко. Киев, 2016.

Диссертация представляет новое направление радиогидрогеологии и посвящена закономерностям формирования радиоактивного загрязнения ґрунтовых и поверхностных вод в условиях вывода осушительных систем из эксплуатации после аварии на ЧАЭС. Разработана и апробирована методология определения составляющих вторичного радиоактивного загрязнения дренажного стока а также барьерной устойчивости водосборов. Выявлено влияние условий водообмена на загрязнение ґрунтовых вод в пределах осушительных систем. Доля выноса ⁹⁰Sr ґрунтовыми водами в каналы в многоводные 1998-2000 гг. на наиболее загрязненных системах составляла 0,22-2,5% ежегодного выноса каналом; в следующие маловодные годы - 20-35%. В годы малой и средней водности вынос ⁹⁰Sr имеет обратную зависимость от площади мелиоративных систем на водосборе и прямую - в многоводные, а особенно, - на следующий после многоводного год; мелиорированность водосбора малой реки на уровне 10-20% существенно не влияет на барьерную устойчивость водосбора. Впервые установлено, что формообразование ⁹⁰Sr в водной среде определяется генетическими особенностями составляющих баланса или стока. Определены темпы самоочищения подземных вод от ⁹⁰Sr и

константа скорости самоочищения (достигает $2,55 \pm 0,07 \text{ год}^{-1}$), которые, при незначительной сорбируемости ^{90}Sr , определяются интенсивностью водообмена. Статистическими методами доказана важная роль микрозападин в водообмене: они обеспечивают значительную часть выноса ^{90}Sr к каналам подземным путем и, в то же время, способствуют ассимиляции радионуклидов в геологической среде.

Апробирован метод прогноза концентраций и водного выноса загрязняющих веществ на бассейновом уровне с использованием регрессионных зависимостей от гидродинамических, гидрохимических и постоянных ландшафтных показателей, что в комплексе определяют удерживающую способность водосбора. На основе выделенных закономерностей, с учетом функционального статуса территории, разработаны научно-прикладные основы обращения с мелиоративными системами в зонах техногенного радиоактивного загрязнения, главные принципы которых заключаются в выборе дифференцированных мероприятий в соответствии с доминирующими на данное время процессами и факторами вторичного загрязнения водного стока; использовании и усилении биогеохимических барьерных функций водосборов с целью минимизации водного выноса радионуклидов за пределы зоны загрязнения.

Ключевые слова: грунтовые воды, осушительные системы, радионуклиды, ^{90}Sr , каналы, закрытый дренаж, факторы загрязнения, баланс, водный вынос, барьерная устойчивость.

SUMMARY

Shevchenko O.L. Radiohydrogeology of drainage landscapes of the Ukrainian Polissia (for example Chernobyl Exclusion zone). – Manuscript.

Thesis for the degree of Doctor of Science in Geology, speciality 04.00.06 – hydrogeology. – Institute of Geological Sciences NAS of Ukraine, Kyiv, 2016.

Thesis deals with the patterns of radioactive contamination's formation of groundwater and surface water after the Chernobyl disaster, conditionally drainage systems deactivation. Channel's water secondary contamination factors quantitative assessment had been done. Water exchange and water balance alteration impact on groundwater contamination had been determined. Share of ^{90}Sr carry out by groundwater to channels varies from 0,22-2,5 % in the high-water years (1998-2000) to 20-35 % in the forthcoming low-water ones. During the years of low and intermediate waterity share of ^{90}Sr carry out has reverse relationship to square of drainage system on a catchment area, - and ordinal relations in high-water years.

For the first time determined that shaping of ^{90}Sr in the aquatic environment close depends on components of water balance or flow. Rate of groundwater self-cleaning from ^{90}Sr had been determined. Self-cleaning constant reach up

$2,55 \pm 0,07 \text{ year}^{-1}$. For the first time established by the statistic techniques a high role of microdepressions in formation of ^{90}Sr aquatic carry-out volumes.

The method of concentrations and aquatic carryout of contaminants on basin level forecasting, based on regression relations on hydrodynamic, hydrochemical and constant landscape indicators, which determined the retaining function of a catchment, had been approved. Based on developed patterns, a strategy of access with drainage systems in the zones of anthropogenic radioactive contamination, designed.

Key words: groundwater, drainage systems, radionuclides, ^{90}Sr , canal, factors of contamination, balance, catchment, water subtraction, barrier resistance.