

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ТАРАСА ШЕВЧЕНКА**

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

**Дисертація на здобуття наукового ступеня
доктора геологічних наук**

Том 1

Київ - 2015

ЗМІСТ

Стор

Вступ.....	6
1. Теоретичні та методичні засади досліджень.....	16
1.1. Система теоретичних положень радіогідрогеології осушуваних ландшафтів.....	16
...	
1.2. Зміст та методи радіогідрогеології осушуваних ландшафтів.....	23
1.2.1 Етапи досліджень та види робіт.....	24
1.2.2 Польові та лабораторні дослідження.....	28
1.2.3 Статистична обробка даних, ретроспективний аналіз та прогнозування.....	30
....	
2. Природні і техногенні характеристики ландшафту, як чинники міграції радіонуклідів.....	34
2.1. Гідрометеорологічні та загальні антропогенні чинники формування водно-радіаційного режиму на осушуваних водозборах ЧЗВ.....	34
2.1.1. Особливості формування поверхневого стоку у післяаварійний період.....	34
2.1.2. Вплив атмосферних опадів на винесення радіонуклідів з водозбору.....	43
2.1.3. Вплив замулення та заростання на режим дренажних каналів.....	45
2.1.4. Зміни зволоження території зони відчуження за багаторічний	

	3
період	після 49
аварії.....	
2.1.5. Особливості формування водного балансу на водозборах ЧЗВ.....	52
2.2. Меліоративні чинники впливу на водне винесення ⁹⁰ Sr.....	63
2.2.1 Вплив ступеню дренаваності, щільності гідрографічної мережі та зарегулювання стоку на обсяги водного винесення радіонуклідів в ЧЗВ...	64
2.3. Ландшафтно-геохімічні особливості умов міграції радіонуклідів на осушуваних водозборах.....	73
3. Гідрогеохімічні умови формоутворення та міграції радіонуклідів.....	96
3.1 Хімічний склад поверхневих та ґрунтових вод в умовах різної проточності та характеру водообміну.....	96
3.1.1 Хімічний склад поверхневих вод.....	97
3.1.2 Хімічний склад ґрунтових вод та його вплив на концентрації радіонуклідів.....	104
3.2 Формоутворення радіонуклідів у водах каналів за різних умов водообміну.....	112
3.2.1 Органічні речовини в поверхневих водах та їх асоціації з радіонуклідами.....	112
3.2.2 Співвідношення радіонуклідів у формі розчинених неорганічних, органічних сполук та зависей.....	124
4. Процеси вторинного радіоактивного забруднення вод осушуваних ландшафтів і їх параметризація.....	133

4.1. Теоретичне обґрунтування виділення джерел і процесів вторинного радіоактивного забруднення водного середовища осушуваних ландшафтів.	133
4.2. Параметризація процесу вилуговування радіонуклідів з укосів каналів.	138
4.3. Площинний змив радіонуклідів з водозбірної поверхні.....	152
4.4. Винесення радіонуклідів ґрунтовими водами в канали.....	160
4.5. Забруднення поверхневих вод радіонуклідами за рахунок донних відкладів.....	170
4.6. Динамічні показники техногенно-природного режиму дренажних каналів та їх вплив на вторинне радіоактивне забруднення.....	180
5. Особливості водообміну, їх вплив на масообмін радіонуклідів та самоочищення ґрунтових вод	191
6. Критерії доцільності водоохоронних заходів на осушувальних системах в умовах радіоактивного забруднення.....	241
6.1. Ретроспективний аналіз виконаних водоохоронних заходів на меліоративних системах.....	241
6.2. Інтегральні показники радіоекологічної бар'єрної стійкості меліорованих водозборів.....	247
6.3. Функції осушувальних систем в управлінні радіогідроекологічною обстановкою.....	259
7. Математичне моделювання водного винесення радіонуклідів. Оцінка бар'єрної стійкості	267

водозборів.....	
7.1. Балансові моделі надходження радіонуклідів у поверхневі води малих річок та меліоративних каналів.....	268
7.2 Реконструкції та прогнозування водного винесення радіонуклідів з водозборів статистичними методами.....	291
7.3. Оцінка бар'єрної стійкості водозбірних басейнів на регіональному рівні.....	311
8. Науково-прикладні засади поводження із осушувальними системами в зонах радіаційного забруднення (на прикладі ЧЗВ).....	318
8.1 Головні критерії вибору сценаріїв поводження із осушувальними системами.....	319
...	
8.2 Функції меліоративних систем в регулюванні водно-радіаційної обстановки на водозборах.....	321
8.3 Типізація умов вторинного забруднення поверхневих вод каналів	322
8.4 Поводження з меліоративними системами, обумовлене функціональним розподілом території ЗВ і ЗБ(О)В.....	325
8.5 Загальні засади поводження із осушувальними системами з врахуванням водності періоду.....	331
8.6 Поводження з осушувальними системами на різних етапах після радіоактивного забруднення території.....	333

ВИСНОВКИ.....	338
...	
Перелік	використаної
літератури.....	348

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ

- ЗВ і ЗБ(О)В** – Зона відчуження і Зона безумовного (обов’язкового) відселення
- ЧЗВ** – Чорнобильська зона відчуження
- о.с.** – Осушувальна система
- МК** – Магістральний канал
- ПНС** – Польшерна насосна станція
- ГТС** – Гідротехнічна споруда
- ВБ** – Верхній б’єф
- НБ** – Нижній б’єф
- РГВ** – Рівень ґрунтових вод
- РНВ** – Рівень напірних вод
- ВВР** – Вища водна рослинність
- РН** – Радіонукліди
- РОР** – Розчинні органічні речовини
- РНР** – Розчинні неорганічні речовини
- ПО** – Перманганатна окиснюваність, мг О/дм³
- БО** – Біхроматна окиснюваність, мг О/дм³
- ГР** – Гумусові речовини
- ФК** – Фульвокислоти
- ГК** – Гумінові кислоти
- ПВЄ** – Повна вологоємність, долі одиниці
- k_f** – Коефіцієнт фільтрації, м/добу
- $K_{зв}$** – Коефіцієнт зволоження
- K_d** – Коефіцієнт розподілу
- $K_{см}$** – Коефіцієнт вимивання, мм⁻¹
- D** – Коефіцієнт дифузії, см²/с
- $K_{кор}$** – Коефіцієнт кореляції
- W** – Винесення радіонукліду, Бк/рік
- M_g** – Модуль винесення радіонукліду, ГБк/рік/км²
- $M_{нбм}$** – Модуль необхідної утримуючої здатності водозбору, ГБк/рік/км²
- Z** – Запаси радіонукліду на площі водозбору, ландшафту тощо, Бк
- S_z** – Загальна площа западин на водозборі, км²
- $S_{z_{dry}}$** – Відносна площа сухих западин на водозборі, %
- $S_{z_{con}}$** – Відносна площа провідних (сухих та на піску) западин на водозборі, %
- Sw_z** – Площа перезволожених западин на водозборі, км²
- N_z** – Загальна кількість западин на водозборі, шт.
- $N_{с.п.}$** – Кількість западин сухих, в т.ч. на піску, шт.
- Nw_z** – Кількість перезволожених западин на водозборі, шт.
- G_z** – Щільність западин на площі водозбору, шт./км²
- G_g** – Щільність гідрографічної мережі, км/км²
- Dr** – Дренованість, тис. м³/га/рік

Rf – Зарегулювання водотоку, %

Lr – Меліорованість території, %

Wg – Частка стоку ґрунтових вод в загальному стоці, %

ВСТУП

Актуальність напрямку досліджень.

Одна з головних проблем, що виникла відразу після Чорнобильської катастрофи, – збереження та захист від радіоактивного забруднення основних відкритих джерел водопостачання населення України, зосереджених в басейні р.Дніпро. Як відомо, на 1 км² площі водозбору річки Прип'ять щороку надходить в середньому близько 115000 м³ води, яка з 1986 року забруднюється ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs в кількості, що залежить від типу ґрунтів та ступеню зволоження території. За останній показник в значній мірі відповідають осушувальні системи. В ландшафтах із посиленою штучною дренажістю процеси водної міграції радіонуклідів набули більшої, порівняно з природною, інтенсивності. Висока щільність осушувальної мережі на території радіоактивного забруднення (меліорованість близько 13%) викликала загрозу збільшення водного винесення радіоактивних продуктів поділу урану в р. Дніпро. З осушувальних систем та по річках із частково меліорованими водозборами щорічно виноситься до 70% ⁹⁰Sr від його винесення з усіх зосереджених і розподілених джерел в межах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ). В окремі багатоводні роки винесення ⁹⁰Sr тільки з меліорованого північного басейну (близько 100 км²) через гирло МК-5 складало до 23-40% від усього водного винесення ⁹⁰Sr річкою Прип'ять з ЧЗВ, при тому, що за об'ємами це лише 0,11% від стоку, що формується в межах ЧЗВ.

Загальний стік з осушувальних систем забезпечується більшою, порівняно із природними ландшафтами, часткою підземного стоку. Починаючи з 2002-2003рр. *роль ґрунтових вод* у загальному водному винесенні радіонуклідів з території ЧЗВ зростає у зв'язку із дисоціацією паливних частинок, збільшенням відсотку розчинних форм ⁹⁰Sr та інтенсивності його вертикальної міграції. Ступінь залучення рухомих форм радіонуклідів до водної міграції та загальне їх винесення до

водоприймача, або, з іншого боку – ступінь утримання забруднюючих речовин на площі водозбору, визначаються (за однакових кліматичних умов та близьких РГВ) ландшафтно-геохімічними характеристиками всієї водозбірної площі водотоку, на якій відбувається живлення та розвантаження ґрунтових вод. Проте, наявність додаткової дренажної мережі може суттєво послабити природні бар'єрні функції водозбору.

У якості головного індикатора для оцінки бар'єрної стійкості водозбірних басейнів та процесів вторинного забруднення ґрунтових і поверхневих вод обрано найбільш рухливий водний мігрант – ^{90}Sr . По ^{90}Sr внесок питної води в дозу внутрішнього опромінення складає 5,7%, в той час як по ^{137}Cs – лише 0,94% [43]. В Дніпро ^{90}Sr надходить переважно з території ЧЗВ, його міграційна здатність та концентрації в ґрунтових і поверхневих водах каналів істотно вищі, ніж ^{137}Cs , який добре сорбується мінеральною фракцією ґрунтів.

В зоні відчуження й безумовного відселення, площею близько 2,4 тис. км², розташовано 24 меліоративні системи загальною площею 280 км². Більше половини цієї території (144,5 км²), має щільність забруднення ^{137}Cs понад 555 кБк/м² (на 2002 р.). На площі систем зосереджено близько 63% радіоактивного ^{90}Sr , що знаходиться за межами проммайданчика ЧАЕС та поховань радіоактивних відходів [56]. Та навіть за відсутності значного забруднення і експлуатаційних заходів, осушувальні системи є визначальним чинником впливу на водно-екологічну обстановку: на процеси ландшафтовідновлення, стан лісу, пожежну безпеку, підтоплення пунктів поховання та тимчасової локалізації радіоактивних відходів, прилеглих до ЗВ і ЗБ(О)В населених пунктів тощо.

Таким чином, *актуальність досліджень визначається* значною роллю ґрунтових вод у формуванні радіоактивного забруднення поверхневого стоку з осушувальних систем, визначальним значенням осушувальних систем у формуванні загальної водно-екологічної обстановки, а також необхідністю створення методології визначення бар'єрної здатності

природних та порушених дренажною мережею водозборів до радіоактивного та інших видів забруднення.

Геологічне середовище і, зокрема, підземна гідросфера може відігравати провідну роль в акумуляції або розсіюванні техногенних радіонуклідів. Вивчення цих питань покладається на *радіогідрогеологію осушуваних ландшафтів*, що виділилась, як окремий напрямок з *меліоративної радіоекології* та *радіогідрогеології*. В її основі лежить положення про те, що кожен природний ландшафт по відношенню до певного радіонукліда має буферну ємність, яка може бути порушена або посилена меліоративними заходами. Для вирішення проблеми мінімізації водного винесення радіоактивних речовин з меліоративних систем необхідний системний підхід, що враховує специфіку об'єкту, тип водообміну на системі, перебіг трансформаційних змін радіоактивних забруднювачів, ландшафтно-геохімічні умови, основні процеси вторинного забруднення дренажних вод тощо.

Результати достатньо тривалих, детальних і комплексних досліджень, виконаних на меліорованих водозборах ЧЗВ [22,39,56,66,82,90,113,116,137,145, 149,154], потребують узагальнень, виявлення основних закономірностей, і можуть бути використані для оцінок екологічного стану та стійкості водозбірних басейнів по відношенню до полютантів іншого походження.

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 (1995-1999рр.), Науково-інженерному центрі радіогідрогеоекологічних полігонних досліджень НАН України (1997-2004 рр.), Київському національному університеті імені Тараса Шевченка (2005-2015 рр.): «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) та ін. Також дослідження проводились автором самостійно під час навчання в докторантурі.

Мета роботи і задачі досліджень. Метою роботи є виявлення закономірностей вторинного радіоактивного забруднення ґрунтових вод і їх ролі у формуванні забруднення поверхневих вод в межах осушуваних ландшафтів, розробка нової методології оцінки бар'єрної стійкості водозбірних басейнів та можливостей її посилення для мінімізації водного винесення радіонуклідів.

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 каналів в умовах припинення експлуатації осушувальних 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 радіонуклідів на меліорованих водозборах ЧЗВ;

- дослідити процеси самоочищення підземних вод від радіонуклідів;

- проаналізувати ефективність виконаних водоохоронних заходів на меліоративних системах ЧЗВ;

- розробити методи кількісної оцінки процесів та джерел забруднення поверхневих і ґрунтових вод ^{90}Sr для побудови емпіричних моделей з метою визначення балансу ^{90}Sr ; виконати апробацію методів на реальних об'єктах;

- розробити методику оцінки природної та порушеної гідротехнічними спорудами бар'єрної стійкості водозбірних басейнів по відношенню до ^{90}Sr ;

- розробити науково-прикладні засади функціонування осушувальних систем в зонах підвищеного радіоактивного забруднення.

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

Предмет досліджень – водно-балансові та радіогідрогеохімічні показники, вміст техногенних радіонуклідів у водних об'єктах за різних типів водообміну між ґрунтовими і поверхневими водами; вплив осушувальних систем на бар'єрну стійкість водозборів.

Методи досліджень - гідрометричні, польові гідрогеологічні, балансові, гідрохімічні, аналітичні, радіологічні, методи натурного, фізичного, термодинамічного та математичного моделювання, дистанційні геофізичні, методи картування та районування з використанням ГІС-технологій; статистичні.

Польові дослідження проводились на взаємно спряжених об'єктах різного масштабу, що включали всю територію ЗВ і ЗБ(О)В (регіональний

рівень), окремі водозбірні басейни, осушувальні системи (локальний рівень), ділянки систем і морфологічні елементи (детальний рівень). На басейновому (локальному) рівні проводились режимні спостереження на замикаючих створах магістральних каналів; на детальному – систематичні дослідження та разові експерименти на репрезентативних балансових майданчиках, а також лабораторні досліди для вивчення процесів на фізичних моделях.

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

1. Виявлені автором порушення водного балансу водотоків ЧЗВ та їх вплив на радіаційні показники стоку внаслідок виведення осушувальних систем з експлуатації полягають у зменшенні перші 12-13 років частки стоку ґрунтових вод, прискореному їх забрудненні, підтопленні та заболоченні території і погіршенні якості загального поверхневого стоку при зменшенні його обсягів.

2. Вперше виділено чотири типи водообміну між ґрунтовими та поверхневими водами в межах осушуваних ландшафтів ЧЗВ, що визначають особливості перерозподілу забруднюючих речовин: 1) без матеріального дренажу, при роботі каналу як дрени, 2) за наявності діючого матеріального дренажу, 3) умови постійного підпору, 4) підземні потоки перемінних напрямків. На ділянках різного типу визначено надходження ^{90}Sr до вод каналів з ґрунтів укосів, донних відкладів, ґрунтових вод. Побудовано компартментну балансову модель, що описує процеси та складові вторинного радіоактивного забруднення вод осушувальних каналів. За даними режимних спостережень, з використанням методу скінчених різниць виділено складові балансу, що впливають на забруднення та самоочищення ґрунтових вод. 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.

Виконано типізацію осушувальних систем за функціональним станом та характером впливу на гідрогеологічні умови території.

3. Вперше визначено швидкість та час самоочищення підземних вод при локальному (через свердловину) їх забрудненні ^{90}Sr : 51-85% від вмісту в попередньому році за перший рік і 21-69% за другий, загальний термін 1,0-2,0 роки за відсутності додаткових джерел забруднення. Апробовано метод оцінки самоочищення підземних вод за даними режимних спостережень зимового періоду, визначено константу (приведену до часу та певних геофільтраційних умов) швидкості самоочищення. Доведено бар'єрну функціональність захисних дамб (як повільних піщаних фільтрів) і доцільність розвантаження затоплених польдерів фільтраційним шляхом.

4. Формоутворення радіонуклідів визначається генетичними особливостями стоку: у водах площинного стоку з укосів значне місце займають гідроксиди (10%) і фульвокомплекси (12%) із ^{90}Sr ; у поверхневих водах – присутні його завислі та розчинні органічні форми, ґрунтові води відзначаються на порядок більшим вмістом сульфатів ^{90}Sr та на 2 порядки меншим вмістом фульвокомплексів ^{90}Sr . Емпіричним шляхом доведено тісну залежність між окиснюваністю і вмістом фульвокислот, що зростають з уповільненням режиму стоку, та вмістом ^{90}Sr в поверхневих водах каналів.

5. На основі ретроспективного побасейнового аналізу розроблено методологію оцінки бар'єрної стійкості водозбірних басейнів по відношенню до радіоактивних забруднювачів, яка дозволяє виділяти головні чинники і будувати регресійні рівняння для визначення концентрації та винесення забруднюючих речовин водотоками на різних етапах післяаварійного циклу з можливістю адаптації моделей до слабовивчених водозбірних басейнів. Вперше застосовано інтегральні показники бар'єрної стійкості водозборів: частку та модуль винесення ^{90}Sr , модуль бар'єрних та мобілізаційних функцій, сумарний бал, що є

результатом оцінки основних ландшафтних чинників, які сприяють і стримують водне винесення радіонуклідів з водозбору.

6. На основі визначених закономірностей, з урахуванням функціонального статусу території вперше розроблено науково-прикладні засади поводження з осушувальними системами в зонах техногенного радіоактивного забруднення, які полягають у регулюванні стоку ґрунтових вод, підтриманні рівня базису ерозії, використанні та посиленні біогеохімічних бар'єрних функцій ландшафту.

7. Розроблено та апробовано на прикладі ЧЗВ науково-методологічні засади нового, виділеного і обґрунтованого автором, напрямку *радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів*.

Практичне значення отриманих результатів. Розроблена методологія та методи оцінки і прогнозування вторинного радіоактивного забруднення ґрунтових і поверхневих вод в межах осушувальних систем забезпечують раціональним науково-прикладним інструментарієм подібні дослідження в майбутньому. Запропоновані автором рівні бар'єрної стійкості водозборів можна використовувати як оціночну шкалу *захищеності* від радіоактивного забруднення *поверхневих* та перших від поверхні *ґрунтових вод*.

Обґрунтовано критерії вибору контрзаходів щодо зменшення водного винесення радіонуклідів з осушувальних систем. Доцільність будь яких заходів необхідно визначати на основі приналежності систем до тих чи інших функціональних зон [88,89]. Запропоновано дистанційні, графоаналітичні, гідрохімічні та балансові методи діагностики водного винесення радіонуклідів. Розроблено емпіричну балансову модель для оцінки відносного внеску процесів вторинного радіоактивного забруднення вод каналів, а також формули для визначення забруднення поверхневих вод при підйомах рівня в каналі або виході води на заплаву. 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. Методику оцінки бар'єрної стійкості водозбірних басейнів може бути використано до різних типів забруднення 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 їх функціональності та зменшення забруднення водоприймачів.

Результати роботи впроваджені ДСКВП «Чорнобильводексплуатація» та ДСНВП «Екоцентр» на Прип'ятській системі, відображені в монографіях, кількох рекомендаціях та концепції поводження з меліоративними системами в зонах радіоактивного забруднення (Додатки Г.2 – Е.2).

Особистий внесок здобувача. Усі нові наукові та методичні результати, які винесено на захист, отримано автором особисто. У статтях опублікованих за темою дисертації, написаних без співавторів, а також у співавторстві (з О.Т. Азімовим, Г.О. Акінфієвим, В.М. Бублясем, В.В. Гудзенком, В.В. Доліним, С.І. Кирєєвим, О.М. Козицьким, І.Ю. Насєдкіним, Н.М. Осадчою, Е.Л. Панасєвичем, Л.В. Перепелятніковою, Б.С. Пристером, М.І. Проскурою, Г.П. Рябцевою, О.І. Сахацьким, В.П. Сизоненком, Л.М. Спасеновою, В.І. Холошею, В.М. Шестопаловим, J.Brittain та ін.), автору належать: ідея, постановка задач, значна частка основних результатів та висновки досліджень.

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 «Экологические проблемы при водных мелиорациях» (Київ, 1995); 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. Чернобыль-96» (Київ, 1997), «Наука. Чернобыль-97» (Київ, 1998) і «Наука. Чернобыль-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» (Шолкіно, АР Крим, 2000-2002 рр., Бердянськ, 2003 р., Алушта, 2005); Міжнародній конференції "15 років Чернобыльской катастрофы. Досвід подолання" (Київ, 2001); Міжнародній конференції "Interfaces against pollution" (Мішкольц, Угорщина, 2002); 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 Чернобыльской катастрофы. Погляд у майбутнє" (Київ, 2006); Міжнародному науковому семінарі «Радиоэкология Чернобыльской зоны» (Славутич, 2006); Міжнародній науковій конференції «Ресурсы подземных вод. Современные проблемы изучения и использования» (Москва, 2010), Міжнародній конференції «25 років Чернобыльской катастрофы. Безпека майбутнього» (Київ, 2011) та інших.

Публікації. Результати досліджень опубліковані в 114 наукових працях, із яких 8 монографій, в т.ч. одна за кордоном, 16 статей у фахових вітчизняних виданнях з геологічних наук, 23 наукові статті у вітчизняних і закордонних періодичних виданнях за суміжними спеціальностями (технічні, географічні, хімічні, сільськогосподарські науки), 29 опублікованих доповідей в збірках матеріалів конференцій, 38 тез доповідей на наукових конференціях.

Обсяг і структура роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, 8 розділів, висновків, списку використаних джерел із 269 найменувань, 72 додатків. Загальний обсяг дисертації – 379 с; основний текст роботи містить 91 рисунок і 49 таблиць.

Автор висловлює щире подяку колегам з Інституту водних проблем та меліорації УААН І.Ю. Наседкіну, О.М. Козицькому, Д.В. Чарному, з Науково-інженерного центру радіогідроекологічних полігонних досліджень (НІЦ РПД) В.М. Бублясю, В.В. Гудзенку, І.П. Оніщенку та ін., з УкрНДГМП – Н.М. Осадчій; ДП “Українська геологічна компанія” – Г.О. Акінфієву; ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» – С.І. Кіресьву та ін.; НЦРМ АМН України – М.Г. Бузинному – за участь в польових і забезпечення лабораторних робіт, за допомогу в інтерпретації результатів досліджень в рамках науково-виробничої тематики за напрямком дисертаційної роботи; доктору геологічних наук, професору В.В. Доліну за корисні поради та консультації при написанні роботи, зав. кафедри гідрогелогії та інженерної геології ННІ «Інститут геології» КНУ ім. Т. Шевченка, д.г.н. О.Є. Кошлякову – за організаційно-технічну підтримку. Особлива подяка науковому консультанту, директору НІЦ РПД НАН України, академіку, доктору геолого-мінералогічних наук, професору В.М. Шестопалову за конструктивні зауваження та рекомендації щодо вдосконалення і підвищення наукового рівня дисертаційної роботи.

РОЗДІЛ 1

ТЕОРЕТИЧНІ ТА МЕТОДИЧНІ ЗАСАДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

1.1 Система теоретичних положень радіогідрогеології осушуваних ландшафтів

Головним призначенням осушувальних та осушувально-зволожуючих систем є підтримання певних норм осушення, тобто вони значною мірою впливають на гідрогеологічну обстановку і в той же час, їх тип та заходи, що на них проводяться, залежать від неї. У ЧЗВ осушувальні системи є невід’ємною регіональною складовою природно-антропогенного ландшафту, відповідальною за стан водного середовища. Поверхневий стік до штучної дренажної мережі на пласких поліських ландшафтах обмежений надходженням дощового і талого стоку з укосів каналів, та, в окремих випадках, стоком із боліт, що розвинулись на території ЧЗВ в умовах зарегулювання та деградації дренажної мережі. За наявності систематичного дренажу практично вся площа водозбору осушувальних систем працює на забезпечення живлення ґрунтових вод і прискорене надходження радіонуклідів в канали із їх латеральним стоком. Певні компоненти ландшафту (ґрунти, водонасичені породи, рослинність), особливо за відсутності закритого матеріального дренажу, здатні стримувати міграцію радіонуклідів. Тому, розглядаючи вплив осушувальної мережі на винесення радіонуклідів з водозборів, необхідно враховувати стримуючу або посилюючу роль ландшафту, його бар’єрні здібності. За цих обставин доцільно виділити окремий напрямок радіогідрогеології – *«радіогідрогеологію осушуваних ландшафтів»*, що вивчає поведінку радіонуклідів та бар’єрні властивості штучно дренованих земель. На діючих системах населених територій *головним завданням досліджень* виділеного науково-прикладного напрямку є регулювання режимів ґрунтових вод та визначення норм осушення, за яких перехід в

культурні рослини радіонуклідів буде мінімальним; на територіях першочергової реабілітації – вивчення функціональних можливостей осушувальних систем у реабілітації забруднених територій та посиленні процесів самоочищення ґрунтів і ґрунтових вод, а *для відчужених територій* – визначення найбільш прийнятних сценаріїв водообміну та режимів ґрунтових і поверхневих вод, що сприяють мінімізації винесення радіоактивних речовин за межі відчуженої зони, *кількісна оцінка ландшафтних чинників*, що забезпечують утримання або сприяють винесенню радіонуклідів з підземним стоком. є найважливішим

Науково-методологічні засади радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів успадковує від *класичної радіогідрогеології* – галузі гідрогеології, що вивчає природні радіоактивні води, поширення й умови їх формування та зв'язок з родовищами радіоактивних корисних копалин. В якості об'єкта досліджень залишаються процеси формування радіоактивного забруднення ґрунтових вод, проте не природними а техногенними радіонуклідами, що несе екологічний зміст і за сучасних умов більш актуально. Ґрунтові води є складовою геологічного середовища, яке значною мірою визначає ландшафтні умови. Під *ландшафтом*, або певним типом ландшафту, слід розуміти генетично однорідний територіальний комплекс, що склався тільки у йому властивих умовах, які включають єдину материнську геологічну основу, рельєф, гідрографічні особливості (в т.ч. штучну мережу), ґрунтовий покрив, водонасичену зону, кліматичні умови, єдиний біоценоз. На Поліссі ґрунтові води є визначальним чинником формування характерних для нього перезволожених та заболочених ландшафтів з вологолюбною рослинністю, а також відповідають за якісний стан поверхневих вод Дніпровського басейну.

До *завдань* радіогідрогеології осушуваних ландшафтів також відносяться: 1) вивчення особливостей перерозподілу та водної міграції радіонуклідів; 2) математичне описання цих процесів та прогнозування

забруднення підземних і поверхневих вод; 3) обґрунтування водоохоронних заходів та оцінка їх ефективності. Щодо напрацювань з вирішення першого питання слід відмітити роботи фахівців Інституту геологічних наук НАН України Д.О. Бугая, С.П. Джепо, О.С. Скальського, С.М. Курила [12,51,107,151,237]; співробітників Інституту водних проблем та меліорації УААН В.Є. Алексієвського, Г.П. Рябцевої, Н.І. Іванушкіної, І.Ю. Наседкіна, Т.І. Топольнік та ін. [66,82,113,145,158-160,174,176], Інституту геохімії навколишнього середовища НАНУ Доліна В.В. та Бондаренка Г.М. Значні досягнення у вирішенні другого завдання належать А.Б. Ситнікову [167-170], В.П. Сизоненку [56,162], Д.О. Бугаю, В.В. Лутковському [25] та іншим. А.Б. Ситніков надав системності баченню міграційних процесів в зоні аерації та ролі в них ємнісних і фільтраційних параметрів. Щодо розвитку третьої складової, насамперед слід відмітити роботи О.В. Войцеховича, Г.В. Лаптева [25,97,125,176,240], Н.І. Іванушкіної [66].

Вчення про геохімію ландшафтів дозволяє вирішувати питання міграції та накопичення техногенних радіонуклідів в природних компонентах осушуваних водозбірних басейнів. Геохімічна буферна ємність ландшафтів має певну інерційність, пов'язану із послідовними процесами мобілізації, іммобілізації, ремобілізації та фіксації радіонуклідів. Існування розподілених геохімічних бар'єрів прискорює перехід радіонуклідів до фіксованих форм і сприяє їх тривалому депонуванню аж до розпаду. Проте, штучний дренаж, що посилює водообмін, навпаки, може дестабілізувати процеси депонування радіонуклідів. З одного боку, це обумовлює збільшення водного винесення радіонуклідів, з іншого – сприяє автореабілітації ландшафтів та самої гідрографічної мережі. Оскільки осушувальні системи призначені для видалення зайвої вологи із кореневмісного шару ґрунту та скидання її через дренажну мережу до водоприймача, то і потоки забруднюючої речовини, яка надійшла на поверхню ґрунту, спрямовані до магістральних каналів і далі до природної дрени вищого порядку – річки. Тому інтегральним показником процесів,

що відбуваються на водозборах систем та в самих каналах є кількість забруднювача, винесена до водоприймача. Тобто *вміст забруднювача у водах каналу відображає сукупну дію всіх чинників і процесів, що відповідають за забруднення і самоочищення ґрунтових вод та каналу.*

З позицій геохімії ландшафтів меліоративні системи є особливими техно-природними комплексами, в межах яких міграція речовин підпорядковується законам волого- і масоперенесення, а також фільтрації та геохімічної стабілізації (адсорбція, абсорбція, хімічна фіксація), що протікають на фоні штучного регулювання режиму ґрунтових вод та коригування процесів ґрунтоутворення. На діючих гідротехнічних системах процеси перерозподілу радіонуклідів можуть прискорюватись або уповільнюватись в залежності від завдань, які вирішує людина та від синергічного впливу, що виникає від взаємодії гідромеліоративних чинників з природними.

Природні бар'єрні функції водозборів по відношенню до штучних забруднювальних речовин визначаються здатністю утримувати їх максимальну кількість в багатоводні періоди. Порушення цих функцій викликає збільшення водного винесення радіонуклідів. Отже обсяги винесення відображають природну стійкість водозборів або ступінь її порушення.

На сучасному післяаварійному етапі, коли у зв'язку із масовим руйнуванням паливних частинок, значна частка ^{90}Sr переходить у ґрунтові води, одним із основних чинників, що визначає бар'єрні функції водозбору, є вміст органічних комплексоутворювачів або сорбційна ємність порід зони аерації та водовміщуючих порід.

Серед природних чинників, що визначають бар'єрну стійкість доцільно виділити *статичні* та *динамічні*. Статичні характеризують слабо змінні в часі особливості водозбірної площі осушувальної системи, які можуть впливати на міграцію та водне винесення радіонуклідів. До них відносяться: щільність гідрографічної мережі, переважаючий тип ґрунтів

(органогенні або мінеральні); щільність западин; відносна площа лісу, та деякі інші (оскільки осушувальні системи розташовано переважно в межах пласких, заплавних територій, то ознаками макрорельєфу можна знехтувати) [223]. Кількісні значення показників, що описують статичні чинники, здебільшого носять індивідуальний для кожного водозбірного басейну (меліоративної системи) характер. До динамічних відносяться зовнішні, гідрометеорологічні чинники, що змінюються по роках та в межах року: кількість опадів, характер повені, наявність літніх паводків; та внутрішньобасейнові: рівень ґрунтових вод, стан каналів, пов'язаний із їх заростанням, замуленням та регулюванням, хімічний склад ґрунтових вод.

Звідси, оцінку формуючих винесення радіонуклідів процесів та чинників слід виконувати у три або два (II і III) етапи:

I. Дослідження, шляхом натурних спостережень на балансових майданчиках та лабораторних експериментів, процесів вторинного забруднення, їх параметризація та оцінка відносного внеску у формування забруднення та сумарного винесення радіонуклідів каналом.

II. Визначення модулів винесення та ступеню обумовленості значень водного винесення радіонуклідів статичними та динамічними чинниками на рівні малих водозбірних басейнів.

III. Узагальнення регіональних закономірностей водної міграції радіонуклідів в межах осушуваних ландшафтів.

В результаті Чорнобильської катастрофи розподіл початкового радіоактивного забруднення по поверхні, а з плином часу, – і по розрізу зони аерації, відбувся вкрай нерівномірно, що значно ускладнило прогнозування забруднення водотоків. Фоновий вміст в ґрунтових водах ^{90}Sr і ^{137}Cs , пов'язаний з доаварійною експлуатацією ЧАЕС та глобальними випадіннями, також ускладнює визначення швидкості вертикальної міграції, інших параметрів масоперенесення та прогнози забруднення ґрунтових вод. Проте, прогнозувати зміни вмісту забруднювача в

грунтових і поверхневих водах та обсяги водного винесення можна *на основі закономірних зв'язків* цих показників *із статичними та динамічними чинниками*, що характеризують умови міграції. У зв'язку із значною нерівномірністю розподілу в просторі, поступовим горизонтальним перерозподілом під впливом ерозійних процесів, заглибленням в ґрунт та трансформацією первинних форм випадінь, роль різних процесів та чинників водного винесення радіонуклідів змінюється в часі, особливо в перші 15-20 років після їх надходження у навколишнє середовище.

Із відносно сталими складовими середовища в межах майже кожного басейну за тривалий період (15-25 років і більше) також відбуваються повільні зміни, частину з яких можна віднести до еволюційних (заростання території лісом), що стримують міграцію, а частину – до деградаційних (підтоплення території з похованими радіоактивними відходами, замулення водотоків і підвищення базису ерозії, зниження рН розчину за рахунок збільшення вмісту органічних кислот тощо), які її провокують і посилюють.

Особливості впливу осушувальних систем на перерозподіл техногенних радіонуклідів враховувались при формуванні концептуальних підходів щодо поводження із системами після аварії на ЧАЕС.

Наприкінці 60-х років минулого сторіччя будівництво меліоративних систем змінило гідрографічний вигляд раніш заболочених річкових долин та слабодренованих і практично безстічних міжрічкових площ. В середині 70-х років минулого сторіччя меліоративними системами у Київській області було впорядковано практично всі долини приток р.р. Прип'ять, Уж і Брагінка, що обумовило неабиякий вплив на формування і динаміку водного стоку, водний режим ґрунтів. Каналізованими в значній мірі стали такі річки як Сахан, Рудявка, Бережесть, Грезля, Ілля, Вересня, Розсоха, Несвіч та інші. Русла водотоків лівобережжя р. Прип'ять в Київській області суцільно каналізовані. Об'єми стоку з осушуваних площ в перші

роки після впровадження систем помітно зростали, але згодом (через 5-6 років) стабілізувались і здебільшого набули навіть менших значень ніж до осушення. Суттєвий вплив посилений промивний режим створював і на формування якості поверхневого стоку водоприймачів: підвищене винесення головних катіонів, що містяться в обмінному комплексі мінеральних ґрунтів, а на торф'яних ґрунтах - винесення заліза, сульфатів та гумусових речовин. Після аварії на ЧАЕС вплив промивного режиму поширився і на рухливу складову радіоактивних випадінь. Комплекс досліджень, виконаних в 1997-1999 рр. [113,155] виявив зв'язок величин водного винесення радіонуклідів з характером проведених після аварії водоохоронних заходів, з пропускною здатністю каналів, ступенем підтоплення та розподілу відкритої поверхні води, наявністю закритого дренажу, довжиною каналів та характером забруднення водозбору. Стало очевидним, що меліоративні системи є самостійними елементами водозбірних басейнів, або власне басейнами із своєрідними умовами вторинного радіоактивного забруднення ґрунтових та поверхневих вод [214]. За загальної подібності, варіабельність цих умов визначається характером водообміну, конструктивними особливостями та сучасним технічним станом систем.

Підсумовуючи вищенаведені викладення, можна вивести наступні *теоретичні та прикладні положення* наукових досліджень на забруднених радіонуклідами осушуваних ландшафтах:

1) Міграція радіоактивних речовин в межах осушуваних ландшафтів відрізняється від їх міграції в непорушених умовах у зв'язку із наявністю згущеної дренажної мережі, закритого дренажу, різноманітних гідротехнічних споруд та прискореного, регульованого водообміну [56];

2) Після надходження радіонуклідів (РН) на осушуваний ландшафт починають діяти *вторинні процеси*, що приводять до винесення РН в ґрунтові води і відкриті канали [56]. Роль цих процесів змінюється з

плином часу, що пов'язано із перерозподілом та трансформацією первинних радіоактивних випадіннь [223, 230];

3) У зв'язку із змінами в часі пріоритетних процесів та чинників вторинного забруднення дренажного стоку, відповідними повинні бути і зміни у спрямуванні діяльності щодо мінімізації водного винесення радіонуклідів за межі осушувальних систем [204,208].

4) Основним інтегральним показником бар'єрної стійкості ландшафтних умов меліорованих водозборів та технічного стану осушувальних систем на територіях радіоактивного забруднення є кількісний показник винесення радіонуклідів з дренажним стоком [56, 205];

5) Оскільки забруднення ґрунтових вод та формування сумарного винесення активності відбувається *під впливом ландшафтних чинників* (які забезпечують бар'єрну стійкість) на всій площі осушуваного водозбору, аналіз чинників впливу необхідно виконувати за *басейновим принципом* [223];

6) Отримання наукових результатів забезпечується трьома рівнями деталізації комплексу робіт: детальним – на балансових майданчиках, локальним – на водозборах окремих каналів; регіональним – шляхом узагальнення закономірностей для всієї території забруднення, що належить певній кліматичній зоні із переважанням однотипних меліоративних систем.

7) До найважливіших сучасних завдань напрямку належить вивчення ролі осушувальних систем і їх застосування під час реабілітації забруднених територій [56,155,218].

1.2. Зміст та методи радіогідрогеології осушуваних ландшафтів

Сучасний рівень знань та методологічних надбань у гідрогеологічній науці висуває певні вимоги до наукових досліджень, якими автор

керувався в даній роботі. *Методологічна схема даної роботи* підпорядкована наступним принципам:

- визначення основних чинників вторинного забруднення вод шляхом комплексних польових досліджень, безпосередньої верифікації результатів гідрогеологічних і радіологічних спостережень та відносної їх верифікації, тобто перевірки отриманих даних різними методами (локальний рівень);
- моделювання досліджуваних процесів в лабораторних умовах (на фізичних моделях) та створення емпіричних математичних моделей;
- побудова та обґрунтування евристичної моделі, яка пов'язує досліджувані процеси та чинники в логічно обумовлену систему на основі аналізу всієї зібраної інформації; генералізація набору чинників, що впливають на перебіг досліджуваних процесів, на основі кореляційного та факторного аналізу; оцінка бар'єрних функцій водозборів на місцевому та регіональному рівні;
- розробка стратегічних засад поводження з осушувальними системами та визначення оптимальних водоохоронних заходів на основі знань про пріоритетні процеси та чинники вторинного радіоактивного забруднення ґрунтових та поверхневих вод.

Водоохоронна діяльність та дослідження на водозборах меліоративних систем спрямовані, головним чином, на вирішення завдання мінімізації водного винесення радіонуклідів за межі зони відчуження та наукове обґрунтування відповідних управлінських рішень. *Стратегія* керування радіоекологічною ситуацією на осушувальних системах ЗВ і ЗБ(О)В базується на послідовних дослідженнях, що виконуються в три етапи: 1) оцінка доцільності втручання, 2) вибір водоохоронних заходів, 3) аналіз можливих ефектів [56].

1.2.1 Етапи досліджень та види робіт. Найбільш об'ємним та різноплановим за обсягом задач, що вирішуються, а також за методами досліджень є *перший етап* – «оцінка доцільності втручання», під час якого основна увага приділяється оцінці джерел забруднення, їх кількісній

характеристиці, визначенню спрямування процесів, характеру їх оберненості. Ці дослідження повинні надати інформацію для обґрунтування характеру поведінки із меліоративними системами.

На усіх системах, вибраних в 1986-1987 рр. для проведення досліджень, з поверхні поширені четвертинні відклади (потужність від 4 до 25 м): піски з прошарками і лінзами супісків, рідше суглинки. В пониженнях рельєфу – сучасні болотні відклади (торф різного ступеню розкладу) потужністю 0,3-3,0 м [56].

Доцільність втручання, тобто проведення водоохоронних, природоохоронних, експлуатаційних заходів, визначається, в першу чергу, величиною винесеної водним шляхом кількості радіоактивних речовин, по друге - ступенем контролюваності основних джерел винесення, по третє - приналежністю меліоративної системи до тієї або іншої функціональної зони, визначеної «Концепцією діяльності в ЗВ і ЗБ(О)В на території України» [88], оскільки вона накладає певні обмеження на види діяльності.

На локальному рівні основним об'єктом досліджень виступає магістральний канал або його частина із чітко окресленим водозбором. Він являє заключну ланку формування забрудненого водного стоку з осушувальної системи.

На першому етапі виділяються різні за рівнем оцінок дослідження, які можна згрупувати в три стадії (підетапи): 1.1 - збору та аналізу існуючої інформації і вибору об'єктів для детальних досліджень; 1.2. - оцінки радіологічної обстановки на об'єктах з визначенням параметрів масоперенесення радіонуклідів; 1.3. - прогнозування змін радіологічних показників в природних та змінених (після проведення контрзаходів) умовах.

Ефективним підходом у діагностиці масивів з несприятливою водною обстановкою та характером розвитку процесів (на стадії 1.1) є використання дистанційних геофізичних методів [207,227] (рис. 1.1). Після виконання дешифрування різнотермінових космічних знімків стає

можливим достатньо чітко визначити забруднені площі, на яких відбувається приріст водної поверхні та підтоплених земель. Це дозволяє попередньо окреслити критичні ділянки за схильністю до підвищеного водного винесення радіонуклідів. На знімках також добре видно, які чинники спричиняють виникнення таких ділянок. Переважно вони приурочені до техногенних надбудов – насипів залізничних колій, доріг, дамб та ін. Таким чином, стає можливим розподіл систем на групи за технічним станом і чинниками підтоплення та затоплення земель.

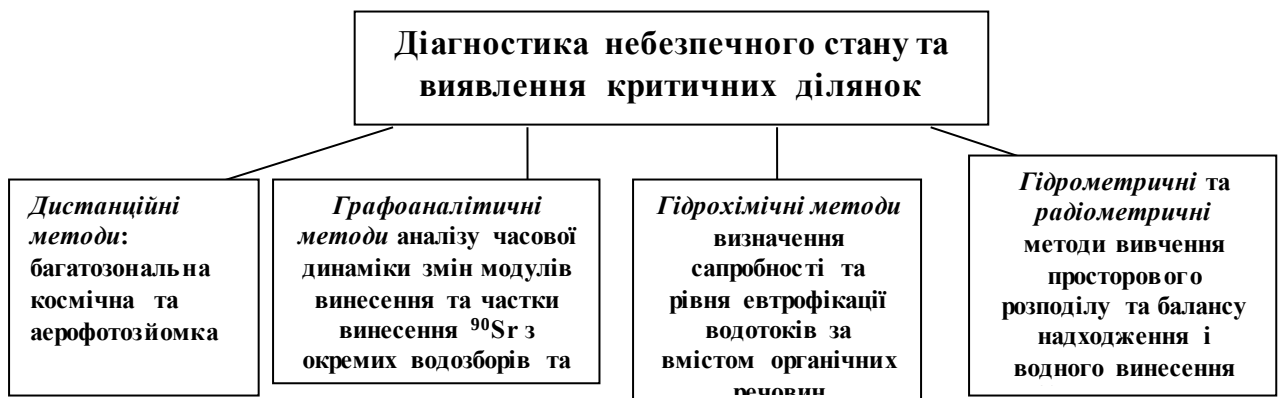


Рис. 1.1. Методи діагностики загальних причин, чинників, джерел забруднення та зв'язків між ними.

Друга стадія етапу (1.2) складається здебільшого з різних за масштабом видів польових робіт, гідрометричних та радіометричних: загальної оцінки водної обстановки та характеру поверхневого забруднення водозборів; гідрологічних спостережень на водпостах; визначення середніх та максимальних модулів стоку та винесення ^{90}Sr каналами; гідрогеологічних спостережень; спостережень на балансових майданчиках, до складу яких входить визначення характеру і об'ємів водообміну та процесів вторинного забруднення вод на меліоративних системах.

Гідрохімічні методи виявляють індикатори негативних процесів у водній системі (евтрофікація, заболочування, тощо), визначають ступінь

зв'язку між ними і концентраціями радіонуклідів; особливості формоутворення радіонуклідів в різних складових водного балансу, в ґрунтових водах за різних умов водообміну та у водотоках з різним гідродинамічним режимом.

Складання загального водного балансу та балансу радіонуклідів допомагає встановити пріоритетні чинники та процеси забруднення і уявити можливості їх контролю та мінімізації впливу (рис. 1.2).

В комплексі методи діагностики дозволяють оцінити сучасну обстановку та характер її змін в порівнянні з ситуацією в недалекому минулому, виконати епігностні та прогностні завдання.

Доцільність втручання та переходу до другого етапу, – вибору заходів, обґрунтовується аналізом обстановки в багатоводні гідрологічні періоди й роки.

Інформаційне забезпечення рішень щодо доцільності розробки заходів та їх реалізації виконуються за схемою (рис. 1.2), що передбачає визначення загальних причин, місцевих чинників та основних процесів вторинного забруднення вод [56, 202,214].

Систематичні спостереження за режимом підземних вод забезпечувались облаштуванням мережі пунктів і балансових майданчиків. В 1997 році було проведено пошук свердловин старої мережі, буріння нових та топографічна прив'язка усіх свердловин на лівобережжі р. Прип'ять, а також обладнання на каналах водомірних рейок та стокових майданчиків. Вибрано ділянки з високою щільністю поверхневого забруднення ^{90}Sr (>1850 кБк/м²) та різними умовами живлення і розвантаження ґрунтових вод. Загальна глибина буріння усіх спостережних свердловин 6-6,5 м. Вони мають типовий геотехнічний розріз (рис.1.3).

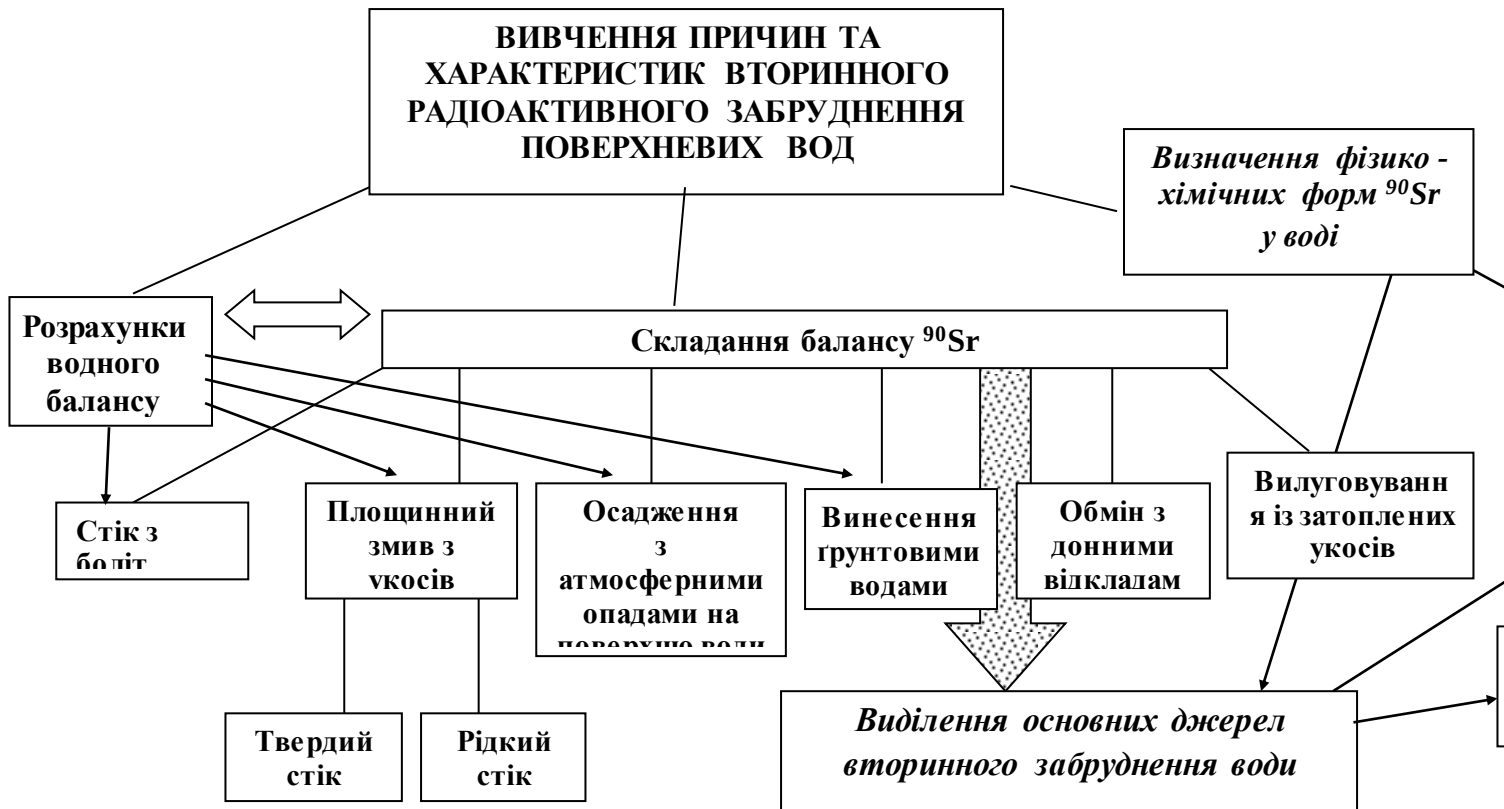


Рис. 1.2. Блок-схема послідовних дій щодо визначення засобів мінімізації виносу ^{90}Sr за межі меліоративних систем шляхом виділення основних джерел вторинного радіоактивного забруднення каналів та водоприймача.

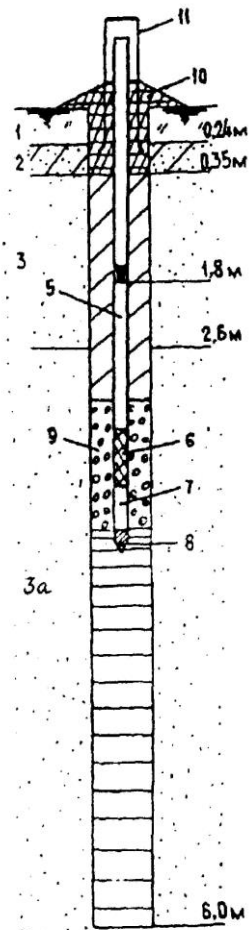


Рис. 1.3. Геотехнічний розріз спостережної свердловини № 5 на четвертинний водоносний горизонт.

На малюнку цифрами позначено:

1. Ґрунтово-рослинний шар, пісок дрібно- середньозернистий, слабо гумусований, опідзолений до глибини 0,24 м.

2. Супісок темносірий гумусований, з проявами озалізнення до глибини 0,35 м.

3. Пісок дрібнозернистий до пилюватого, у верхній частині – жовтуватий, в нижній – від світлосірого до білого з проявами озалізнення, вологий до глибини 2,6 м, з 2,6 до 4,0 м –водонасичений, нижче 4 м (3а) – пливунний, світлосірий у верхній частині дрібнозернистий, в середній частині - дрібно- і різнозернистий. Конструктивні елементи: 5. корпус п'єзометра з пластикової труби

діаметром 1"; 1,8 м – статичний рівень води в п'єзометрі; 6. сітчастий фільтр; 7. відстійник; 8. заглушка; 9. фільтруюча засипка; 10. цементна пробка; 11. металевий захисний патрубок.

Свердловини і водомірні пости в створах розміщені таким чином, що дають можливість розраховувати баланс ґрунтових вод за даними регулярних вимірів.

1.2.2 Польові та лабораторні дослідження. Визначення коефіцієнтів фільтрації виконувалось шляхом спеціальних досліджень на монолітах за методом М.Є. Дзекунова [44,56].

Для визначення коефіцієнту фільтрації в лабораторії, зразок, обмежений з верху і знизу двома камерами, насичувався водою до повної вологоємності. По водяних манометрах визначалася величина втрати напору між верхньою і нижньою камерами. Коефіцієнт фільтрації (k_f) визнався за формулою:

$$k_{\phi} = \frac{V \cdot l \cdot 2,4^{-5}}{S \cdot t \cdot \Delta h}, \quad (1.1)$$

де V – об'єм профільтрованої води, м^3 ; l – довжина шляху фільтрації см , S – площа поперечного перерізу зразка, м^2 ; t – час фільтрації, години; Δh – величина перепаду напорів між нижньою і верхньою камерами, см ; $2,4^{-5}$ – перевідний коефіцієнт, м/добу .

Таким методом визначені коефіцієнти фільтрації для укосів каналів Прип'ятської осушувальної системи в діапазоні висоти височування. Порівняння коефіцієнтів фільтрації на ділянках розчищених та нерозчищених укосів каналів дає підстави робити висновки про вплив розчисток на характер зміни фільтраційного опору в укосах та величину бічного притоку ґрунтових вод до каналу.

Значний обсяг лабораторних досліджень (186 проб води та 124 зразки ґрунту) виконано лабораторіями радіогідрогеології та гідрохімії НІЦ РПД та ІГН НАНУ. Для визначення об'ємних та питомих активностей ізотопів цезію в ґрунтах та воді (після випарювання) використано γ -спектрометри з багатоканальним аналізатором АІ–1024-97+РС-486, з напівпровідниковими детекторами ДГДК-80БЗ і ДГДК-80Б. Виміри вмісту ^{90}Sr в об'єктах середовища виконувались на селективному бета-спектрометрі РУБ-91 фірми "Адані". Визначення об'ємних активностей ^{90}Sr в пробах води (114 проб) та зовнішня завірка результатів виконувались в лабораторії НЦРМ АМН України і ЧоНЦМД. При цьому використовувались альфа-бета-спектрометри "Quantulus-1220TM" з рідинно-сцинтиляційним детектором (РС лічення). Прилад "Quantulus-1220TM" дозволяє вимірювати активності ^{90}Sr в діапазоні 10^{-2} - 10^6 Бк/кг (дм^3). Основна похибка вимірювання розчинів – 4-5%.

Визначення форм знаходження ^{90}Sr в пробах води виконувалось в Інституті геохімії навколишнього середовища НАН України. Методика цих досліджень включає хімічний спосіб розподілу завислих, розчинних органічних і розчинних неорганічних форм радіонуклідів. Спосіб

ґрунтується на поглинанні речовин березовим активованим вугіллям (БАВ) з наступною екстракцією органічними розчинниками [49,140]. Бета-активність вимірювалась на радіометрі КРК–1-01 («Бета»), вміст γ -активних нуклідів – на аналізаторі АИ-4096 з германій літійовим дифузійно-дрейфовим детектором ДГДК.

Для визначення об'ємних активностей ізотопів плутонію і америцію в пробах води (35 проб) в НЦРМ АМН України використано напівпровідниковий альфа-детектор, з попередньою радіохімічною підготовкою α -випромінюючих розчинів [56]. Вимір підложок Am і Pu виконували на альфа-спектрометрі фірми "Ortec", двокамерними альфа-спектрометрами 576А і однокамерними 676А фірми "Ortec".

Для визначення вмісту гумінових (ГК) і фульвокислот (ФК) у пробах води використано відому методику [96,118,165,166]. Концентрацію ГК визначали фотометричним методом за їх власним кольором ($\lambda=400$ нм). Для дослідження молекулярних мас гумусових речовин застосовували метод гель-фільтрації на нейтральних сефадексах марки G-25 і G-75 (Pharmacia, Швеція).

В гідрохімічних лабораторіях Інституту геологічних наук та Інституту гідрометеорології НАН України за період з 1997 по 2002 р. за стандартними методиками було виконано 158 скорочених та повних хімічних аналізів природних поверхневих і ґрунтових вод та водних витяжок з ґрунтів.

1.2.3 Статистична обробка даних, ретроспективний аналіз та прогнозування. Виходячи із ландшафтно-геохімічної обумовленості міграції речовин, між водним винесенням радіонукліду та певними характеристиками водозбірної площі повинен існувати тісний зв'язок, який встановлюється парним кореляційним аналізом. Якщо виявляється, що впливових характеристик багато, виконується множинний кореляційний, факторний та кластерний аналізи, завдяки яким простежуються зв'язки між незалежними чинниками [15,52,184]. В результаті, можна об'єднати

тісно пов'язані чинники в групу, або вибрати найбільш представничий чинник із групи, що спрощує побудову необхідних для прогнозування регресійних моделей. Ступінь впливу чинника на водне винесення радіонукліду, загальні тенденції у змінах цієї залежності та трансформаційні етапи виявлялися шляхом ретроспективного аналізу багаторічної динаміки коефіцієнтів кореляції.

Такі індивідуальні ознаки басейнів, як щільність гідрографічної мережі, характер та розчленованість рельєфу, переважаючий тип ґрунтів, площа лісу, які кількісно змінюються за достатньо тривалий час, зараховано до відносно сталих або *статичних чинників*. Враховано, що змінюються в часі внутрішні властивості самого забруднювача (фізико-хімічна форма та залежна від неї участь в обмінних процесах). Серед мінливих або *динамічних* характеристик, що змінюються по роках та в межах року, є також *зовнішні*: сума річних опадів, їх розподіл в часі; та *внутрішньобасейнові*: дренаваність (тис. м³/га/рік) або модулі дренажного стоку; частка стоку ґрунтових вод в загальному стоці водотоку; характер повені, річний поверхневий стік (млн. м³), відносна площа підтоплених земель. *Динамічні зовнішні* чинники обумовлюють більш суттєву мінливість об'ємів винесення з одного басейну за різні роки, ніж статичні чинники. Отже, для того щоб з'ясувати роль і ступінь впливу зовнішніх чинників на винесення радіонукліду порівнювались їх значення по різних роках для кожного із басейнів, а для оцінки впливу статичних характеристик порівнювали вибірку значень винесення з усіх найбільш вивчених басейнів із вибіркою відповідних індивідуальних басейнових ознак окремо для кожного року спостережень.

Відносно постійні ландшафтні характеристики (ознаки) водозборів були винесені на окремі карти в цифровому форматі, після чого виконано парний кореляційний аналіз між вибіркою значень винесення радіонукліду з усіх басейнів за окремі роки спостережень та відповідними кількісними значеннями даної ознаки. Далі будувалися графіки змін коефіцієнтів кореляції по роках і визначалися тренди впливу даного чинника на

винесення. При визначенні ролі динамічного чинника спочатку оцінювався вплив чинника на винесення для кожного з басейнів за весь період спостережень (за графіком), а потім виконувався кореляційний аналіз між вибірками його значень та відповідними значеннями винесення з площі кожного окремого басейну за певні цикли, виділені на основі знань про багатоводні та маловодні періоди, а також на основі аналізу графіків мінливості коефіцієнтів кореляції, побудованих для статичних чинників. При цьому може виявитись, що вплив однакового показника, наприклад рівної кількості атмосферних опадів, для різних водозборів відрізняється, що пов'язується із накладеним впливом інших індивідуальних чинників та динамікою трансформації первинних форм радіоактивних випадіннь. Передбачається, що саме мінливість фізико-хімічних форм радіонуклідів та ступінь їх заглиблення і розсіювання визначатиме зміну ступеню впливу того чи іншого чинника та процесу на водне винесення.

Методика кореляційного аналізу на басейновому рівні дозволяє не лише визначати достатньо очевидні пропорційні залежності водного винесення від динамічних чинників метеорологічного та гідрологічного характеру, а й виділяти пріоритетні статичні чинники природного середовища для кожного з періодів трансформації забруднювача (Додаток К. 1). За комбінацією природних і техногенних чинників, що регулюють вторинне забруднення та обсяги водного винесення радіонуклідів (за високими коефіцієнтами парної кореляції), виконується множинний кореляційний аналіз, на основі якого будується рівняння регресії для визначення концентрацій або винесення радіонуклідів поверхневим та ґрунтовим стоком.

Якщо враховувати підготовчі етапи, то вся процедура епігнозних та прогнозних розрахунків винесення радіонуклідів передбачає наступні кроки:

- 1) збір інформації про винесення радіонукліда водотоками за окремі роки впродовж всього часу після його надходження на поверхню водозбору;

2) обґрунтування окремих метеорологічних етапів; оцінка зв'язку між динамічними чинниками та водним винесенням радіонукліду за весь період спостережень та по окремих етапах;

3) виділення і оцифрування границь водозбірних басейнів, визначення їх площі; оцінка запасів радіонукліду в межах окремих басейнів;

4) визначення модулів винесення і частки винесення радіонукліда для порівняння і градації утримуючих здатностей водозборів, виділення об'єктів першочергового втручання;

5) вибір провідних статичних чинників, – характерних ознак ландшафту, на основі аналізу експериментальних даних; класифікація та оцифрування граничних положень цих ознак в межах виділених басейнів, з утворенням відповідних шарів в геоінформаційній системі «MapInfo»;

6) параметризація і кількісна оцінка статичних чинників (відносна площа, щільність, кількість тощо);

7) проведення парного кореляційного аналізу по окремих роках для вибору найбільш інформативних чинників;

8) побудова хронологічних графіків змін коефіцієнтів кореляції з виділенням періодів максимального впливу чинника на досліджуваний показник забруднення; обґрунтування цих періодів; вибір пріоритетних чинників впливу для кожного виділеного етапу;

9) виконання множинного кореляційного аналізу та вибір пріоритетних чинників або групування чинників для кожного виділеного етапу та територіального підрозділу на основі факторного аналізу;

10) використання вибраних чинників в якості незалежних предикторів для побудови регресійних моделей, вирішення обернених задач, прогнозне та епігнозне моделювання;

11) вибір найбільш безпечних за радіаційними показниками режимів стоку шляхом підбору сталих та динамічних чинників впливу на винесення та концентрацію радіонуклідів.

Виходячи із значень коефіцієнтів кореляції, використовуючи принципи кваліметрії, розробляється бальна шкала статичних чинників, за якою виконується оцінка бар'єрної стійкості басейнів.

Аналіз можливих ефектів від впровадження рекомендованих та аналіз ефективності впроваджених заходів (3-й етап досліджень) виконується із застосуванням дистанційних [1, 207,227] та розрахункових методів [2,56].

РОЗДІЛ 2

ПРИРОДНІ І ТЕХНОГЕННІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЛАНДШАФТУ, ЯК ЧИННИКИ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ

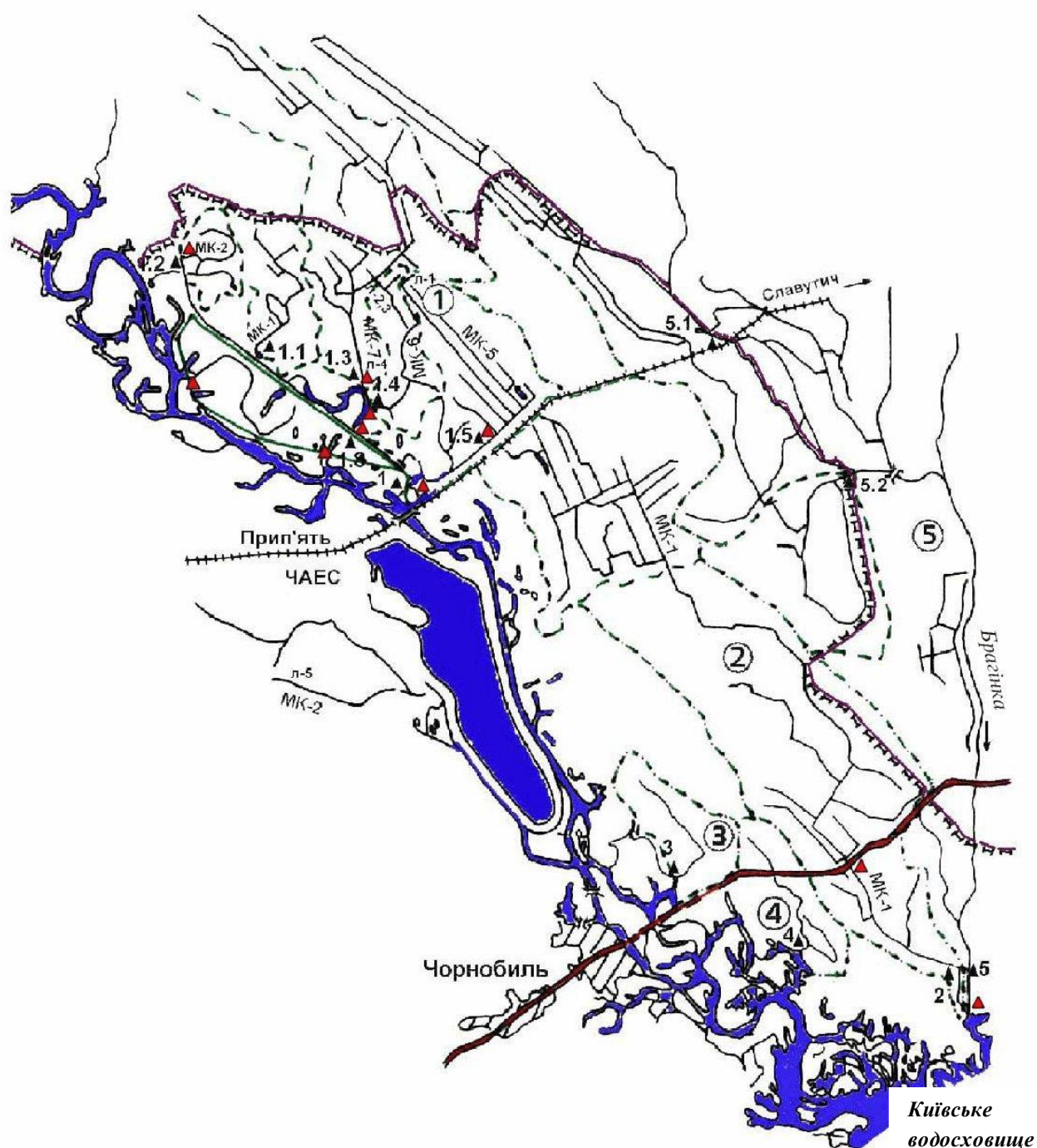
2.1 Гідрометеорологічні та загальні антропогенні чинники формування водно-радіаційного режиму на осушуваних водозборах ЧЗВ

2.1.1 Особливості формування поверхневого стоку у післяаварійний період. Чорнобильська зона характеризується розвинутою гідрографічною мережею. Практично вся територія знаходиться в межах басейну р. Прип'ять, за виключенням басейну р. Брагінка, яка впадає безпосередньо в Київське водосховище (рис. 2.1). Основні приймачі стоку з осушувальних систем та їх гідрологічні характеристики наведені в Додатку А. Аналіз матеріалів спостережень вказує на значну нерівномірність стоку річок [54,56]. Зростання стоку в період, що передував аварії на ЧАЕС, пов'язується із осушувальною меліорацією [80] і, відповідно, значним посиленням дренажування водозборів, а деяке зниження середніх витрат в 1992-2002 рр. можна віднести на рахунок деградації меліоративної мережі та природної акумуляції стоку на водозборах [56,174].

Середньорічні модулі стоку для басейну р. Прип'ять дорівнюють 3,86 л/с км². Дана територія характеризується режимом надлишкового зволоження. Перевищення опадів над випаровуванням в середньому становить 30 мм. Заболочення басейну р. Уж, – найбільшої правобережної притоки р. Прип'ять, складає від 5 до 24% (значно зростає в східній частині). Практично всі притоки р. Уж в доаварійний період були каналізовані і використовувались як водоприймачі меліоративних систем (Додаток Б).

Для річок з малими площами водозбору за умов нормальної експлуатації меліоративних систем максимальні об'єми річного стоку припадають на весняний період, за який проходить від 56% стоку в багатоводний рік і до

62% в маловодний. Значна частина річного стоку – 13-20%, припадає на період зимової межені і 20-30% - на період літньо-осінньої межені.



① - водозбірні басейни, що мають витoki в р. Прип'ять; - - - межі цих водозбірних басейнів; - - - границі водозбірних басейнів 4-го порядку (по магістральних каналах).

▲ дослідницькі режимні створи: 1 – проран в дамбі № 7; 1.1, 1.2. - МК-1 та МК-2 Усівської о.с; 1.3, 1.4, 1.5. – відповідно: МК-7, МК-6, МК-5 Прип'ятської о.с.; 1.8.- польдерна насосна станція; 2.- МК-1 Прип'ятської о.с.; 3.- Кошовський струмок; 4.- МК-2 о.с. "Паришів"; 5.- р.Брагінка; 5.1.- Грубчанський канал; 5.2.- МК-1 о.с. "Чапаська"; л-1 - водозбірні лотки на укосах; ▲ - пункти відбору проб води на трансуранові елементи.

Рис. 2.1. Карта - схема лівобережної Прип'ятської осушувальної системи.

Співвідношення стоку по місяцях в умовах ЧЗВ з 1986 р. було порушене у зв'язку із штучним обмеженням стоку води у водоприймачі і в результаті деякого збільшення частки підземного стоку та різкого збільшення рівня ґрунтових вод (РГВ), у зв'язку з чим абсолютні значення підземного стоку скоротились. Аналіз гідрографу річки Брагінка (рис. 2.2, а) за приблизно середній по водності 1995 р., вказує на значну відмінність внутрірічного стоку в порівнянні з типовим розподілом для басейну р. Прип'ять. На частку весняного стоку припадає біля 47%, на зиму – 22%, а на період літньо-осінньої межені біля 31%. Досить значне розпластання гідрографу весняної повені аж до початку червня пов'язане з ускладненими умовами поверхневого стоку, що виникли через різке зменшення пропускної здатності меліоративних каналів (замулення і заростання) та у зв'язку з їхнім регулюванням, оскільки більшість затворів регулюючих споруд вийшли з ладу в зачиненому стані. В результаті додаткової акумуляції стоку в басейні та підпору ґрунтових вод значно зріс час добігання, у зв'язку з чим спостерігається подовження періоду проходження весняного максимуму. Хоча за об'ємом стоку дощові паводки на річках басейну значно поступаються весняній повені, але за абсолютними значеннями максимальних витрат вони досить часто перевищують їх [56].

Ще більш помітний вплив меліоративних систем на внутрішньорічний перерозподіл простежується на прикладі каналу МК-1, меліорованість площі водозбору якого складає близько 63%, що на 50% більше ніж по всій території. Згідно аналізу гідрографу стоку (рис. 2.2, б) біля 60% сумарного стоку з басейну (як і по типовій схемі) припадає на весняний період. Біля 23% стоку проходить в зимовий період, коли стік каналу формується за рахунок поверхневого стоку від талих вод. Із-за промерзання ґрунту частка підземного стоку незначна і лише під час довготривалих відлиг вона суттє-

во зростає. За період стійкої зимової межені переважає підземний стік і стік, що надходить до замикаючого створу за рахунок запасів води, накопичених до початку зими. За період літньо-осінньої межені доля стоку каналу не перевищує 18% від річного, а в окремі періоди стік практично відсутній. У цей період майже увесь стік каналу формується за рахунок підземного стоку. За відсутності інтенсивних тривалих злив, всі атмосферні опади практично витрачаються на випаровування з поверхні ґрунту і поповнення його вологозапасів. До 2001 р. частка сумарного стоку в теплий період зменшувалась у значній мірі і за рахунок підпорів, викликаних залишками гребель та застійним режимом від замулення та заростання.

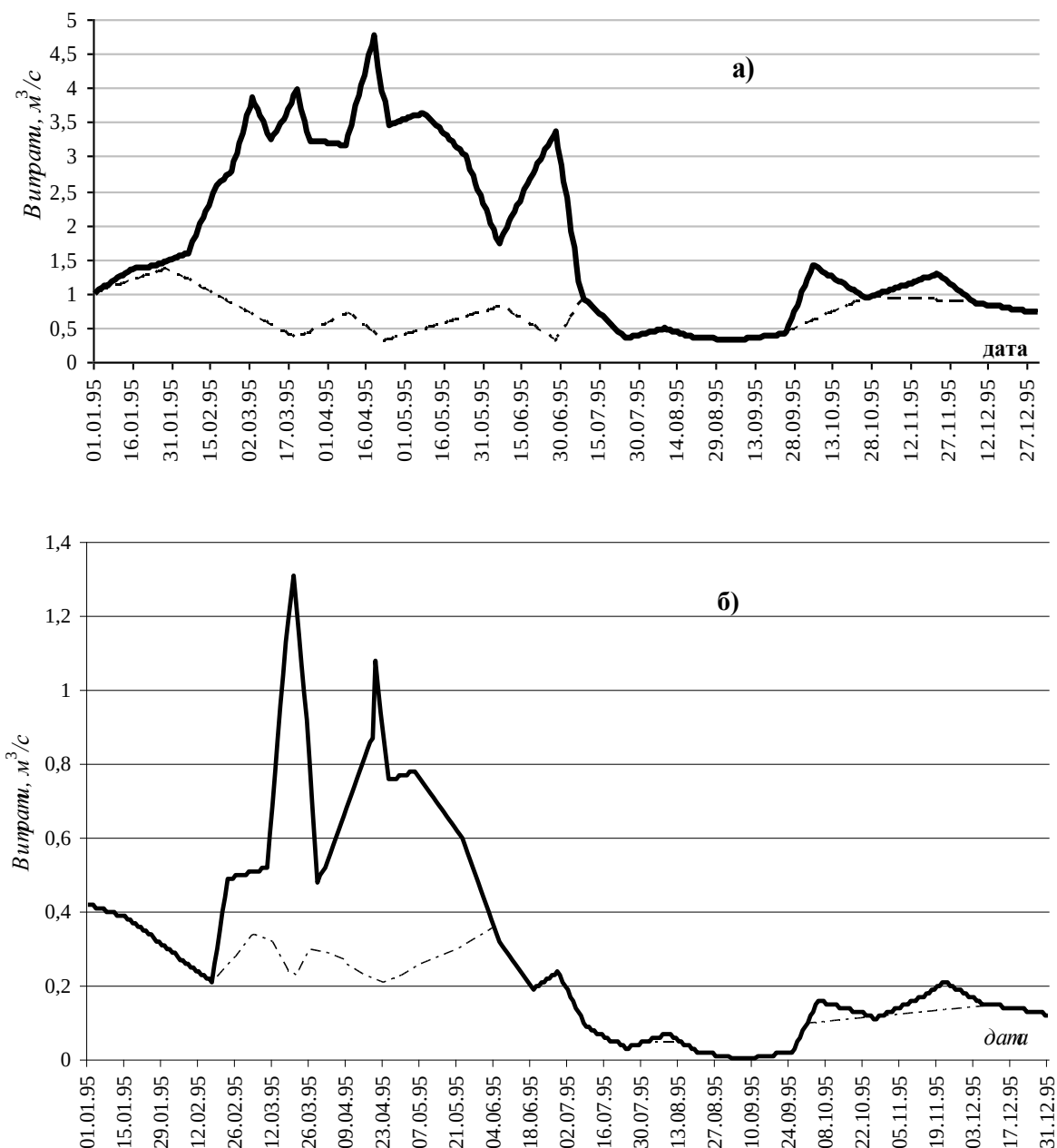


Рис. 2.2. Гідрографи стоку р. Брагінка (а) та каналу МК-1 (б) (пост с. Ладичі) за 1995р.

Отже, специфічні умови формування поверхневого стоку в ЧЗВ були обумовлені значною кількістю непрацюючих меліоративних систем, регулююча функція яких зведена практично до нуля. Канали на даних системах виконували роль додаткових акумулюючих ємностей. Окрім того, через значне замулення, обвалення берегів і заростання рослинністю різко зменшилась їх пропускна здатність. Через відсутність розчистки лісових

насаджень і значного зростання чагарникової рослинності відчутно *зросла регулююча здатність лісистості*. Багаторічні спостереження за характеристиками стоку та балансові розрахунки вказують на *зменшення обсягів стоку* (навіть в багатоводні періоди) з території ЧЗВ [113,154,34].

На 2001 р. заболоченість лівобережної частини басейну р. Прип'ять в межах України сягала 26-28%. Аналіз матеріалів багатьох досліджень вказує на те, що болота відіграють негативну роль в живленні річок, утримуючи атмосферні опади і поверхневий стік, а також витрачаючи значний їх об'єм на випаровування [57]. Для річок із заболоченим водозбором часто спостерігається зниження величини меженного стоку в порівнянні із незаболоченими басейнами [21,42,152]. Як відомо, кожний відсоток заболочення водозбору зменшує шар річного стоку на 0,4-0,5 мм [150], а збільшення заболочення території від 19 до 47% викликає зменшення річного стоку на 15% [32]. Дослідженнями по 24 річкових басейнах Білорусі встановлено, що коефіцієнт стоку річок з водозборів заболочених на 30%, майже у два рази менший ніж з незаболочених [13,189]. Здатність до віддачі накопиченої води у боліт в три рази менша, ніж у піщаних ґрунтів. При короткочасних зливах опади можуть повністю акумулюватися в болотному мікрорельєфі.

Проте, під час тривалих дощів, що випадають на територію з високим рівнем ґрунтових вод та, здебільшого, більш значним їх забрудненням, формуються більші витрати поверхневого стоку, ніж з не підтоплених територій або в періоди низького стояння ґрунтових вод. При випадінні дощових опадів на болото насичене водою, вони майже без втрат стікають у річку. Таке явище дуже небезпечне для сильно забруднених радіонуклідами заплавлених площі обумовлює *значний внесок болотного стоку у забруднення поверхневих вод каналів*. Так, в урочищі Борщі на Чистогалівській системі, з двох боліт, що сформувались за останні п'ятнадцять років навколо зарегульованих бічних лівобережних до МК-2 каналів, за рік виноситься до 2-4% зосереджених на їхній площі запасів активності ^{90}Sr [237]. В періоди

спаду повеней евтрофні болота приховано живлять річки у вигляді підгрунтового стоку, що часто обумовлює підвищене радіоактивне забруднення поверхневих вод річок та каналів.

З метою визначення стоку з малих річок і меліоративних каналів та оцінки зміни поверхневого стоку в умовах відсутності нормальної експлуатації меліоративних систем у післяаварійний період, у 1998-2001 рр. було проведено обстеження річок та меліоративних каналів і визначено витрати води в характерних створах [113]. Для оцінки стоку річок в післяаварійний період також використані матеріали натурних спостережень ЦРМЗВ “Екоцентр” та Держгідромету. При побудові гідрографів малих річок басейну р. Уж, екстраполяція витрат між точками фактичних замірів проводилась з урахуванням розрахункових гідрографів стоку відповідних річок, отриманих на основі перерахунку щоденних модулів стоку р. Уж – с. Черевач (на ділянці с.м.т. Поліське – с. Черевач). Можлива похибка даного методу розрахунку пов’язана, в першу чергу, з неможливістю врахування стоку локальних (в межах невеликих площ водозборів) дощів і нерівномірністю випадання опадів в межах басейну. Тому цей метод дає можливість наближеної оцінки зміни стоку з малих водозборів у післяаварійний період у порівнянні із стоком в природних непорушених умовах. На рис. 2.3.-2.5 приведено розрахункові по модулях стоку і фактично заміряні гідрографи стоку каналізованих річок Бережесть, 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. Порівняльний аналіз розрахункових і фактичних гідрографів стоку річок протягом 1998-1999 рр. вказує на значне зменшення річних об’ємів стоку (за винятком гідрографу р. Мутвиця (К-2) в 1999 р.) за післяаварійний період, що є свідченням додаткової акумуляції стоку в басейні і зростання витрат на випаровування з території водозбору. Додаткова акумуляція опадів і стоку в басейні призводить до затримки початку підйому кривої гідрографа в періоди літніх паводків і більш високих витрат у період зимової межени.

Максимальні значення піків весняної повені понизилися приблизно в 1,5-2 рази, а літнього паводку 1998 р. на річках Бережесть і Мутвиця – в середньому на 30% [155].

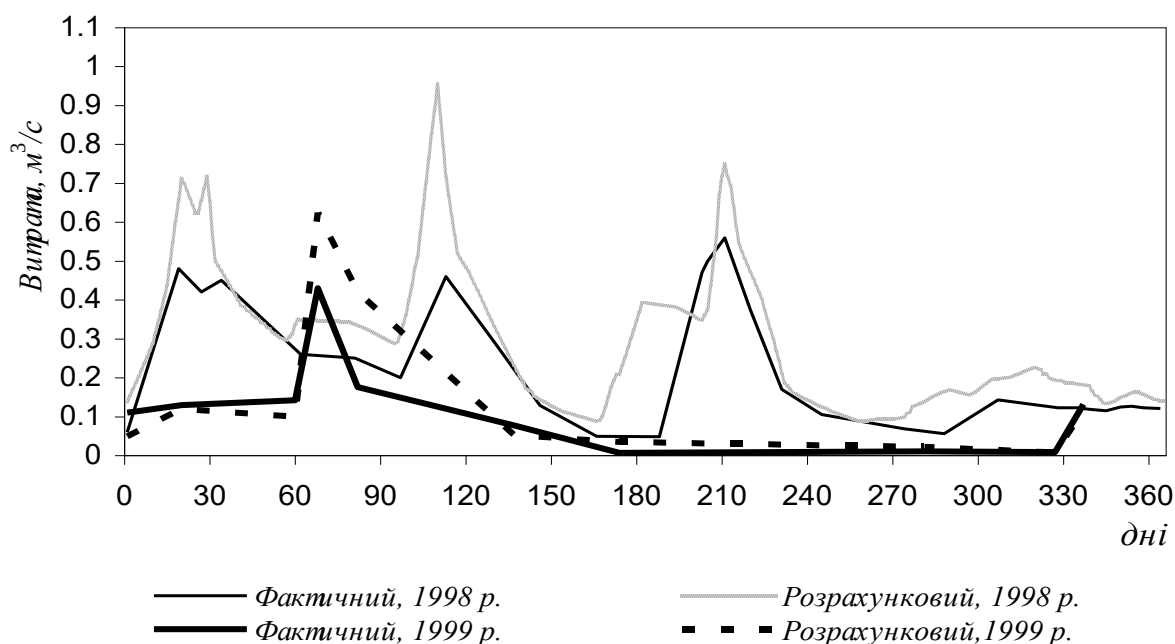


Рис. 2.3. Фактичні і розрахункові гідрографи стоку р. Бережесть за 1998-1999 рр.

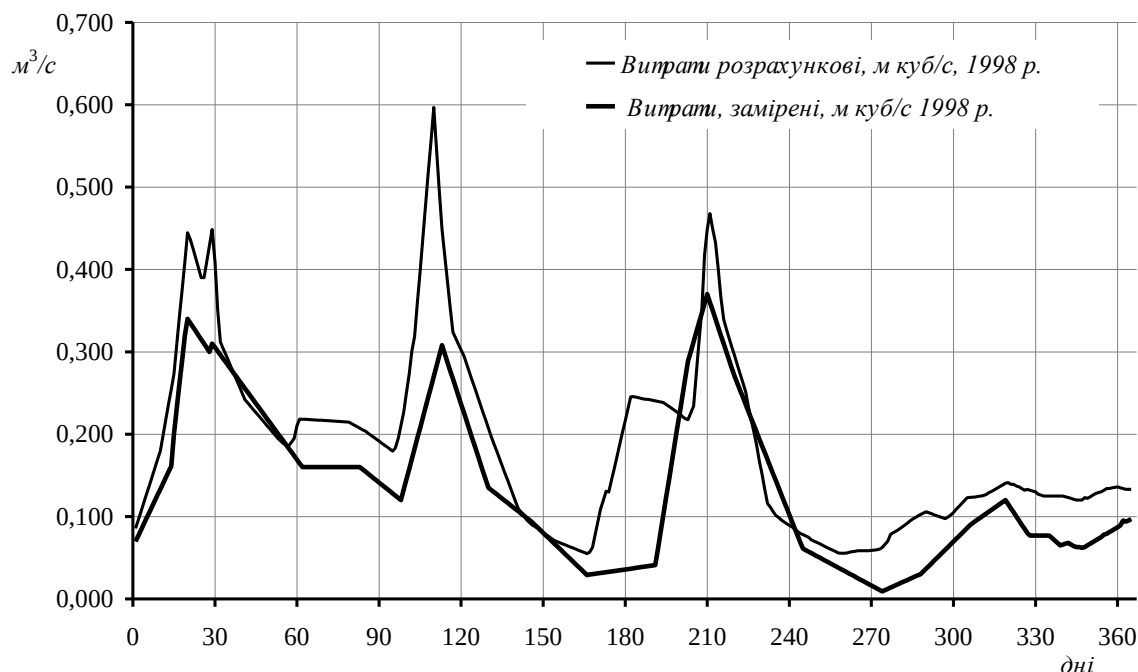


Рис.2.4. Розрахунковий і фактичний гідрографи стоку р.Мутвиця (К-2) за 1998р.

Змінився і характер кривих підйому та спаду гідрографів паводкового і повеневого стоку. Так, фактична інтенсивність зниження середньодобо-

вих витрат в період спаду весняної повені на річці Бережесть зменшилась в порівнянні з розрахунковою від $0,016 \text{ м}^3/\text{с}$ за добу до $0,008 \text{ м}^3/\text{с}$ за добу, на р. Мутвиця, відповідно з $30,01 \text{ м}^3/\text{с}$ до $0,005 \text{ м}^3/\text{с}$.

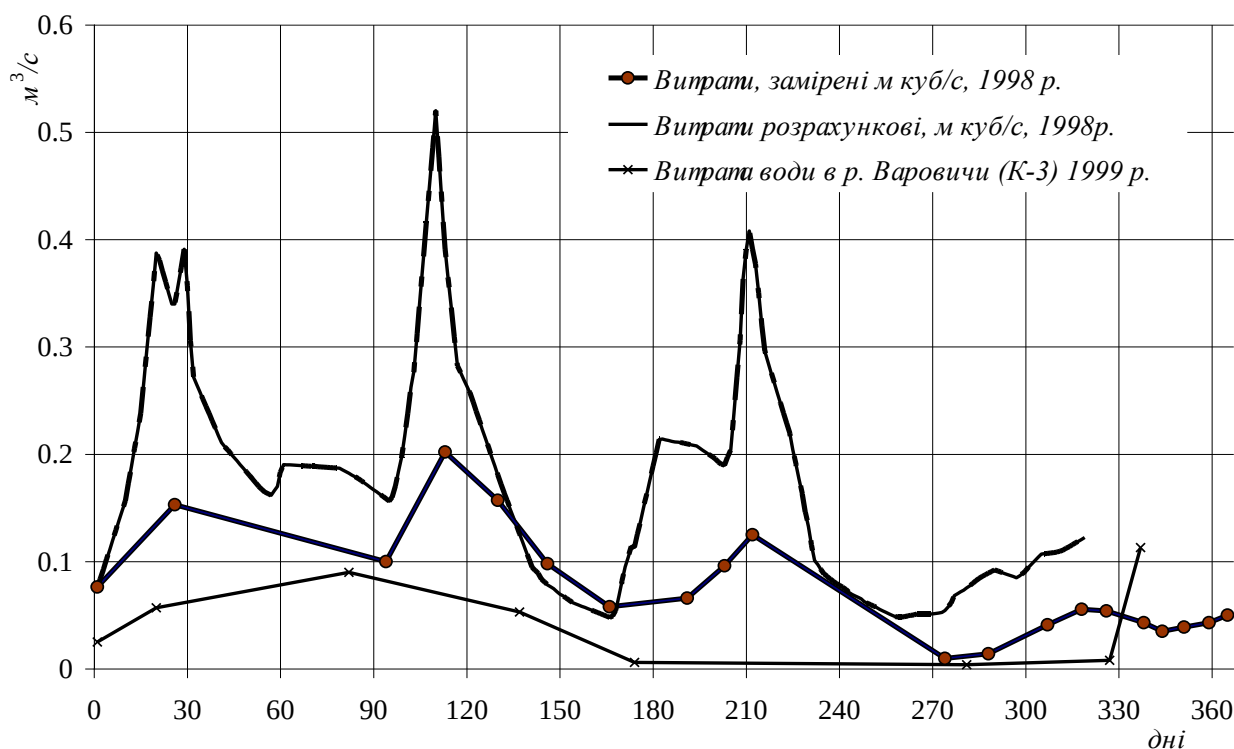


Рис. 2.5. Гідрографи стоку р. Варовичі (канал К-3 системи «Хабне»).

Аналогічна тенденція до зменшення стоку малих річок на території ЗВ підтверджується і результатами натурних спостережень ДП «Екоцентр». В Додатку В наведені характеристики середньорічного стоку р. Сахан, водозбір якої повністю лежить у межах ЧЗВ. Середньорічний стік річки у доаварійний період дорівнював $0,75 \text{ м}^3/\text{с}$, а за період спостережень з 1992 по 1999 рр., під час циклу високої водності, середньодобові витрати зменшились до $0,5 \text{ м}^3/\text{с}$.

Після припинення експлуатаційних робіт на меліоративних системах відновлення природного гідрологічного режиму малих річок не відбувалося (до реконструкцій 1999-2001 рр.). Повністю був порушений режим стоку річок, характерний як для їх природних умов, так і для умов нормальної

експлуатації меліоративних систем. Річки і канали характеризувалися в більшості випадків застійним режимом, з уповільненою течією, або майже повною відсутністю стоку. Високі рівні води в каналах через різного роду підпори обумовили зростання РГВ та заболочування території [56].

Для оцінки режиму стоку меліоративних каналів лівобережної частини басейну р. Прип'ять особливо показовим є 1999 р., що визначався проходженням надзвичайно високої повені на р. Прип'ять, забезпеченістю майже 10 % [56]. В результаті виходу води на заплаву через проран дамби № 7, відбулося затоплення прилеглих територій шаром води висотою 35-40 см, що призвело до виникнення підпорів в каналах. Затоплення території повеневими водами р. Прип'ять, окрім порушення встановленого режиму стоку на каналах меліоративних систем, обумовило зміну режиму РГВ і значні обсяги винесення радіоактивних елементів з лівобережжя.

Вплив затоплення території водами р. Прип'ять на режим стоку меліоративних каналів добре простежується на гідрографі стоку каналу МК-1 в нижній течії біля с. Ладжижичі (рис.2.6.). Початок повені на каналі припадає на початок березня. З середини березня починається її спад, але на початку квітня природний хід стоку різко порушується. В результаті притоку води з затоплених територій розпочинається різке зростання витрат води, яке досягає максимуму в другій декаді квітня. Крива спаду гідрографу розтягується майже на два місяці і меженні витрати встановлюються тільки в другій декаді червня. Зростанням стоку МК-1, а також зарегулюванням стоку Погонянського та Грубчанського каналів, води яких використовуються для регулювання зволоження торфових ґрунтів в Білорусі, пояснюється також значне розпластання кривої спаду гідрографу р. Брагінка [56]. В цілому на стік весняної повені р. Брагінка в 1999 р. припадає біля 70 % річного стоку, на період літньо-осінньої межені лише 12,5%.

Об'єм стоку за весняний період р. Уж в 1999 р. дорівнював 653,3 млн. м³, а за літній період всього 61,9 млн. м³, що майже втричі менше літніх об'ємів стоку за типовою схемою для маловодних років [56].

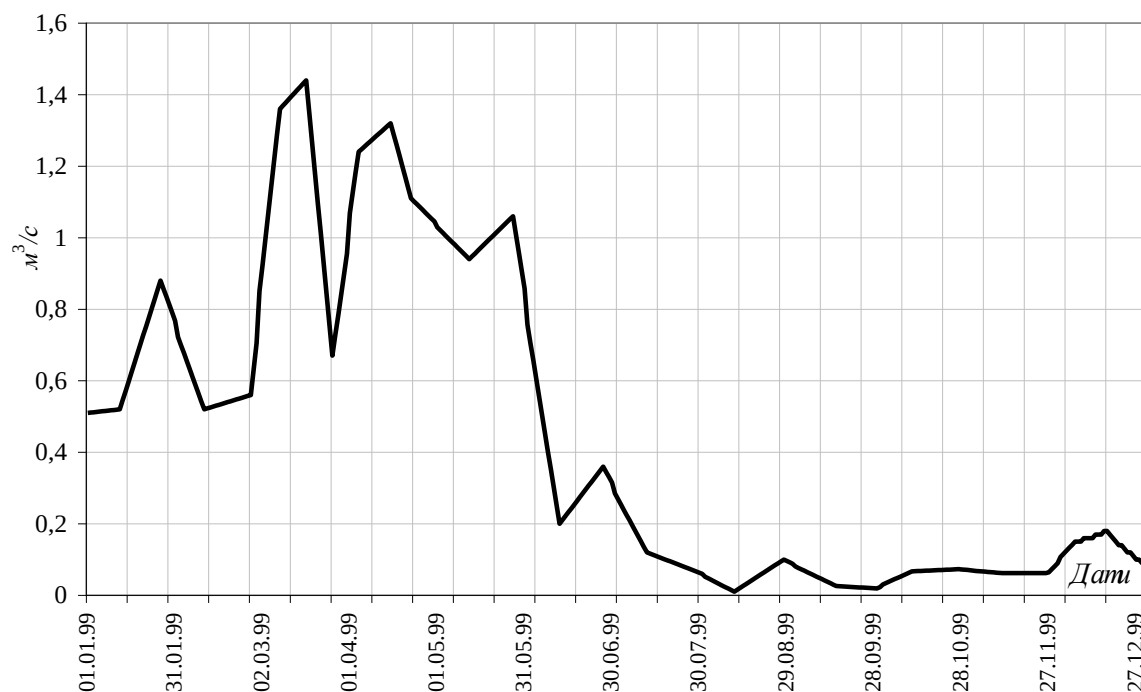


Рис. 2.6. Гідрограф стоку каналу МК-1 за 1999 р.

2.1.2 Вплив атмосферних опадів на винесення радіонуклідів з водозбору. Зростання водного винесення радіонуклідів звичайно відбувається у роки з великою кількістю опадів, хоча коефіцієнти кореляції між цими показниками невисокі (табл. 2.1, рис. 2.7).

Таблиця 2.1

Коефіцієнти кореляції між кількістю винесеного з водозбірної басейну ^{90}Sr та річною сумою атмосферних опадів

Період	Водозбірний басейн за назвою основного водотоку					
	МК-1 Прип'ятської осушувальної системи	Північно- західний до гирла МК-5	р.Брагін ка	р.Сахан	р.Глиниця	р.Ілля
1989- 2000	0.27	0.4	0.28	0.22	-0.44	-0.21
2001- 2011	0.56	0.68	0.67	0.87	0.56	н.д.

н.д. — недостатньо даних

Коефіцієнти кореляції між кількістю річних опадів та водним винесенням ^{90}Sr демонструють ступінь підготовленості переважаючих форм радіонукліду до залучення у водні потоки і дозволяють обґрунтувати етапи, під час яких ^{90}Sr перебував переважно у складі слаборухливої паливної компоненти (1986-2002 рр. [49]) та перейшов у розчинні й обмінні форми (після 2000-2002 рр.).

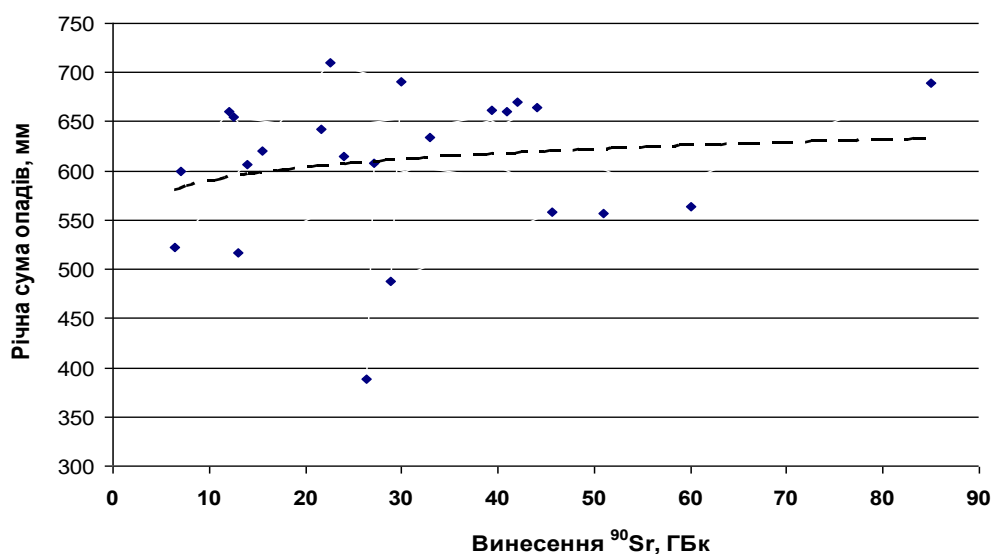


Рис. 2.7. Ступінь залежності річного водного винесення ^{90}Sr каналом МК-1 лівобережної Прип'ятської системи від суми річних опадів за 1987-2011 рр.

У зв'язку із переважанням паливної компоненти, в перші роки більш помітна затримка реакції винесення на високу кількість опадів (рис. 2.8). Так, підвищене винесення каналом МК-1 ^{90}Sr в 1991 р. (46 ГБк) стало реакцією на достатньо високу кількість опадів (608 мм) у 1990 р. Так само, значне винесення 1994 р. пов'язано із високою сумою опадів (691 мм) у 1993 р. Надалі, з 2001 року, така залежність втрачається, набуваючи більш синхронного вигляду, і лише інерційне збільшення винесення у 2005-2006 рр. пов'язане із циклом багатоводних років, що почався з 2004 р. Для Північно-західного басейну (МК-5) коефіцієнт кореляції між винесенням та

кількістю опадів набуває стійких високих значень з 1993 року, – після спорудження нової Лівобережної дамби. До цього вирішальним чинником був рівень води в р. Прип'ять під час повеней, паводків та зимових зажорів.

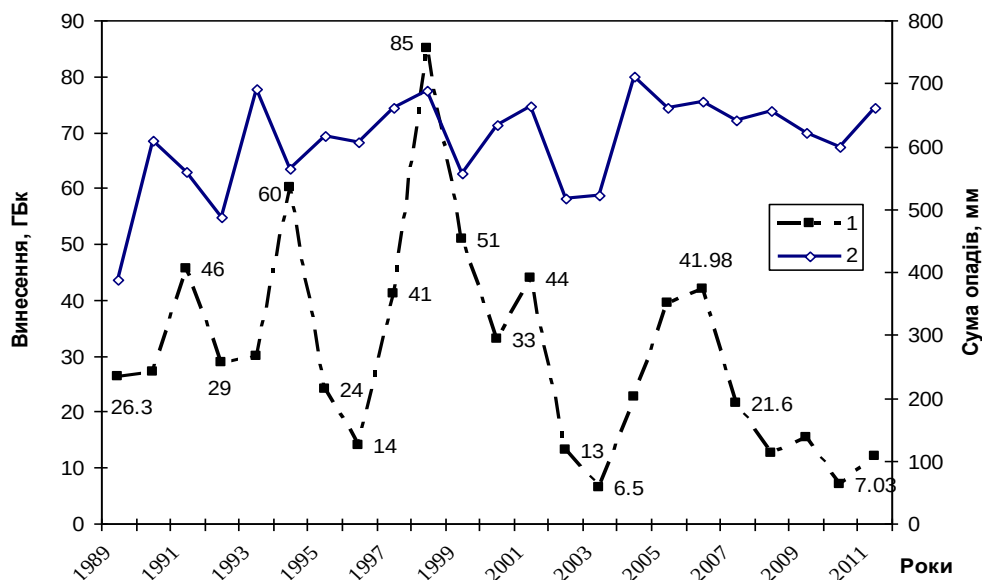


Рис. 2.8. Співставлення річної кількості виношеного каналом МК-1 ^{90}Sr (1) із сумою атмосферних опадів (2)

Низькими виявились коефіцієнти кореляції між величиною річного стоку та сумою річних опадів: вони коливаються в межах від 0,43 (для одного з найбільш зарегульованих та меліорованих басейнів лівобережжя р. Прип'ять) до 0,55 (р. Сахан), що свідчить про значну інерційність стоку, високу частку ґрунтового стоку і вирішальне значення площі водозбору та ступеню проточності (зарегульованості) гідрографічної мережі.

2.1.3 Вплив замулення та заростання на режим дренажних каналів. На залишених людиною територіях радіоактивного забруднення головними причинами зменшення пропускної здатності зарегульованих річок та меліоративних каналів є зменшення площі їх поперечного перерізу за рахунок деформацій укосів, замулення, а також зростання гідравлічної шорсткості в результаті заростання русел. Товщина замулення окремих каналів досягала на початок розчищення (1999-2000 рр.) 50-60 см, в середньому дорів-

нюючи 15-20 см. Максимальні шари мулу спостерігаються перед перегороджуючими спорудами, які частково перекривають русло, створюючи підпори у верхніх б'єфах [56], а також в межах «водосховищ», утворених бобровими греблями. У верхніх б'єфах перемичок на окремих ділянках каналів іноді навіть формуються зворотні ухили дна. Зменшення стоку і, відповідно, рівнів та швидкості течії в нижніх б'єфах таких споруд є додатковою причиною заростання русел меліоративних каналів.

Замулення русел призвело до різкого зменшення поздовжнього похилу дна каналів. Рівні в каналах при цьому перевищують експлуатаційні, що обумовлює додаткове підняття РГВ (особливо в багатоводні періоди) і є однією з причин зростаючого заболочення території [56]. Мертвий простір в результаті заростання укосів на деяких каналах займає 2/3 перерізу русла. Швидкість течії в меженний період часто не перевищує 0,02-0,04 м/с.

Типовим об'єктом для дослідження процесів замулення та заростання було обрано канал МК-1 на меліоративній системі "Грезля", що являє собою каналізоване русло р. Бережесть. Замулення практично рівномірне на всьому протязі каналу, за винятком верхніх б'єфів перегороджуючих споруд, де воно зростає, сягаючи максимуму – 28 см. Порівняно з проектною, площа поперечного перерізу каналу зменшилася на 1,25 м², тобто на 17,7%. Із них 2,7% за рахунок замулення на дні каналу, інше – за рахунок замулення бортів. У відповідності з проектними даними канал розрахований на пропуск витрати 8,83 м³/с, за умови роботи повним перерізом. В результаті зменшення поперечного перерізу каналу, його пропускна здатність зменшилася до 6,89 м³/с, тобто на 22% (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

Пропускна здатність каналу при роботі повним перерізом до і після замулення в залежності від коефіцієнту шорсткості русла, n

Коефіці-	До замулення	Після замулення	Різниця
----------	--------------	-----------------	---------

єнт шор- сткості n	Коефі- цієнт Шезі, C_0	Шви- дкість, V_0 , м/с	Витра- та, Q_0 , м ³ /с	C_t	V_t	Q_t	C_0 - C_t	V_0 - V_t	Q_0 - Q_t	ΔQ , %
0,026	37,43	1,24	8,83	36,74	1,18	6,89	0,69	0,06	1,94	22
0,035	27,8	0,92	6,56	27,29	0,86	5,02	0,51	0,06	1,54	23,5
0,050	19,46	0,65	4,59	19,10	0,61	3,56	0,36	0,04	1,09	22,4
0,10	9,73	0,31	2,2	9,55	0,3	1,75	0,18	0,01	0,47	20,5
0,15	6,48	0,22	1,53	6,37	0,2	1,17	0,11	0,02	0,36	23,5

За рахунок заростання каналу рослинністю значно зростає коефіцієнт гідравлічної шорсткості русла. Зменшення пропускної здатності каналів та підйом рівнів води у багатоводні періоди року призвели до затоплення забруднених радіонуклідами укосів. І хоча протягом меженного літньо-осіннього періоду рівні невисокі, течія в багатьох каналах практично відсутня, що значно стримує самоочищення поверхневих, а на ділянках підпорів – і ґрунтових вод.

Зменшення швидкості потоку в середній частині живого перерізу каналів (за рахунок заростання дна) є причиною різкого зменшення стоку в межений період. Заростання укосів обумовлює утворення «мертвого простору». Наприклад, на каналі МК-1 системи "Грезля", при загальній площі водного перерізу каналу 3,79 м², площа "живого перерізу" становила 1,64 м², тобто 43,3%.

Питання оцінки пропускної здатності при заростанні меліоративних каналів досить складне і ще не достатньо вивчене, що пов'язано з відсутністю достовірних методів визначення коефіцієнта шорсткості (n). Для малих річок В.М. Гончаровим встановлено, що значення n на зарослих річках зростає в 3-7,5 разів, а інколи і в 30 разів. За даними Є.О.Леонова [98] протягом вегетаційного періоду значення n змінюються в 5 і більше разів. На сьогоднішній день існує ряд таблиць для визначення коефіцієнтів шорсткості, які в діапазоні зарослих русел досить суттєво відрізняються. В СНиП "Мелиоративные системы и сооружения" (1986) рекомендацій для зарослих меліоративних земляних каналів немає, а для каналів із задерно-

ваними укосами та дуже повільною течією рекомендується максимальне значення n , що дорівнює 0,035. Дещо вищі значення в своїх таблицях приводять М.М. Павловський і М.Ф. Срібний (Додаток Г).

З практичної точки зору більш перспективними є напівемпіричні формули В.Д. Казмирука [70], емпіричні коефіцієнти яких отримані на основі обробітку великої кількості натурних матеріалів, що охоплюють широкий видовий спектр вищої водної рослинності (ВВР). За узагальнюючу характеристику структури рослинного покриву автором прийнято проекційне покриття ($P\%$), що характеризує долю поверхні води, яка зайнята проекцією надземної частини рослин. Розрахунок коефіцієнта шорсткості, в залежності від ступеню заростання, виконаний нами для каналу МК-1 меліоративної системи “Грезля” [56] за умов роботи каналу повним перерізом (після замулення), при глибині потоку 1,46м. Розрахункові параметри формули отримано згідно рекомендацій [70] і приведено в Додатку Д. Коефіцієнт гідравлічної шорсткості незарослого русла прийнято рівним 0,026, у відповідності з ДБН В.2.4-1-99. Згідно розрахунків, найбільше зростання гідравлічної шорсткості русла (вдвічі) відбувається на початкових стадіях його заростання – при проекційному покритті рослинністю 10%. Значне зростання сумарного коефіцієнту гідравлічної шорсткості n_p спостерігається до величини проекційного покриття рослинністю 30 % від загальної площі водного перерізу, після чого його значення змінюється в дуже незначних межах. При проекційному покритті 70% і більше значення n_p залишається практично незмінним [200]. Стік каналів зосереджується вздовж фарватеру, а вздовж межі рослинності формується мертвий простір. Зростання n_p відбувається лише за рахунок поступового зміщення межі рослинності в сторону фарватеру. На каналах зі значними підпорами заростання спостерігається по всьому перерізу русла. Для цього ж каналу виконано розрахунки пропускної здатності, за різних значень коефіцієнта шорсткості, за відомими формулами Шезі і Манінга. Прийняті значення n характеризують наступні умови: 0,027 – канали в нормальних умовах експлуатації із незна-

чним заростанням; 0,05 – нижня межа для зарослих русел; 0,1 – суттєве заростання русла. Діапазон витрат прийнято від 0,16 до 0,61, як для літньо-осіннього періоду (табл. 2.3).

Таблиця 2.3

Пропускна здатність каналу МК-1 в залежності від коефіцієнту шорсткості

Витрата, Q , м ³ /с	Коефіцієнт шорсткості, n	Глибина максимальна, h , м	Гідравлічний радіус, R , м	Площа поперечного перерізу, w , м ²
0,16	0,027	0,25	0,15	0,375
	0,05	0,35	0,23	0,595
	0,1	0,49	0,31	0,970
0,41	0,027	0,4	0,26	0,720
	0,035	0,47	0,29	0,912
	0,05	0,56	0,34	1,187
	0,1	0,77	0,44	1,956
0,61	0,027	0,5	0,31	1,000
	0,05	0,67	0,39	1,598
	0,1	0,92	0,51	2,650

Дані таблиці свідчать, що із збільшенням значення n відбувається суттєве зростання площі загального водного перерізу, глибини потоку, і у зв'язку із цим – висоти затоплення укосів. Тобто, виникає ефект підпору потоку зануреною рослинністю. Отримані результати розрахунку підтверджуються натурними спостереженнями [56,221]. Так, на р.Бережесть 10 липня 1998 р., за досить високої глибини води в руслі – 1 м, заміряна поверхнева швидкість потоку дорівнювала 0,033 м/с [113]. Після розчищення русла і планування укосів, за практично однакової витрати води, 1 жовтня середня швидкість течії зросла більш ніж удвічі – 0,08 м/с, а глибина потоку зменшилась до 0,47 см, що є яскравим прикладом ефективності експлуатаційних робіт для покращання пропускної здатності каналів, умов дренажності території і відповідного зниження рівня затоплення забруднених укосів та РГВ, зменшення радіоактивного забруднення поверхневих та ґрунтових вод.

2.1.4 Зміни зволоження території зони відчуження за багаторічний період після аварії. Збільшення зволоження водозбору р. Прип'ять у другій половині 90-х років минулого сторіччя пов'язане з циклом років підвищеної водності і пояснюється загальними змінами клімату, що виражаються у зростанні середніх зимових і зменшенні літніх температур (на 1 °C) [38]. Останнє викликає зниження випаровування більш ніж на 10% [19]. Відбувалось також деяке збільшення опадів (Додаток Ж), у тому числі за короткі проміжки часу. Природно, що такі зміни призвели до збільшення показників річкового стоку, що проявляється у тренді середньорічних витрат р. Прип'ять (рис.2.9). Проте, на фоні підвищення водності р. Прип'ять, помітна тенденція до зменшення місцевого стоку з території зони відчуження (рис. 2.9, б). Тобто, збільшення витрат р. Прип'ять відбувається за рахунок стоку, що формується вище території ЧЗВ, а в її межах частина стоку навіть втрачається. Окрім інших причин, це пов'язано із значним відбором води з річки для наповнення ставу-охолоджувача ЧАЕС. Став-охолоджувач площею 22,7 км², щорічно витрачаючи на випаровування біля 45 млн. м³ води, сприяв зволоженню мікроклімату: середньорічна кількість опадів у районі ЧАЕС через 2 роки після її запуску збільшилася більше ніж у

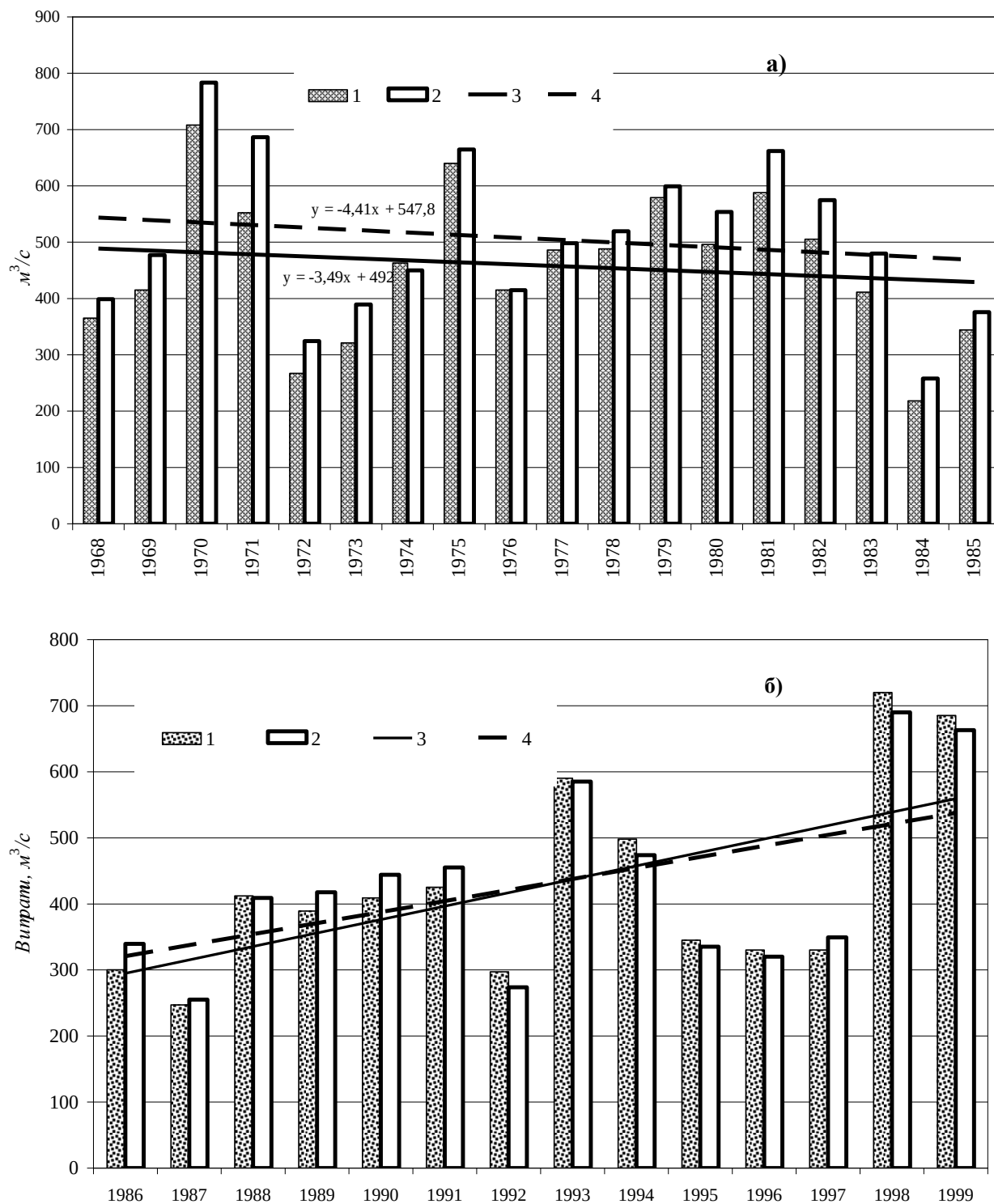


Рис. 2.9. Динаміка середньорічного стоку р. Прип'ять в створах водпостів «Мозир» (1) та «Чорнобиль» (2) в доаварійний (а) та післяаварійний (б) періоди з лініями трендів (3,4) та рівняннями, що їх описують.

1,8 рази. Крім цього, заплава в зоні впливу ставу сильно підтоплена у зв'язку з тим, що його водне дзеркало на 6 метрів вище рівня р. Прип'ять. За оцінками науковців Державного гідрологічного інституту (м.Санкт Петербург, РФ), виконаними у 1989-1991 рр., втрати на випаровування складають 1,0-1,1 м³/с, а втрати на фільтрацію зі ставу - у середньому 2,4 м³/с [69]. Отже, переважаюча частина води не повертається до річки, а випаровується або акумулюється на заболоченій заплаві.

Зменшення водовіддачі частини басейну р. Прип'ять в межах ЧЗВ, в порівнянні з доаварійними показниками, пов'язано із заходами щодо акумуляції стоку на водозборах з метою зменшення винесення радіонуклідів та посилення протипожежної безпеки, з обхідною фільтрацією та перетіканням стоку в інші басейни (з перекритого Погонянського каналу у басейн р. Брагінки та Київське водосховище). При цьому частина стоку була витрачена на додаткове випаровування через збільшення площі водного дзеркала [34].

До тривалого перезволоження території призвели водоохоронні заходи 1986 р., що полягали в будівництві численних перемичок і дамб на магістральних каналах меліоративної мережі [176]. Обсяги стоку з меліоративних систем знизилися також в результаті процесів природного старіння і руйнації гідроспоруд. Затримання поверхневого стоку призвело до підпору ґрунтових вод і зростання їх середньорічних рівнів. Поступово підіймається загальний базис стоку, територія заболочується. Градієнти напорів ґрунтових вод зменшуються, що веде до зменшення бічного відтоку, чому сприяє слабке і дуже слабке природне дренажування території ЧЗВ (слаборозчленовані заплавні і терасові рівнини р. Прип'ять та її приток у ЧЗВ займають біля 45% її території [39]). Завдяки заростанню, підйому рівня й інтенсивному замуленню русел відбувається утруднення водообміну. Уповільнений відтік води призводить до скорочення меженних періодів, зростання тривалості періодів живлення ґрунтових вод поверхневими, і, як наслідок, навіть при поступовому збільшенні середньорічних РГВ, – до зни-

ження ґрунтового відтоку в канали і малі річки, ще більшого зменшення загального дренажу території.

Отже, перезволоження території ЧЗВ та її вторинне заболочення відбувається як з природних причин, пов'язаних із кліматичними змінами і самовідновленням частини первинно-болотних ландшафтів, так і з причин техногенного характеру, пов'язаних з: наявністю ставу-охолоджувача ЧАЕС і незабезпечених водозливом протиаварійних дамб та перемичок, деградацією розгалуженої осушувальної мережі каналів, що перетворилися на додаткові акумулюючі ємності, які живлять ґрунтові води на прилеглий площі і створюють передумови до заболочення земель і збільшення сумарного випаровування.

Зважаючи на розподіл модулів стоку по роках (Додаток Е) можна пересвідчитись, що вони не завжди відповідають безпосередній забезпеченості опадами в поточному році, а часто збільшуються або залишаються великими на наступний рік після випадіння значної кількості опадів (>650 мм). Це пов'язано з уповільненим надходженням підземного стоку з великих водозбірних територій, особливо, якщо самі річки, або їхні притоки зарегульовані. Так після багатоводного 1993 року в 1994 році зросли модулі і коефіцієнти стоку (Додатки Е,Є) практично по всіх річках, крім р. Іллі. Досить низьким у порівнянні з кількістю опадів (Додаток Ж), був стік річок в 1995 році, що може бути пов'язано з низькою кількістю опадів в попередньому, 1994 році. У зв'язку з цим зросли витрати опадів на насичення зони аерації і перехід їх значної частини в інфільтраційне живлення, що на річках басейну р. Уж відобразилось у збільшенні модулів стоку в наступний, 1996 рік. Можна припустити, що волога, яка надійшла на водозбір у 1995 році розвантажувалась через стік ґрунтових вод у наступні 1996 і 1997 роки. Опади 1998 року перейшли до ґрунтових вод і розвантажувались протягом наступного року.

2.1.5 Особливості формування водного балансу на водозборах ЧЗВ. Для визначення внеску поверхневої і підземної складових водного балансу у

загальне винесення радіонуклідів з площі осушувальних систем та меліорованих річкових водозборів виконано оцінку цих складових різними методами: розчленування гідрографу та гідродинамічним методом за результатами режимних спостережень по свердловинах (останній представлено у розділах 4.4 і 5). Метод розчленування гідрографа використано, головним чином, для з'ясування регіональних тенденцій у формуванні стоку та змінах балансових складових на фоні виведення осушувальних систем з експлуатації.

Наявні дані про гідрометеорологічні умови району свідчать, що сумарне випаровування за даними карт ізолій випаровування, побудованих на основі водного балансу дорівнює 600-500 мм/рік; за даними середньорічних температур і вологості повітря по метеостанції Чорнобиль (метод А.Р. Константинова) - 570 мм; по рівнянню зв'язку Н.І. Будико норма випаровування - 500 мм. Якщо взяти річну норму опадів для даного району, що дорівнює 590 мм і середнє їхнє значення за період спостережень 1991-2001 рр. - 612 мм, то можна дійти висновку, що на даній території існують умови для формування місцевого сумарного поверхневого стоку за середніх значень - 20 - 100 мм/рік.

При застосуванні методу визначення підземного стоку за гідрографом враховано існуючий досвід використання цього методу різними фахівцями для різних річкових басейнів - І.Г.Глушкова, В.С. Совєтова, Державного гідрологічного інституту (М.І.Львович), А.В. Огієвського. С.Н. Нікітіна, Б.В. Полякова, К.П. Воскресенського, Ф.А. Макаренка, американських вчених Снайдера і Хортон та ін. Методичні підходи А.В. Огієвського і Б.В. Полякова з урахуванням передумов і припущень Снайдера [266], який застосував комбінований метод, побудований на ідеї одиничного гідрографа і “нормальної кривої виснаження ґрунтових вод” найбільш відповідають умовам формування сумарного поверхневого стоку на меліорованих водозборах.

Значення стоку для двох показових об'єктів – МК-1 Прип'ятської лівобережної системи та його водоприймача р. Брагінки забезпечуються регулярними спостереженнями на постах поблизу с. Ладижичі – практично в гирлах кожного водотоку (див.рис. 2.1). Водозбірна площа р. Брагінка до водомірного поста в с. Ладижичі складає 1390 км², площа водозбору МК-1 – 115,6 км² [196]. Водотоки характеризуються різним ступенем меліорованості водозбору: Брагінка - 27,5%, магістральний канал МК-1 – більш ніж 63 %. Спеціальні дослідження з визначення складових сумарного стоку в даному регіоні *до аварії не проводились*. Для їх оцінки можуть бути використані результати досліджень на водозборі вищого порядку або на суміжних водозборах з подібними природними умовами і стокоутворюючими чинниками. Так, згідно досліджень М.Г. Галушенка [26], підземна складова річного стоку для басейну Прип'яті (отримана шляхом розчленування гідрографів стоку) коливається від 3-7% для малих басейнів з площею 1000-1500 км², до 30-35% для великих басейнів із значною лісистістю і заболоченням. Біля 22% опадів припадає на випаровування. Доля підземної частини весняного стоку дорівнює 15-20%. Для р. Прип'ять в районі м. Мозир доля підземного стоку становить у весняний період 26%, а дощового 17% від сумарного стоку. У зазначених вище межах знаходиться і частка весняного підземного стоку в басейні р. Брагінка. З аналізу гідрографу очевидно, що вона не перевищує для близького до середнього за водністю 1995 р. 15% від сумарного стоку за весну (див. рис.2.2,а). Однак, для басейну каналу МК-1 це співвідношення різко змінюється. На підземний стік весняного періоду тут припадає 40% сумарного стоку. В цілому за рік доля підземного стоку значно зростає і дорівнює в басейні р. Брагінка близько 40%, а в басейні МК-1 біля 60% (Додатки Ж, З).

З огляду на зазначені методичні підходи до розчленування гідрографу, а також виходячи з особливостей гідрогеолого-меліоративних умов території, прийняті наступні передумови і припущення для розчленування гідрографу:

1. Поверхневий стік формується на території, меліорованість якої складає не менше 50%, а водозбору МК-1 – близько 65%. Осушувальні системи мають значну кількість площ з діючим дренажем. Водозбірна площа МК-1 майже суцільно меліорована з діючою осушувальною і провідною мережею, що забезпечує значно більше її дренажування, яке характеризується модулем стоку приблизно 0,03 л/с·га, тоді як для басейну р.Брагінка і в цілому – 0,01 л/с·га. Підвищене дренажування суцільно меліорованої території визначається в основному збільшенням обсягу підземного (дренажного) стоку.

2. Меліоративні системи мають вирівняний площинний рельєф зі значною кількістю депресій і мікропонижень; бровки відкритих каналів, як правило, мають гіпсометричну припіднятність, поверхня полів розрита дикими тваринами, що в цілому практично виключає формування поверхневого площинного стоку. Отже, сумарний поверхневий стік на осушуваних землях формується переважно за рахунок підземного, в тому числі, дренажного стоку.

3. Власне поверхневий стік формується за рахунок стоку з укосів каналів, дощових опадів на дзеркало води і талих вод зі снігу накопиченого в каналах, а на окремих ділянках, - і за рахунок стоку з боліт. Для басейну р.Брагінка, частина власне поверхневого стоку більша ніж для окремих меліорованих площ, оскільки значна частина її водозбору має близькі до природних умови формування стоку.

4. Максимум стоку припадає на весняні періоди, а решта має більш рівномірне розповсюдження по інших сезонах року (див. рис. 2.2, 2.6), виключаючи окремі сплески в екстремальні водні періоди. У весняні періоди за інтенсивного стікання поверхневих вод і переповненні каналів, спостерігається різкий сплеск витрат поверхневого стоку за рахунок перетікання через зачинені регулюючі споруди, природні загати, боброві греблі. Ґрунтовий і дренажний стік в цей час практично відсутні. При спаді води в каналах нижче середнього природного рівня ґрунтових вод, ґрунтовий і

дренажний стік відновлюється і стає основним джерелом живлення стоку. Періоди відсутності, або різкого зменшення підземного стоку пов'язуються на гідрографі з весняними піками і окремими сезонними сплесками (див. рис. 2.2).

Такий підхід справедливий для водозбору, що цілком складається з однієї осушувальної системи, прив'язаної до одного водоприймача (МК-1). Водозбірний басейн р. Брагінка включає різноманітні природні морфологічні і ландшафтні елементи, а також осушувані території із штучним дренажем. З аналізу гідрографу річки випливає, що власне поверхневий стік має тут більше значення і період його формування триваліший (див. рис. 2.2, а). Підземний стік, за рахунок більших градієнтів потоку, має більш стійкий характер, що забезпечує гарантований мінімум постійного підземного приливу до природних дренажів протягом року. Режим підземного стоку підпірний, тобто наявний гідравлічний зв'язок підземних і руслових вод: максимум річкового стоку відповідає мінімуму підземного (рис. 2.10). При береговому регулюванні (від'ємний підземний стік) відбувається акумуляція підземних вод в басейні, чим забезпечується більш високий підземний стік після закінчення повеней та паводків.

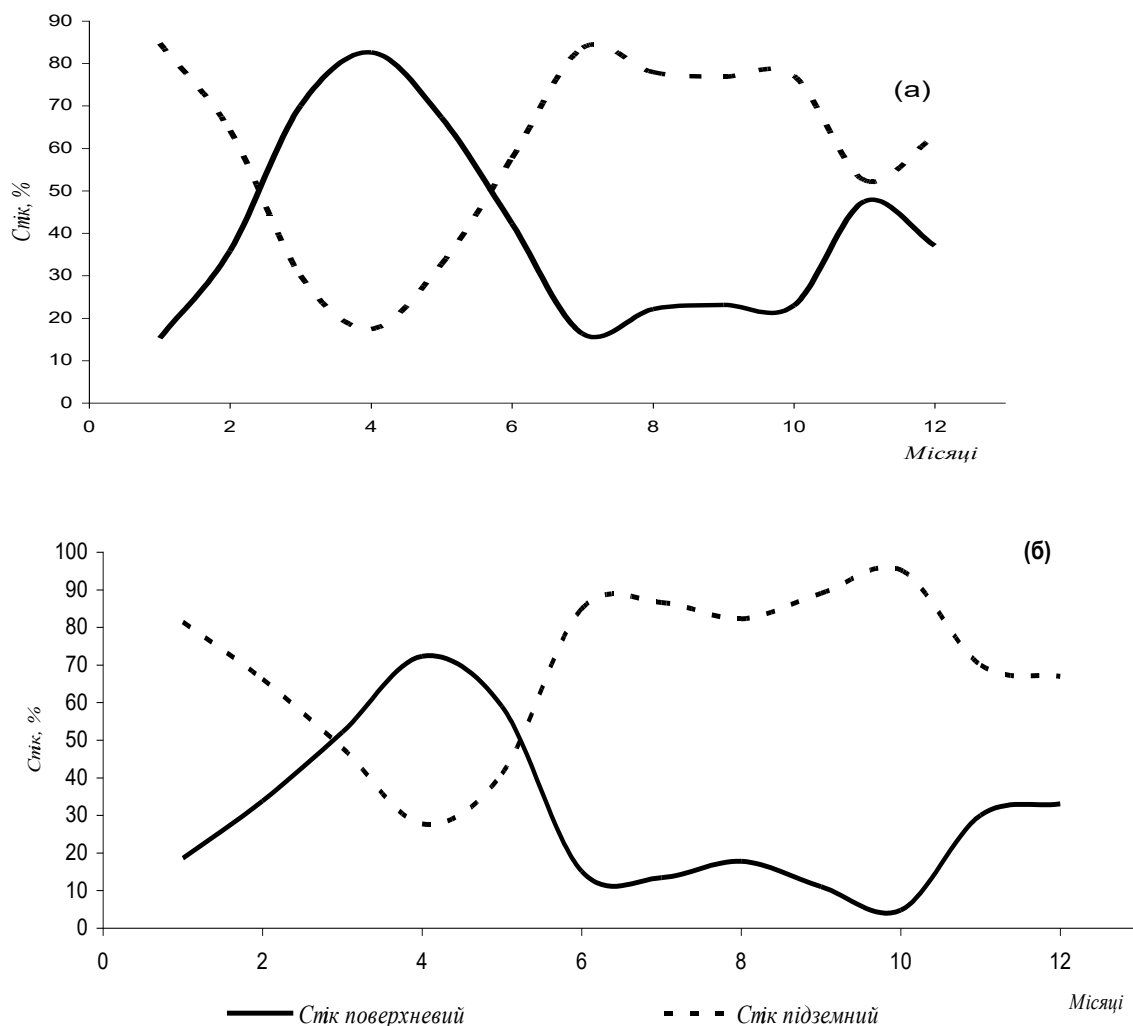


Рис. 2.10. Внутрірічний розподіл елементів стоку р. Брагінка (а) за 1992-1999 рр. і магістрального каналу МК-1(б) за 1994-1999 рр. по водпосту с. Ладжижчі, в % від загального стоку.

Для виділення складових стоку використано метод зрізки по меженних витратах. Виділення долі підземного стоку в меженний період проводилося з врахуванням ходу атмосферних опадів [56].

Отримані дані свідчать про те, що в межах водозбору р. Брагінка в цілому формування поверхневого стоку відбувалось за рахунок власне поверхневого і підземного стоку приблизно в рівних, за період з 1991 по 2001 рік, кількостях, що в сумі складає $79260000 \text{ м}^3/\text{рік}$, або 57 мм і дорівнює в середньому близько 9,3% від суми опадів. Тут в часі, до початку відносно маловодних та середньої водності років (2000 р.), спостерігалась тенденція

до зменшення кількості підземного стоку і зростання власно поверхневого стоку (рис. 2.11). За багатоводний період з 1994 по 1999 рр. різниця між максимальним та мінімальним значенням підземного стоку склала близько 25%.

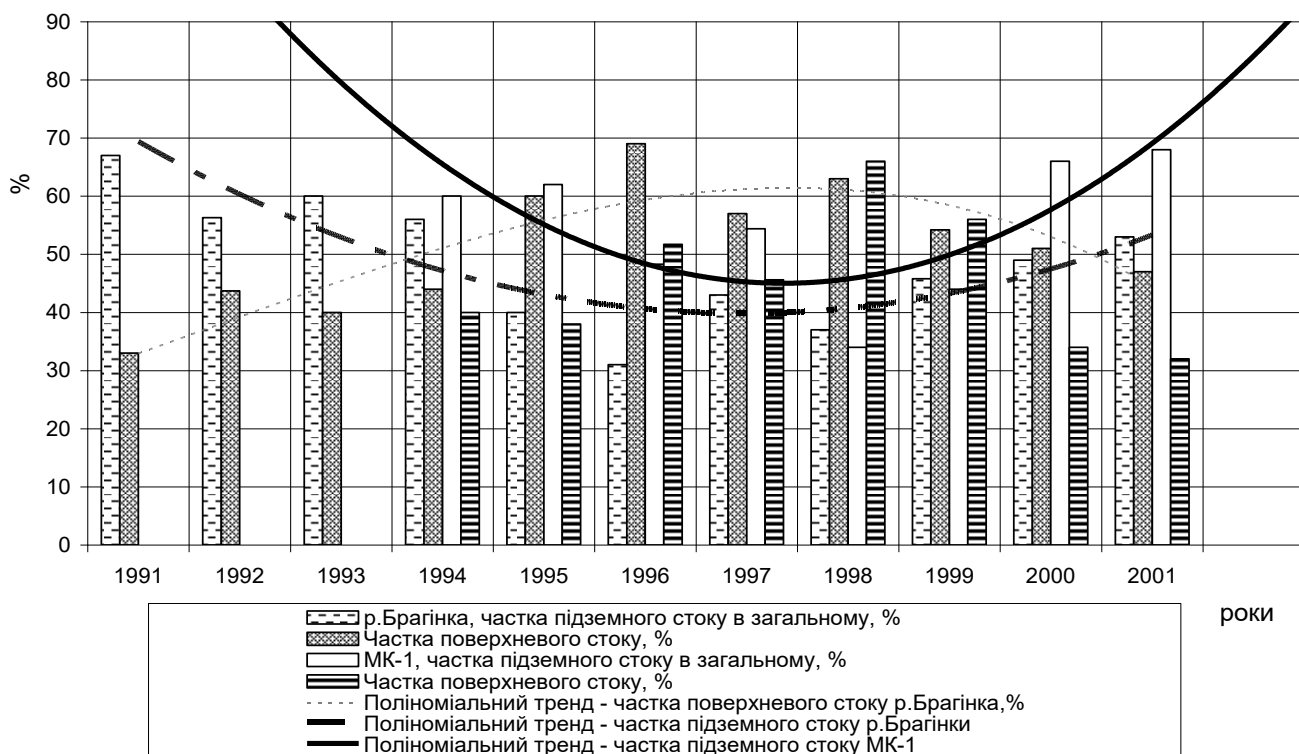


Рис. 2.11. Тенденції зміни частки підземного та поверхневого стоку в загальному стоці для зарегульованих водотоків (МК-1 до 2000 р) лівобережжя р. Прип'ять в зоні відчуження.

Тенденції у зміні сумарного поверхневого стоку та його складових простежуються більш чітко, якщо розглянути співвідношення їх між собою та з кількістю опадів за роки спостережень (Додатки Ж; З). Так, для водозбору р. Брагінка відношення сумарного поверхневого стоку до опадів не змінюється в певному напрямі, проте йде перерозподіл складових стоку в залежності від багаторічного циклу водності. При цьому, інтенсивність зростання частки власне поверхневого стоку значно нижча за інтенсивність зменшення частки підземного стоку. Це пов'язано з додатковими витратами води на насичення зони аерації, повторне заболочення і підтоп-

лення земель колишнього меліоративного фонду, збільшення сумарного випаровування [34]. Зменшення частки підземного стоку може бути пов'язане із виходом з ладу матеріального дренажу, підвищенням фільтраційного опору русел каналів за рахунок їхнього замулення, заростання, кальматції при зворотній фільтрації з каналів; підпорів від зачинених гідротехнічних споруд і колишніх фільтруючих глухих дамб, бобрових запруд тощо, що призводить до накопичення води в каналах, зменшення загального дренажу територій. Більшість приток р. Брагінки на забрудненій білоруській частині водозбору зарегульовані. Високі рівні води встановились в середній її течії, що не сприяє притоку ґрунтових вод і їхня частка в загальному стоці в багатоводні роки (до 1998 р.) скорочується (див. рис.2.11).

Зменшувалась частка підземного стоку і у відношенні до суми опадів. Відповідно зростала частка суто поверхневого стоку р. Брагінка: за перші чотири роки спостережень вона в середньому складала 40%, а за багатоводний період 1995-1998 рр. – вже 62% [193]. У порівнянні з близьким за кількістю опадів 1993 р., частка ґрунтового стоку в 1998 р. значно зменшилась (з 60 до 37%). Інтенсивність зростання частини суто поверхневого стоку від суми опадів також значно нижча за інтенсивність зменшення частини підземного стоку, що свідчить про тенденцію до зменшення загального стоку річки. Це підтверджує і середнє за 13 років значення модуля стоку, що дорівнює 1,56 л/с/км² (Додаток Е) і є суттєво меншим за середньобаторічні модулі для даної території (2,6 л/с/км²). Різниця між максимальною та мінімальною часткою підземного стоку за період 1991-2001 рр. для р. Брагінки склала 36% (Додаток Ж). Середньобаторічний модуль підземного стоку дорівнює 0,86 л/с/км².

Більш меліорований водозбір МК-1 відрізняється у 2 рази більшим обсягом сумарного поверхневого середньобаторічного стоку на одиницю площі – 113,4 мм (13,11 млн. м³/рік) або 18,2% від середньої за 8 років кількості опадів. Середній за 11 років модуль стоку дещо перевищує характерні для даної території значення і складає 3,0 л/с/км² (за багатоводний період

3,75 л/с/км²), модуль стоку ґрунтових вод – 1,9 л/с/км², що перевищує природні зональні значення (0,75-1,0 л/с/км²). Переважаючою складовою в формуванні сумарного стоку є стік підземний (в тому числі дренажний), на частку якого до 1997 р. припадало, в середньому, близько 57% від загального стоку, у багатоводний період з 1997 по 2001 рр. – 53%. Амплітуда зміни долі підземного стоку за період 1994-2001 рр. дорівнює 34%. З підвищенням водності підземний стік дещо зменшується. За багатоводний 1998 рік приток ґрунтових вод склав лише 34% (Додаток 3), що можна пояснити значним зменшенням пропускної здатності каналу.

З аналізу багаторічних тенденцій у змінах співвідношення поверхневого і підземного стоку річок лівобережжя р. Прип'ять можна помітити певну 5-6 річну циклічність, яка обумовлена космічними та метеорологічними факторами. Така ж сама періодичність циклів характерна і для ходу рівня ґрунтових вод.

Канал МК-7 є найбільш проточним з каналів водозбірного басейну до прорану в дамбі №7 (див. рис. 2.9). Площа української частини його водозбору складає 15,65 км², білоруської – близько 10,3 км², заболоченість басейну 30,7 %. При цьому з білоруської частини водозбору щороку надходить не більше 32% від загального стоку МК-7 і не більше 20% стоку через проран в дамбі №7 [56,113,203]. За вимірами витрат і розрахунками балансу стік МК-7 в 1997 році склав близько 88 % стоку через проран, а в 1998 р. – 44 %.

Для водозбору каналу МК-7 1997 рік характеризується дуже нерівномірним внутрішньорічним розподілом стоку [154]. Сумарний об'єм стоку за рік дорівнював 10,486 млн.м³, причому на долю його підземної складової припадало лише 1,29 млн.м³, або 12,3%, відповідно, поверхневий стік становив 9,2 млн.м³, або 87,7%. Таке співвідношення складових сумарного стоку пояснюється наявністю тривалого періоду високих вод, коли підземний стік практично відсутній, і низькими витратами води в каналі у меженні періоди (в середньому до 0,04 м³/с, що співвідноситься зі стоком че-

рез проран). Сумарний об'єм стоку в 1998 р. майже вдвічі перевищував стік за 1997 р. і дорівнював 20,34 млн.м³. Меженний період був досить коротким (вересень-жовтень), але середньодобові витрати (0,2 м³/с) більше ніж в 5 разів перевищували меженні витрати за 1997 р. З цим, в першу чергу, пов'язано зростання частки підземного стоку в сумарному об'ємі стоку в порівнянні з 1997 р. На долю підземного стоку припадає 6,31 млн.м³, або 30,8 %, відповідно, суто поверхневий стік складає 14,165 млн. м³. Модуль підземного стоку дорівнював 7,7 л/с км², поверхневого – 17,3 л/с км².

Середній модуль стоку через проран в дамбі №7 за 1997 р. складав 4 л/с·км², за 1998 р. – 15,5 л/с·км². На білоруській частині водозбору сформувалось лише 10-14% стоку, що надійшов до прорану через МК-7. В зв'язку з високою щільністю гідрографічної мережі перекриті канали створювали повсюдний підйом РГВ. Якщо в маловодні періоди ці об'єми ще встигали розвантажуватись за тривалий час межені, то в багатоводні роки надлишкові води швидко затоплювали територію, змиваючи радіонукліди.

До збільшення частки поверхневого стоку на початку 90-х років (див. рис. 2.11) могло призвести збільшення задернованості ґрунтів а також площ з РГВ вище 0,5 м. Як відомо [24], з підняттям ґрунтових вод у верхній півметровий шар ґрунту, умови формування поверхневого стоку суттєво покращуються, що пояснюється перевищенням найменшої вологоємності ґрунту. Коефіцієнти поверхневого стоку при цьому збільшуються з 0,1 – 0,2 до 1,0. Найбільші їх величини слід очікувати при зливах, що випадають після періоду тривалих дощів, що обумовлює підйом РГВ майже до поверхні землі.

Дані тенденції характерні для територій, де відбувається старіння осушувальної мережі, вихід з ладу закритого дренажу і, як результат, – зниження водовідвідних функцій меліоративних систем.

Виходячи з приведеної оцінки водного режиму, змін балансу та ін., меліоративні системи ЗВ і ЗБ(О)В можна об'єднати у п'ять груп (табл. 2.5):

I. Постійно сильно підтоплені і затоплені недіючі осушувальні системи. Підтоплення має суцільний або локальний характер, зумовлений техногенними причинами: підпори від гідротехнічних споруд, штучних водойм, головною з яких є став-охолоджувач ЧАЕС. 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 водозборів щодо винесення радіоактивних речовин, особливо у багатоводні періоди. До цієї групи відносяться і частково затоплені колишні польдери.

II. Сезонно підтоплювані, практично не діючі системи, або їхні ділянки. Підтоплення викликане старінням гідромеліоративної мережі, руйнуванням гідротехнічних споруд і закритого дренажу, підпором від залізничних насипів, залишених закритими шлюзів, не ліквідованих перемичок, споруджених у 1986-1987 рр., бобрових гребель. На більшій частині цих територій РГВ знаходяться на глибинах 0,4-2,0 м від поверхні. Сезонно підтоплювані і заболочені території мають замкнений характер. Навіть за високого ступеню перезволоження, у багатоводні періоди ці площі виконують бар'єрні функції, тобто попереджають надмірне винесення радіонуклідів за межі ЧЗВ [113].

III. Сезонно підтоплювані у багатоводні роки самотічні меліоративні системи. На окремих їх ділянках відбувається відновлення болотних ландшафтів. У меженні періоди відбувається переосушення окремих елементів ландшафту, що у посушливі роки викликає займання торфовищ. РГВ по площі можуть змінюватися в широких межах: від 0,5 до 3,5 м. Радіоекологічну ситуацію можна розцінювати як збалансовану. Сплески винесення відбуваються в 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 бли-

зьке 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 та регульований режим стоку порушують локальні підпори від бобрових гребель. Винесення радіонуклідів здебільшого залежить від щільності забруднення поверхні та водності року, в паводкові періоди мінімізується за рахунок відкриття шлюзів; РГВ переважно залягають на глибинах від 1,7 м до 3 м, іноді до 4,5 м.

Таблиця 2.5

Типізація колишніх меліорованих земель за ступенем і причинами підтоплення.

Група систем	Тип режиму ґрунтових вод	Тип джерел підтоплення	Основні причини затоплення і підтоплення		Об'єкти і ділянки затоплення і підтоплення
			пасивні постійні	активні тимчасові	
I	Сильно порушений	Штучні	Демонтаж польдерних насосних станцій, підпір від польдерних дамб	Весняні і літні паводки, підпір з боку річок	Низькі заплави, огорожені дамбами
		Штучні	Підпір і фільтрація з боку ставка-охолоджувача, підпір від закритих регулюючих споруд, бобрових гребель		Площі систем, що прилягають до ставка-охолоджувача по лінії електропередач на відстані до 6 км
		Природні	заростання і замулення каналів		
		Штучні	Підпір від противопаводкових і берегоукріплюючих дамб, залізничних насипів, перемичок		Площі водозбору ширини понад 1 км вище дамб
		Штучні	Підпір і фільтрація ґрунтових вод з боку суміжних зарегульованих басейнів		Масиви осушувальних систем, що примикають до Білоруської межі
		Природні	низьке природне дренажування, деградація осушувальної мережі		
II	Порушений	Штучні	Підпір з боку перекритих регулюючих споруд і перемичок на каналах і малих річках;	Інфільтрація атмосферних опадів	Приканальні зони і масиви зарегульованої мережі каналів, слабодреновані площі
		Природні	низьке природне дренажування, заростання і замулення каналів, засмічення труб під переїздами, боброві греблі, вихід з ладу закритого дренажу		
III	Слабо порушений	Природні	Низьке природне дренажування, низька проникність ґрунтів, заростання і замулення каналів, боброві греблі, вихід з ладу закритого дренажу.	Паводки, сезонні підйоми ґрунтових вод, підпір з боку річок	Міжканальні ділянки кінця осушуваних земель
IV	Слабо порушений і природний	Те ж	Так само	Інфільтрація атмосферних опадів, сезонні підйоми ґрунтових вод	Осушувальні системи, частини розміщені переважно на терасах і вододілах
V	Відновлений регульований	Природні і штучні	Низьке природне дренажування, боброві греблі	Те ж саме	Системи, реконструйовані після 1997-2004 рр.

Там, де немає підпірних споруд – водозбори характеризуються підвищеною дренаваністю і перевагою в сумарному стоці підземної складової. На ділянках, де залишені закритими регулюючі споруди (шлюзи-регулятори), або влаштовані дамби і перемички, канали перетворюються в слабостічні і застійні водойми з інтенсивним заболочуванням прилеглої площі. Так, на осушувальній системі «Прип'ятська» в 1991-1992 рр. рівні фіксувалися на глибині 1,2-1,65 м, а в 1997-1999 рр., перед реконструкцією, – на глибині 0,5-1,4 м. Масштаби підтоплення меліоративних систем зменшуються із зменшенням впливу штучних чинників [34] (табл. 2.5).

2.2. Меліоративні чинники впливу на водне винесення ^{90}Sr

У доаварійні роки меліоративні системи Чорнобильського УОС поділялися на міжгосподарські системи загальною площею 42543 га, внутрішньогосподарські – площею 11439 га (брутто), у тому числі: 28705 га гончарного дренажу (держсистеми - 19115 га, внутрішньогосподарська мережа - 9590 га), 512 га кротового дренажу, польдерні системи з примусовою водоподачею насосними станціями - 6664 га. Двобічне регулювання проводилося на площі 19673 га міжгосподарських систем. Відрегульовані водоприймачі міжгосподарських осушувальних систем (рр. Ілля, Вересня, Грезля, Бобер, Уж, Сахан) були оснащені водорегулюючими шлюзами докової конструкції пропускною здатністю від 20 до 100 м³/с. Серед осушувальних систем оснащених закритим матеріальним дренажем системи: «Усівська» (228 га, довжина колекторів 18,6 км, довжина дренажу – 115,84 км), Прип'ятська (загальна площа дренажу – 1074 га; під час реконструкції 1984-1986 рр. планувалось закласти дренаж на водозборах каналів МК-5, МК-6 і МК-7 на площі 432 га, але на частині цієї площі дренаж так і не був закладений), «Чапаївка» (216 га), «Сахан» (3272 га), «Ілля» (840 га), «Копачі» (495 га, довжина колекторів 12,66 км, довжина дрен 74,37 км) та ін. [56]. Відстань між

дренами – 20-30 м, між каналами – 200-400 м.

До аварії на ЧАЕС меліоративні системи забезпечували в цілому необхідний і сприятливий для сільськогосподарського виробництва водно-повітряний режим ґрунтів, а після аварії – визначили особливості накопичення і міграції радіонуклідів. Після аварії, багато малих водотоків, у тому числі і каналізованих, були перекриті фільтруючими перемичками і дамбами. Зарегульованість гідрографічної мережі виявилась тісно пов'язаною із меліорованістю території.

2.2.1 Вплив ступеню дренаваності, щільності гідрографічної мережі та зарегулювання стоку на обсяги водного винесення радіонуклідів в ЧЗВ. На меліорованих водозборах зниження РГВ після проходження піків повеней має більшу інтенсивність, ніж в природних умовах, що прискорює формування зони аерації та сприяє додатковому переходу площинного поверхневого стоку в підземний [197]. На діючих осушувальних системах Українського полісся наявність закритого дренажу проявляється у збільшенні в перші роки експлуатації систем мінералізації як ґрунтових вод, так і загального дренажного стоку. Особливо це помітно на осушуваних торф'яних ґрунтах. Тут мінералізація збільшується за рахунок винесення із ґрунтів зони аерації сульфатів, натрію, калію [84]. Посилення промивного режиму ґрунту на фоні встановлення окиснювальної обстановки обумовлює активізацію процесів гуміфікації та мінералізації торфу, утворення рухомих форм деяких хімічних елементів, винесення їх з дренажним стоком. На системах з мінеральними ґрунтами в ґрунтових водах підвищується вміст карбонатів, кальцію, натрію. Але, через 6-10 років після початку осушення, збіднення ґрунтів на ці компоненти призводить до зменшення мінералізації ґрунтових вод, яка доволі часто стає нижчою ніж до осушення (за відсутності значного внесення добрив) [84]. За характером змін вмісту кальцію та калію в ґрунтових водах діючих систем можна певною мірою прогнозувати зміни вмісту радіоактивних стронцію та цезію [191]. Але таке порівняння може бути більш менш коректним лише після остаточного руйнування паливних частинок.

В ґрунтових водах під торф'яними ґрунтами за відсутності гончарного дренажу вміст іонів K^+ , NH_4^+ , SO_4^{2-} більший, ніж у водах каналів водоприймачів із слабо проточним режимом [149,226]. Особливо велика різниця у вмісті K^+ та SO_4^{2-} : ґрунтові води звичайно містять їх відповідно у 8-10 та майже в 2 рази більше, ніж поверхневі.

За наявності закритого дренажу різниця за вмістом основних компонентів, а часто і за вмістом ^{90}Sr , між дренажними ґрунтовими та поверхневими водами каналу суттєво менша. На верхніх ділянках каналів, до яких примикає систематичний закритий дренаж, 70-100% вмісту фульвокислот в поверхневих водах винесено з дренажних колекторів [56,113]. На системах без закритого дренажу вміст у водах каналів фульво- та гумінових кислот повністю відповідає їх вмісту в водах поверхнево-схилового стоку.

У ближній 10-км зоні на системах з діючим закритим дренажем (Чистогалівська, частина Прип'ятської) надходження ^{90}Sr з дренажним стоком у водоприймачі здебільшого перевищує 0,07% загального запасу цього радіонукліду в ґрунтах водозбору, досягаючи 0,1-0,4% (1997- 1999 рр.), в той час як на системах не обладнаних закритим дренажем (о.с.«Сахан») воно здебільшого менше 0,04%. За даних умов швидкість горизонтальної міграції перевищує вертикальну. В період інтенсивного розвантаження дренажних вод у відкриту колекторну мережу (спад повені, літні повені) винесення ^{90}Sr на 30 – 80 % від загального винесення каналом забезпечується саме дренажним ґрунтовим стоком, який на Чистогалівській системі часто більш забруднений ніж поверхневий стік: За рік частка винесення ^{90}Sr сумарним підземним стоком складатиме 25-50% (в звичайних умовах, без закритого дренажу – 0,2-15%). Для порівняння, середньорічне винесення ^{90}Sr у річки Дальньої зони чорнобильських випадінь за період 1989-1996 рр. складало близько 1-1,5% від вмісту в ґрунтах водозборів, в той же час, з дренажних і інтенсивно дренажних площ із піщаними ґрунтами виносилось до 7% цього радіонукліду за рік [192,197]. Слід відмітити також, що водному винесенню

радіонуклідів у поліські річки сприяють високі коефіцієнти фільтрації і низька ємність поглинання ґрунтів.

Закритий дренаж є пріоритетним джерелом вторинного забруднення ґрунтових вод *за існування підпорів*, що обумовлюють надходження поверхневих вод по закритій дренажно - колекторній мережі на площу водозбору [56]. У меженний період, коли закритий дренаж перестає діяти (РГВ опускається нижче глибини закладання дрен) поступове зниження активності ^{90}Sr у воді каналу починається з верхньої його частини.

За 1986-1992 рр. відбулось різке скорочення пропускної здатності як провідної, так і скидної мережі, підвищення рівня води в каналах, що призвело до затоплення гирл колекторів і дрен та подовження термінів високого стояння РГВ на водозбірній площі [176]. За рахунок підвищення рівня води в магістральних каналах від 0,35 до 0,95 м, або в середньому на 0,65 м, підпір поширюється на міжгосподарські та бічні регулюючі канали з підвищенням в них рівня на 0,15...0,35 м. Це веде до *зменшення ухилів потоків ґрунтових вод*, що дренуються в канали та у закриту мережу. В результаті зменшення швидкості стоку води по трубчастих дренах та їх затоплення значно прискорились процеси замулення та виходу з ладу закритого дренажу. На 2002 р. площа діючого гончарного дренажу скоротилася більш ніж на 70% (у зв'язку із замуленням або постійним підтопленням). Для оцінки впливу підпору було виконано аналітичні розрахунки зміни часу зниження РГВ між дренами. 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.

Ступінь деградації меліоративної системи, або її технічного стану позначається не лише на гідрогеолого-меліоративному стані земель, а й на радіоекологічній обстановці. За *пріоритетну ознаку деградації* системи та загрозливого радіоекологічного стану доцільно приймати частку затоплених та підтоплених на ній земель [56].

Найменш забруднений радіонуклідами поверхневий стік каналів у багатоводний період 1997-1999 рр., за межами ближньоїзони і поховань радіоактивних відходів, формувався при його розбавленні підземними водами в умовах їх інтенсивного розвантаження без закритого дренажу [113,154].

Вплив відносної площі меліоративних систем (від площі водозбору водотоку) проявляється у збільшенні винесення ^{90}Sr у багатоводні, а особливо, на наступний після багатоводного рік (рис. 2.12), – після вичерпання акумулюючоїємності каналів. В той же час в маловодні роки, до початку активного вторинного заболочування (1993 р.), меліоративні канали в зарегульованому стані були здатні утримувати значну кількість води та радіонуклідів (рис. 2.12).

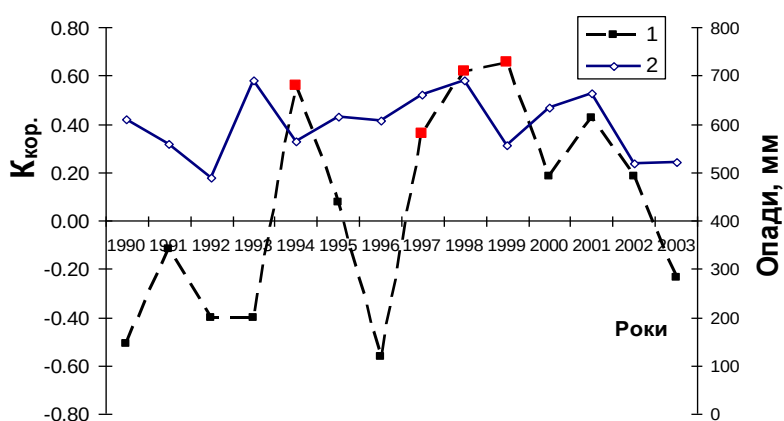


Рис. 2.12. Зміни коефіцієнту кореляції між винесенням ^{90}Sr та відносною площею меліоративних систем на водозборі річки (1) у співставленні із річною сумою атмосферних опадів (2) (м.с. «Чорнобиль»). Виділено значущі значення $K_{\text{кор.}}$

Під час циклів маловодних років (2-4 роки) коефіцієнти кореляції між меліорованістю та винесенням ^{90}Sr переважно від'ємні. Реакція меліорованого водозбору на кількість опадів, виражена через водне винесення, відбувається здебільшого із запізненням на 1 рік.

Вплив меліорованості водозбору (Lr) на винесення ^{90}Sr (W) враховується в лінійному рівнянні регресії, виведеному за даними 1998р. для правобереж-

них і лівобережних малих водозбірних басейнів ($K_{\text{мн.кор.}} = 0,92$; $R^2 = 0,85$; критерій Фішера $p < 0,018$):

$$W = -890,867 + 0,002 \cdot Z_{\text{Sr}} + 0,618 \cdot N_{\text{wz}} + 11 \cdot Lr, \quad (2.2)$$

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

Щільність гідрографічної мережі є похідною від меліорованості водозбору і має дуже суттєвий вплив на водне винесення радіонуклідів – коефіцієнти кореляції досягають 1 (рис. 2.13). Причому цей зв'язок з роками посилюється та набуває стабільного характеру.

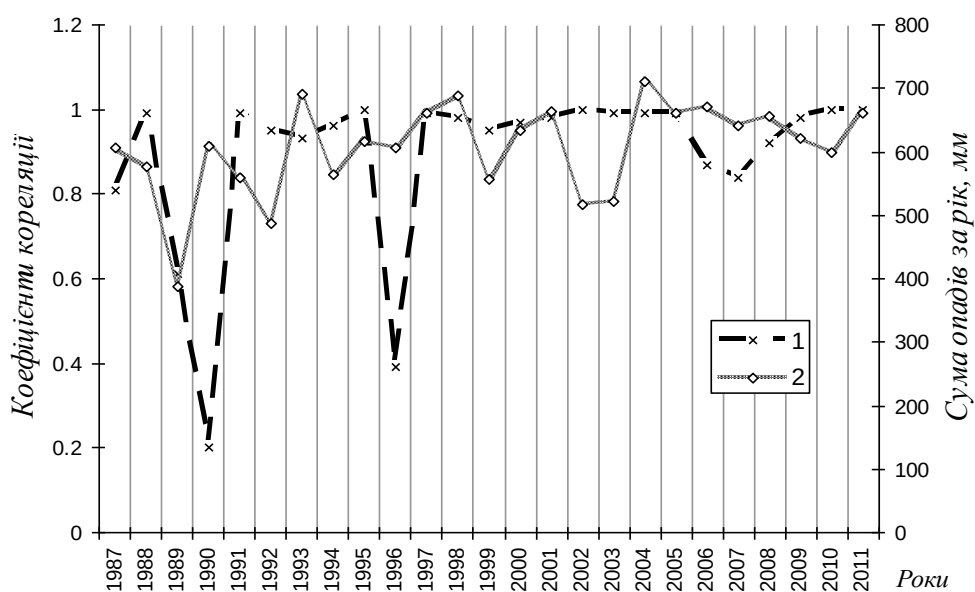


Рис. 2.13.
Зміни $K_{\text{кор.}}$ між щільністю гідрографічної мережі та винесенням ^{90}Sr (1) ($N = 11$) у порівнянні із річною сумою атмосферних опадів (2).

Зменшення коефіцієнтів кореляції ($K_{\text{кор.}}$) вочевидь пов'язане із зменшенням кількості атмосферних опадів (P). Проте, затримка реакції $K_{\text{кор.}}$ з роками збільшується: перші зниження (1990 і 1993 рр.) пов'язані із зменшенням кількості опадів у 1989 і 1992 рр., наступне відбулось із затримкою на 2 роки (1994 – 1996), а останнє помітне зниження $K_{\text{кор.}}$ можна пов'язати лише із 2002-2003 маловодними роками. В роки зниження $K_{\text{кор.}}$, особливо у 1990 і 1996, зафіксовано низькі значення водного винесення ^{90}Sr за наявності досить густої гідрографічної мережі.

Підвищене винесення ^{90}Sr відбувається в роки з високими паводками, які йдуть після багатоводних років (1993 - 692 мм опадів, 1998 - 689 мм). Така закономірність характерна для перезволожених територій із зарегульованими водотоками. В роки маловодні і середньої забезпеченості опадами, зарегульовані меліоративні системи утримують й акумулюють частину поверхневого стоку, переводячи його в ґрунтовий і витрачаючи на випаровування. Під час багатоводного циклу, у зв'язку з утрудненим розвантаженням, частина води з попереднього року залишається заакумульованою на водозборі до початку наступного багатоводного сезону. Наступна висока повінь чи паводок, накладаючись на існуючі високі рівні води, змиває радіонукліди з раніше не затоплюваних територій. Прибавка концентрацій ^{137}Cs в проміжках між повенями відбувається за рахунок вилуговування із затоплених забруднених укосів. Таким чином, проточні болота та зарегульовані водотоки у періоди високої водності віддають значну частину накопиченої вологи, а з нею - найбільш рухливу частину радіоактивних речовин.

Диференціювати водотоки за ступенем зарегульованості допомагає вивчення гранулометричного складу наносів. За цією ознакою річка Уж не зарегульована, оскільки переважають частинки діаметром 0,2-0,05 мм (69,6%); р. Вересня можна віднести до слабозарегульованих, оскільки розміри більшої частини наносів лежать в межах 0,01-0,05 мм. Для значно зарегульованої дамбами р. Ілля характерне переважання частинок менше 0,005 мм (73%). [56].

При зіставленні річного винесення ^{90}Sr із ступенем зарегулювання гідромережі спостерігається певна залежність модуля винесення від водності року. В маловодні роки з високою повінню (1999 р.), під час якої відбувається основне винесення активності, зосередженої на водозборі, найменші модулі винесення характерні для річок з невисоким ступенем меліорованості та зарегульованості і великою площею водозбору, яка виходить за межі ЧЗВ (р.р. Уж, Вересня), тобто має невисоке радіоактивне забруднення. Найменші модулі винесення ^{90}Sr по р.Уж пояснюються також високою хімічною стій-

кістю паливних частинок у ґрунті на Західному сліді радіоактивних випадін [75]. Модулі винесення за 1999 рік зростають по мірі збільшення зарегульованості водотоків (Додаток І). До зарегульованих водотоків віднесено річки Іллю та Сахан. До групи сильнозарегульованих віднесені р. Брагінка, її приток МК-1 та північно-західний басейн до прорану в дамбі №7, для яких характерні максимальні модулі винесення ^{90}Sr в роки високої водності (1998) та з високими повеннями (1999). В роки середньої водності з цих басейнів модулі стоку здебільшого нижчі за середні, на відміну від модулів винесення. Лише для водозбору р.Брагінки проявляється більш висока водотримуюча здатність у порівнянні з незарегульованими басейнами.

Винесення ^{90}Sr із зарегульованих та сильнозарегульованих водозборів в багатоводні роки (1997, 1998) має залповий характер, що проявляється у більш відчутній, ніж на слабозарегульованих річках, різниці між винесенням ^{90}Sr в роки середньої водності (1996) та в роки високої водності – від 2 (Сахан) до 3,7 разів (МК-1), а також у більш інтенсивному збільшенні модулів стоку. Для відносно незарегульованих та слабозарегульованих водотоків модулі винесення в цей час зменшуються або зростають лише в 1,1-1,65 рази. Таким чином, зарегульовані водоохоронними спорудами річки, канали та їх водозбори мають певну межу утримання поверхневого стоку. Вона приблизно оцінюється водністю 20-25% забезпеченості.

З одного боку, за порівняно маловодний період 1986-1992 рр., завдяки зарегулюванню стоку винесення ^{90}Sr було зменшено майже на 2 ТБк (визначено за порівнянням фактичних модулів стоку по незарегульованих водотоках даного басейну і за витратами, що відповідають природним за даної забезпеченості). Тобто відвернута колективна доза опромінення склала близько 19 люд.-Зв [186]. Проте, зросли концентрації ^{90}Sr у зв'язку із затопленням нових забруднених площ. За рахунок цього, в багатоводні періоди винесення ^{90}Sr в різній мірі зарегульованими водотоками вищий, ніж за умов вільного пропуску паводкових вод в межах русел [233]. Підставою для таких висновків служить зіставлення гідрографів малих річок ЧЗВ з різним сту-

пенем зарегулювання русла [196,233]. Характерною рисою гідрографів зарегульованих водотоків, у тому числі стоку МК-7 і МК-1, є розпластання піків паводкових періодів (див. рис. 2.1, 2.2, 2.4, 2.5).

Чим більше водоток зарегульований, або має значні по об'єму стоку частково перекриті притоки, тим менше виражений у нього єдиний весняний паводковий пік. Так, за гідрографами стоку р.р. Уж та Сахан весняна повінь 1999 р. практично закінчилась до початку травня [56], в той час як для Брагінки та МК-1 спад повені продовжувався до середини червня (див. рис. 2.5). Штучне продовження паводку, тобто періоду переважного формування поверхневого стоку, скорочує період межені і, відповідно, загальні об'єми притоку ґрунтових вод у зв'язку з їх підпором з боку каналів. Це позначається на динаміці об'ємної активності ^{90}Sr : для вод р.р. Уж та Сахан об'ємна активність помітно зменшилась на початку червня, в той час як для більш зарегульованих водотоків (МК-1, МК-7, Брагінка) вміст ^{90}Sr у воді знизився лише в серпні (рис.2.14).

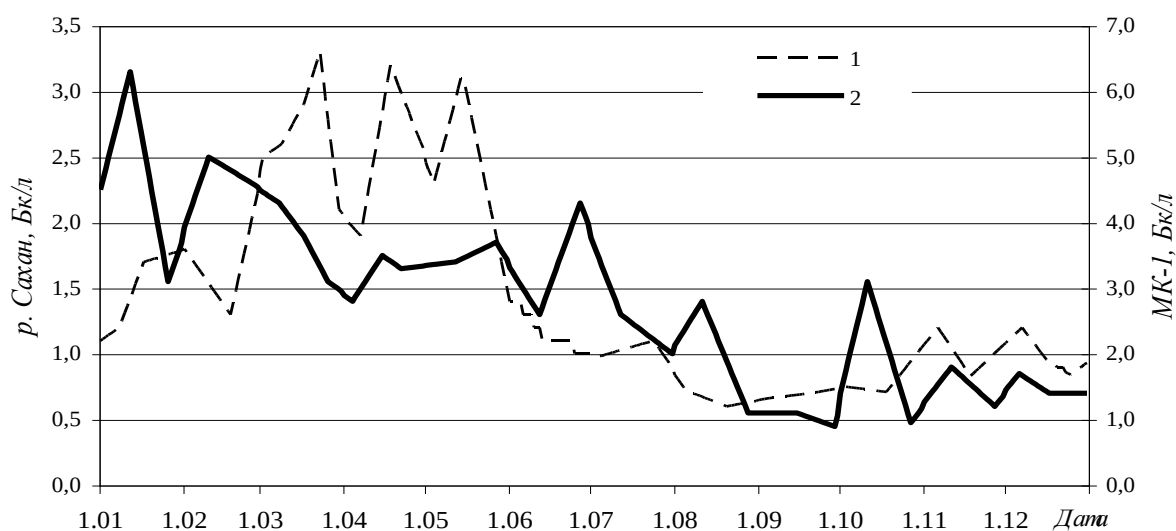


Рис. 2.14. Динаміка об'ємної активності ^{90}Sr за 1999 рік (Бк/л) у водотоках з різним ступенем зарегульованості та розвитку автореабілітаційних процесів: 1 – р. Сахан – слабопроточний режим (32%); 2 – магістральний канал МК-1 зарегульований у верхній частині, бічна мережа слабопроточна (54%).

Ступінь меліорованості та зарегульованості відображається на збільшенні загальних обсягів винесення ^{90}Sr . Так, навіть за більших запасів об'ємної активності ^{90}Sr на площі водозбору р.Сахан, порівняно з водозбором МК-1 (210570 проти 69840 ГБк на 1999 р.) та більших обсягах стоку (19,4 проти 14,7 млн.м³) винесення ^{90}Sr з системи «Сахан» за рік (41 ГБк) виявилось меншим, ніж обсяги винесення цього радіонукліду сильно зарегульованим у верхній (найбільш забруднений) та середній частинах каналом МК-1 – 51 ГБк.

Загалом для водотоків ЧЗВ помічено, що по мірі збільшення частки підтоплених та заболочених площ на їх водозборі зростає кількість випадків відповідності високої середньорічної концентрації ^{90}Sr у воді підвищеній водності року. За відсутності або невеликої площі на водозборі річки проточних боліт, в багатоводні періоди часто спостерігається зменшення концентрації у воді ^{90}Sr за рахунок розбавлення. До того ж, як вже зазначалось, зниження концентрації ^{90}Sr після закінчення повені для водотоків з меншою зарегульованістю водозбору відбувається швидше. У зв'язку з наявністю лише одного чітко вираженого паводкового піку (як у 1999 р.) на незарегульованих водотоках значні сплески об'ємної активності ^{90}Sr (в 1,5-2,5 рази вищі за середньорічні) спостерігаються переважно лише в періоди весняної повені (лютий-травень) або зрідка – під час зимових заторів. В той же час, в слабопроточних каналах вони відбуваються і під час незначних літніх паводків (вміст ^{90}Sr у воді зростає в 1,2-1,5 рази) і навіть у відносно маловодний зимовий період. Це пояснюється затопленням забруднених ґрунтів, зосередженням значних об'ємів води на водозборі та повільним надходженням більш забруднених поверхневих вод з його периферійних частин.

Залежність модуля винесення ^{90}Sr від ступеню зарегульованості (відносної довжини ділянок підпору) каналу або річки добре апроксимується степеними графіками (рис.2.15).

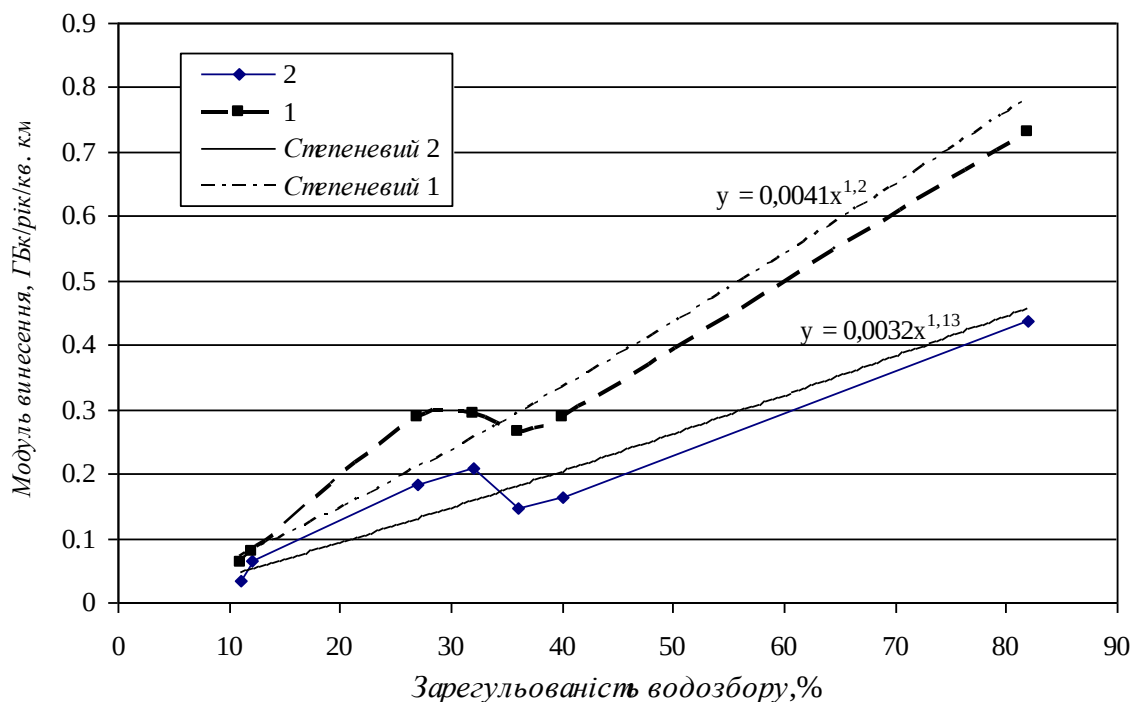


Рис. 2.15. Залежність модулів винесення ^{90}Sr від ступеню «водоохоронної» зарегульованості (дамби та перемички 1986 р.) водотоків ЧЗВ в роки високої водності : 1 -1998 р., 2 – 1999 р.

На діючих меліоративних системах гідрографи стоку відрізняються меншими піками повеней та паводків, ніж на природних водотоках, і більш високими меженними витратами, що сприятливо позначається на якісному, в т.ч. радіологічному стані поверхневих дренажних вод.

2.3 Ландшафтно-геохімічні особливості умов міграції радіонуклідів на осушуваних водозборах

Характерними особливостями Київського Полісся є широке поширення дрібних заболочених понижень і древніх еолових форм рельєфу (піщаних пагорбів, дюн, барханів). В районі Чорнобиля нижньопріп'ятська ділянка відрізняється широкою заплавою річки з блукаючими меандрами. Значний розвиток має перша надзаплавна тераса, збереглись також ділянки другої тераси.

Покривні відклади мають суцільне розповсюдження і представлені середньочетвертинними воднольодовиковими пісками, частково перевіяними, моренними суглинками, в пониженнях – сучасними і верхньочетвертинними озерними суглинками. Потужність їх від 10 – 20 до 30 м.

Ґрунтові води приурочені, переважно, до середньочетвертинних воднольодовикових відкладів (одношаровий горизонт) і залягають на глибині 0 – 10 м. За умовами природного дренажування [98] територія від дуже слабодренованої до дренованої. Підземний стік утруднений (значення модулів 0,6 л/с·км²). Зв'язок між ґрунтовими водами в четвертинних відкладах і напірним водоносним горизонтом у відкладах бучацької серії еоцену, що залягає нижче, дуже слабкий або відсутній [22, 143]. Це пояснюється наявністю потужної товщі (6-10 м на правобережжі і до 15-20 м на лівому березі р. Прип'ять) мергелистих глин та мергелів кийвської світи еоцену (на глибині 19-30 м), яка, тим не менш, має «вікна» (переважно на правобережжі), виповнені водопроникними піщанистими відкладами [83]. У відповідності з районуванням, виконаним В.О. Цибко [187], за умовами взаємозв'язку ґрунтових вод у четвертинних відкладах та міжпластових вод в палеогеновій товщі виділяються дві підобласті: 2² (РГВ > РНВ) і 2³ (РГВ = РНВ). Підобласть 2³ виділяється на придолинних ділянках.

На окремих ділянках водовміщуюча товща першого від поверхні водоносного горизонту є однопластовою двошаровою, у якій шари представлені: 1) сучасними озерно-болотними і болотними утвореннями (торф, оторфовані суглинки, супіски) потужністю 0,3 - 3 м ($K_f = 0,01 - 2,5$ м/добу); 2) середньочетвертинними воднольодовиковими пісками, дрібними і середньої крупності, з включеннями гравію і гальки з прошарками супісків і суглинків потужністю 10 - 20 м ($K_f = 1 - 8$ м/добу); 3) середньочетвертинними льодовиковими відкладами (моренні суглинки, супіски з домішками валунно-галькового матеріалу) потужністю 2 – 20 м ($K_f = 0,01 - 0,3$ м/добу). Другий від поверхні, напірний горизонт пов'язаний з палеогеновими глинистими пісками потужністю 10 - 20 м ($K_f = 0,04-5$ м/добу). Водопровідність усієї об-

водненої товщі змінюється від 20 до 400, найчастіше – менше 200 м²/добу, коефіцієнти рівнепровідності лежать в межах 300 - 2000. Потужність зони аерації змінюється від 0 до 8, частіше складаючи 0,5 - 4,0 м. Режим ґрунтових вод характеризується підйомом рівнів в березні-травні і вересні-січні та зниженням в червні-вересні. Амплітуда коливань річних рівнів сягає 0,4 - 2,2 м. Основними джерелами живлення боліт і перезволожених земель є атмосферні опади і ґрунтові води, а також поверхневі води, що стікають у блюдцеподібні пониження. За коефіцієнтом зволоження територія Київського Полісся потрапляє у зону достатнього та надлишкового зволоження ($K_{зв} = 0,75-1,1$).

Для меліоративних систем, розташованих здебільшого в тилкових, відносно знижених ділянках заплав та надзаплавних терас із западинним мікрорельєфом характерні торф'яно-болотні, лучні і дерново-підзолисті ґрунти. На більшості систем, розташованих на річкових заплавах, переважають дернові ґрунти на алювіальних відкладах, різні за механічним складом та ступенем оглеєння [40]. Ці різновиди ґрунтів і складають основний геохімічний фон, що обумовлює особливості міграції радіонуклідів на шляху до ґрунтових вод, забезпечує інтенсивність процесів іммобілізації та ремобілізації, а при постійному насиченні – і процесів самоочищення ґрунтових вод.

Поведінка радіонуклідів в геохімічному середовищі та їх водне винесення з осушуваних ландшафтів в першу чергу визначаються ступенем та тривалістю зволоження, інтенсивністю водообміну і дренажування. Ландшафтно-геохімічні чинники, у зв'язку з цим, відступають на другий план. Для типізації великої варіабельності ландшафтних умов можуть бути виділені *природні одиниці локального рівня* – елементарні ландшафти, а також *одиниці регіонального рівня* – геохімічні ландшафти. Для Прип'ятського полісся характерний поліський вид геохімічного ландшафту [28] – пласкі заліснені, заболочені рівнини на пісках і супісках.

Для площ осушувальних систем характерним є поширення класів кислих та кислих глейових ландшафтів. Кислий клас, типоморфним елементом

якого є H^+ , охоплює елювіальні ландшафти з дерново-підзолистими ґрунтами [175] на древньоалувіальних, рідше флювіогляціальних пісках. Кислі глейові (гігроморфні) ландшафти ($H^+ - Fe^{2+}$) характеризуються поширенням торф'яно-болотних, торф'яних і лучно-торф'яних ґрунтів на заболочених ділянках першої тераси, низької та високої заплав Прип'яті та її приток. *При осушенні* таких ландшафтів виникають геохімічні бар'єри, утворені переважно гідроокисами трьохвалентного заліза, яке при зміні відновної обстановки на окисну випадає з водного розчину і у вигляді охристих горизонтів, прошарків, стягнень, ортштейнів концентрується в зоні багаторічних коливань РГВ. *Після осушення* у торф'яних ґрунтах відбувається зменшення обмінних форм Ca і Mg; помітно змінюється склад ґрунтових вод. Чим більше в ґрунті або розчині обмінного кальцію, тим більше ґрунт або розчин може вміщувати стронцію [173, 178]. Отже захисні (бар'єрні) функції зони аерації до ^{90}Sr значною мірою визначаються співвідношенням між обмінним кальцієм і кількістю кальцію в ґрунтовому розчині.

Істотну роль у переміщенні радіонуклідів відіграють, крім вологості ґрунту та суми обмінних катіонів, також щільність порід, рН, кількість та склад органічних сполук, мінеральний, хімічний і фізико механічний склад ґрунтів і порід та ін. Так, зі збільшенням дисперсності ґрунтів фракції від 0,1-0,25 до 0,005 мм обмінні властивості ґрунтів по цезію збільшуються в 3-4 рази [5,137]. Тип ґрунту і режим його зволоження безпосередньо не визначають швидкість вилуговування частинок. Проте період напіврозчинення паливних частинок та значного збільшення мобільних форм ^{90}Sr суттєво зменшується (з 14 до 1 року) *при зменшенні рН* від 7 до 4 [75]. Поглинання ^{90}Sr ґрунтами стабільне за умови коли рН водної витяжки = 7...8. Як свідчать дані моніторингових спостережень, водневий показник ґрунтів проявляв значущий ступінь впливу на залучення ^{90}Sr до водної міграції лише у перші роки після аварії (рис. 2.16). Загалом цей вплив дуже нестійкий у часі. Порівняно високі значення $K_{кор.}$ у перші роки після випадіння радіоактивних речовин можна пояснити участю органічних кислот ґрунту у вилуговуванні

^{90}Sr з паливних частинок, що цілком узгоджується з даними про найбільше підвищення частки мобільного ^{90}Sr у ґрунті за рахунок розчинення паливних часточок упродовж перших 5-10 років після аварії. Окрім кислотності ґрунтів, у перші роки після радіоактивного забруднення території, зовнішні фактори створюють порівняно незначний вплив на хід трансформації паливних частинок [74].

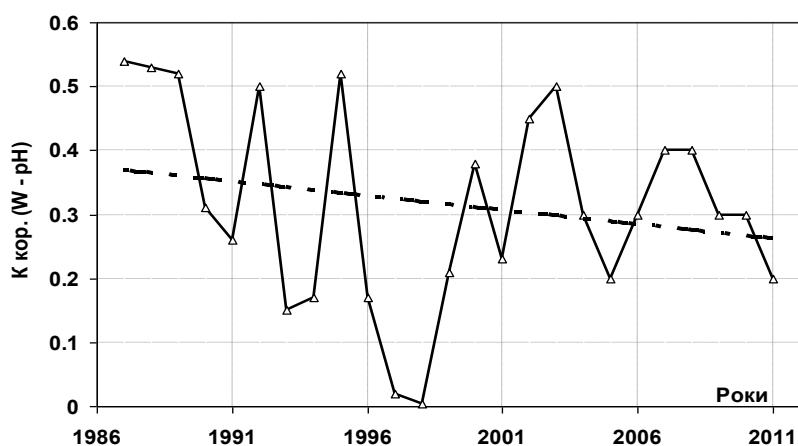


Рис. 2.16. Коливання показника залежності винесення ^{90}Sr (W) від відносної площі (%) кислих ґрунтів на водозборі (рН водної витяжки менше 6)

Вплив рН має обернений зв'язок із кількістю опадів ($K_{\text{кор.}} = -0,58$), що може свідчити про підпорядкованість чинника кислотності динамічним факторам, тобто про його мінливість по сезонах року та в роки різної водності. З початком багатоводних (>600 мм) 1996-2001 рр. (1999 р. відрізнявся багатоводною повінню) вплив цього чинника на винесення ^{90}Sr помітно знизився. Так само незначним був його вплив під час наступного багатоводного циклу, що почався з 2004р. Не спостерігається також чіткої оберненої залежності винесення від збільшення площі ґрунтів з рН < 8.

Осушувальну систему, яка є водозбірним басейном одного магістрального каналу, в ландшафтному відношенні можна представити як локальну відкриту водообмінну систему; двох і більше магістральних каналів – як антропогенну область відкритих автономних систем. За ознаками функціональності та значимості в ланцюгу латерального масоперенесення радіонуклідів на осушувальній системі можна виділити підсистеми: ліс, перелоги, луки, болота, канали.

Найбільш складна, багатогранна і чутлива в екологічному відношенні підсистема – *дренажний канал (власне мала річка)*, в тому числі ландшафтні фації тальвегів лощин, балок та інших базисів місцевої ерозії. Уразливість та представничість підсистеми обумовлена тим, що у вузькому просторі, який зайнятий беззаплавним, трапецієвидним руслом, концентруються стоки з усієї водозбірної площі. Підсистема магістрального каналу демонструє кількість і якість стоку з меліоративної системи, або її частини. За її станом можна судити про функціональну активність інших підсистем [175] і характер антропогенної діяльності в межах водозбору. Обмін речовин і енергії в підсистемі каналу тісно пов'язаний з іншими підсистемами через ґрунтові води та їх рівні.

Болота, в залежності від ступеню їх відкритості, розподіляються на взаємозалежні від гідрографічної мережі підсистеми другого порядку, та позасистемні одиниці – гумусово-сорбційні геохімічні бар'єри (хоча, як у першому, так і в другому випадках в них зосереджується більше забруднюючих речовин, ніж в прилеглих ландшафтах). До взаємозалежних, або відкритих відносяться низинні, тобто евтрофні болота, до відокремлених, переважно позасистемних – верхові та перехідні.

В природних умовах, зростання ступеню розкладу торфу з глибиною, закисні умови середовища, мала участь мінерального дрібнозему та абсолютне переважання органічних решток, обумовлює функціонування на болотах *геохімічних бар'єрів* [131], на яких відбувається акумуляція радіонуклідів. Болотний ландшафт формує геохімічні бар'єри трьох головних типів: механічні, фізико-хімічні та біохімічні [35]. Болота, на яких відносні відмітки поверхні значно коливаються (наприклад болота з купинним мікрорельєфом), відіграють роль механічного бар'єру, затримуючи дрібнозем, що змивається із сусідніх ландшафтів. По окраїнах боліт формуються складні двосторонні фізико-хімічні окисно-сорбційно-глейові та накладені сорбційно-окисні геохімічні бар'єри [9]. Торф та болотна рослинність відіграють роль біохімічних бар'єрів, але не для всіх елементів. Для ^{137}Cs швидкість

імобілізації (фіксації) в торфах значно більша за швидкість його ремобілізації (відповідно 2,7- 7,0 проти 0,05- 0,1 рік⁻¹), а також вища ніж в дернових та у дерново-підзолистих ґрунтах [29,31,76]. Швидкість переходу ⁹⁰Sr з мобільних форм у фіксований стан в торфах на порядок більша, ніж в мінеральних ґрунтах (0,2-0,45 проти 0,02-0,045 рік⁻¹), але іноді (переважно на надзаплавних терасах) вона поступається швидкості ремобілізації [31].

Незалежно від місцезростання та генезису, болота, через 10-15 років після випадіння радіоактивних речовин, містили найбільший питомий (на одиницю площі) запас радіонуклідів у водорозчинній та обмінній формах серед інших елементів окремого водозбору. Не зважаючи на значну катіонну місткість торфів щодо радіонуклідів, для екосистем боліт характерний відносно високий вміст мобільних форм радіонуклідів у ґрунтах [121]. Під час повеней та паводків роль боліт у вторинному забрудненні водотоків може бути більшою за інші джерела забруднення, оскільки при затопленні до водообміну залучаються значно більш забруднені болотні та порові води. В цьому сенсі визначальне значення має ступінь ізольованості боліт від основних водотоків.

За ступенем зв'язку з водотоками, що визначають місцевий базис ерозії та напрямки ліній току, болота можна об'єднати наступним чином: 1 – заплавні болота (евтрофні), для водних систем радіоактивно забруднених територій вони відіграють негативну роль постачальника значної кількості радіонуклідів у розчинній неорганічній формі, у формі розчинених органічних речовин (РОР) і на завислих частинках (переважно у багатоводні періоди); крім того, такі болота є джерелами природної евтрофікації річок [121]; серед прикладів таких боліт можна навести болота лівобережної заплави між старою та новою дамбами, вище старої дамби – в пониженнях високої заплави (Красненська заплава) та ін.; 2 – так звані озерні болота [115], (переважно перехідного типу, рідше евтрофні) сполучені з озерами, ставками або підпруженими каналами, – в маловодні періоди висихають, але РГВ залишаються достатньо високими, періодично заповнюються атмосферними

опадами; застійний режим їх зволоження обумовлює мінералізацію торфів (20-25%). Роль цих заболочених осередків у формуванні водного виносу ^{90}Sr може бути суттєвою в багатоводні роки (при забезпеченості стоку менше 30%); 3 – верхові (оліготрофні), рідше перехідні та низинні болота, вторинно заболочені пониження, які не пов'язані безпосередньо з річками (хоча можуть бути розташовані в річкових старицях [115]); характерні саме для моренно-зандрового рельєфу із слабководопроникними покривними ґрунтами. Саме такі болота, з постійним наповненням, повна незалежність яких від річок порушена штучно нарізаною мережею осушувальних каналів, у багатоводні періоди відіграють одну з основних ролей у формуванні забрудненого стоку з окремих меліоративних систем, що не експлуатуються.

На меліоративних системах, де відбулось відновлення режимів постійного надмірного зволоження раніш осушених заплавних та терасових боліт, відбувається відтворення торфової товщі, яка на думку В.С. Давидчука, матиме меншу кислотність і більшу зольність, що *сприятиме утриманню радіонуклідів* [39].

Процес самовідновлення ґрунтового, багатого гумусом покриву та природної рослинності з екологічної точки зору є явищем позитивним. Якщо він протікає без перезволоження, спостерігається підвищення радіоекологічної ємності ландшафтів та обмеження міграції радіонуклідів [112]. Проте, перезволоження автоморфних ґрунтів на зарегульованих меліоративних системах, викликає ряд негативних процесів, що прискорюють міграцію і виносу радіонуклідів. Розрізняють два основних типи заболочування мінеральних земель [153]: а) поверхневе заболочування водами атмосферних опадів і б) заболочування ґрунтовими м'якими, жорсткими та залізистими водами.

У зв'язку із заболочуваністю ґрунтів при надлишковому поверхневому зволоженні прогресує оглеювання, поступово змінюються фізичні і хімічні властивості ґрунтів: зменшується водопроникність, збільшується кислотність і т. ін. Зменшення водопроникності призводить до зростання частки

більш забрудненого поверхневого стоку [56], а збільшення кислотності – до посилення ремобілізації радіонуклідів з фіксованих форм.

При заболочуванні м'якими ґрунтовими водами формується ряд підзолисто-болотних ґрунтів, що характеризуються слабкою насиченістю основами і підвищеною кислотністю. Розвиток заболочених ґрунтів у результаті поверхневого зволоження і за надлишку м'яких ґрунтових вод призводить до достатньо швидкого переходу їх у торф'яні болота перехідного і верхового типів.

Найважливішими відмінностями ґрунтів, *заболочених жорсткими ґрунтовими водами*, є накопичення в них органічної речовини у вигляді гумусу, а не торфу, і *реакція, що близька до нейтральної*.

За надлишкового зволоження в ґрунтах розвивається процес перетворення окисного заліза в закисне – більш рухливу його форму. Одночасно підвищеної рухливості набувають мікрокількості радіоактивних елементів, які поведуться аналогічно типоморфним елементам. Так лінійна швидкість міграції повільної компоненти ^{137}Cs в автоморфних ґрунтах різного гранулометричного складу дорівнює $0,12 \pm 0,009$ см/рік, а швидкої – $0,43 \pm 0,018$ см/рік. Коефіцієнт варіювання при цьому не перевищує 22%. На заболочуваних (дерново-підзолисто-глейових) ґрунтах ці величини рівні відповідно $0,23 \pm 0,012$ і $0,50 \pm 0,02$ см/рік, з коефіцієнтом варіювання менше 25% [188].

Стік із заболочених територій може бути одним з ключових чинників забруднення малих річок і каналів. За оцінками В.С. Давидчука, ландшафтні ареали з болотними органогенними ґрунтами займають до 22,5% території 30-км зони відчуження. При цьому, торф'яні різновиди поширені на площі, що займає лише близько 5 % території ЧЗВ.

Таким чином, інфільтраційні та ґрунтові води в геохімічних процесах є не тільки основним середовищем масоперенесення (дифузії) та транспортуючою системою (конвективне перенесення), а й визначають (у комплексі з літо- і біофакторами) формування радіальних геохімічних бар'єрів у ґрун-

тових горизонтах та зоні аерації, а також латеральних геохімічно-бар'єрних зон [49].

Лучна підсистема виконує бар'єрну функцію між підсистемою каналу (річки) та іншими підсистемами, є характерною і основною для сучасних меліоративних систем зони, займаючи близько 75% їх площі (без масивів лісу, які раніше не зараховувались до площі систем). З поширенням постійно підтоплюваних ділянок, прилеглих до зарегульованих каналів, автошляхів, дамб, лісові насадження та природні масиви лісу почали скорочуватись, поступаючи місцем водно-болотним крупнотравним та лучним угрупованням. Трав'янисті угруповання цілинних земель і луків займають 40% площі ЧЗВ (табл. 2.6). Саме тут відбувається затримка і кругообіг переважної частини рухливих форм радіонуклідів у зоні аерації під час їх вертикального інфільтраційно-випарного переміщення та поглинання рослинами, розсіювання при надходженні в ґрунтові води та латерального перенесення з фільтраційним потоком. Суттєва частка рухливих форм радіонуклідів перехоплюється безстічними пониженнями. Досить незначна частина загального запасу радіонуклідів, зосереджених на лучних водозборах, - в межах 0,01-0,17%, надходить до каналів і виноситься у водоприймачі. В рослинну біомасу луків і *перелогів* в середньому залучається близько $1,8 \cdot 10^{12}$ Бк ^{90}Sr , що складає 0,2% від його загального запасу в ґрунтах ЧЗВ [105].

Таблиця 2.6

Структура земель зони відчуження, вкритих трав'яною рослинністю [130].

Біоценоз	Площа, км ²	Частка в загальній площі зони відчуження, %
Болота	33,3	1,3
Цілина (перелоги)	720,3	27,7
Луки, в т. числі:	319,3	12,3
низинні	26,9	1,0
заплавні	292,4	11,3
Всього	1073,0	41,3

Спостерігається в цілому *обернена залежність коефіцієнтів переходу* (K_n) ^{90}Sr від вологості ґрунтів. Як правило, K_n ^{90}Sr для рослинних угруповань сухих біотопів в декілька разів вищі за K_n ^{137}Cs . Загалом, винесення ^{90}Sr надземною фітомасою різних рослинних угруповань варіює від 0,5 до 1% від запасу радіонукліду у кореневмісному шарі ґрунту [130].

Роль лісу на водозбірній площі каналів може бути досить суттєвою, хоча, звичайно навіть через 20 років після виведення меліоративних систем з експлуатації, на них поширені переважно луки та перелogi. Але масивами лісу охоплені (до 85%, а іноді й більше від загальної площі) водозбори МК-3 Чистогалівської системи («Копачі»), каналу МК-1 Прип'ятської системи, каналів системи Ілля, Круг. Межують, або проходять через заліснені ділянки канали більшості систем. Відомо, що при середньому відсотку поверхневого водного винесення ^{90}Sr 0,05% від сумарного його запасу в біогеоценозах водозбору, з площ заліснених ценозів виноситься найменше – 0,001% [121,175]. Горизонтальна міграція радіонуклідів з поверхневим стоком у лісах практично відсутня (оскільки відсутній сам поверхневий стік), в тому числі, відсутнє винесення з елювіальних (автоморфних) ландшафтів до акумулятивних (гідроморфних) [109,180]. Це пояснюється не лише значним накопиченням радіонукліду біомасою лісу, а й суттєвою затримкою атмосферних опадів кронами дерев і великими втратами вологи на евапотранспірацію (сумарне випаровування за період вегетації в 2-3 рази більше ніж з луку). В умовах гігроморфних або напівгідроморфних ландшафтів яскраво проявляється кумулятивний характер накопичення радіонуклідів у деревині. В умовах автоморфних ландшафтів кумулятивний ефект практично не виражений [236]. Серед дерев кращу здатність до утримання ^{137}Cs і ^{90}Sr у водорозчинному вигляді та в складі простих хімічних сполук має сосна [181]. В борах біологічний кругообіг радіонуклідів триває у 4-6 разів повільніше, ніж в листяних деревостанах, і в 2-4 рази повільніше, ніж у змішаних. На бонітет лісів гумідної зони також суттєво впливають умови зволоження: підтоплення ґрунтовими водами його зменшують, в той час як дренавання

надлишків ґрунтових вод, або значні відкачки підземних вод [60] – його підвищують, що відповідно, забезпечує більшу акумуляцію радіонуклідів за рахунок приросту біомаси.

На ділянках із сприятливим водним режимом (за межами масивів постійного підтоплення) відбувається поступове заростання лісом (переважно листяними породами) колишніх сільськогосподарських угідь ЗВ і ЗБ(О)В. Приріст об'єму деревини веде до зменшення поверхневого стоку. Коефіцієнт пропорційності між стоком і кількістю деревини в лісі дорівнює 0,8 [61], тобто приріст кількості деревини, наприклад на 100 м³/га веде до зменшення поверхневого стоку на 80 мм за рік. Деревна рослинність є потужним бар'єром і на шляху радіонуклідів до ґрунтових вод. ¹³⁷Cs у березовому соці накопичується в кількості $n - n10^3$ Бк/дм³, що може перевищувати його вміст у ґрунтових водах біля ППРВ, ПТЛРВ на три порядки, а ⁹⁰Sr – в кількості $n10^2 - n10^4$ Бк/дм³, що може перевищувати його вміст у ґрунтових водах на шість порядків [183].

Цілком зрозуміло, що винесення ⁹⁰Sr матиме обернену залежність від відносної площі лісу на водозбірній площі, що підтверджується хронологічним графіком мінливості коефіцієнта парної кореляції (рис. 2.17.). Причому роль лісу у затримці ⁹⁰Sr зростає по мірі віддалення від моменту аварійних випадіннь та збільшення частки обмінних і розчинних форм радіонукліду, які здатні поглинатися рослинністю. В багатоводні роки роль лісу також більш вагома.

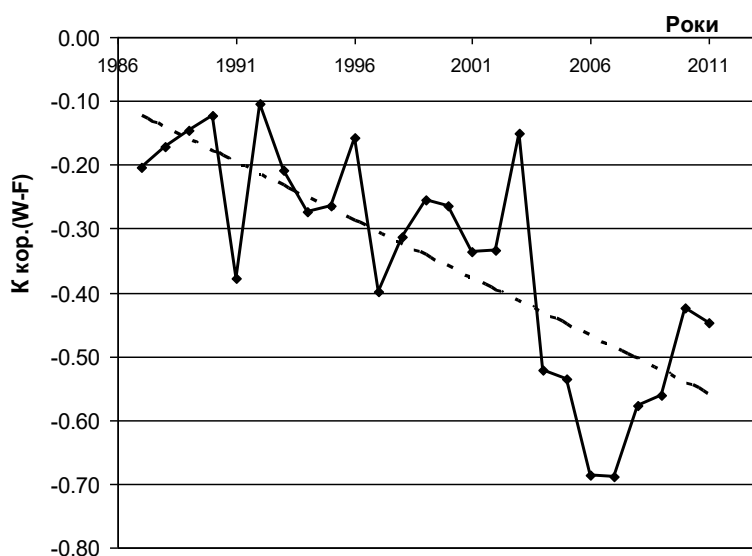


Рис. 2.17. Хронологічна зміна ступеню оберненого впливу ($K_{кор.}$) відносної площі лісу (F) на водозборі на водне винесення ^{90}Sr (W) (для 9 водозбірних басейнів)

Винесення радіонуклідів за межі лісу відбувається, головним чином, в складі рослинного матеріалу, або в складі продуктів його розкладу – гумусових, переважно фульвокислот.

Позасистемна ландшафтна одиниця – *геохімічний бар'єр*. З латеральних бар'єрів на меліоративних системах гумідної зони суттєве значення мають гумусово-сорбційні, окисний, механічний та біологічний. Ландшафтна неоднорідність великих за розміром водозборів обумовлює значну варіабельність швидкостей міграції радіонуклідів. Але здебільшого вони вирівнюються та уповільнюються на повздовжніх пониженнях та заболочених заплавах. Саме *гумусово-сорбційні* бар'єри на заторфованих і заболочених пониженнях заплав річок і моренно-воднольодовикових рівнин характеризуються найбільш вираженою тенденцією до накопичення радіонуклідів [175]. *Окисний бар'єр* утворюється при зміні відновних умов на окиснювальні, тобто характеризує умови осушення ґрунтів. Внаслідок цього процесу з ґрунтових порових розчинів випадають в осад гідроксиди та оксиди заліза (переважно трьохвалентного), з якими може співосаджуватись і ^{90}Sr , але за умов невеликої кількості гумусових кислот та достатньої кількості кальцію. Якщо ґрунтові води, що надходять в канал фільтруючись через донні відклади мають підвищений вміст заліза, то ^{90}Sr , захоплений із порових розчинів, для яких характерні відновні умови, здебільшого співосідає з гідрок-

сидами заліза та марганцю саме на окисному бар'єрі. Гідроксиди заліза мають високу сорбційну здатність, в т.ч. добре вони сорбують і цезій.

Найбільш ефективним по відношенню до паливних твердофазних форм радіонуклідів може бути *відновний бар'єр*.

Техногенні геохімічні бар'єри – результат техногенної міграції, або впровадження водоохоронних, реабілітаційних та ін. контрзаходів. Вони також розділяються на три класи – механічні, фізико-хімічні і біохімічні.

За однакової кількості опадів та близьких запасів радіонукліду на порівнюваних річкових водозборах, різниця у величинах водного винесення радіонукліду повинна значною мірою пояснюватись наявністю та особливостями поширення біогеохімічних, сорбційних (в тому числі сорбційно-глейових і комплексних), відновних та механічних бар'єрів [205]. В умовах нерівномірного та неусталеного зволоження (бурхливі повені та паводки, що змінюються тривалою меженню), або ж при довготривалому затопленні, гумусово-сорбційні бар'єри по відношенню до ^{90}Sr в більшості випадків не спрацьовують [123]. Багаторічні дослідження на ландшафтних полігонах не виявили систематичного накопичення радіонуклідів на певних глибинах, або в певних горизонтах, хоча тенденція до акумуляції радіонуклідів (переважно радіоцезію) у вузьких зонах, обумовлених неоднорідностями літологічного складу, все ж спостерігається [79,144]. За умов нормального зволоження, ^{90}Sr проникає глибше в ґрунтах збіднених на органічну речовину. Загальною закономірністю розподілу цього радіонукліду по формах в органічних ґрунтах є істотно нижчий, порівняно з мінеральними, вміст в обмінній формі [65], що зменшує його рухливість.

Міграцію ^{90}Sr можуть стримати переважно лише біогенні (в тому числі гумусово-сорбційні) геохімічні бар'єри. Причиною цього є досить низький вміст кальцію в ґрунтах Полісся та слабокисле, рідше нейтральне водне середовище, що обумовлено процесами розкладу органічних речовин та надходженням у воду гумусових кислот. Також сприяють міграції металів висока буферність води та наявність великої кількості мікроорганізмів. З цих

причин спостерігається порівняно інтенсивне водне винесення ^{90}Sr за межі ЧЗВ.

На рівнинних поліських територіях основні напрямки поверхневого стоку підконтрольні мікрорельєфу, який в більшості випадків являє собою закриті (внутрішні) системи – *западини*. Після припинення з 1986 р. культуртехнічних робіт з планування поверхні западинні форми поновилися в рельєфі раніш осушуваних площ і активно включилися в процеси розподілу поверхневого стоку і радіонуклідів, виконуючи роль механічних бар'єрів (рис. 2.18). Загальна площа безстічних западинних форм в ЧЗВ за оцінками 1993 р. досягала 34 км² [176].

Западини перехоплюють значну частину поверхневого стоку і переводять радіонукліди, що містяться в ньому, до геологічного середовища [232]. Про це свідчить порівняння розподілу ^{137}Cs у верхньому 0-5 см шарі ґрунтів безстічних западин та прилеглих ландшафтів. Так, якщо на основній території 91-95% ^{137}Cs зосереджується в шарі 0-5 см (2000 р.), то в такому ж шарі западини зафіксовано 66% [79].

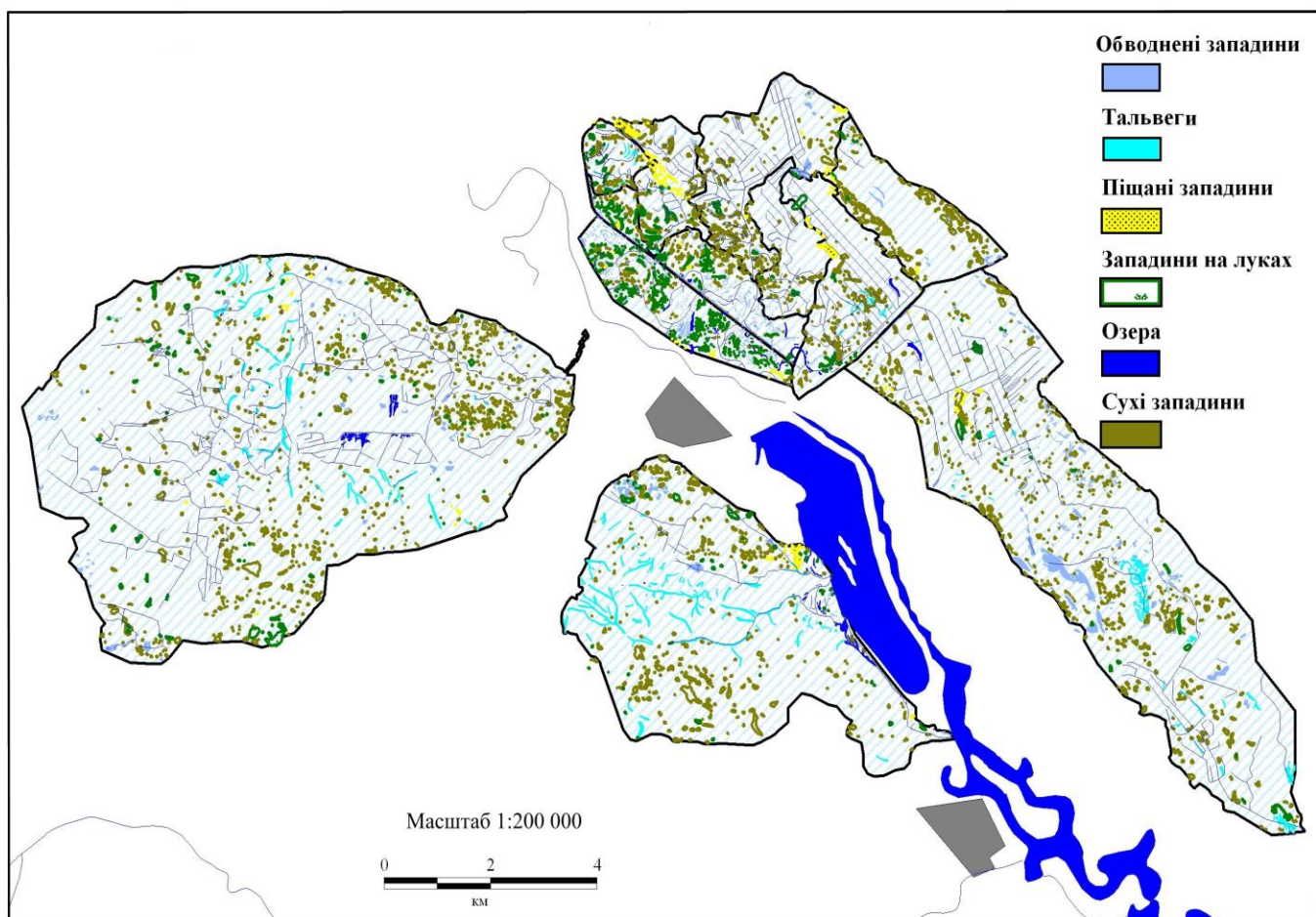


Рис. 2.18. Карта класифікованих западин в межах водозбірних басейнів Чорнобильської зони відчуження (без заплави р. Прип'ять та водозбору р. Уж)

Велика кількість безстічних і слабостічних форм, разом із рівнинним рельєфом, легким механічним складом та невеликою ємністю поглинання ґрунтів і порід сприяє тому, що масштаби вертикальної міграції радіонуклідів з покривних відкладів у підземне водне середовище є порівнюваними з величинами перенесення їх поверхневим стоком, а в багатьох випадках і перевищують їх [10,145,257]. Активні зони швидкої міграції в западинах інфільтрують у 3-6 разів (інколи на порядок) більше вологи ніж фонові ділянки [10,142,254]. Річний шар вологи, що може брати участь в інфільтраційному живленні днища западини, може досягати 1030 мм [11]. В западинах коефіцієнт вологоперенесення має вищі значення, ніж в породах фонових ділянок [11], що може бути пов'язано із порушеннями агрегатної структури

дрібних мінеральних частинок в аномальних зонах та руйнацією на них ко-
лоїдних плівок [257]. Якщо на фонових ділянках коефіцієнт фільтрації по-
рід з глибиною зменшується, то в западинах збільшується за рахунок про-
митих пісків в місцях палеокріогенного впливу. Породи в прошарках геохі-
мічних бар'єрів мають найбільшу щільність – $1,77 \text{ г/см}^3$, а породи із проми-
тих зон, утворених палеокріогенними процесами, – найменшу: $1,46 \text{ г/см}^3$
[11]. Величина пористості порід найбільша у верхній частині ґрунтів фоно-
вих ділянок і промитих аномальних зон западин – $44,3\%$ - $44,1\%$, але при
цьому середня природна вологість в западинах більше ніж у два рази пере-
вищує фонову ($10\text{-}12\%$ – фон, $20\text{-}26\%$ – западина). Найвища ступінь вими-
вання радіонуклідів із ґрунтів центральної частини западин – в найбільш
зволожених формах.

Спочатку відбувається горизонтальний змив радіонуклідів з поверхні
водозбірної площі і накопичення їх в центральній частині западин, при
цьому щільність забруднення ^{137}Cs в 2-4 рази перевищує фонові питомі ак-
тивності [11]. Потім, закономірно і під впливом гідрохімічних умов у запа-
динах, радіонукліди переходять у розчинну форму і на наступній стадії, при
збільшенні вологості ґрунту (у весняний період і під час сильних дощів) від-
бувається їх швидке переміщення через зони швидкої міграції у ґрунтові
води. У ряді випадків, при швидкому переміщенні радіонуклідів в глибокі
горизонти, питома активність поверхні зменшується, в порівнянні з фоно-
вою, у два рази. Проявляються чіткі зміни запасів активності у часі: періо-
дичне накопичення радіонуклідів центральною частиною западини зміню-
ється поступовим зменшенням загальної активності за рахунок переміщен-
ня радіонуклідів у нижні горизонти [11].

Швидкість латерального переміщення радіонуклідів з потоками підзе-
мних вод визначається фактором затримки [234], за рахунок якого швид-
кість масоперенесення ^{90}Sr звичайно не перевищує $1,2 \text{ м/рік}$, тому, за раху-
нок розпаду, максимальні концентрації, що досягають водоприймачів, зви-

чайно в десятки-сотні разів менші, ніж в осередках забруднення ґрунтових вод.

Накопиченню в западинах радіонуклідів сприяє наявність великої кількості мулуватих частинок, органічних речовин і організмів, а також порівняно велика водозбірна площа (в 10-25 разів більша за площу днища), що забезпечує значне надходження до центральної частини западин рідкого і твердого стоку [11]. Глибина проникнення ^{90}Sr в цілому по розрізу значно більша в западинах, де збільшується вологість, підвищується кисла реакція ґрунтових розчинів і вміст CO_2 , що веде до зменшення коефіцієнту розподілу K_d і збільшення швидкості переміщення радіонуклідів. Швидкість переміщення ^{90}Sr в ґрунтах прискорюється після інтенсивних дощів [11].

Про те, що в западинах залишається відносно невисока частка рухливих форм свідчать опробування рослинності у вересні 2001 р. Так, на міжканальній ділянці Прип'ятської осушувальної системи в районі с. Красне вміст ^{90}Sr в рослинності на рівній поверхні складав 22,8–28,3 кБк/кг сухої ваги (похибка 1,5–2,1 %), за його вмісту у верхньому 20-см шарі ґрунту $8,8 \pm 0,25$ кБк/кг, в той час як в западині – 16,7 кБк/кг (похибка 3,7 %), при вмісті ^{90}Sr в ґрунті $9,5 \pm 0,23$ кБк/кг. Вірогідно, що в западинах, за промивного режиму, залишається менше доступних рослинам форм ^{90}Sr , що обумовлює невисокі коефіцієнти переходу, цьому сприяє і підвищена вологість, з якою K_p ^{90}Sr обернено пов'язані.

Наведені результати обґрунтовують доцільність виділення западинних форм як одного із головних ландшафтних чинників водної міграції на площах осушувальних систем. Очевидно, що від щільності їх поширення на водозборі залежатиме забруднення радіонуклідами ґрунтових і поверхневих вод. Отже, чисельні показники їх розповсюдження можуть виступати в ролі предикторів у регресійних моделях забруднення та водного винесення радіонуклідів. Перед виконанням кореляційного аналізу, западинні форми було розбито на п'ять класів: 1) сухі западини впродовж більшої частини року, 2) сухі западини на піску (як відомо, найбільш прискорена вертикальна

міграція ^{90}Sr відбувається саме в незадернованих пісках [74]); 3) повздовжні западини, здебільшого тальвеги лінійних ерозійних форм, частина з яких перетинається каналами; 4) западини обводнені більшу частину року, 5) западини перезволожені на відкритій місцевості – переважно на вологих луках або на підтоплених лісових галявинах. Сухі западини приурочені, в основному, до піщаних гряд і частково до моренного підняття та східної зандрової рівнини. Обводнених западин найбільше на прохідній долині, низькій заплаві р. Прип'ять і західній зандровій рівнині; багато їх і на ділянках тилового шву I надзаплавної тераси. Вологі западини розвинені практично на усіх типах ландшафтів, але найбільше – на східній зандровій рівнині; перезволожені – переважно на I надзаплавній терасі і західній терасовій рівнині [11].

Перші два класи об'єднано в групу западин, що сприяють переведенню поверхневого стоку в підземний; лінійні форми представлено як западини, що сприяють поверхневому стоку; четвертий і п'ятий класи об'єднано в групу, що відповідає переважно за утримання поверхневого стоку та витрачання його на випаровування і транспірацію рослинами. За результатами кореляційного аналізу винесення має істотну обернену залежність від абсолютного значення площі усіх западин в межах басейну ($-0,3 \dots -0,9$), яка з роками посилюється (рис. 2.19.). Найменш значущі $K_{\text{кор.}}$ характерні для маловодних років.

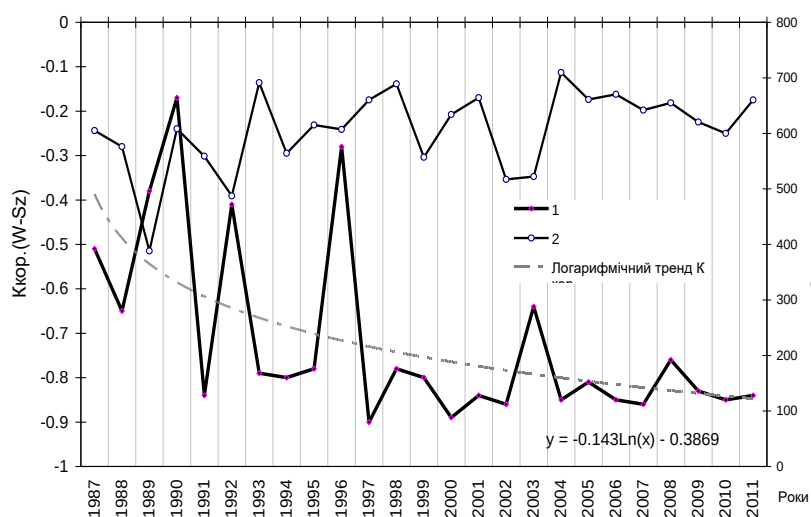


Рис. 2.19. Зміни залежності винесення ^{90}Sr (W) від абсолютної площі западин (Sz) на водозборах (км^2) ($K_{\text{кор.}}(W-Sz)$) у порівнянні із сумою атмосферних опадів за рік: 1 – коефіцієнт кореляції між W і Sz , 2 – річна кількість опадів, мм ($N=9\ldots11$)

Кореляційні залежності між винесенням ^{90}Sr (W) і окремими класами (табл. 2.7) або групами западин дозволяють чітко трактувати роль різних западин у водній міграції радіонукліду.

Більша частина площі западин працює на утримання поверхневого стоку і механічних частинок, що містять ^{90}Sr . Проте сухі западини, і особливо у комбінації із западинами на піску (об'єднання класів 1 і 2 в групу провідних западин), суттєво збільшують водне винесення ^{90}Sr шляхом прискореного переведення його в ґрунтові води, а з ними в канали, що проявляється через високі позитивні значення $K_{\text{кор.}}$ (0,5-1,0) між відносною (% від площі басейну) площею цих западин та винесенням (рис.2.20). Очевидно зони активної міграції в цих западинах займають відносно більшу площу (до 10%), ніж у перезволожених (до 4%).

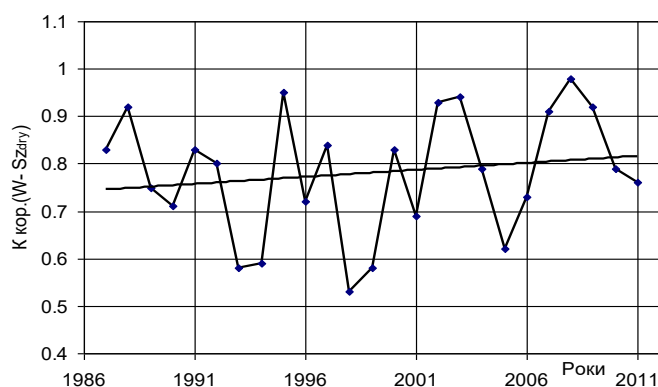
Таблиця 2.7

Співвідношення виділених класів западин по водозбірних басейнах ЧЗВ

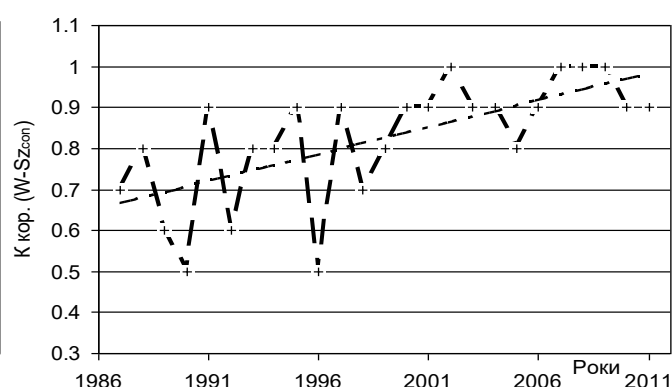
(% від площі всіх западин / % від кількості всіх западин)

Назва басейну (за назвою головних дрен)	Класи западин					Всі западини, % від площі во-
	сухі не заліснені, замкнені	сухі на піску, замкнені	видовжені тальвеги, проточні	Обводнені замкнені	Перезволожені на луках і перелогах	

						дозбору
Глиниця	35,53 / 65,7	1,36 / 4,2	46,22 / 13,1	10,18 / 5,1	6,71 / 11,8	6,5
Сахан	49,33 / 76,8	0,34 / 1,6	25,29 / 5,1	13,56 / 8,2	11,48 / 8,3	3,8
МК-1 Прип'ятської системи	31,45 / 75,2	0,16 / 3,7	20,44 / 2,6	41,41 / 16,2	6,55 / 2,3	5,4
МК-5	46,34 / 73,1	17,90 / 10,2	15,59 / 6,0	2,43 / 2,4	17,74 / 8,4	4,4
МК-6	62,15 / 68,7	0,82 / 4,8	0,00 / 0	8,49 / 20,5	28,54 / 6,0	2,2
МК-7	62,02 / 86,2	2,66 / 4,8	0,00 / 0	28,47 / 4,3	6,85 / 4,8	4,9
Стік до про- рану в дамбі №7	43,34 / 38,6	5,78 / 7,5	5,63 / 1,2	21,83 / 23,0	23,42 / 29,7	5,1
МК-1 о.с. «Усів»	64,48 / 47,0	9,71 / 40,1	2,27 / 1,0	5,79 / 1,5	17,75 / 10,4	7,2
МК-2 о.с. «Усів»	46,06 / 46,8	0,54 / 7,6	31,50 / 11,4	1,76 / 7,6	20,14 / 26,6	7,4



а



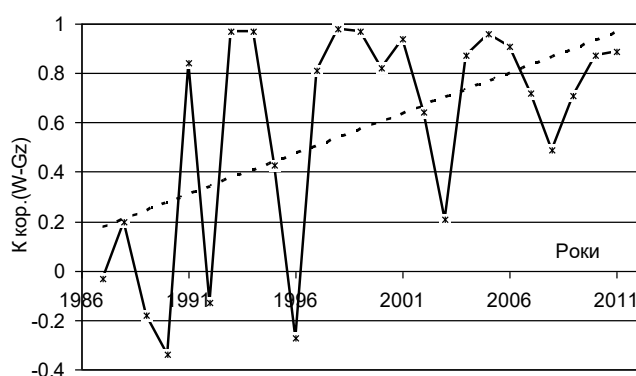
б

Рис. 2.20. Хронологічні зміни коефіцієнтів кореляції між водним виносенням ^{90}Sr та: а – відносною площею (%) сухих западин ($K_{\text{кор.}}(W-Sz_{\text{dry}})$); б – відносною площею (%) провідних (сухих та на піску) западин ($K_{\text{кор.}}(W-Sz_{\text{con}})$)

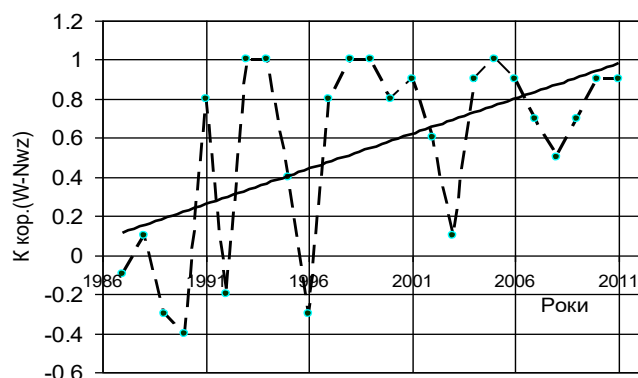
Транзитна роль провідних западин збільшується по мірі вивільнення ^{90}Sr із паливної матриці [225]. Період відносної стабілізації значень $K_{\text{кор.}}$ між виносенням ^{90}Sr та показниками, що характеризують поширення западинних форм настає з 1997 року, що співпадає з початком багатоводного циклу та періоду наростання дисоційованих, рухливих форм радіонуклідів і переважання їх над часткою ^{90}Sr у паливних частинках.

Паралельна до визначеного тренду (рис. 2.20,б) також лінійна апроксимація зв'язку виносення ^{90}Sr із щільністю усіх западин на водозборі

(шт./км²) (рис.2.21,а). Останній хронологічний графік практично ідентичний до графіку, що відображає часові зміни залежності винесення ⁹⁰Sr від сумарної кількості западин (Nz), хоча в останньому випадку діапазон змін K_{кор.} дещо інший: від - 0,6 в 1990 р. до 0,9 в 1993, 1994, 1998, 1999 рр. Такий саме за формою і графік мінливості K_{кор.} між винесеннями і кількістю перезволожених западин (Nwz) (рис. 2.21,б).



а



б

Рис. 2.21. Хронологічні зміни зв'язку винесення ⁹⁰Sr: а – із щільністю (шт./км²) усіх западин на водозборі (K_{кор.}(W-Gz)); б – кількістю перезволожених западин (K_{кор.}(W-Nwz))

На відміну від залежності винесення ⁹⁰Sr від кількості перезволожених западин (рис. 2.21,б), на хронологічному графіку, що пов'язує винесення із їх площею (рис. 2.22,а) K_{кор.} мають від'ємні значення (так само як із площею усіх западин, див. рис. 2.19). Це свідчить про забезпеченість великих замкнених зволожених западин (боліт) більшою буферною ємністю і нездатністю утримувати забруднений поверхневий стік малими западинами, яких більше, під час багатоводних періодів (що і впливає на тенденції, виявлені на рис. 2.21,б).

Особливо тісний зворотній зв'язок спостерігався в період до 1992 р., тобто у роки малої водності та переважання фіксованих форм ⁹⁰Sr та у 1995-1996 рр., коли акумуляційна ємність боліт ще не була перевищена. В бага-

товодні роки (1997-1999, 2004-2006) перезволожені западини та болота не здатні утримати весь об'єм забрудненої води. Після «скидання» надлишкової вологи разом із ^{90}Sr у багатоводні 1997-1999 рр., акумулююча ємність перезволожених западин поновилась, що забезпечило їх утримуючі функції в 2002-2003 рр. Так само і надалі, періоди накопичення у порівняно маловодні періоди (2007-2009 рр.) будуть змінюватись скиданням запасів ^{90}Sr у наступні багатоводні роки (2012-2014 рр.). При цьому, у зв'язку із переважаням розчинних форм ^{90}Sr , утримуюча роль боліт зменшуватиметься (рис. 2.22,а).

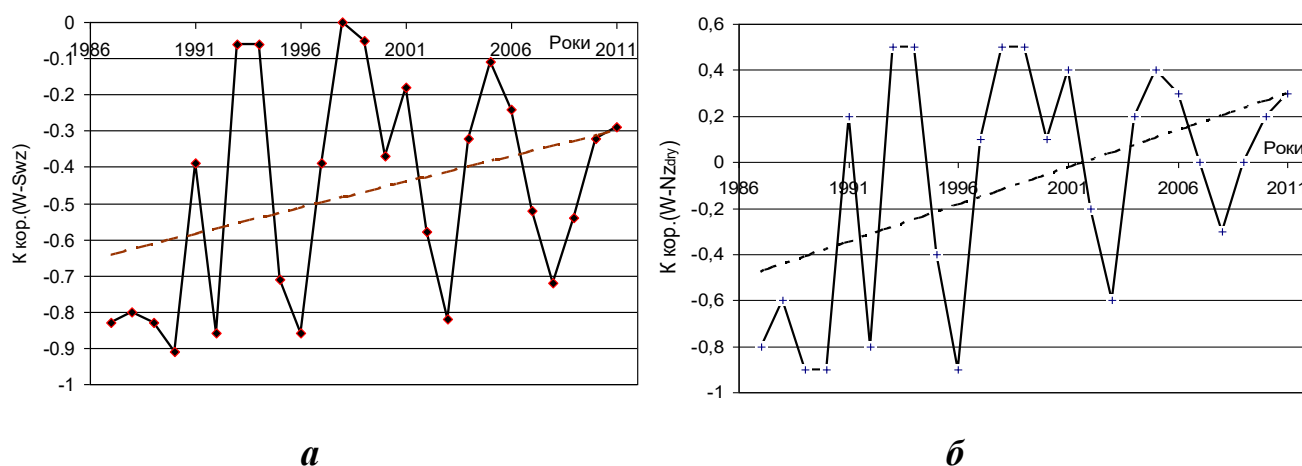


Рис. 2.22. Хронологічні зміни коефіцієнта кореляції ($K_{\text{кор}}$) між винесенням ^{90}Sr і: а – площею перезволожених западин (Swz), (км^2); б – кількістю сухих западин (в т.ч. на піску) (Nz_{dry})

Сухі западини також під час переважання малорухомих форм ^{90}Sr , переважно у вигляді паливних матриць (1986-1990 рр.), забезпечували більшою площею бар'єрну або утримуючу функцію. По мірі збільшення частки розчинних форм ця їх роль почала втрачатись, що призвело до поступового переходу більшої частини сухих западин до виконання транзитних функцій і відповідно, – переходу $K_{\text{кор}}$ до позитивних значень (рис.2.22,б).

На підставі вище викладених даних, з урахуванням загальної площі западинних морфоскульптур (9% від загальної площі суходолу ЧЗВ), підви-

щеної кислотної реакції порових розчинів в їх межах, величини інфільтрації вологи через центральні частини западин (в середньому в 4 рази вищі, ніж на фоні) можна вирахувати дольову участь западин у переміщенні радіонуклідів. Наближений розрахунок показує, що зона аерації западинних форм депонує і переміщує близько 60-70% Cs^{137} від загальної його кількості, яка переміщується через покривні відклади [11]. Поступове переведення радіонуклідів в геологічне середовище зменшує обсяги їх водного винесення за межі ЧЗВ, посилюється бар'єрна функція зони відчуження.

Із збільшенням кількості опадів об'ємна активність підземних вод в період 1996-2002 рр. здебільшого знижувалась. В більшості випадків загальна активність підземних вод вища в западинах ніж на фонових ділянках. Але у роки з аномально високими весняними повенями (1999 р.) або в періоди з відносно невисоким забезпеченням вологою дана закономірність порушується. Маловодний 2001 р. відмічався особливо низькими абсолютними рівнями об'ємної активності ґрунтових вод по ^{137}Cs як на фонових ділянках, так і в западинах [11]. Найвищі значення об'ємної активності ґрунтових вод відмічаються у холодні періоди року, - коли їх інфільтраційне живлення найменше, а найнижчі активності - у літній період, коли найбільша кількість атмосферних опадів і найвище інфільтраційне живлення, що веде до зменшення концентрації радіонуклідів за рахунок розбавлення. Рослинність також у літній період «відбирає» з вологою певну кількість розчинних форм радіонуклідів. Для перших років після випадіння «чорнобильських» радіонуклідів на поверхню ґрунту найбільше забруднення ґрунтових вод ^{137}Cs спостерігалось саме в періоди максимального інфільтраційного живлення. Це пояснюється зростанням на той час вмісту мобільних форм ^{137}Cs . З 1991-1992 рр. відбувалось зменшення вмісту його мобільних форм.

В одних випадках у водоносному горизонті в центральній частині западин більшу частину року формується депресійне пониження рівня, що свідчить про активне низхідне розвантаження підземних вод; в інших – протягом літнього періоду спостерігається купол розтікання, що свідчить про пе-

ревищення обсягів постачання вологи до центру западин над обсягами бічного відтоку та низхідного перетікання (або про наявність напірного живлення) [56].

Таким чином, виявлена чітка залежність величини забруднення радіонуклідами ґрунтових вод в межах западинних форм від інтенсивності і кількості атмосферних опадів – найвищі об'ємні активності проб води спостерігаються в зимовий період, коли інфільтраційні потоки мінімальні, а найменше забруднення – у літній період. Різниця між активностями цих періодів досягає 4-5 разів. Тобто, інфільтраційне живлення в межах западин виконує розбавляючу функцію по відношенню до техногенних радіонуклідів.

Висновки.

З 1986 р., після виведення осушувальних систем з експлуатації, канали перетворилися в слабостічні і застійні водойми з інтенсивним заболоченням прилеглої площі. Природні процеси відновлення боліт доповнюються техногенною акумуляцією радіоактивно-забрудненого стоку, що виражається у зменшенні водовіддачі з водозбору в роки малої та середньої водності в порівнянні з доаварійним періодом. В період 1994-1999 рр. відзначався слабкий відтік підземних вод, проте залпові скидання забруднених поверхневих вод у паводкові періоди. За низької пропускної здатності русел і високих рівнів поверхневих вод у гідромережі ЧЗВ, спостерігалось зменшення частки підземного стоку в сумарному об'ємі стоку. Різкий перерозподіл водного балансу території ЗВ і ЗБ(О)В (зменшення поверхневого стоку, підземного живлення і зростання випаровування) є причиною порушення встановленої екологічної рівноваги і в подальшому веде до незворотних процесів деградації ґрунтів.

Перезволожені масиви, особливо з автоморфними ґрунтами, мають найнижчу бар'єрну стійкість. У багатоводні періоди обсяги винесення радіонуклідів з таких водозборів найбільші. Об'ємна активність ^{137}Cs більш помітно знижується в часі у добре проточних каналах і малих річках, а ^{90}Sr

– коливається по сезонах у широких межах. Для слабопроточних і застійних об'єктів частіше, ніж для проточних, відзначається тенденція до зростання вмісту ^{90}Sr у воді (через 10-12 років після випадінь). У паводкові періоди підвищення об'ємної активності сягає одного порядку. Збільшення винесення ^{90}Sr у багатоводні, а особливо, на наступний після багатоводного рік на пряму пов'язане із ступенем меліорованості водозбору.

На осушуваних територіях зона аерації має більш значну, ніж за природних умов, регулюючу і сорбційну ємність, яка мінімізує вторинне забруднення ґрунтових вод а, отже, і загального стоку. Проте після виведення осушувальних систем з експлуатації в умовах підпору ґрунтових вод їх забруднення відбувається швидше, а винесення радіонуклідів з водозбору, завдяки зменшенню градієнтів стоку, розтягується на більш тривалий час.

З 2001 року залежність винесення ^{90}Sr від річної суми атмосферних опадів набуває синхронного вигляду, а коефіцієнти кореляції між ними – найвищих позитивних значень (0,56...0,87 для окремих водозборів), що пов'язується із масовим переходом ^{90}Sr з паливної матриці у розчинний стан.

За рівнем впливу на головний контрольований в ЧЗВ показник – водне винесення радіонуклідів, чітко виділяється ряд ландшафтних характеристик: тип ґрунту, площа мікрозападин, лісу, щільність гідромережі, меліорованість, зарегульованість, які можуть бути використані в регресійних моделях (див. розд. 7) Більша частина площі мікрозападин забезпечує утримання або переведення ^{90}Sr в глибокі горизонти геологічного середовища, тобто сприяє зменшенню винесення. Близько 10% площі западин на термін 3-5 років маловодного періоду сприяє утриманню радіонуклідів на геохімічних бар'єрах. Проте, існуючі в западинах зони розущільнення (здебільшого у їх центральній частині), дають більш вагомий внесок у масоперенесення ^{90}Sr до ґрунтових вод, а з ними – до водоприймачів. Причому транзитна роль западин з роками, по мірі збільшення частки водорозчинних форм ^{90}Sr , зростає, відповідно послаблюється їх бар'єрна, утримуюча функція.

РОЗДІЛ 3

ГІДРОГЕОХІМІЧНІ УМОВИ ФОРМОУТВОРЕННЯ ТА МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ

Ще до аварії на ЧАЕС багатьма дослідниками було встановлено, що на міграційну здатність радіоактивних елементів, поряд з їх фізико-хімічними формами, властивостями ґрунтів зони аерації і водовміщуючих порід, значно впливає макрокомпонентний склад і рН ґрунтових вод [7,85,161,164,173,177,182,247]. Вони у значній мірі визначають перебіг процесів трансформації радіонуклідів після їх надходження у водне середовище.

Метою досліджень, результати яких висвітлюються в даному розділі, є визначення хімічних показників, що найкраще відображають, а можливо й обумовлюють коливання концентрацій радіонуклідів в поверхневих і ґрунтових водах меліоративних систем, створюючи нерозчинні, або навпаки, добре розчинні сполуки. Важливо також визначити компоненти-індикатори макроіонного складу, які відображають зміни рівневого режиму ґрунтових вод, ступеню проточності каналів та умов дренажності на осушувальних системах у зв'язку із виведенням їх з експлуатації. Напрямок зміни концентрацій таких компонентів певним чином корелюватиме із вмістом радіонуклідів, що надасть змогу діагностувати та прогнозувати поведінку радіонуклідів у зв'язку із змінами режимів поверхневих і ґрунтових вод.

3.1 Хімічний склад поверхневих та ґрунтових вод в умовах різної проточності та характеру водообміну

Внаслідок зарегулювання стоку з меліоративних систем Зони відчуження, поряд з підтопленням і заболоченням територій, збільшенням

концентрацій радіонуклідів у поверхневих водах на ділянках затоплення, відзначаються також зміни у хімічному складі поверхневих вод. Наприклад, збільшується вміст біогенних елементів та органічних речовин у водах каналів від їх витоку до гирла. Разом з тим, спостерігаються зміни вмісту радіонуклідів: ^{90}Sr – здебільшого зростає, а ^{137}Cs – зменшується (канал МК-2 Чистогалівської системи [126,229], див. розд. 5).

Кількість органічних речовин у воді зростає також із зменшенням швидкості течії у каналах, а вміст мінеральних речовин та кисню, навпаки, зменшується [33].

3.1.1 Хімічний склад поверхневих вод. Особливості хімічного складу поверхневих вод басейну р. Прип'ять визначаються комплексом ландшафтно – геохімічних умов, обумовлених його приналежністю до зони змішаних лісів. У басейні Прип'яті виділяють дві основні групи приток [36]: невеликі лівобережні притоки (переважно на території Білорусії), а також річки української частини: Вижівка, Тур'я, Стохід, Уж. Ці річки через болотне живлення містять велику кількість органічних речовин, азоту, фосфору, заліза та мангану, а концентрації мінеральних солей у їх водах невисокі. Другу групу складають найбільш крупні притоки – Горинь, Стир, Случ. У верхів'ях басейнів цих річок виклинюються карстові води мергельно – крейдової товщі, що приносять підвищену кількість головних іонів (Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-}) та мінерального фосфору. А у пониззях ці річки також зазнають впливу перезволоження.

Мінералізація поверхневих вод каналів лівобережної заплави р. Прип'ять зазвичай не перевищувала 220 мг/дм^3 . Аномально високі для даного району величини мінералізації, що становили у 1997 р. $345\text{-}387 \text{ мг/дм}^3$, спостерігалися у басейні р. Несвіч. Підвищеною мінералізацією ($296\text{-}307 \text{ мг/дм}^3$) вирізнялась і вода р. Брагінки. У каналі МК-7 відбувалося істотне

збільшення мінералізації води у бік гирла за рахунок Ca^{2+} , Mg^{2+} та Na^{+} , усіх основних макроаніонів, вміст яких майже у 2 рази зростає. Разом із цим, помітно збільшувались і концентрації Cs^{137} та Sr^{90} , чому сприяє зміна органогенних ґрунтів на легкі мінеральні, характерною ознакою якої є зменшення вмісту у воді загального заліза у два рази (з 4 до 2 мг/дм³).

Вміст сульфатів у водах Красненського старику нижче старої дамби (ближче до Прип'яті) (рис.3.1) та в замкнених озерах і болотах, розташованих поряд, в 1989-1990 рр. був одним з найменших (4,5 мг/дм³) серед водойм і водотоків ЧЗВ [56], в 4 рази нижчий ніж в р. Прип'ять і майже в 3 рази нижчий від середнього значення їх вмісту в атмосферних опадах та в ґрунтових водах. Мінералізація вод нижнього б'єфу старої дамби була на 15-30 мг/дм³ вищою, ніж у водах верхнього б'єфу (за рахунок гідрокарбонат-іонів і кальцію).

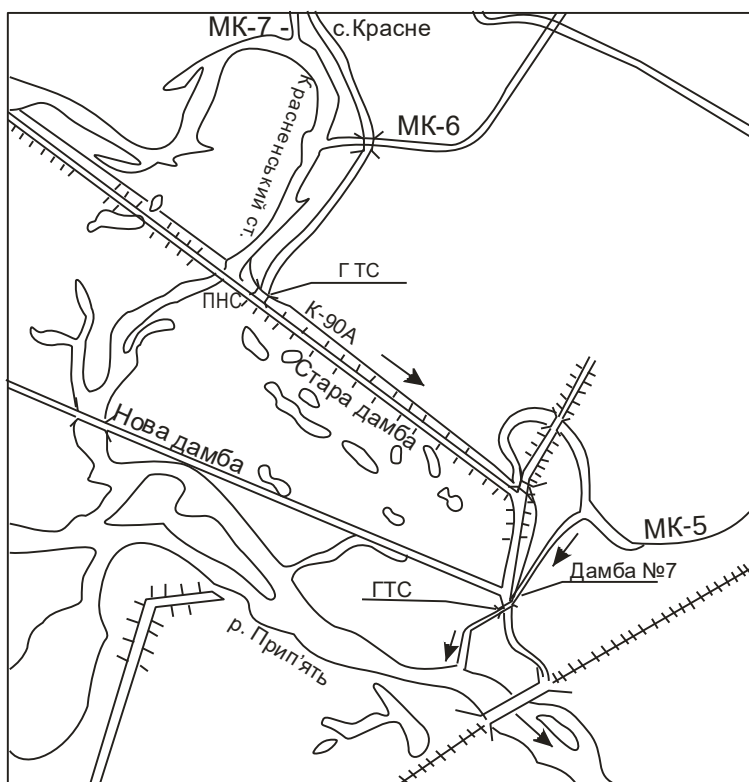


Рис. 3.1. Карта-схема східної ділянки «нового» польдеру лівобережної Прип'ятської системи. Скорочення на схемі: ГТС – гідротехнічна споруда у вигляді шлюза-регулятора; ПНС – польдерна насосна станція, МК – магістральний канал

В 1997-1999 рр. вміст сульфатів у водах цих об'єктів дещо збільшився (7-9,5 мг/дм³), але залишався меншим, ніж у водах того ж старику вище греблі. Помітні коливання концентрації SO₄²⁻ і в межах року: восени вона зростає, особливо у витоках з Красненського старику вище дамби (навпроти ПНС) – 16 мг/дм³ (2.10.1998 р.), а зимою – відчутно зменшується – до 6,6 мг/дм³ в тому ж пункті (20.01.1999), що може свідчити про зв'язок збагачення вод сульфатами з біологічно активними процесами в органогенних ґрунтах. Низький вміст сульфатів у воді зменшує її буферність по відношенню до забруднення ⁹⁰Sr [226].

Верхня частина каналу МК-1 Прип'ятської системи (див. рис. 2.11), поблизу с.Зимовище, найменш проточна, а на її водозборі поширені торф'яні та торфово-болотні ґрунти; нижня частина (с. Ладижичі) має добру проточність, а на прилеглий площі водозбору переважають легкі мінеральні ґрунти. По довжині каналу вода змінює свій склад з гідрокарбонатно-сульфатного кальцієвого за мінералізації 107,6-120,4 мг/дм³ на гідрокарбонатний кальцієвий за мінералізації 157,2-165,0 мг/дм³ (Додаток І). У середній частині каналу (с. Паришів), де переважають піщані ґрунти, склад води гідрокарбонатний (періодично гідрокарбонатно-сульфатний) кальцієво-магнієвий, мінералізація 140-173 мг/дм³. Вміст ⁹⁰Sr при цьому суттєво зменшується униз за течією [229] (рис. 3.2).

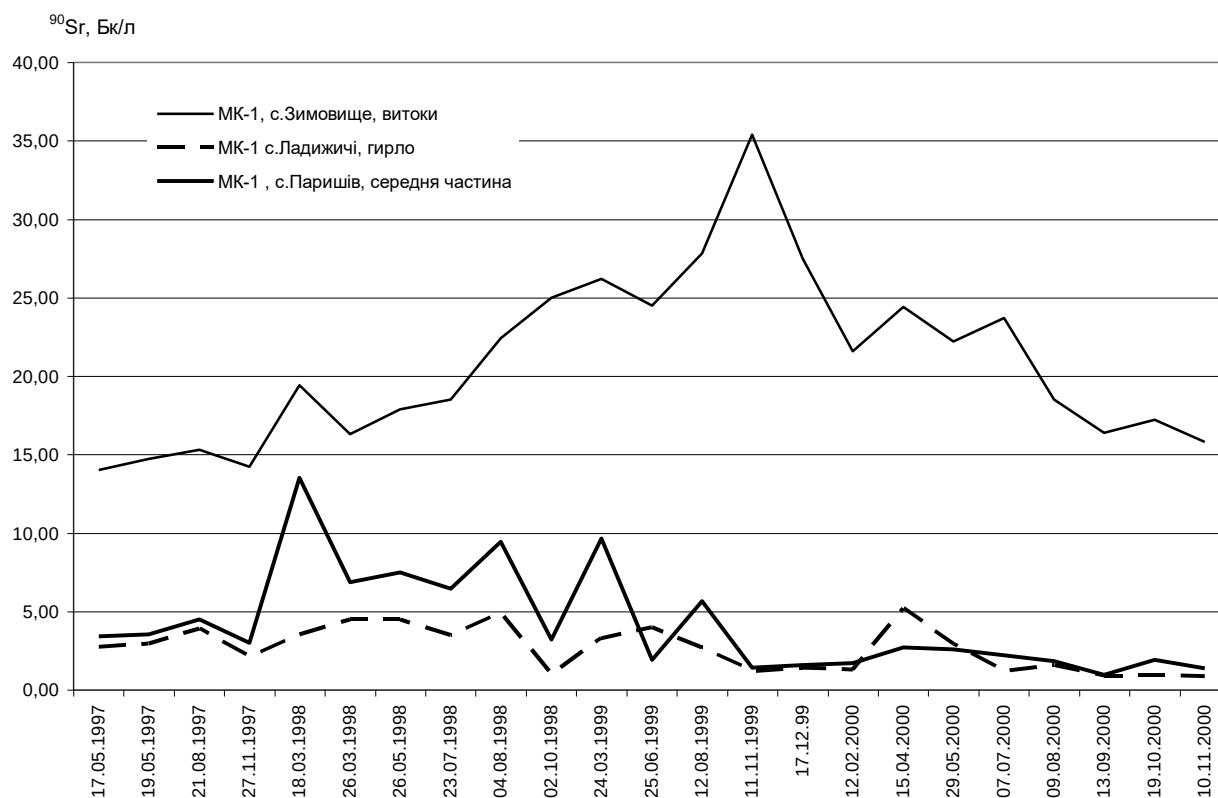


Рис. 3.2. Зміни концентрації ^{90}Sr від витоків до гирла каналу МК-1 Прип'ятської осушувальної системи.

Загалом, води дев'яти лівобережних водозбірних басейнів 3-го та 4-го порядків (див. рис. 2.11), до проведення розчисток в 2000-2001 рр. характеризувались мінералізацією, що коливалася у межах 80 – 387 мг/дм³.

Активна реакція водного середовища досліджуваних каналів була нейтральною або близькою до неї ($\text{pH} = 6,45 - 7,55$), за винятком каналу МК-5 Прип'ятської осушувальної системи, води якого слабо кислі ($\text{pH} = 5,95$). Для сезонних відмінностей характерне зменшення pH води навесні, коли відбувається інтенсивний змив з поверхні водозбору, а восени pH підвищується до слабко лужної реакції, що пов'язано із життєдіяльністю фітопланктону. Різкі перепади водневого показника в жарку погоду протягом доби (від 8,2 до 9,2) можуть впливати на швидкість деструкції паливних частинок, накопичених у донних відкладах водойм.

Вміст кальцію у воді досліджуваних каналів коливався в межах 10 - 70 мг/дм³, найменші концентрації відзначалися у слабопроточних об'єктах, а

найбільші - у водах річок Брагінки і Несвіч, де вони досягали відповідно 60 та 70 мг/дм³. В багатоводні роки (1995-2001 рр.) середня для лівобережних каналів концентрація Ca²⁺ знижувалась від 37,0 до 26,5 мг/дм³, а після 2001 р., коли водність почала зменшуватись, – становила 28,5 мг/дм³ (рис.3.3). В переважній більшості водних об'єктів вміст калію у воді був у межах 1,4 - 5,0 мг/дм³.

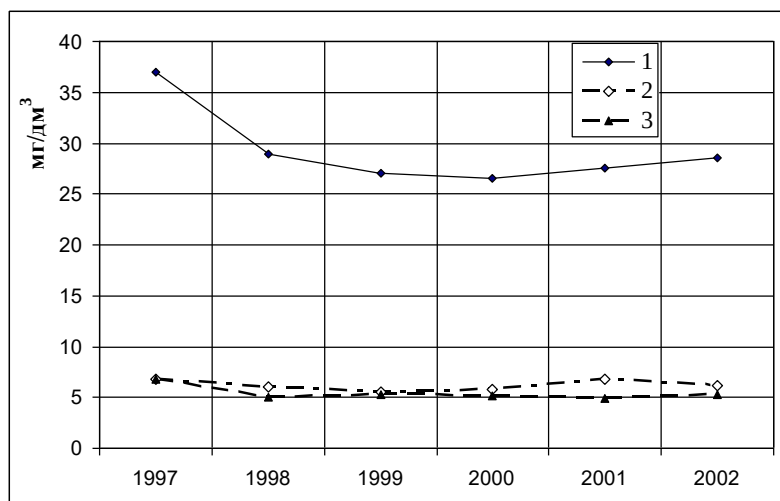


Рис. 3.3. Динаміка середніх по річних вибірках концентрацій Ca (1), Mg (2) і Na (3) у водах лівобережних каналів.

Як відомо, натрій, калій і рубідій є хімічними аналогами цезію, а для радіоактивного і стабільного стронцію біохімічним і хімічним аналогом є кальцій [129], що значною мірою визначає міграційну здатність цих елементів.

Характерною ознакою хімічного складу вод малих річок Прип'ятського регіону є *високий вміст розчиненого заліза*, що пов'язано з заболоченістю території. У каналах меліоративних систем лівобережної частини ЧЗВ в 1998 р. вміст загального заліза був в середньому більший і вкладався в інтервал від 2,0 до 10,0 мг/дм³, з найбільшою частотою значень в діапазоні 3,0-4,5 мг/дм³. Порівняно з 1989 р. (Додаток І) вміст заліза в середньому збільшився у 2-3 рази.

Азот амонійний у поверхневих водах басейнів всіх магістральних каналів лівобережжя коливався від 0,1 мг/дм³ до 2,0 мг/дм³. Аномально

високі значення його вмісту зафіксовано в морозні періоди року: в січні 1999 р. - 18 мг/дм³ та в листопаді 2000 р. - 28,76 мг/дм³. Наприкінці спостережень, в 2001-2002 рр., вміст амонійного азоту у воді каналів не перевищував 0,7 мг/дм³. Для порівняння, концентрація цього забруднювача на вході р. Прип'ять з території Білорусії (с. Довляди) в жовтні 2000 р. складала 0,42 мг/дм³ [18].

Для зарегульованих та слабопроточних каналів (К-99, МК-5, МК-6, К-114, верхня ділянка МК-7 (с. Машеве)) спостерігається обернена залежність між вмістом у воді SO_4^{2-} і ^{90}Sr та Cl^- і ^{90}Sr . Значимі від'ємні коефіцієнти кореляції між останніми показниками характерні для весняного періоду. Найбільш стійка обернена залежність між вмістом іонів Na^+ та ^{90}Sr спостерігається в найменш проточних каналах К-99 та МК-6. Обернена залежність поширюється і на співвідношення вмістів ^{90}Sr та Cl^- , оскільки останній добре комбінується в розчині із Na^+ , проте пагано із ^{90}Sr . Якщо SO_4^{2-} , Cl^- та Na^+ переважно надходять з підземними водами, то ^{90}Sr у більшій мірі змивається з поверхні водозбору.

У водах каналу К-114 та у верхній частині МК-7 (с. Машеве) коливання концентрації у воді іонів амонію співпадають із напрямком змін вмісту ^{90}Sr . Для каналу К-114 позитивна кореляція спостерігається між ^{90}Sr і Ca^{2+} , ^{90}Sr і NH_4^+ , ^{90}Sr і HCO_3^- , а негативна – між ^{90}Sr і SO_4^{2-} (табл. 3.1). Коефіцієнт кореляції ^{90}Sr з загальною мінералізацією води для цього об'єкту складав 0,6 (за даними 1998 р.).

Значимі позитивні коефіцієнти кореляції між вмістом ^{90}Sr та мінералізацією води ($k_{\text{кор.}} \geq 0,5$) отримано лише починаючи з 1999 року.

Таблиця 3.1

Коефіцієнт кореляції ($k_{\text{кор.}}$) між вмістом ^{90}Sr та основними макрокомпонентами поверхневих вод на прикладі каналу К-114 (1998 р.).

Показни к	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻
к _{кор}	-0,02	0,21	0,61	0,49	-0,41	-0,5	0,66

Присутність амонію у воді свідчить про заростання каналів, утруднений водообмін, зниження ефективності дії меліоративних систем [33,197]. Для всіх поверхневих вод встановлена наявність амонію у межах від 0,1 до 2,0 мг/дм³. Взимку, коли канали вкриваються кригою і створюються анаеробні умови, відбувається емісія NH₄⁺ із донних відкладів. Найбільш інтенсивний перехід амонійного азоту із донних відкладів спостерігається в проміжку між 20-40 добами після початку льодоставу. Поряд з NH₄⁺ у цей же час спостерігається також підвищення у воді концентрації PO₄³⁻. За даними [99] в анаеробних умовах концентрація NH₄⁺, PO₄³⁻ та заліза може збільшуватись у воді відповідно в 3-4, 25-30 та 8-12 разів порівняно з їх вмістом у природних аерованих водах добре проточних систем. В січні та лютому спостерігалось також збільшення концентрації ⁹⁰Sr в поверхневих водах каналів лівого берега р. Прип'ять [197]. Відновлення азоту з органічних сполук супроводжується вивільненням ⁹⁰Sr з органічних комплексів, що і обумовлює підвищений ступінь зв'язку між цими компонентами. Але цей зв'язок носить опосередкований характер. Навесні, внаслідок збільшення температури активізуються внутрішньо-водоймові процеси нітрифікації, а також зростає дифузне надходження сполук азоту з поверхні водозбору. Разом з підвищенням вмісту іонів амонію у воді спостерігається і зростання концентрацій ⁹⁰Sr, що свідчить про однакові шляхи їх надходження. Найбільш високий ступінь зв'язку між вмістом NH₄⁺ та ⁹⁰Sr здебільшого спостерігається починаючи з 1999-2000 рр. (рис. 3.4-3.5), що підтверджує думку про підпорядкованість міграції цього радіонукліду гідрогеохімічній обстановці та закономірностям, обумовленим його хімічними властивостями лише після переважного виходу з твердофазної матриці.

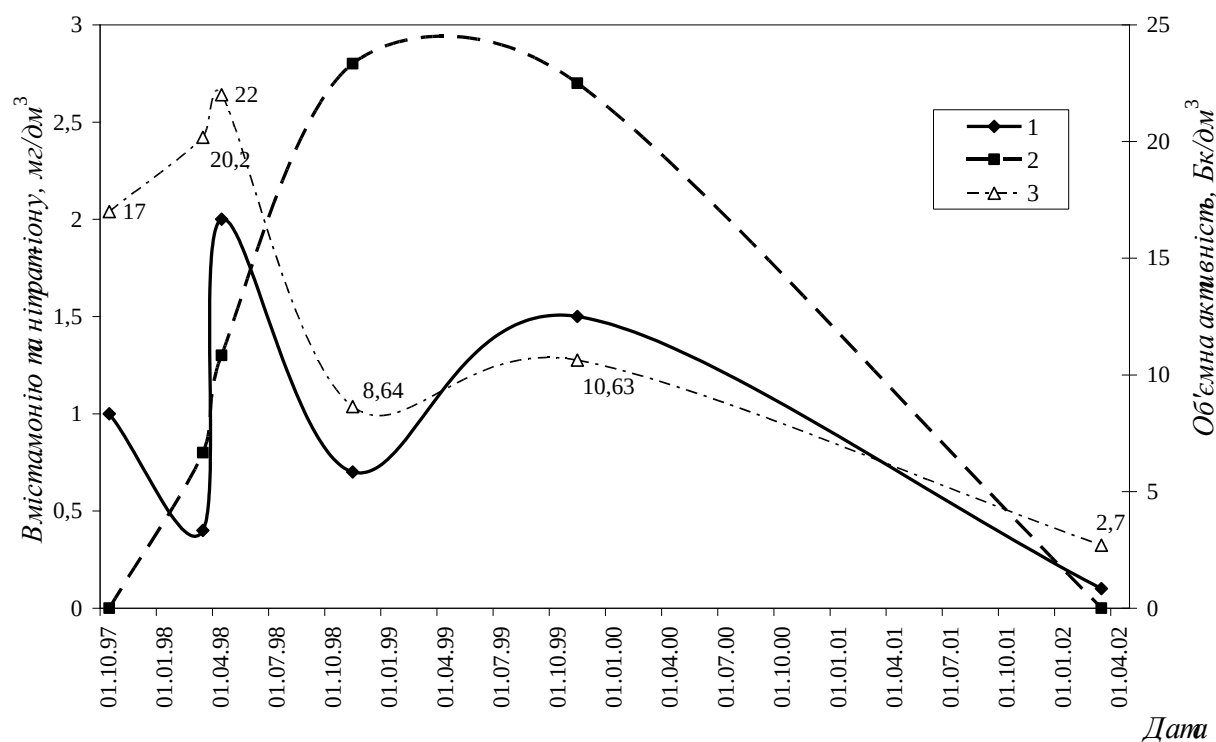


Рис. 3.4. Коливання вмісту іонів амонію (1), нітратів (2) та ^{90}Sr (3) у водах К-99.

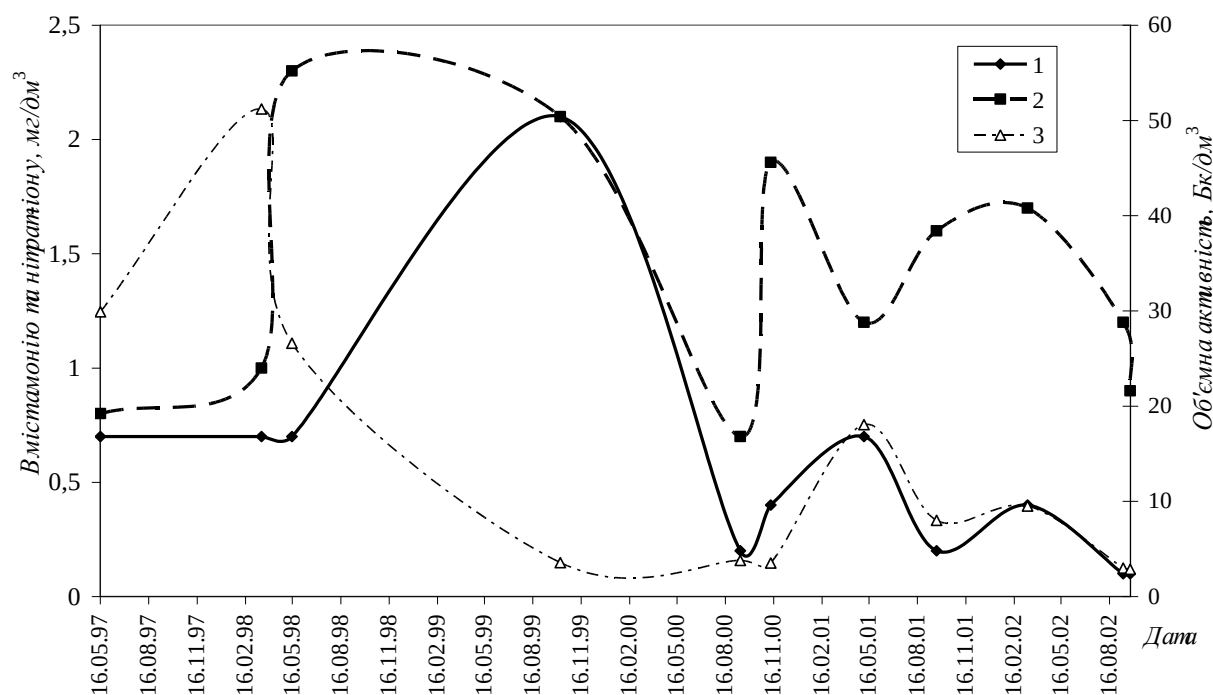


Рис. 3.5. Порівняння коливань вмісту NH_4^+ (1), NO_3^- (2) та ^{90}Sr (3) у водах пригирлової ділянки каналу МК-7 (с. Красне).

У водах дощового стоку з укосів каналів зафіксовано підвищений вміст іонів амонію – 1,6-2,0 мг/дм³ та нітратних форм азоту – 3,8-5,4 мг/дм³, який у 2-4 рази перевищує концентрації відповідних іонів у воді каналів.

Кореляційний аналіз між окремими компонентами хімічного складу поверхневих вод та вмістом в них ⁹⁰Sr не виявив тісних зв'язків для об'єктів ЧЗВ. В той же час, більш значущі коефіцієнти отримано для вибірки по меліоративних системах Зони безумовного відселення (Поліський район), де радіонукліди не сконцентровані у паливних частинках. Позитивний зв'язок виявився з сульфатними, хлоридними та нітратними іонами.

3.1.2 Хімічний склад ґрунтових вод та його вплив на концентрації радіонуклідів. Наприкінці 70-х років, в період експлуатації лівобережної меліоративної системи в радгоспі “Прип'ятський”, ґрунтові води були прісними (вміст сухого залишку в середньому 180 мг/дм³ з коливаннями протягом року 80-300 мг/дм³), за хімічним складом – в основному гідрокарбонатними кальцієвими, рідше гідрокарбонатно-сульфатними кальцієво-натрієвими (переважаючий іон на першому місці). Більш однорідний склад ґрунтових вод в доаварійні часи обумовлювався значно кращою, ніж зараз, проточністю відкритої мережі, тривалою дією осушення, вищою інтенсивністю дренаваності і меншими рівнями ґрунтових вод. Помітних змін хімічного складу ґрунтових вод в алювіальних пісках під впливом осушення не відбувалося. Проте, для ґрунтових вод торфовищ спостерігалось зростання мінералізації, що обумовлювалось процесами гуміфікації та мінералізації торфу, утворенням рухомих форм хімічних елементів під впливом осушувальних меліорацій. Концентрація солей в розрізах торфу збільшувалась в напрямку: зона аерації – зона коливання ґрунтових вод – зона постійного насичення [84]. У такому ж напрямку при радіоактивному забрудненні має відбуватись і розподіл радіонуклідів.

На початку 90-х років минулого сторіччя на правобережній заплаві р. Прип'ять, в радіусі 7 км від ЧАЕС, відзначалась підвищена мінералізація та плямистість хімічного складу ґрунтових вод. Це було пов'язано з проведенням хімічної дезактивації споруд та транспортних шляхів в перший рік після аварії. А от у промитих піщаних відкладах між ставом - охолоджувачем та р. Прип'ять склад ґрунтових вод був дуже близьким до складу поверхневих вод ставка. Характерним було підвищення вмісту заліза в ґрунтових водах на шляху від ставка-охолоджувача до р. Прип'ять – від 0,3-0,7 мг/дм³ до 2 - 8 мг/дм³ [66]. У переважній більшості випадків, ґрунтові води на правому березі р. Прип'ять мають гідрокарбонатний кальцієвий (мінеральні ґрунти) і гідрокарбонатно-сульфатний кальцієвий (органогенні ґрунти) хімічний склад. В окремі сезони він може змінюватися на гідрокарбонатний магнісвий або сульфатний кальцієвий.

Мінералізація ґрунтових вод змінюється від 0,1 до 0,6 і дуже рідко до 1,3 г/дм³. На лівобережжі р. Прип'ять вона здебільшого є меншою порівняно з поверхневими водами, особливо у випадках переважання на водозборі органогенних ґрунтів (Додаток К). В 1999 р. середня мінералізація ґрунтових вод складала 77,7 мг/дм³ (по шести пробах), а поверхневих вод каналів – 166 мг/дм³ (n=12). Середньорічна мінералізація ґрунтових вод, а також їх мінералізація в окремих свердловинах (за співставленням в однакові сезони) в перші три роки спостережень помітно зменшувалась: із 140,2 мг/дм³ в 1997 р. до 86,5 мг/дм³ в 1998р. і 77,7 мг/дм³ – в 1999 р. Зменшення мінералізації ґрунтових вод торфовищ та збільшення в них вмісту амонію за післяаварійний період характеризувало процес відтворення торфовищ з накопиченням органічної речовини та підйомом рівня ґрунтових вод. Згідно хімічного складу ґрунтових вод, у мінеральних ґрунтах лівобережжя р. Прип'ять наприкінці 90-х років протікали відновлювальні процеси та озалізнення за умов підтоплення, що сприяло мобілізації та підвищеному винесенню ⁹⁰Sr з ґрунтовими та поверхневими водами (Додаток М). До міграції у відновних умовах

долучаються також макрокомпоненти, оскільки саме для ґрунтових вод мінеральних ґрунтів характерна більш висока (іноді до 2,5 разів) мінералізація порівняно з поверхневими водами. Починаючи з 2000 р., коли розпочали розчищення каналів і реконструкцію Прип'ятської осушувальної системи, мінералізація почала збільшуватись.

Величина водневого показника відіграє важливу роль у геохімії радіонуклідів. Для більшості продуктів ділення U ступінь сорбції породами помітно знижується в кислих розчинах і коливається при цьому від 28 до 50% залежно від ізотопного складу розчину і природного сорбенту [85,117]. На території Українського Полісся (у тому числі в ЧЗВ) переважають ґрунтові води із слабокислою, слаболужною і нейтральною реакціями, відповідно, рН дорівнює 5,6 - 7,9. Радіонукліди, які вимиваються атмосферними опадами із верхніх шарів ґрунту, що мають нижчий рН ніж ґрунтові води, при надходженні в останні, відносно швидко виводяться з розчину за рахунок сорбції. Так, за інших сприятливих умов (висока поглинаюча ємність ґрунту тощо), виводиться до 60-90 % ^{90}Sr (залежно від складу ґрунту), 98-100 % ^{239}Pu та ін. Проте, дослідження залежності вмісту ^{90}Sr від рН у водах меліоративних систем за період 1995-2002 рр. не виявили значущої кореляційної залежності між вказаними показниками (рис. 3.6).

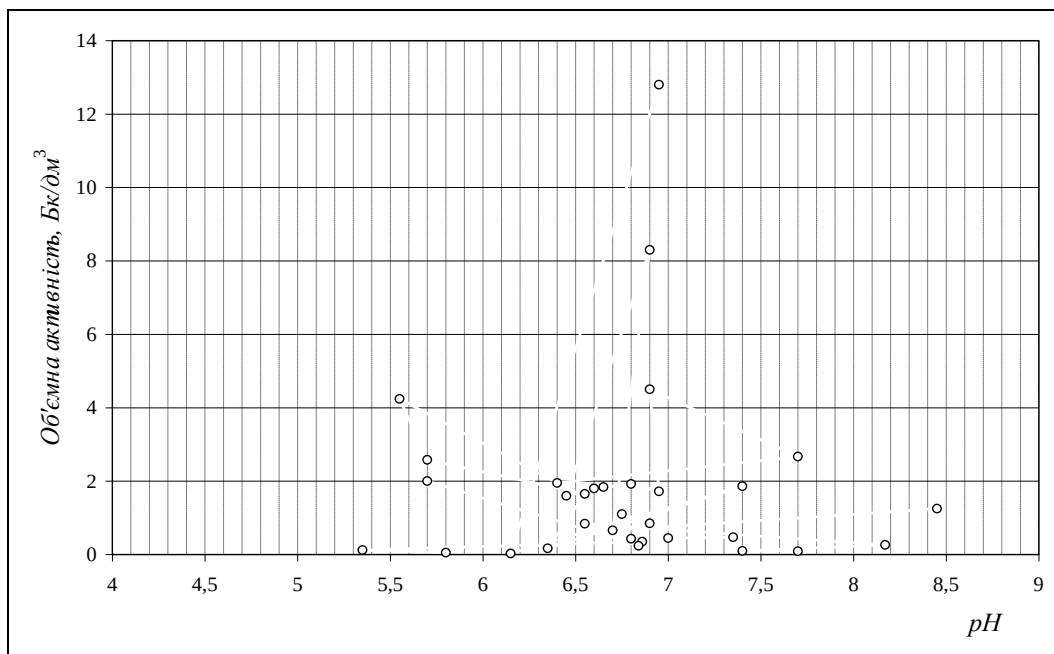


Рис. 3.6. Співставлення вмісту ^{90}Sr в ґрунтових водах меліоративних систем зони відчуження (правий і лівий берег р. Прип'ять) з водневим показником.

Очевидно, що вплив рН на концентрацію ^{90}Sr не настільки значний, щоб конкурувати із впливом інших чинників, тому коректно досліджувати таку залежність лише для окремих свердловин, або для невеликої їх групи, розташованої на однотипних ґрунтах, в пробах відібраних у той самий сезон року, і після повного виходу ^{90}Sr з паливних матриць, тобто за витриманості інших, можливо, більш впливових чинників. Більш менш показовими можна вважати ряди даних для свердловин №№ 200 і 5, розташованих на лівобережній заплаві р. Прип'ять (рис. 3.7), по яких проявляється обернена залежність між показниками, межею істотного збільшення концентрації ^{90}Sr може бути $\text{pH} \leq 5,7$.

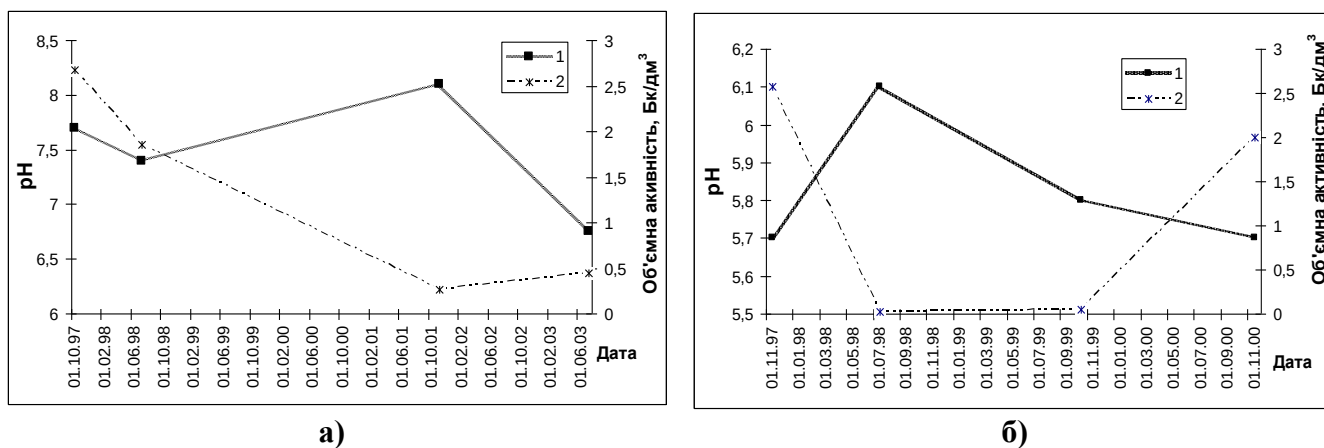


Рис. 3.7. Співставлення об'ємної активності ^{90}Sr і pH ґрунтових вод свердловин №200 (а) і №5 (б), 1 – значення pH, 2 – об'ємна активність ^{90}Sr .

Не менш важливу роль відіграє вміст у воді гідрокарбонатних іонів, кальцію, магнію, калію. Під час експериментів виявлено [7], що із зростанням вмісту у розчині іонів натрію і калію (від 1 до 1000 мг-екв/дм³) зменшується поглинання твердою фазою радіоактивних ізотопів цезію і стронцію. На сорбцію стронцію також значно впливає наявність у природній воді іонів магнію. Однак, вказані залежності характерні для рівноважних умов розподілу радіонуклідів у природних водах. В умовах, коли на динаміку надходження радіонуклідів у розчин головним чином впливають незавершені процеси руйнування та розчинення твердофазних радіоактивних випадінь, діяльність бактерій, процеси іммобілізації та ремо-білізації, вищезазначений вплив головних іонів води має другорядне значення.

Лише після дисоціації переважної більшості паливних часток та практично повного виходу ^{90}Sr в обмінну та водорозчинну форми (перші роки XXI сторіччя), вплив головних іонів води став більш помітним. Так, з підвищенням вмісту Mg^{2+} у свердловині № 200 в 2002-2003 рр. спостерігалось і підвищення вмісту ^{90}Sr . Більш стрімке зростання концентрацій цього радіонукліду в свердловині №5 у 2000 р. супроводжувалося підвищенням вмісту Ca^{2+} (рис.3.8).

Кальцій зазвичай переважає в катіонному складі ґрунтових вод надлишко-во зволжених територій, в тому числі і ЧЗВ, хоча його вміст у вбирному комплексі ґрунтів невисокий. Абсолютні значення його концентрацій у водах регіону коливалися від 1 до 385 мг/дм³. У 1995-1996 рр. в окремих свердло-винах Чистогалівської системи відмічалось перевищення вмісту Na⁺ над Ca²⁺.

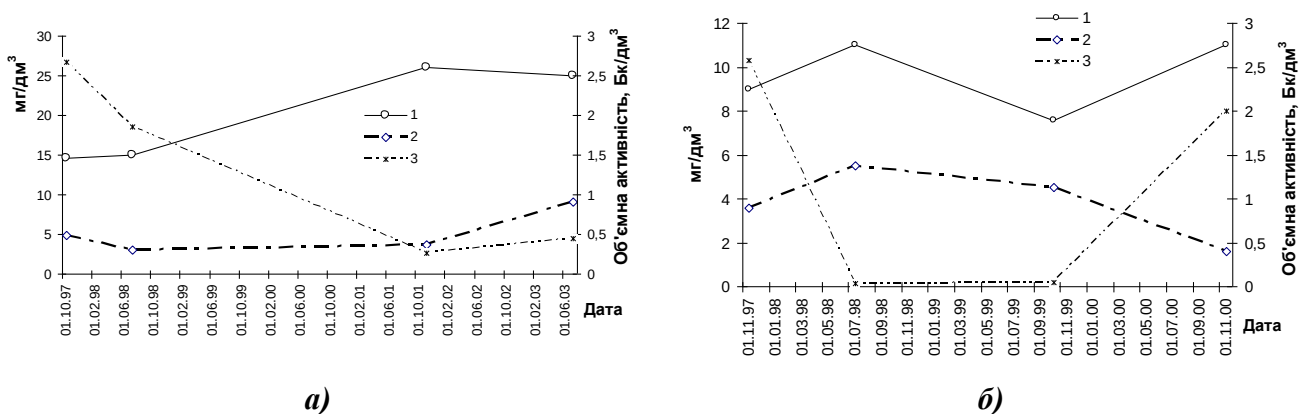


Рис. 3.8. Співставлення коливань вмісту Ca²⁺ (1), Mg²⁺ (2) і ⁹⁰Sr (3) в ґрунтових водах свердловин № 200 (а) і № 5 (б).

Серед аніонів найбільший вплив на міжфазовий розподіл ⁹⁰Sr чинять CO₃²⁻ і PO₄³⁻, що утворюють із стронцієм і кальцієм важкорозчинні сполуки. З випадінням осаду карбонату або фосфату кальцію співосідають радіоактивні ізотопи стронцію.

У ґрунтових водах ЧЗВ серед компонентів аніонного складу переважають гідрокарбонатні іони, вміст яких сягає подекуди 500 мг/дм³ (о.с. «Залісся», 1996 р.). У більшості випадків вміст його постійний і повсюдно еквівалентний вмісту кальцію у воді.

Роль сульфат-іону в природних водах даного регіону також незначна. Абсолютні значення його вмісту в ґрунтових водах сягають у виключних випадках 465, але, як правило, не перевищують 50 мг/дм³. Помітна різниця між концентраціями сульфатних іонів в ґрунтових і поверхневих водах спостерігалася лише на масивах торф'яних ґрунтів Прип'ятської

меліоративної системи. Тут вміст SO_4^{2-} в ґрунтових водах в 1997-1999 рр. змінювався в діапазоні від 25,0 до 47,7 мг/дм³, в той час як в поверхневих, - відповідно від 14 до 38,7 мг/дм³. Оскільки сульфат-іони створюють слаботорозчинні сполуки зі ^{90}Sr , таке співвідношення за вмістом сульфатів може пояснити і більшу буферність ґрунтових вод до забруднення цим радіонуклідом. Так вміст ^{90}Sr в ґрунтових водах свердловини 3 на майданчику «Паришів» з високим вмістом SO_4^{2-} (торф'яні ґрунти) завжди менший в 4 і більше разів, ніж у поверхневих водах дренажного їх каналу МК-1. Співставлення вмісту цього аніону і ^{90}Sr по одній із свердловин розкриває обернений характер зв'язку між ними (рис.3.9).

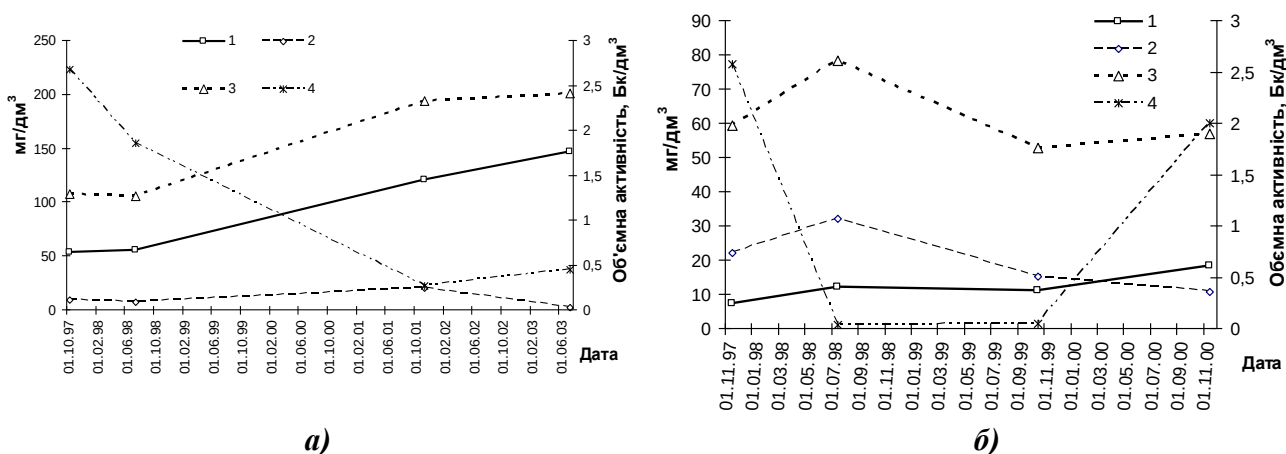


Рис. 3.9. Співставлення коливань вмісту аніонів HCO_3^- (1), SO_4^{2-} (2), мінералізації (3) та ^{90}Sr (4) в ґрунтових водах свердловин №200 (а) і № 5 (б).

Кореляційний аналіз вмісту ^{90}Sr та основних іонів в ґрунтових водах меліоративних систем, виконаний за даними опробувань 1997-1998 рр., виявив прямий кореляційний зв'язок тільки з Ca^{2+} ($k_{\text{кор}} = 0,52$) і підтвердив існування зворотного зв'язку між концентрацією ^{90}Sr та аніонів SO_4^{2-} .

З метою визначення ролі порових розчинів (фізично зв'язаної води ґрунтів) в перерозподілі радіонуклідів у межах зони аерації, в перші роки після аварії (1986-1992 рр.) були проведені систематичні спостереження за змінами їх тиску, хімічного складу, вмісту радіонуклідів. Порові розчини

мали гідрокарбонатний кальцієвий склад, їх водневий показник дещо менший, ніж у решти вод, і становить $pH=5,6-7,4$, а діапазон змін загальної мінералізації більш значний ($0,04-0,33$ г/дм³). В цілому помітної різниці в хімічному складі порових розчинів в різні сезони року не спостерігалось. Порові розчини виявились найменш мінералізованими з усіх випробуваних вод, що засвідчило їх атмосферне походження, а ґрунтові води правобережної частини на той час мали найбільшу мінералізацію.

В підземних водах четвертинного горизонту усіх спостережних свердловин, розташованих на лівобережних системах, виявлено амоній в кількості від $0,1$ до $2,0$ мг/дм³ у нейтральному або слабнокислому середовищі (pH $5,35-6,95$). Тільки в одній свердловині (№ 200), що має найтісніший зв'язок з Прип'яттю, вода слаболужна – $pH = 7,7$. Мінералізація вод не перевищувала $0,18$ г/дм³. Наявність амонію у ґрунтовій воді свідчить не лише про швидке проникнення азотних сполук у ґрунтові води, адже амоній не встигає окиснюватись до NO_2 та NO_3 , а й про сприятливі умови для того, щоб ^{90}Sr утримувався у розчині [7, 161]. Оскільки, водообмін ґрунтових вод недостатньо активний, відбувається також накопичення NO_3^- (максимальний вміст $23,5$ мг/дм³). Але в геологічному розрізі свердловин, де водомісткими породами є промиті алювіальні піски, органогенні рештки практично відсутні. Тут радіонукліди, які потрапили на глибину внаслідок інфільтрації, знаходяться переважно у вигляді розчинних неорганічних сполук. Значне переважання вмісту іонів NO_3^- над NH_4^+ свідчить про наявність аеробної обстановки, якщо ж навпаки, – є умови для накопичення NH_4^+ , – про відновні умови, що виникають унаслідок підтоплення. Пошук зв'язків між цими показниками і рівнем ґрунтових вод переконує у справедливості таких тверджень (рис. 3.10). З досвіду досліджень на великих глибинах відомо, що хімічні елементи більш міграційно рухливі у відновній обстановці, оскільки знаходяться на нижчих ступенях окиснення.

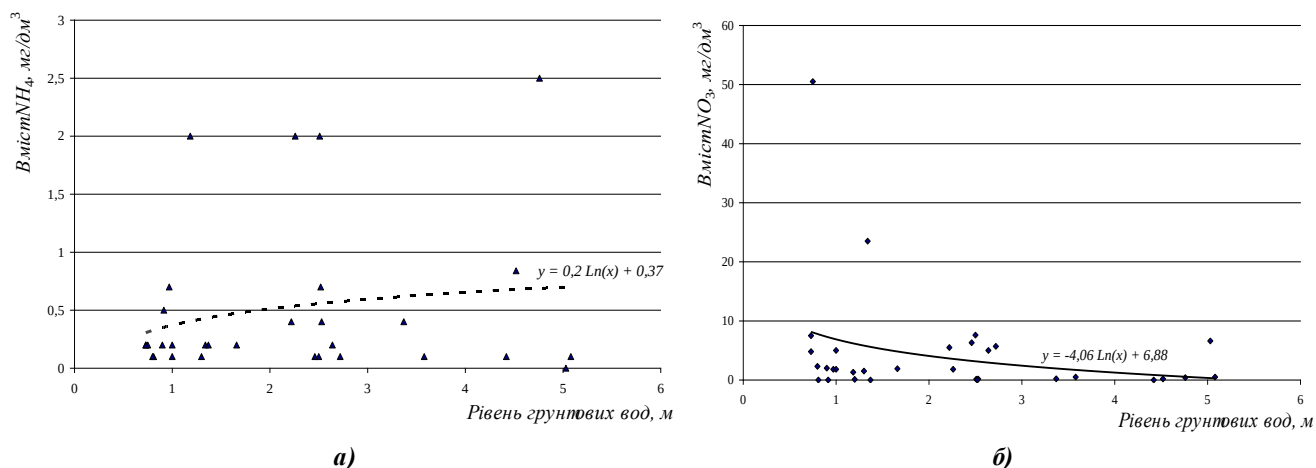


Рис. 3.10. Залежність вмісту іонів амонію (а) та нітратів (б) в ґрунтових водах від рівня їх залягання.

Незважаючи на прогресуюче забруднення ґрунтових вод нітратами (свердловина №5, с. Красне, де вміст NO_3^- зростав від 5,0 в 1997 р. до 7,6 мг/дм^3 в 2000 р.) і нітридами (свердловина № 200, де вміст NO_2^- виріс від 0,1 в 1997 р. до 2,5 мг/дм^3 в 2003 р.) концентрації ^{90}Sr мали загальну тенденцію до зниження (рис. 3.11).

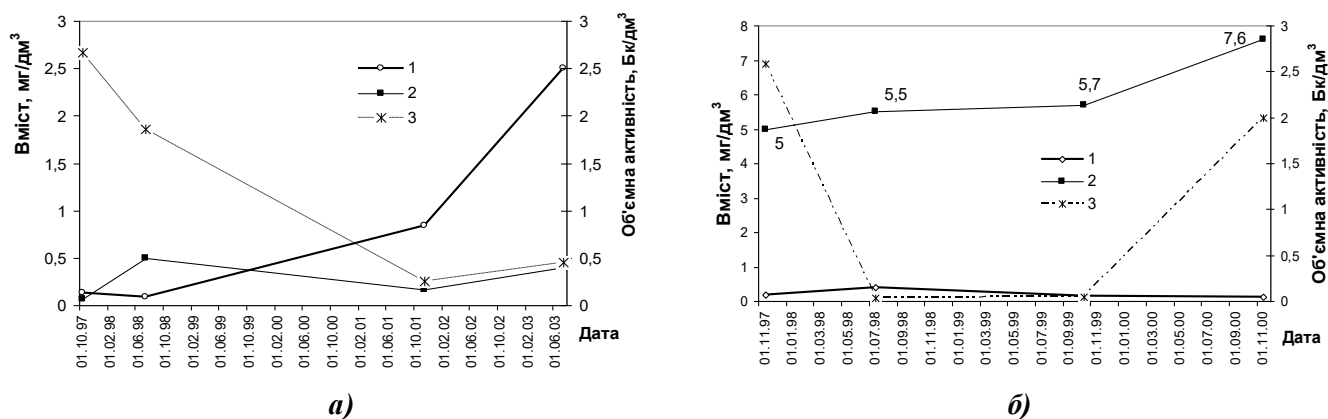


Рис. 3.11. Співставлення об'ємної активності ^{90}Sr (3) та вмісту іонів амонію (1) і нітратних іонів (2) ґрунтових вод свердловин №200 (а) і №5 (б).

Правобережна частина водозбору р. Прип'ять складена переважно мінеральними ґрунтами, а у підземному стоці цієї частини переважають кальцій, магній, гідрокарбонатні іони (Додаток Л).

3.2 Формоутворення радіонуклідів у водах каналів за різних умов водообміну

Первинні фізико-хімічні форми радіонуклідів в поверхневих, рідше в ґрунтових водах визначають інтенсивність обмінних процесів мобілізації та фіксації радіонуклідів в системі вода – порода; вторинні – є наслідком цих процесів а також процесів іммобілізації (на завислих частинках) та ремобілізації, а їх розподіл та співвідношення відображають вплив геохімічного середовища. Останнє важливо для визначення особливостей впливу змінених після Чорнобильської катастрофи ландшафтних та водообмінних умов в межах осушувальних систем на залучення радіонуклідів у розчин.

3.2.1 Органічні речовини в поверхневих водах та їх асоціації з радіонуклідами. Хімічний склад природних вод формується внаслідок фізико-хімічних та біогенетичних процесів і перетворень.

Присутність у воді гумусових речовин стримує виведення з розчину металів у вигляді карбонатів, гідроксидів, сульфідів [241]. Результати інфрачервоної спектроскопії підтверджують утворення комплексних органічних сполук, що сприяють утриманню металів у розчині. Перехід металів в 0,1% розчин гумусових кислот збільшується від десятків до десятків тисяч разів в порівнянні з вилуговуванням водою. Велика кількість гуматів металів, що мають низьку розчинність у звичайних прісних водах, за присутності гумусових кислот легко мобілізуються і можуть діяти як диспергатори [244].

Надходження органічних гумусових речовин, так само як і ^{90}Sr , в природні води відбувається насамперед в результаті розчинення і винесення їх з ґрунту атмосферними опадами, головним чином – завдяки

змиву з незахищених низьких заплав під час повеней і літніх паводків [33,118], при затопленні укосів каналів або безпосередньо з гідробіонтів при їх розкладанні (як в болотах). Внутрішньоводоймові процеси в річках відіграють незначну роль. Виключення становлять меліоративні канали, в яких немає заплави, а частка живлення ґрунтовими водами, порівняно з річками, є більшою. Якщо канал працює добре, скидаючи дренажні води без затримки, то в бездощовий та безповеневий періоди вміст гумусових речовин в поверхневому стоці повністю забезпечується їх надходженням з ґрунтовими водами і загальний вміст розчинних органічних речовин (ОР) та органогенних зависей буде порівняно невисоким. Але у перекритих і сильно замулених дренажних каналах ЧЗВ значно переважає речовина автохтонного походження [56]. Тобто, в каналах із застійним режимом процеси гуміфікації відбуваються здебільшого безпосередньо в їх межах, інколи органічні речовини надходять з болотними водами з поверхні водозбору. Це спричинює до утворення і накопичення великої кількості умовно розчинних органічних сполук ^{90}Sr і ^{137}Cs , як у катіонній, так і в аніонній формах.

Вміст ОР, серед яких домінуючу роль відіграють гумусові речовини (ГР), у природних поверхневих водах Прип'ятського Полісся значно перевищує середні показники, характерні для даної фізико-географічної зони. Ця особливість пов'язана із значним заболоченням території, наявністю торфоболотних ґрунтів та торфовищ. За рахунок зонально низької швидкості мінералізації органічної речовини в поліських ландшафтах, та значного річного шару стоку, органічні речовини надходять у водні об'єкти швидше та у більшій кількості, ніж в південних районах [37].

Стан вод у більшості меліоративних каналів в сучасній зоні відчуження яскраво ілюструє процеси природної евтрофікації, які прискорюються завдяки штучному зарегулюванню стоку: для застійного режиму характерні високі показники перманганатної (ПО) (20-80 мг О/дм³

при ГДК 10-25) та біхроматної (БО) окиснюваності (15-70 мг О/дм³), що свідчить про значний вміст розчиненої електроактивної органічної речовини.

Обсяги винесення ОР залежать і від типу та складу водовміщуючих порід та ґрунтів зони аерації (Додаток О), ступеню розкладення, зольності торфу, що обумовлює стадію процесу мінералізації азотовміщуючої ОР.

У численних роботах [92,100,102,110,268,269] показано, що визначальним чинником водної міграції мікроелементів є саме органічні речовини гумусової природи. У складі гумусових кислот виділяють дві основні фракції: гумінових кислот (ГК) та фульвокислот (ФК). Останні мають подібну будову, але відрізняються від ГК кращою розчинністю і рухливістю, кількістю функціональних груп (Додаток Н), а відповідно, і здатністю до комплексоутворення. У поверхневих водах ФК та ГК становлять до 60-80 % розчинених органічних речовин [86].

Між вмістом ГР та ПО спостерігається тісний прямий зв'язок, який за абсолютними значеннями перевищує відповідний показник між ГР та БО, що пояснюється особливостями окиснення. Існування зв'язку між ПО та вмістом гумусових речовин підтверджується нашими дослідженнями (рис. 3.12). Визначений за 50 пробамі поверхневих і ґрунтових вод коефіцієнт кореляції між вмістом ФК та величиною ПО дорівнює 0,86; між ФК та БО – 0,76. Коефіцієнт кореляції між вмістом ГК та ПО склав 0,88; між ГК та БО – 0,73.

Те, що із збільшенням ПО зростає кислотність вод (за рахунок збільшення вмісту гумусових кислот) було відмічено у 80-ті роки при дослідженнях поверхневих вод в ЧЗВ [159,160,249]: була встановлена обернена емпірична залежність між відношенням ПО/мінералізація води і рН води.

Однією з найбільш важливих особливостей ГР є їх здатність до взаємодії з іонами металів, їх оксидами і гідроксидами, в результаті чого утворюються водорозчинні та нерозчинні комплекси, що відрізняються

хімічною стабільністю [8]. ГР мають велику кількість від'ємно заряджених функціональних груп і утворюють з катіонами лужно-земельних металів, в тому числі зі Sr^{+2} , комплексні сполуки хелатного типу. Стронцій має низьке значення нормального потенціалу, тому легко вступає в сполуки з потенціал-визначальними компонентами органічної речовини [161].

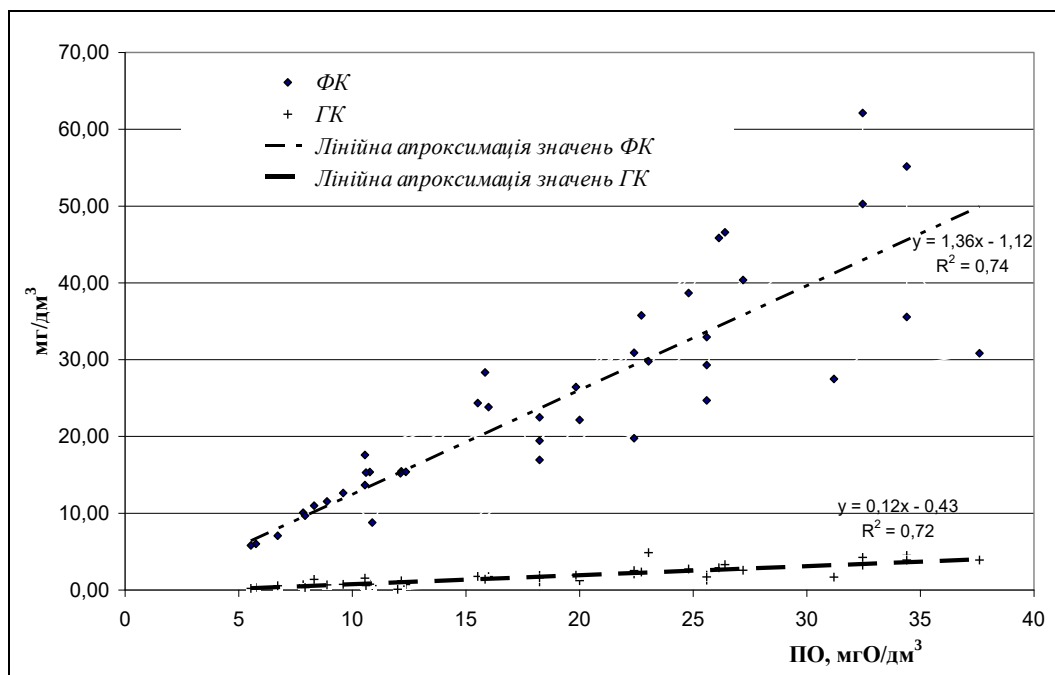


Рис. 3.12. Характер зв'язку між вмістом фульво- (FK) та гумінових (ГК) кислот з перманганатною окиснюваністю у поверхневих ($n=42$) і ґрунтових ($n=8$) водах ЗВ і ЗБ(О)В.

FK являють собою сполуки типу оксикарбонових кислот з краще вираженими кислотними властивостями. За комплексоутворюючою здатністю із ^{90}Sr FK значно переважають над ГК [114], що забезпечує підвищену рухливість ^{90}Sr в складі фульватних і гідроксофульватних комплексних сполук. Вміст FK у розчині здебільшого визначає основну частину розчинених ОР у природних водах Полісся (табл. 3.7). На досліджуваних об'єктах ЧЗВ вміст FK на порядок і більше перевищує вміст ГК [46]. У поверхневих водах вміст ГК за період досліджень 1997-2002 рр. коливався у межах 0,2 - 3,7 мг/дм^3 , а FK – 6,0 - 46,6 мг/дм^3 . Якщо вміст FK в поверхневих і ґрунтових водах, пов'язаних водообміном пар

(Додаток О) іноді близький або навіть більший в ґрунтових водах, то вміст ГК практично завжди вищий в поверхневих водах відповідних водоприймачів. Навесні в дренажному стоці показники ПО та біхроматної окиснюваності, а також вміст ФК зростають порівняно з осінніми, та стають вищими, ніж у водах водоприймачів. Суттєво зростає весною (майже на порядок) об'ємна активність ^{90}Sr як в ґрунтовому, так і в поверхневому стоці. Із ГК відбуваються протилежні зміни: восени їх вміст хоча і не вищий ніж весною, але в ґрунтових водах більший ніж в поверхневих. На верхніх ділянках каналів, до яких примикає систематичний закритий дренаж і стік формується за рахунок ґрунтових вод, 75-100% вмісту ФК і ГК в поверхневих водах забезпечено винесенням з дренажних колекторів. При цьому вміст розчиненої органічної речовини у поверхневій воді порівняно невисокий. Найбільш помітне зростання кількості гумусових речовин в поверхневих водах каналів відбувається після дощів та застоювання води на укосах терміном до 40 діб.

На системах без закритого дренажу, особливо в незарегульованих каналах, вміст у поверхневих водах ФК та ГК повністю відповідає їх вмісту у водах поверхнево-схилового (дощового) стоку [56] (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Вміст органічних речовин в поверхневих водах за визначеннями 1998

р.

Місце відбору і характер проби	ФК, мг/дм ³	ГК, мг/дм ³	ПО, мгО/дм ³	БО, мгО/дм ³
Дощовий стік в лоток з укосу каналу К-99	24,65	1,39	н. в.*	н. в.
Поверхневі води каналу К-99	24,68	1,274	26,4	48,14
Поверхневі води К-114	40,508	3,664	29,6	52,39
Проран в Д №7	29,295	1,92	25,6	48,14
р. Брагінка	22,134	1,222	20	36,82
Канал МК-1, с.Ладичичі	40,358	2,558	27,2	50,98

*Примітка: н. в. – не визначалась (не визначався)

На ділянках живлення ґрунтових вод за рахунок фільтраційних втрат з перекритих каналів в ґрунтових водах фіксуються найвищі значення БО. На ділянках перемінного протягом року руху ґрунтових вод (до і від каналу) у період припливу ґрунтових вод у канал, в них утримується гумусових речовин помітно менше, ніж у поверхневих водах. У періоди, коли поверхневі води живлять ґрунтові, концентрації органічних речовин у тих і інших найбільш близькі. Встановлені закономірності зберігаються і для ^{90}Sr .

Відношення біхроматної і перманганатної окиснюваності ґрунтових вод до БО і ПО поверхневих вод на ділянках, де ґрунтові води постійно живлять поверхневі (крім ділянок з торфами на водозборі) найменші серед чотирьох наведених типів водообміну (Додаток Н).

Найбільша різниця за вмістом ГК і ФК спостерігається між ґрунтовими водами з мінеральних ґрунтів та поверхневими водами каналів, значну площу водозбору яких займають органогенні гідроморфні ґрунти, або для ґрунтових вод та каналів, в яких поверхневі води тривалий час застоюються і затоплюють берегові укоси. При співставленні концентрації органічних речовин з витратами річки Прип'яті стає очевидним, що надходження гумусових кислот у поверхневі води тісно пов'язано з обсягами водного стоку і рівнями поверхневих та ґрунтових вод [119,120].

Використовуючи розрахункові значення бічного водопритоку ґрунтових вод до каналу МК-7 (див. розд. 5) можна визначити винесення з ґрунтовим стоком ГР на основі експериментальних даних по свердловині №5 (Додаток Н). Звідси, на один погонний метр каналу в 2000 р. з ґрунтовими водами надходило в пригирловій частині 8,9 г/рік гумінових кислот і 178,3 г/рік фульвокислот з обох боків. В ґрунтових водах з торф'яних ґрунтів концентрація ФК та ГК в 30 разів більша (Додаток Н), ніж у свердловинах на піску. З усієї площі водозбору ґрунтовим стоком винесено 1,162 т ГК і 21,914 т ФК [210]. Якщо каналом за рік винесено

приблизно 7,0 т гумінових і 150,55 т фульвокислот, то *внесок ґрунтових вод у загальне винесення* складає відповідно 16,5 і 14,6% [56,210].

З системи балансових рівнянь можна більш точно порахувати частку ґрунтового стоку у сумарному, якщо для концентрації гумінових і фульвокислот в суто поверхневому стоці прийняти значення отримані для площинного стоку з укосів під час дощів: ГК – 1,39 г/м³, ФК – 24,65 г/м³.

Добрі результати дають системи балансових рівнянь виду:

$$\left. \begin{aligned} Q_{нов.} &= Q_k - Q_{zp.} \\ C^{ga} Q_k &= C_1^{ga} Q_{zp} - C_2^{ga} Q_{нов.} \end{aligned} \right\} \quad (3.1)$$

або

$$\left. \begin{aligned} Q_{нов.} &= Q_k - Q_{zp.} \\ C^{fa} Q_k &= C_1^{fa} Q_{zp} - C_2^{fa} Q_{нов.} \end{aligned} \right\}$$

Підставивши в друге рівняння кожної з систем замість річних об'ємів поверхневого стоку $Q_{нов.}$ перше рівняння отримаємо, що у балансі гумінових кислот в системі ґрунтового-поверхневі води величина річного ґрунтового стоку (Q_{zp}) дорівнює 4,852 млн м³ або 49,6%, з балансу ФК – 3,795 млн м³ або 38,8% від сумарного стоку каналу (Q_k). Друге значення близьке до величини отриманої з розчленування гідрографу – 3,522 млн м³ (36%).

Перевіримо отримані значення іншим методом – за розрахованими модулями підземного стоку. В 2000 р. модуль підземного стоку до каналу МК-7 був близький до 4,5 л/с км². Якщо, згідно масового співвідношення стоків з органогенних та мінеральних ґрунтів оперувати середнім значенням концентрації ГК в змішаному ґрунтовому стоці 0,33 мг/дм³, то отримаємо модуль винесення 1,5 мг/с/км², а загальне винесення ГК ґрунтовим стоком – 0,94 т (13,4%), що достатньо близько до раніше отриманого значення у 1,16 т. Аналогічно, за середньої концентрації ФК у 6,23 мг/дм³, отримаємо модуль їхнього підземного винесення 28 мг/с/км², загальне винесення ґрунтовим стоком – 17,7 т (11,8% від сумарного). Вірогідно, що реальний відсоток винесення ГК ґрунтовими водами лежить

в діапазоні між двома отриманими різними методами значеннями: 13,4-16,5 для ГК і 11,8-14,6% для ФК. За розрахунками, забезпеченими більш регулярними вимірами і більшою кількістю пробовідборів, винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами складало за цей рік 2,1% від сумарного винесення каналом.

Вихід з ладу дренажних систем і збільшення кількості атмосферних опадів в 1997-1999 рр. та в 2001 р. викликали підвищення РГВ, що привело до зростання надходження в них органічних речовин з верхніх найбільш гумусованих шарів ґрунту [222]. Це видно на прикладі ділянок 2, 3 і 4 типів (див. табл. 3.7). Однак, у слабопроточних водотоках вміст у воді ФК і ^{90}Sr обумовлений більшою мірою вимиванням їх із ґрунтів при підйомі рівнів поверхневих вод, що засвідчили експерименти, описані у розділі 4.2.

Як показано на рис. 3.13, загальна об'ємна активність та концентрації неорганічних форм ^{90}Sr в цілому зростають із збільшенням вмісту гумусових речовин в розчині.

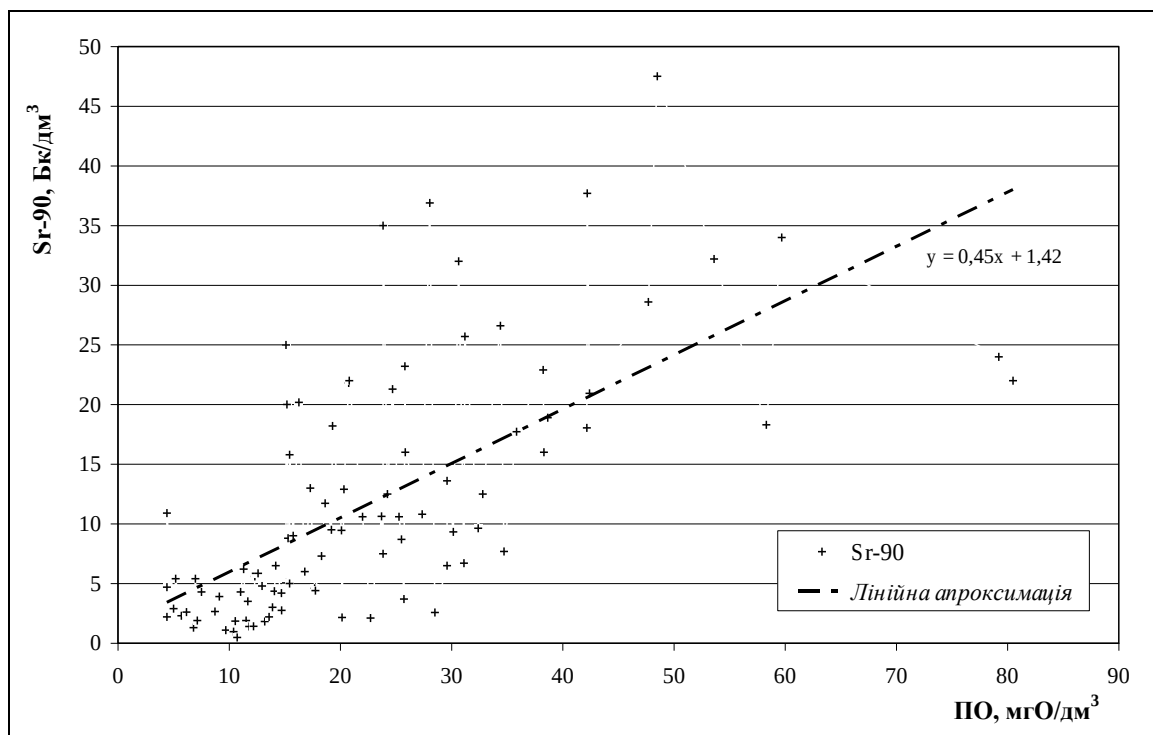


Рис.3.13. Залежність об'ємної активності ^{90}Sr (Бк/дм³) від вмісту розчиненої органічної речовини (за ПО, мгО/дм³) для поверхневих вод каналів Прип'ятської меліоративної системи (за даними 1998-2002 рр.).

Як для окремих каналів, так і для усієї вибірки значень концентрацій ^{90}Sr та ПО у воді каналів лівобережжя р. Прип'ять відмічалася позитивна регресійна залежність (рис. 3.13), яка апроксимується загальним рівнянням виду :

$$C_{\text{Sr}} = a \text{ ПО} + b, \quad (3.2)$$

де: C_{Sr} – концентрація ^{90}Sr у воді каналу, ПО – величина перманганатної окиснюваності, а і b – коефіцієнти лінійної регресії.

Тільки у випадку підвищеного вмісту заліза (3-10 мг/дм³) ця залежність змінюється. Отримані результати натурних спостережень свідчать про зворотну залежність між об'ємною активністю ^{90}Sr і вмістом загального заліза у воді при $\text{ПО} \geq 22 \text{ мг О/дм}^3$.

Середньорічний коефіцієнт кореляції між ПО та вмістом ^{90}Sr у водах меліоративних каналів лівобережжя р. Прип'ять досягає 0,85 за весь період спостережень (табл. 3.2), що свідчить про спільність джерел надходження радіонукліду та ОР і поступову евтрофікацію водотоків в ЧЗВ. Коефіцієнти кореляції між ПО та об'ємною активністю ^{90}Sr , отримані для весняного періоду, для більшості каналів виявились найнижчими, незважаючи на те, що величина ПО води була максимальною (42 мг О/дм³) та здебільшого максимальними були загальні концентрації ^{90}Sr у воді каналів. У цей період спостерігався найменший відсоток ^{90}Sr у складі комплексних сполук із розчиненими органічними речовинами (РОР) – 0,15%.

Таблиця 3.3

Коефіцієнти кореляції між перманганатною окиснюваністю (ПО, мг О/дм³) та об'ємною активністю ^{90}Sr у поверхневих водах каналів

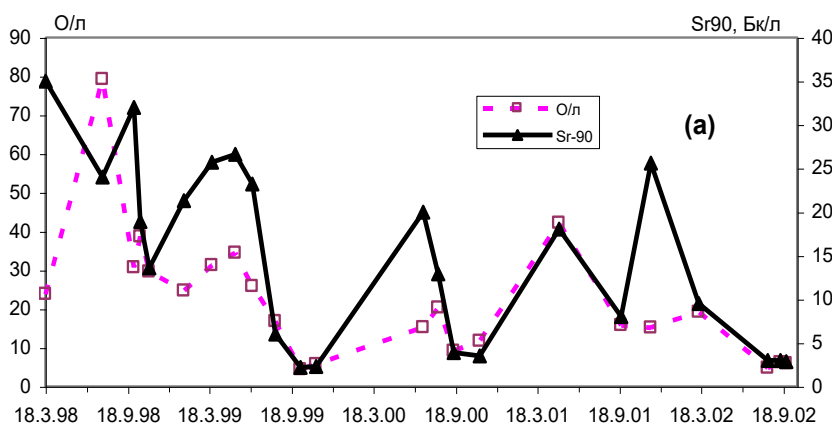
Прип'ятської меліоративної системи.

Канал	Коефіцієнт кореляції			
	Весн а	Літо	Осін ь	За весь період спостережень (1998- 2002 рр.), в т.ч. зимові сезони
МК-7, с. Красне	0,1	0,55	0,72	0,61
МК-7, с. Машеве	0,36	0,84	0,79	0,85
К-114, с. Красне	0,83	н.д.д.	0,3	0,85
К-99, с. Машеве	н.д.д.*	н.д.д.	0,22	0,69
МК-5, с. Зимовище	0,8	н.д.д.	0,55	0,85
МК-1, с. Паришів	0,26	н.д.д.	- 0,42	0,63
Для всіх	0,18	0,55	0,59	0,67

*Примітка: н.д.д. – недостатньо даних для аналізу

Особливо тісна залежність ^{90}Sr та ПО для вод бічних каналів із слабопроточним та застійним режимом (К-114, К-99), де надходження ґрунтових вод протягом року незначне (рис. 3.14, б).

Найменші $k_{\text{кор}}$ між ПО і вмістом ^{90}Sr характерні для нижньої, найбільш врізаної і проточної частини каналу МК-7, де спостерігався постійний бічний притік ґрунтових вод. Тут концентрація ^{90}Sr зростала в середньому від 5,4 (витоки з Білорусі, с.Машеве) до 32 Бк/дм³ вниз за течією (с. Красне), а ПО, відповідно від 15,4 до 30,6 мг О/дм³. Чим менший приплив у канали ґрунтових вод з низьким вмістом органічних речовин і чим більша частка у водному балансі каналу суто поверхневого стоку, тим більші синхронні коливання вмісту ^{90}Sr і розчинених ОР у воді.



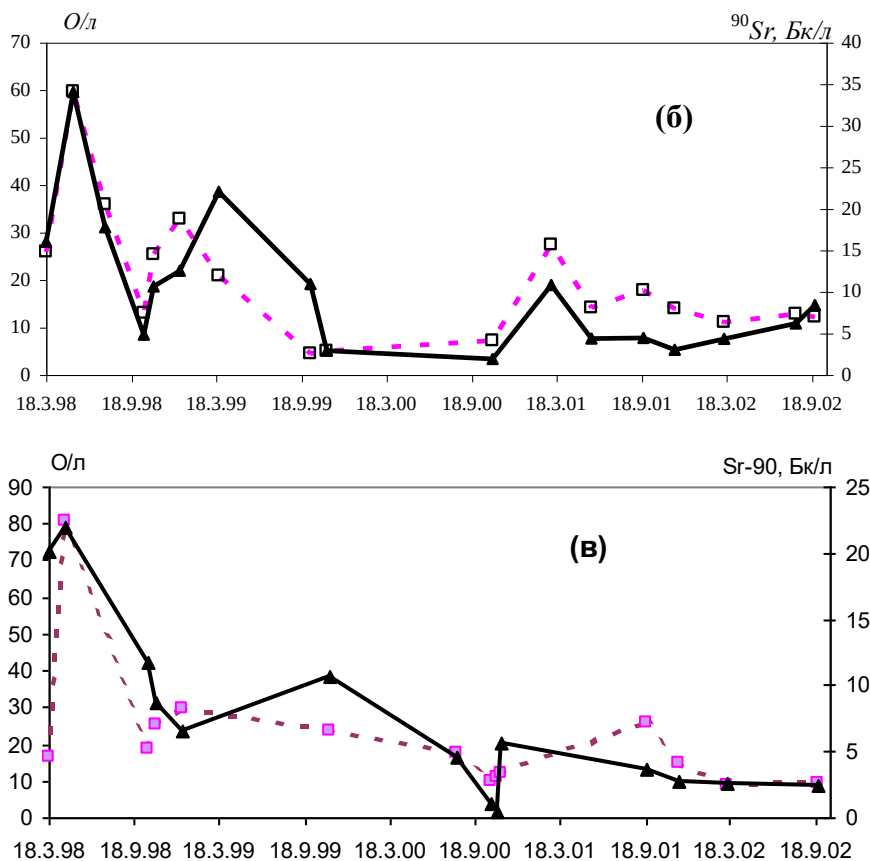


Рис.3.14. Коливання значень перманганатної окиснюваності (мг О/дм³) та вмісту ⁹⁰Sr у водах каналів з різним типом водообміну з ґрунтовими водами: а) – умови першого типу (живлення ґрунтовими водами), нижня частина МК-7, с.Красне; б) – умови 3-го типу (режим підпору ґрунтових вод): канал К-114; в) – умови 4-го типу (двосторонній зв'язок): К-99.

Пряма кореляційна залежність між концентрацією ⁹⁰Sr та ПО добре витримується в теплі пори року, після дощів. Вірогідно, при цьому збільшується вміст органічних кислот гумусової природи, або потенціал-визначальних компонентів ОР, що сприяють переходу ⁹⁰Sr в розчин. У застійних зонах частка ⁹⁰Sr, зв'язаного з РОР, нижча, порівняно з проточними ділянками каналів.

Для каналів, що проходять через менш забруднені території і мають в нижній течії більш проточний режим, подібно каналу МК-1, від витоків до

гирла синхронно зменшуються окиснюваність (з 65 до 11 мг О/дм³) та вміст ⁹⁰Sr – з 27,4 до 1,9 Бк/дм³.

Інтенсивність ремобілізації радіонуклідів зростає при зниженні рН розчину в періоди масового відмирання і розкладання водоростей. З цього випливає важливий висновок, що *гумусові кислоти здатні не тільки створювати розчинні органічні комплекси з радіонуклідами, але й сприяють збільшенню рухливості радіонуклідів у вільній (іонній) формі, або у вигляді інших неорганічних сполук. Залежність концентрації ⁹⁰Sr від вмісту ФК у воді має найбільш виражений характер (рис.3.15).*

Із даних таблиці 3.2 очевидно, що *формування вмісту органічних речовин в поверхневих водах відбувається переважно за рахунок площинного дощового змиву та затоплення (за відсутності закритого дренажу). Площинний стік з укосів містить більший відсоток низькомолекулярних ФК (<200 Да), ніж води каналу-водоприймача (див табл. 3.9), що забезпечує утворення досить високої частки розчинних органічних комплексів із ⁹⁰Sr (12% від загального вмісту радіонукліду в розчині). Це виявилось вирішальним у формуванні загальної концентрації ⁹⁰Sr у воді площинного стоку і перевищенні її над такою у воді каналу-водоприймача, навіть при тому, що у водах схилового стоку містилось менше легкорозчинної органічної речовини (14,2 проти 26,4 мг О/дм³ за ПО). Тобто, цілком можливо, що лише за рахунок розчинних комплексів з низькомолекулярними ФК загальна концентрація ⁹⁰Sr в площинному стоці на той час була вищою, ніж в поверхневих водах: відповідно 11,2 проти 7,2 Бк/дм³.*

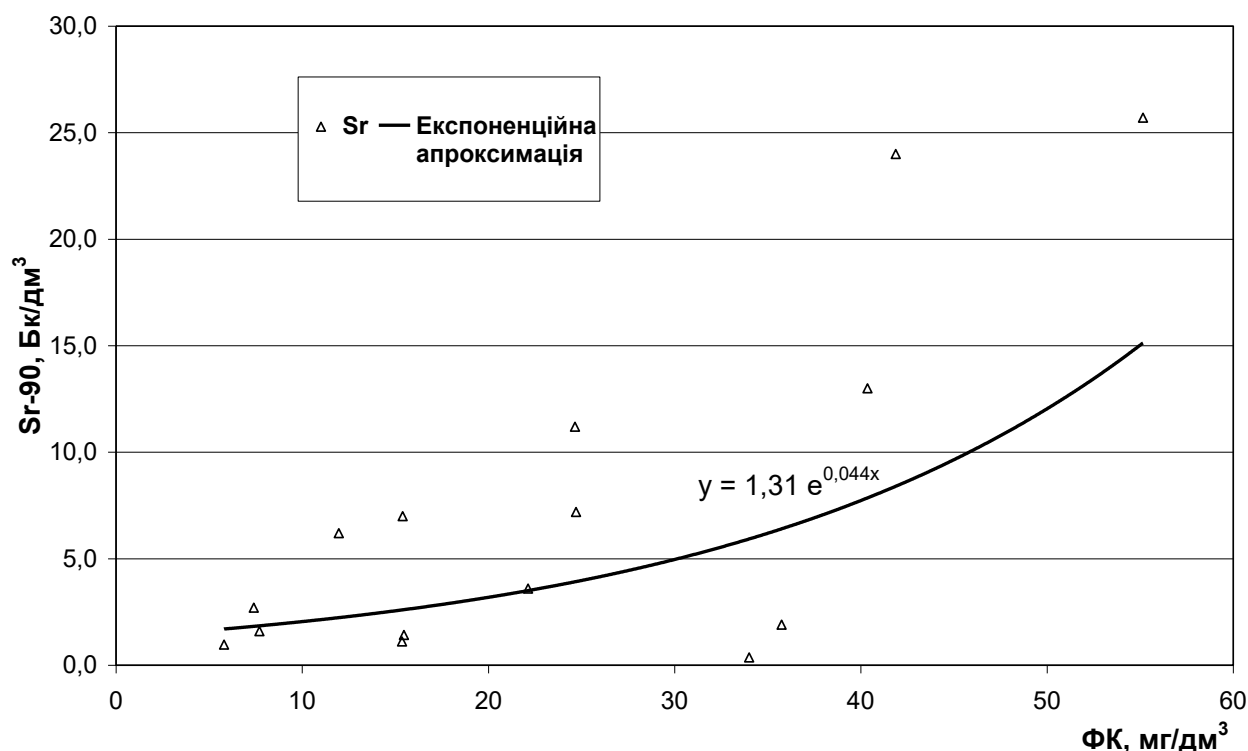


Рис. 3.15. Характер зв'язку між об'ємною активністю ^{90}Sr і вмістом фульвокислот (ФК) у воді каналів зони відчуження (за період з 11.1997 по 11.2000 рр.).

Таким чином, значна кількість розчинених гумусових речовин у поверхневих водах сама по собі не є обов'язковою і достатньою ознакою підвищеної концентрації ^{90}Sr у воді, оскільки ці речовини можуть створювати, як розчинні, так і нерозчинні сполуки зі ^{90}Sr . Також не відмічається значного і стійкого збільшення вмісту фульватних комплексів ^{90}Sr при збільшенні загального вмісту РОР у воді (рис. 3.16). Очевидно, 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, та інших металів. Суттєве *переважання частки низькомолекулярних ФК* серед гумусових кислот у воді може виявитись *вирішальним при формуванні загальної концентрації радіонукліду у водному розчині*.

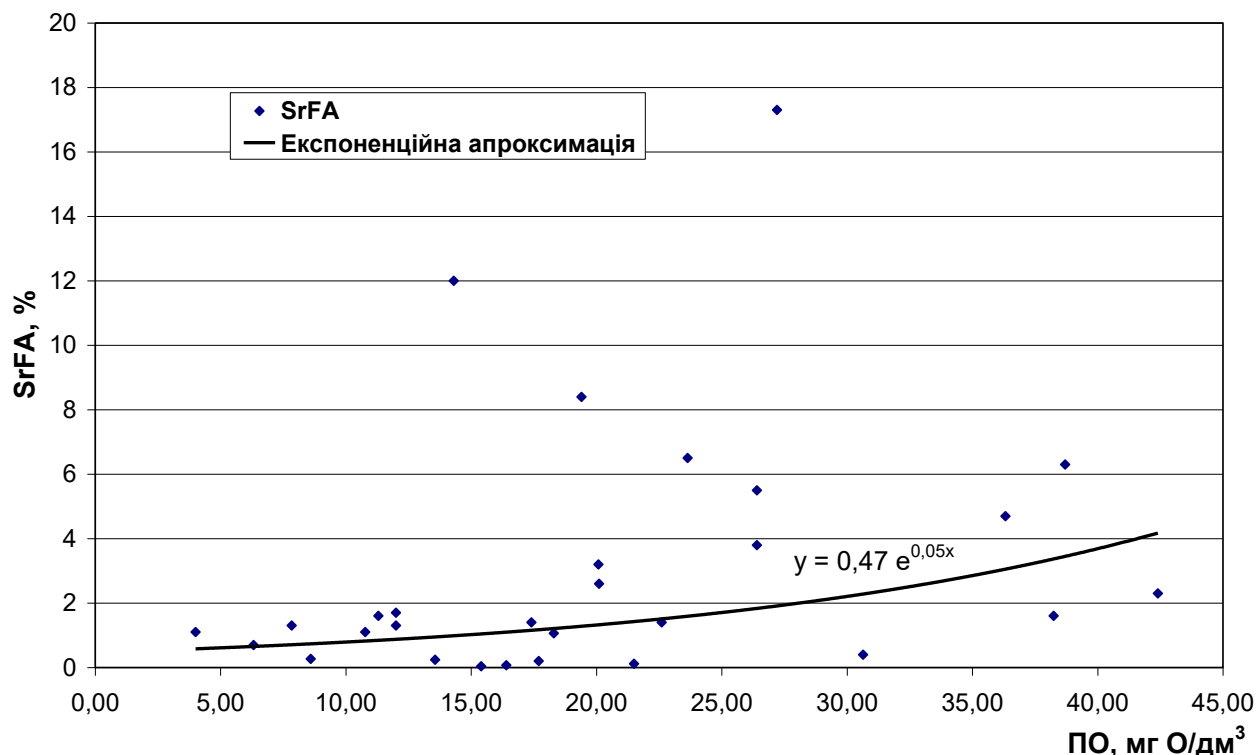


Рис. 3.16. Характер залежності вмісту комплексних сполук ^{90}Sr з фульвокислотами (в % від загального вмісту розчинених форм) від перманганатної окиснюваності поверхневих вод каналів.

3.2.2 Співвідношення радіонуклідів у формі розчинених неорганічних, органічних сполук та зависей. Вміст ^{137}Cs у складі умовно розчинних неорганічних речовин (РНР), переважно в катіонній формі, складає 30-85 % (у зависях – від 4 до 52 %), а у складі умовно розчинних органічних речовин (РОР), ймовірно в аніонній або комплексній формі, – 3-60 %. Виходячи із ступеня дисперсності розчинених органічних речовин і теорії розчинів гідрофільних високомолекулярних речовин, умовно розчинними речовинами є сполуки, що залишаються в розчині після фільтрації через мембранні мікрофільтри із середнім діаметром пор 350-400 нм. Стронцій-90 знаходиться переважно у складі РНР (катіонна форма, у т.ч. гідратовані іони) та псевдоколоїдів – 90,7-99,9 %, у складі умовно розчинних органічних речовин – 0,07-6,3 %, на зависях – 0,6-11,8 %. Результати термодинамічного моделювання існуючих форм ^{90}Sr у поверхневих і

ґрунтових водах, виконаного із застосуванням програми TETRA, підтверджують значну перевагу катіонної форми: кількість «вільних» (гідратованих) іонів Sr^{2+} становить від 74,3 до 95,6 % (в ґрунтових водах – 86,5-95,0%); у складі комплексів з ФК: 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 % (в ґрунтових водах більше 4,0); SrHCO_3^+ – до 1,7 %; $\text{Sr}(\text{OH})_2(\text{aq})$ виявлено лише у водах схилового стоку – 10 % (табл. 3.4). При цьому, серед гумусових речовин у досліджуваних водах переважали фульвокислоти (від 22,1 до 40,5 мг/дм³), тоді як вміст гумінових кислот становив 1,39 - 3,7 мг/дм³.

Таблиця 3.4

Розподіл розчинених форм ^{90}Sr у водах лівобережної заплави р.

Прип'ять за результатами термодинамічного моделювання (Осадча Н.М.),
%.

Характер потоку	Місце відбору	Sr^{2+}	SrSO_4	SrHCO_3^+	$\text{Sr}(\text{OH})_2$ aq	SrФК
Слабо проточний	МК-1 Прип'ятської системи, с. Ладижичі	80,4	1,4	-	-	17,3
проточний	Пригирловий відрізок р. Брагінки	87,5	1,3	1,7	-	8,4
тимчасовий площинний	Дощовий стік з укосу каналу К-99 у водозбірний лоток	74,3	2,5	-	10,0	12,0
проточний фільтраційний (підземний)	Канал К-2 о.с. «Хабне»	93,2	4,5	-	-	2,3
	Дренажний колектор в К-2 (ґрунтова вода)	93,2	5,1	1,2	-	0,5
фільтраційний застійний	ДК-1 в МК-2, верх (ґрунтова вода)	92,1	6,3	1,1	-	0,5
	МК-2, Чистогалівська о.с., верх	94,3	3,5	0,2	-	2,0
проточний після підпору	МК-2, Чистогалівська о.с., низ	93,8	1,4	1,1	-	3,7
проточний після підпору	МК-1, «Паришів»	93,9	1,6	1	-	3,2
фільтраційний	ґрунтова вода із свердловини у верхн. частині МК-2, на укосі, РГВ = 0,92 м	86,5	11,5	1,1	-	0,9
застійний проточний проточний	МК-2, Чистогалівська о.с., верх	95,6	2,7	1	-	0,7
	МК-2, Чистогалівська о.с., низ	94,1	1,0	0,2	-	4,7
	МК-7, с. Красне	95,3	2,5	0,5	-	1,7

Характер потоку	Місце відбору	Sr^{2+}	SrSO_4	SrHCO_3^+	$\text{Sr}(\text{OH})_2$ aq	$\text{Sr}\Phi\text{K}$
слабопроточ. фільтраційний фільтраційний	МК-1, «Паришів»	94,8	3,1	0,8	-	1,3
	ДК-правий в МК-2	93,4	5,0	1,2	-	0,4
	Чистогалівської о.с. ДК-лівий в МК-2	95,1	3,5	1,1	-	0,3

Розраховане співвідношення форм комплексних сполук ^{90}Sr для річкової води з колірністю 30-50° та рН 7,0 має наступні кількісні показники: іонних форм 95%; фульватних і гідроксо-фульватних комплексних сполук – 2,4%; неорганічних гідрокарбонатних і сульфатних комплексних сполук відповідно 2,3% та 0,4 %.

Окиснення та деструкція ОР найбільш енергійно відбувається в добре проточних умовах, для яких характерні інтенсивні процеси перемішування і газообміну. Болотні води, які надходять в канали мають найменший окисно-відновний потенціал. Якщо порівняти три перші, приблизно одночасно відібрані проби (див. табл.3.4), видно, що в нижній частині р. Брагінки, де течія найшвидша, поверхневі води або більше збагачені ґрунтовими водами, або, що більш вірогідно, – окиснення органічних решток відбувається більш активно, тому в цій воді з'являється зв'язана вуглекислота у вигляді комплексів SrHCO_3^+ , що є ознакою розчинення CO_2 ґрунтового і гідробіохімічного походження. Саме в ґрунтових водах хімічних форм ^{90}Sr зв'язаних з гідрокарбонат-іонами в середньому найбільше. Добре видно (див.табл. 3.4), що в обох випадках в одному каналі (МК-2), після проходження водою зони підпору із затопленням укосів та притоком низькоаерованих болотних вод, збільшується кількість комплексних форм ^{90}Sr з ΦK і дещо зменшується відносна частка його у катіонній формі [190]. Однак, загалом частка ^{90}Sr у вільній формі на початку 2000-х років, порівняно з 1998 р., дещо збільшилась [260]. РНР (переважно гідратовані катіони) і зараз є головною

формою винесення радіонуклідів поверхневим стоком за межі зони відчуження.

Міграція ^{137}Cs з розчинною органічною речовиною (РОР) для меліоративних каналів ЧЗВ є другою після РНР формою його водної міграції.

При тому, що вміст ^{137}Cs в рухливих гумусових речовинах ґрунту незначний [114], можна зробити висновок, що ці форми ^{137}Cs достатньо інтенсивно вимиваються при інфільтрації та поверхневому змиві в ґрунтові води і відкриті водотоки.

Більшість радіонуклідів утворюють РОР фульвокислотного типу. Це підтверджується достатньо вираженою загальною позитивною залежністю вмісту розчинених комплексів ^{90}Sr з ФК від вмісту останніх у воді (рис.3.17).

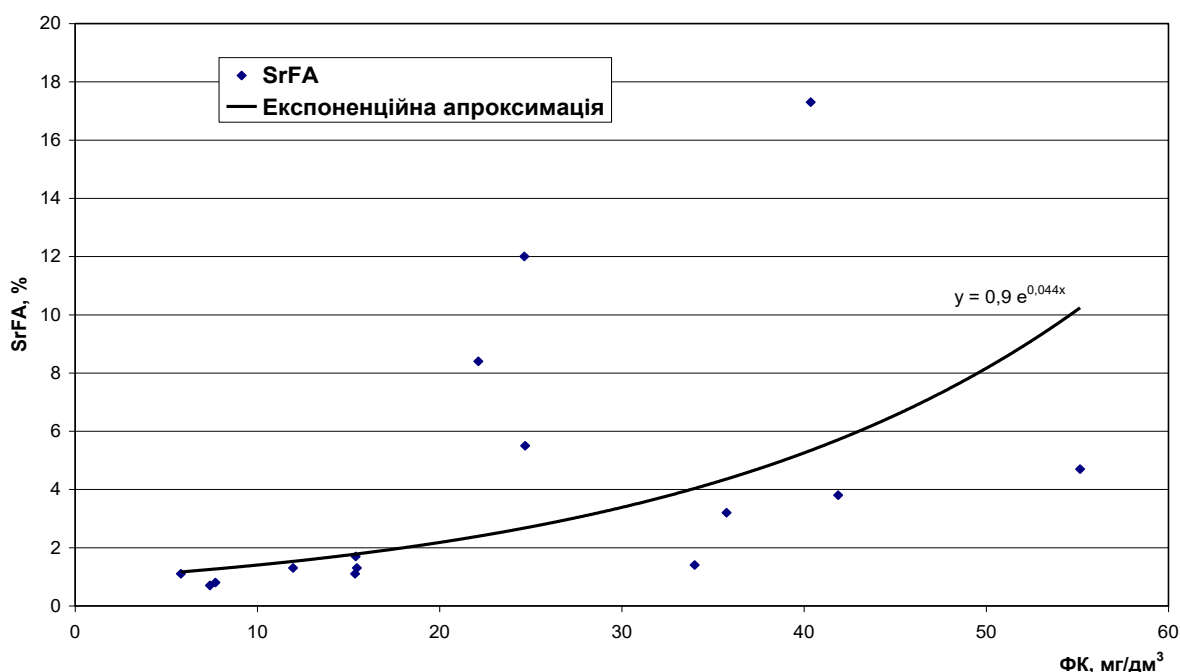


Рис. 3.17. Залежність частки комплексних сполук ^{90}Sr з фульвокислотами (від загального вмісту тільки розчинених форм) від концентрації ФК у воді каналів.

Найбільша частина комплексних форм металів (49-80%) утворюється з РОР невисокої молекулярної маси (< 1000 Да) [100]. У великих річках

максимальна кількість таких фракцій POP спостерігається восени. В цей же час відзначаються і найвищі загальні коефіцієнти кореляції між вмістом ^{90}Sr та ПО води в каналах (див. табл. 3.3), хоча абсолютні значення концентрацій органічних речовин невисокі. Це пояснюється тим, що восени переважає живлення річок ґрунтовими водами з невисоким вмістом гумусових речовин (ГР), а серед аллохтонних POP превалюють низькомолекулярні продукти метаболізму гідробіонтів, які не відіграють значної ролі у зв'язуванні металів. Навпаки, переважна частка ГР, що надходять з ґрунтовими водами, *здатна утворювати із ^{90}Sr розчинні сполуки*. Можна вважати, що вміст комплексних сполук ^{90}Sr з ФК (або у формі POP) в осінню межінь на проточних ділянках значної довжини характеризує максимальну для даного каналу кількість ^{90}Sr , яка може привноситись у цій формі ґрунтовим стоком. На 1997-1998 рр. абсолютні значення концентрації ^{90}Sr у формі POP в осінній період вкладались в діапазон 0,01-0,08 Бк/дм³, а відносні – 0,2-0,6% від загального вмісту цього радіонукліду у воді (враховуючи завислі форми). У ґрунтових водах переважна більшість радіонуклідів знаходиться в умовно розчиненому стані – у вигляді неорганічних сполук (РНР). Отже, ступінь проточності водотоку та інтенсивність водообміну з ґрунтовими водами суттєво впливають на співвідношення хімічних сполук радіонуклідів. Вміст органічних речовин в ґрунтових водах свердловин, порівняно із поверхневими водами каналів, здебільшого суттєво менший [190].

Порівняно з 1986-1990 рр., частка ^{137}Cs в сполуках з POP в 1998-2001 рр. збільшилася до 10 разів, а ^{90}Sr , навпаки, зменшилася в 4-10 разів [196], що свідчить про істотно різні хімічні властивості цих елементів.

У водотоках зони відчуження *у формі зависей* протягом року утримується від 3 до 53 % ^{137}Cs (1998-2000 рр.) (максимальний вміст у водах МК-7 Прип'ятської системи в травні) і від 0,06 до 11,8 % ^{90}Sr (максимум був у водах р. Уж в серпні 1998 р.). Поява продуктів розкладання органічної речовини після її змиву талими водами в березні,

виявляється у зменшенні співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ на завсях у слабопроточних зонах. Перевага органічної складової зависей у травні, проявляється в максимально високих концентраціях ^{90}Sr і зниженні співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ на завсях до значень менше 1 [196].

Кількість органогенних зависей у каналах меліоративних систем лівобережжя р. Прип'ять здебільшого зростає із зменшенням загальної проточності та замуленням [174]. Утворення завислих органічних речовин, за низького вмісту кисню у воді, забезпечується, головним чином, за рахунок відмерлого фітопланктону. Саме в місцях інтенсивного розвитку фітопланктону частка сорбованого на завислих частинках ^{90}Sr зростає з 0,1-6,0% в проточних зонах до 29,0-48,0% в застійних зонах водотоків [146]. При цьому найчастіше збільшується і загальна об'ємна активність ^{90}Sr . Максимальний вміст ^{90}Sr на завсях спостерігається у період активної життєдіяльності гідробіонтів, а також, при розкладанні органічної речовини в умовах високих температур за низького вмісту кисню у воді (травень - серпень) [56].

^{137}Cs добре фіксується на тонкодисперсних мінеральних частинках (колоїдна фракція з діаметром частинок менше 0,0002 мм) і його вміст протягом року істотно залежить від коливання твердого стоку. Відповідно до коливань каламутності води частка ^{137}Cs у завислій формі навесні досягає максимальних значень – у середньому 24,3 %, а під час літньої межени знижується до мінімуму – у середньому 9,5%.

Частка ^{137}Cs у завислій формі, у безстічній водоймі на лівобережній заплаві р. Прип'ять, узимку і восени 1998 р. складала, відповідно 11,7 і 11,4 %. Навесні вона досягала максимальних значень – у середньому 24,3 %, а влітку знижувалася до мінімуму – у середньому 9,5 %.

У перші 3 роки після аварії частка ^{137}Cs на завсях могла досягати 97%. На 1997-2001 рр. частка завислих форм ^{137}Cs значно зменшилася і для малих річок та каналів Зони, складала в середньому 21,5 %.

Вміст завислих частинок може досягати в слабопроточних системах 1,5 г/дм³. При цьому переважають зависі органічного походження, які добре накопичують, але слабо утримують ⁹⁰Sr при розкладі. Питома активність таких суспензій досягає 0,824 кБк/кг по ¹³⁷Cs і 70 кБк/кг по ⁹⁰Sr в природних умовах і відповідно 2,68 і 140 кБк/кг – в умовах статичного експерименту із настоюванням природних вод над монолітами. За середнього діапазону вмісту зависей від 0,01 до 0,1 г/дм³ їх питома активність на 1-2 порядки перевищує питому активність ґрунтів і донних відкладів і свідчить про провідну роль гідробіонтів і продуктів їх розкладання у концентруванні радіонуклідів.

У воді застійних зон виявлено більшу кількість органічних завислих крупнодисперсних (> 0,2 мкм) частинок та катіонів амонію, ніж в зонах стрімкої течії, але після відстоювання води впродовж двох діб залишаються зависі розміром 1,2-11 мкм (табл. 3.5), а частинки більшого розміру переходять в осад.

У період літньої межени, коли мінімальний поверхневий стік формується, переважно, за рахунок ґрунтових вод, вміст ¹³⁷Cs у формі зависей мінімальний. Однак, за слабого водообміну, вода активно збагачується продуктами життєдіяльності живих організмів, в яких закріплена значна кількість ⁹⁰Sr. Частка його завислих форм влітку досягає максимальних значень і прирівнюється до частки ¹³⁷Cs у цій же формі, а відношення ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr – мінімальне. Завислі форми ¹³⁷Cs можуть міститися у воді, практично винятково за рахунок органогенних суспензій, здатних утримуватися у завислому стані навіть у застійних зонах і слабопроточних водотоках [56,196,229]. Кількість завислих частинок та частка активності ⁹⁰Sr на них в каналах меліоративних систем збільшується із зменшенням загальної проточності, а, іноді, і витрат потоку. При цьому звичайно збільшується і об'ємна активність розчину [56].

Таблиця 3.5

**Вміст ^{90}Sr і зависей в поверхневих водах
каналів лівогобережжя р. Прип'ять (жовтень 1998 р.).**

Місце відбору	Активність, Бк/дм ³		Зависі, мг/дм ³		
	до фільтрації ї	після фільтрації ї	>8 мкм	>1,2 мкм	>0,45 мкм
МК-1, проточна зона, с.Паришів	1,77	1,65	15	5,3	<0,5
МК-1, застійна зона, с. Зимовище	27,41	30,48	14	3,2	<0,5
МК-6 – застійний, с. Красне	2,27	2,12	5	2,2	<0,5
р. Несвіч - проточна	2,45	2,68	7	2,4	<0,5

Висновки:

1. Зміни в розподілі ^{90}Sr за хімічними формами у воді каналів обумовлюються суттєвими змінами гідродинамічної обстановки та режиму поверхневих вод (розчищення каналу, ліквідація підпірних споруд, тощо).

2. За хімічним складом поверхневі та ґрунтові води правобережжя р. Прип'ять в ЧЗВ гідрокарбонатні кальцієві, лівогобережжя - гідрокарбонатні кальцієві, рідше гідрокарбонатно-сульфатні кальцієві, кальцієво-магнієві або кальцієво-натрієві.

3. Значимі позитивні коефіцієнти кореляції між вмістом ^{90}Sr та мінералізацією води ($k_{\text{кор}} \geq 0,5$), а також найбільш високий ступінь зв'язку між вмістом NH_4^+ та ^{90}Sr спостерігаються починаючи з 1999 року. Очевидно, що макроіонні складові хімічного складу не створюють помітного впливу на концентрацію ^{90}Sr в поверхневих і ґрунтових водах доти, поки переважна більшість твердофазних стронційсмісних частинок не дисоціює і ^{90}Sr рівноважно не розподілиться між твердою і рідкою фазами. Хімічний склад вод ЧЗВ із наявним діапазоном рН та концентраціями макрокомпонентів не спричиняє помітного впливу на інтенсивність руйнування паливних частинок.

4. Прискорити мобілізацію радіонуклідів здатні розчинні органічні речовини, серед них, в першу чергу, фульвокислоти. Зависла та розчинена органічна речовина одночасно виступає адсорбентом та

комплексоутворювачем продуктів поділу урану. Наявність у воді гумусових речовин сприяє підвищенню міграційної здатності металів. Завдяки своїй комплексоутворюючій здатності ці речовини вилучають радіонукліди з донних відкладів водойм. Для ^{90}Sr характерні комплексоутворення із суспензіями органічного та органо-мінерального походження. Розчинна органічна речовина є не тільки комплексоутворювачем та складовою розчинних форм ^{90}Sr , вона також є потужним каталізатором таких процесів як руйнування паливних частинок, що веде до мобілізації радіонуклідів. Накопичення органічних сполук тим більше, чим менша швидкість течії у водотоці. Найчастіше до підвищення окиснюваності та об'ємної активності вод річок ЧЗВ призводить затоплення берегових схилів та заплав. Зафіксоване збільшення вмісту загального заліза та органічної речовини у водах каналів за післяаварійний період свідчить про інтенсивні процеси вторинного заболочування території та евтрофікацію водойм.

5. З аналізу чинників формування концентрації ^{90}Sr та органічних речовин у поверхневих водах каналів можна скласти наступний їх ряд за зменшенням впливу: тривале 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.

6. У зв'язку з тим, що рівні ґрунтових вод в середньому встановились на вищих відмітках, ніж до аварії, в ґрунтові води надходить більше гумусових речовин. Незначна потужність зони аерації та підвищена кількість розчинних органічних комплексоутворювачів сприяє винесенню ^{90}Sr в ґрунтові води.

7. У проточних водотоках поява фульвокислот і ^{90}Sr обумовлена винесенням ґрунтовими водами й зливом атмосферними опадами з укосів. За наявності закритого дренажу на меліоративних системах він може

формувати до 100% винесення водотоком гумусових кислот і до 70% винесення ^{90}Sr . У слабопроточних водотоках вміст ФК і ^{90}Sr обумовлений вимиванням їх із ґрунтів при підйомі рівня води. В цьому випадку він помітно більший, ніж за попередніх умов. Поява розчинних органічних речовин також пов'язана з розкладанням рослинних решток.

8. В застійних каналах спостерігаються високі значеннями рН (6,6-8,5) а також невисока мінералізація і низький вміст Са і Mg, що загалом не сприяє витісненню ^{90}Sr у розчин, тобто ці гідрохімічні показники практично не впливають на мобілізацію ^{90}Sr . Діапазон рН, характерний для поверхневих і підземних вод ЧЗВ (5,95-8,4), не сприяє також вилуговуванню та утриманню в розчині америцію і плутонію.

9. В якості індикатора підтоплення та відновних процесів слугує підвищений вміст іонів амонію і низький вміст нітратів. Те, що коливання вмісту ^{90}Sr в поверхневих водах мають значно більш тісний зв'язок з коливаннями концентрації іонів амонію, ніж нітратів, підтверджує, що вміст ^{90}Sr у воді в більшій мірі визначається відновною гідрохімічною обстановкою та уповільненим водообміном. Зростання вмісту NH_4^+ у воді здебільшого співпадає з підвищенням концентрації ^{90}Sr , особливо навесні, що демонструє вимивання цих компонентів з поверхні водозбору і надходження у практично відновне середовище слабопроточних, зарегульованих каналів.

10. 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. Лише у водах площинного стоку з укосів присутні гідроксиди (10%) і значне місце мають фульвокомплекси (12%); 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); $\text{SrSO}_4 \leq 4,5\%$.

РОЗДІЛ 4

ПРОЦЕСИ ВТОРИННОГО РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОД ОСУШУВАНИХ ЛАНДШАФТІВ І ЇХ ПАРАМЕТРИЗАЦІЯ

4.1 Теоретичне обґрунтування виділення джерел і процесів вторинного радіоактивного забруднення водного середовища осушуваних ландшафтів

Якщо зниження вмісту ^{137}Cs у воді річок та водосховищ з початку 90-х років минулого сторіччя відбувається досить стабільно і на початку нового тисячоліття у водах р. Дніпро його об'ємні активності практично досягають доаварійних значень, то зміни вмісту ^{90}Sr у поверхневих водах каналів та річок ЗВ і ЗБ(О)В з року в рік не витримують певної тенденції, що зумовлено його постійним додатковим надходженням з прип'ятського водозбору.

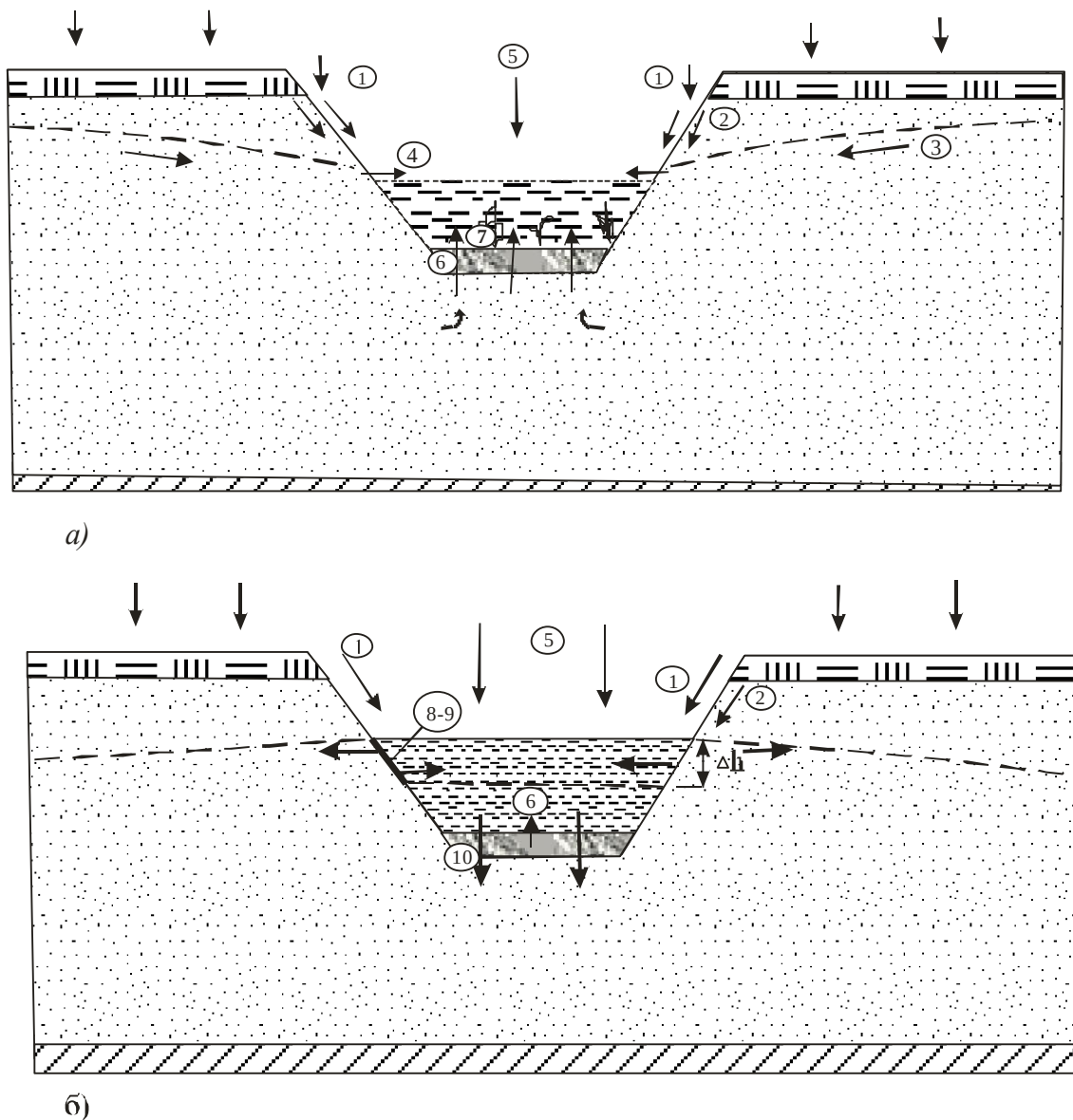
Процеси, що обумовлюють вторинне забрудненням поверхневих вод стронцієм-90 досить різноманітні за рівнем впливу, механізмами та динамікою, а співвідношення їх внеску змінюється не тільки в часі, але й по довжині водотоку за мінливості гідродинамічного режиму.

Дослідження процесів надходження та вилучення радіонуклідів з поверхневих вод і їх параметризація є основою для складання балансу радіоактивного забруднення водотоку. При вирішенні балансових задач для конкретних об'єктів слід кількісно визначити і якісно охарактеризувати складові водного балансу, які виражають надходження (або втрати) забруднюючої речовини до водотоку, і складові власне радіаційного балансу.

Процеси вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод являють собою мобілізацію радіонуклідів з компонентів системи водотоку, у яких вони були депоновані після первинних випадінь. Вимивання або вилуговування обмінних форм, а також мобілізація та ремобілізація радіонуклідів з фіксованих форм являють собою міграцію другого роду, що саме і пояснює термін «вторинне забруднення». Основними

депонуючими компонентами є *грунти берегових укосів* каналів та *донні відклади*. Перші і другі в значній мірі пов'язані між собою. Зважаючи на те, що берегові укоси каналів мають великі кути нахилу ($20-36^\circ$, при $m = 1,5 - 2,0$), можна уявити, що з їх поверхні в русло каналу відбувається механічне і водно-ерозійне перенесення твердого стоку, тобто перевідкладення частинок, на яких сорбовані радіонукліди, у донні відклади, де вони мають тривалий контакт з диполями води. Десорбція радіонуклідів донними відкладами більш інтенсивно протікає при зниженні рівня води в каналі відносно РГВ на прилеглий площі (рис. 4.1,а), особливо, якщо ґрунтові води, які забезпечують основну частку стоку на цей час, мають значно менші концентрації оцінюваного радіонукліду, ніж порові розчини донних наносів. Берегові укоси забезпечують вторинне забруднення води під час затоплення при підйомах рівня, при короткочасному стіканні дощового і талого стоку по незатопленій верхній частині та при височуванні ґрунтових вод над урізом води в каналі (рис. 4.1). Очевидно, що останні два процеси безпосередньо пов'язані з кількісними змінами об'єму води, а вилуговування із донних відкладів та з ґрунтів укосів – опосередковано. У зв'язку із цим вторинні процеси поділено на *радіаційно-воднобалансові*, – такі що пов'язані із надходженням забруднених об'ємів води, і ті, що опосередковано залежать від змін об'ємів води в каналах – *радіаційно-балансові*. До останніх процесів, які на пряму не пов'язані із водним балансом, але впливають на концентрацію радіонуклідів у поверхневих водах, віднесено: 1) десорбцію та сорбцію радіонуклідів донними відкладами; 2) поглинання гідробіонтами та вилучення при відмиранні та розкладі організмів; 3) вилуговування (вимивання) із затоплених ґрунтів; 4) сорбцію радіонуклідів, що містяться у воді, твердою фазою ґрунтів берегових укосів при фільтраційних втратах з каналу. В рівнянні загального водно-радіаційного балансу такі процеси параметризуються у вигляді коефіцієнтів, які визначаються емпірично, або шляхом вирішення обернених задач. Хоча два останні процеси протікають переважно при

підйомах води в каналах (рис. 4.1), тобто збільшенні їх об'єму, в розрахунках водного балансу приріст цього об'єму і концентрації радіонуклідів виражається через радіаційно-воднобалансові складові: приток ґрунтових вод, поверхнево-схиловий стік, кількість опадів на водну поверхню, приток з боліт (за вирахуванням фільтраційних втрат і випаровування) [56].



Умовні позначки

①	1	3	5	7	Δh	9
2	4	6	8			

Рис. 4.1. Схеми вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод каналів при двох типах режимів: а) канал функціонує як дрена, тобто відбувається фільтрація ґрунтових вод в канал; б) канал в режимі підпору – відбувається зворотна фільтрація вод з каналу. Умовні позначки: 1 - цифрами позначені основні джерела надходження радіонуклідів: 1 – змив

дошовими і талими водами з укосів; 2 – підґрунтовий стік; 3 – приток ґрунтових вод з водозбору; 4 – додаткове винесення ґрунтовими водами радіонуклідів захоплених при висачуванні через забруднений шар укосів каналу (за рахунок десорбції); 5 – надходження з атмосферними опадами; 6 – десорбція з донних відкладів, в тому числі, при висхідній фільтрації ґрунтових вод або дифузії в умовах підпору; 7 – вилучення радіонуклідів у розчин при розкладанні гідробіонтів; 8-9 – вимивання радіонуклідів та їх сорбція на затоплених укосах; 10 – винесення радіонуклідів з донних відкладів при фільтраційних втратах; інші позначення: 2 – ґрунтовий шар; 3 – водотривкий шар, 4 – супіщані або піщані породи зони аерації та зони повного насичення; 5 – мулуваті донні відклади; 6 – вектори водних потоків та потоків розчинених радіонуклідів; 7 – мінімальний річний рівень поверхневих вод в межах середньобагаторічної амплітуди коливань рівня; 8 – рівень води в каналі на період максимальних радіоактивних випадів 1986 р.; 9 – приріст рівня води за рахунок замулення, заростання та регулювання русла.

В окремих випадках, коли зменшення об'ємів води супроводжується випаровуванням і підтоком висококонцентрованих болотних вод, превалюють процеси комплексоутворення з органічними речовинами, коагуляції із завислими частинками, сорбції радіонуклідів верхнім шаром донних відкладів. Сорбція і десорбція відбуваються, як при збільшенні об'єму води в каналі, так і при зменшенні, в залежності від градієнту концентрації радіонукліду в поровому розчині та шарі придонних вод, а також від співвідношення рівня поверхневих і ґрунтових вод. Сорбцією можна знехтувати, коли за рахунок надходження більш чистих вод рівновага в системі «поверхнева вода-ґрунти укосів» порушується і процес десорбції значно переважає. Коли ж до затоплення призводить надходження нових об'ємів води з більшою концентрацією радіонукліда, процес сорбції ґрунтами може виявитись достатньо впливовою витратною складовою.

За наявності градієнту напору, що обумовлює фільтрацію ґрунтових вод в сторону каналу, на поверхні розділу насиченого водою ґрунту та повітря, в діапазоні 0-22 см від урізу води в каналі, існує зона височування, яка утворюється в результаті фільтраційного опору, або внаслідок гідравлічних втрат, викликаних стисненням струменів ґрунтової води при переході до укосу каналу, складеного менш водопроникними ґрунтами. Характерні для каналів ЧЗВ зміни висоти височування, в залежності від літологічного складу та водопроникності ґрунтів, наведено в таблиці 4.1. Діапазони зони височування подано з урахуванням її збільшення при

кольматації укосів мулом. Так, якщо в незакольматованих супіщаних укосах висота височування становить 0,11 м, то в закольматованих – 0,14 м.

Таблиця 4.1

Характерні розміри зони височування в каналах осушувальних систем.

Тип ґрунту	Питомі витрати (q) фільтраційного потoku, м ² /добу	Коефіцієнт фільтрації (k_{ϕ}), м/добу	Висота височування на укосі каналу (h_{ϕ}), м
Середньо- та легкосуглинистий	0,5	0,5	0,20 – 0,23
Торф'яний	0,6	0,8	0,17 – 0,18
Піщаний та супіщаний	0,7	1,5	0,10 – 0,14

Наведені в таблиці параметри пов'язані між собою емпіричним рівнянням розрахунку висоти височування:

$$h_{\phi} = \alpha \frac{q}{k_{\phi}}, \quad (4.1)$$

де α – коефіцієнт височування, що становить для незакольматованих укосів каналів 0,22 (за В.В. Ведерниковим), q – питомі фільтраційні витрати (табл. 4.1).

Величина фільтраційного опору в укосах каналу залежить від динаміки рівня води в ньому [48], градієнту напору ґрунтових вод та літологічного і гранулометричного складу ґрунтів. Найбільші значення фільтраційних опорів ($\Phi_k = 0,55 - 0,63$ м) і найменша ширина зони височування відповідають найбільшим рівням води в каналі – 3-5% забезпеченості, а найменші значення опорів ($\Phi_k = 0,2 - 0,14$ м) та найбільші розміри зони височування – рівням забезпеченості 95-99%. Згідно з основними положеннями гідромеханічної теорії фільтрації, при найменших значеннях фільтраційних опорів фільтрація в канал буде найбільш інтенсивною. В зоні височування конвективна дифузія переходить у конвективне перенесення, що призводить до переважання десорбції, але завдяки дії окисного бар'єру значної ремобілізації

радіонуклідів з поверхні ґрунту не відбувається, хоча на виході в канал в ґрунтових водах концентрація радіонуклідів помітно збільшується за рахунок їх вимивання із забрудненого поверхневого (0-40 см) шару ґрунту. Таким чином, в зоні коливання рівня води в каналі вміст обмінних форм ^{90}Sr невисокий саме завдяки двосторонній промивці ґрунтового шару.

Важливо враховувати й обмінні тобто сорбційно-десорбційні процеси за участі радіонуклідів, що сконцентровані на завислих частинках, і тих, що містяться у водному розчині [141,250,251], а також механічні процеси виведення зависей з розчину, або навпаки, – їх залучення в потоки. Результати експериментів із внесенням пилюватої фракції цеоліту у водні потоки [136] та «контакт-експерименти» із затопленням монолітів з укосів каналів ЧЗВ [77,206] демонструють переважання швидкості сорбції над десорбцією у нерівноважних умовах.

Річний баланс радіонукліду для окремого осушувального каналу, в загальному вигляді може бути представлений рівнянням :

$$W_t = [W_e + W_g + W_c + I_t - W_f] K_e k_s - W_{gb} + N_t, \quad (4.2)$$

де W_t – кількість радіонукліду, винесена через замикаючий ствір каналу, Бк,

W_e – кількість активності, яка надійшла в канал з розташованої вище частини водозбору (у випадку, коли розглядається тільки частина каналу), Бк,

W_g – кількість активності, яка надійшла з підземним дренажним стоком, Бк,

W_c – надходження радіонукліду з рідким площинним та лінійним ерозійним стоком з укосів (в т.ч. періодичне надходження з прилеглих боліт), Бк,

I_t – кількість радіонукліду, яка надходить на поверхню води з атмосферними опадами, Бк; W_f – втрати кількості радіонукліду при низхідній і бічній фільтрації з каналу, в тому числі - через насипні споруди (з фільтраційними втратами), Бк;

K_s – коефіцієнт вилуговування (десорбції), який описує збільшення об'ємної активності за рахунок процесів обміну в системі вода-затоплені ґрунти укосів;

k_s – коефіцієнт сорбції;

W_{gb} – втрати кількості радіонукліду при поглинанні гідробіонтами, Бк;

N_t – кількість радіонукліда, що перейшла у розчин із донних відкладів, Бк.

Описані нижче дослідження присвячені особливостям надходження ^{90}Sr у меліоративні канали, оскільки роль ^{137}Cs , як водного дозоутворюючого мігранту незначна. Радіоцезій після випадіння сорбується спочатку крупнодисперсними частинками, згодом – дрібнодисперсною фракцією [30]. ^{90}Sr у водоймах розподіляється більш рівномірно, що відносить його до еврїтропних мігрантів: відносний вміст ^{90}Sr у воді досягає 48%, близько 25 % накопичується біотою і 27% – донними відкладами.

4.2 Параметризація процесу вилуговування радіонуклідів з укосів каналів

На перезволожених територіях ^{90}Sr набагато швидше надходить у відкриті водоприймачі, ніж ^{137}Cs . Від характеру зволоження ґрунтів залежить і глибина проникнення ^{90}Sr . За дослідженнями 1989 р., вміст ^{90}Sr у прошарку 5-10 см заплавних дерново-глеєвих періодично перезволожених ґрунтів був в 3,5 рази вищим, ніж у тому ж прошарку дернових ґрунтів автоморфного ряду, розташованих на терасі [53]. У умовах повного затоплення 52% ^{90}Sr із зразків відібраних у 3 км від ЧАЕС переходило у гравітаційну вологу, тоді як для суходолів ближньої зони частка водорозчинного нукліду не перевищувала 20% (підзолисті ґрунти).

На початку 90-х років було помічено, що вміст ^{90}Sr у річкових водах Білорусії, у більшості випадків нижче змісту ^{137}Cs , і тільки в межах

заболочених територій відношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ може досягати 20-33 [147]. В 1997-2001 рр. таким співвідношенням характеризувалась уся українська лівобережна частина ЧЗВ. Ненабагато менші значення спостерігались і на правобережній частині водозбору р. Прип'ять. У першу чергу, це свідчить про дисоціацію паливних часток і об'єктивно більшу рухливість ^{90}Sr у порівнянні з ^{137}Cs . Проте, суттєву роль у досягненні таких співвідношень зіграло перезволоження й періодичне затоплення забруднених заплав і берегових укосів. *Фактор зволоженості*, як засвідчили численні результати моніторингових спостережень у межах окремих полігонів, є *значно вагомішим, ніж форма радіоактивних випадін* [49].

Процес вилуговування радіонуклідів промодельовано на монолітах, які відбирались на правобережній заплаві р. Прип'ять [77] та на укосах каналу К-114 Прип'ятської осушувальної системи [206]. Моноліти відбирались на різних висотних позначках заплави та укосів каналу. На зразках з правобережної заплави проводилось вивчення кінетики вимивання ^{137}Cs і ^{90}Sr в умовах нетривалого стояння паводкових вод на забруднених ґрунтах, які до цього впродовж різного часу контактували з річковою водою (тобто досліджувався вплив терміну попереднього затоплення на вихід радіонуклідів у розчин). В другому експерименті визначались параметри вилуговування ^{90}Sr в умовах тривалого статичного стояння вод у верхніх б'єфах перемичок на каналах.

Дані про особливості місць відбору монолітів на ділянці “Новошепеличі” в районі Семиходського затону і їх літологічний склад наведено в Додатку II.

Кількість ^{90}Sr і ^{137}Cs , яка переходить у розчин з твердої фази ґрунтів, залежить від тривалості затоплення елементів рельєфу заплави (рис. 4.2). Найбільш істотним, порівняно з початковою активністю води, вихід радіонуклідів в розчин зафіксовано за першу добу експерименту. Над монолітами 2 і 3 з ділянок, які рідко затоплюються, об'ємна активність ^{137}Cs збільшилась, відповідно, лише в 3,6 і 23 рази, над монолітом 1, що

затоплювався значно частіше, – в 63 рази. Обернена залежність спостерігається для ^{90}Sr : його об'ємні активності за першу добу максимально збільшилися у воді над монолітами 2 і 3, – відповідно в 360 і 240 разів, а над монолітом 1 – лише у 86 разів.

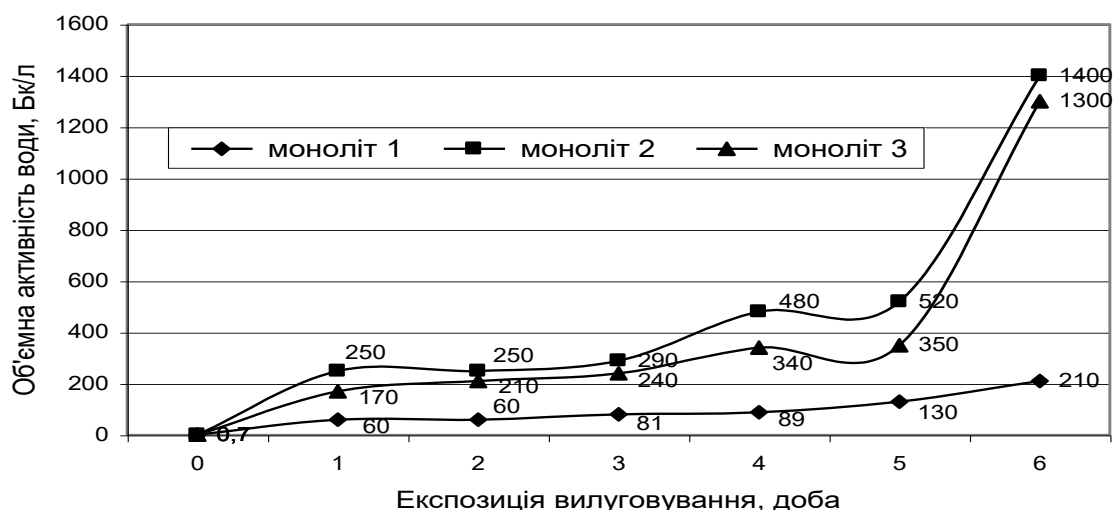


Рис. 4.2. Динаміка водного вилуговування ^{90}Sr з ґрунтових монолітів правобережної заплави р. Прип'ять (С.І. Кіреєв, 1996). По осі абсцис відмічено тривалість періодів настаювання води між відборами проб, тобто весь період експерименту тривав 21 добу [56].

Помітний *підйом концентрацій*, як ^{137}Cs – більш крутий, так і ^{90}Sr , спостерігався *після 10-15 діб від початку експерименту* (рис.4.3), або на четверту-п'яту добу експозиції незмінного об'єму води над монолітом [56]. Для моноліту 1, який відібрано на мінімальній висотній відмітці, характерне максимальне вилуговування ^{137}Cs – 0,64% від активності твердої фази. Отже, *умови більш частого затоплення забезпечують максимально високий валовий вихід ^{137}Cs і мінімальний вихід ^{90}Sr в розчин при наступних паводках*. Вихід ^{90}Sr у розчин при затопленні нових суходільних ділянок збільшується, а ^{137}Cs , навпаки, зменшується [77]. На відміну від ^{137}Cs радіостронцій переходить в розчин з ґрунтів, які затоплюються, на 1-2 порядки інтенсивніше. Якщо в твердій фазі усіх

трьох монолітів відмічається приблизно двократне переважання ^{137}Cs , то в рідкій фазі, як правило, домінує ^{90}Sr . Відношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ були достатньо стійкі в розчинах над кожним з монолітів протягом експерименту і помітно відрізнялися для різних монолітів. Частка ^{90}Sr в розчині більша над автоморфними ґрунтами:

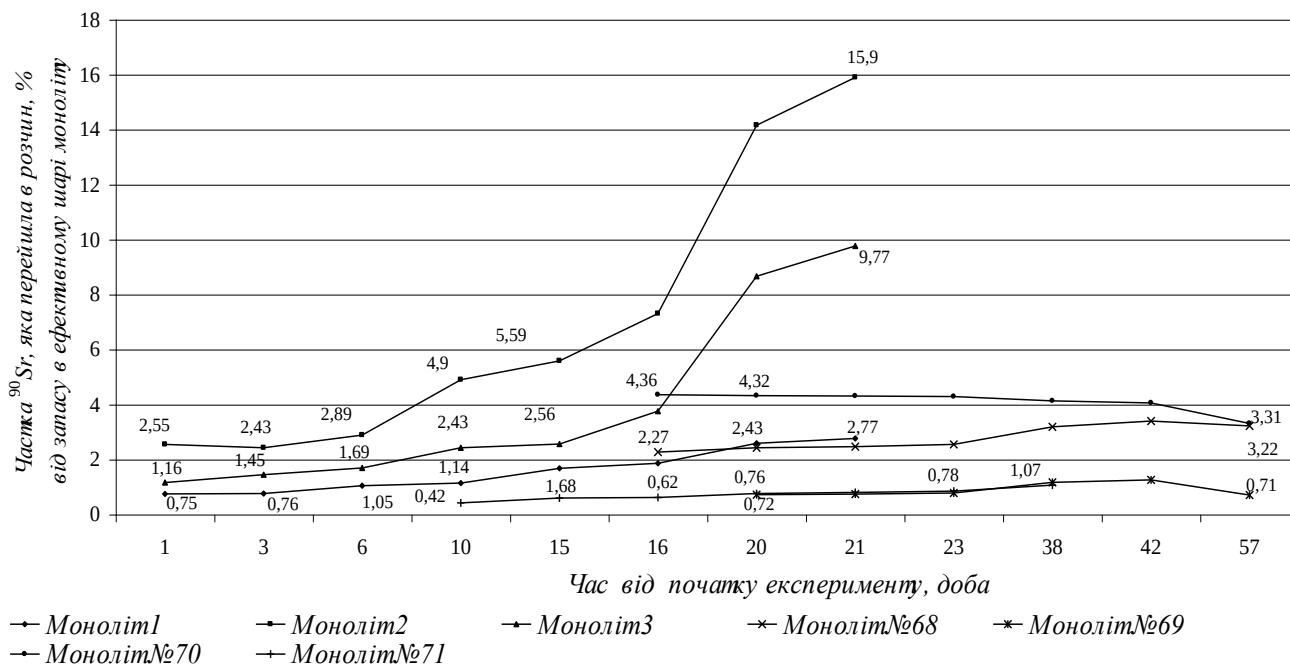


Рис. 4.3. Динаміка вилуговування ^{90}Sr при короткочасній (від 1 до 21 діб при змінних об'ємах води, моноліти 1-3) та тривалій (10 – 57 діб, моноліти 69-71) експозиції, в % від запасу в ефективному контактному шарі.

Вилуговування ^{90}Sr в 1996 році в цілому вище, ніж в 1986 [157] (Додаток Р). На останньому етапі вилуговування в експерименті 1996 р. концентрація ^{90}Sr у водно-ґрунтових розчинах (суспензіях) придонного шару в 3...4 рази перевищувала значення концентрації ^{90}Sr у верхніх шарах води над монолітами (вище 5 см), що свідчить про повільну дифузію в статичних умовах. Характер залежності об'ємної активності радіонуклідів в розчинах над моделями від експозиції вилуговування вказує на те, що процес не досяг рівноваги і при відповідних умовах (скажімо при збільшенні часу затоплення тієї чи іншої забрудненої

частини заплави) перехід радіонуклідів з твердої фази у воду може бути більшим. Для перевірки цього припущення проведено другий експеримент з більш тривалими строками затоплення монолітів.

Привертає увагу успадкованість динаміки вилуговування ^{90}Sr від першого експерименту до другого по окремих монолітах: моноліт 1 → моноліт 68, та в межах другого експерименту: моноліт 71 → моноліт 69 (див. рис. 4.3). В цьому експерименті використовувались ґрунти лугові супіщані та піщані, з щільністю структури від 0,82 до 1,32 г/см³. Моноліти відбирались на різній висоті укусу, у верхньому та нижньому б'єфах греблі. Співвідношення рідкої та твердої фаз в моделях складало 1:2 та 1:3, шар води над монолітами – від 2 до 5 см. В експерименті промодельовано застійні зони води в каналах, при її затримці до 57 діб, що відповідає повеням 30-35% забезпеченості.

Досліджувався також процес зв'язування розчинених радіонуклідів органічною речовиною, вміст якої зростає в моделях із зростанням терміну експозиції. На фоні загального зростання концентрацій радіонуклідів на органогенних зависях в часі, відносна концентрація на зависях змінювалась в межах від 11 до 87% сумарної активності ^{90}Sr (рис. 4.4). Максимальний відносний до запасу в моноліті вихід активності ^{90}Sr у розчин (як і накопичення на зависі) та темпи забруднення води спостерігались з моноліту № 68, який було відібрано в нижній третині укусу і заповнено водопровідною водою (рис. 4.5); мінімальний – з моноліту № 71, що затоплювався найбільш часто та було залито дистильованою водою. За однакового елюанту (моноліти 69 і 70 залиті водою з каналу) більш високими показниками вилуговування ^{90}Sr , як і в першому експерименті, вирізнявся моноліт 69, відібраний на вищих відмітках укусу.

Найвища швидкість виходу ^{90}Sr в розчин (U) в другому експерименті – близько 0,3% на добу, зафіксована на першій стадії вилуговування (до 16

діб) з моноліту № 70, в якому вміст гумусу був найменшим (0,8%).

Швидкість вимивання визначалась за формулою:

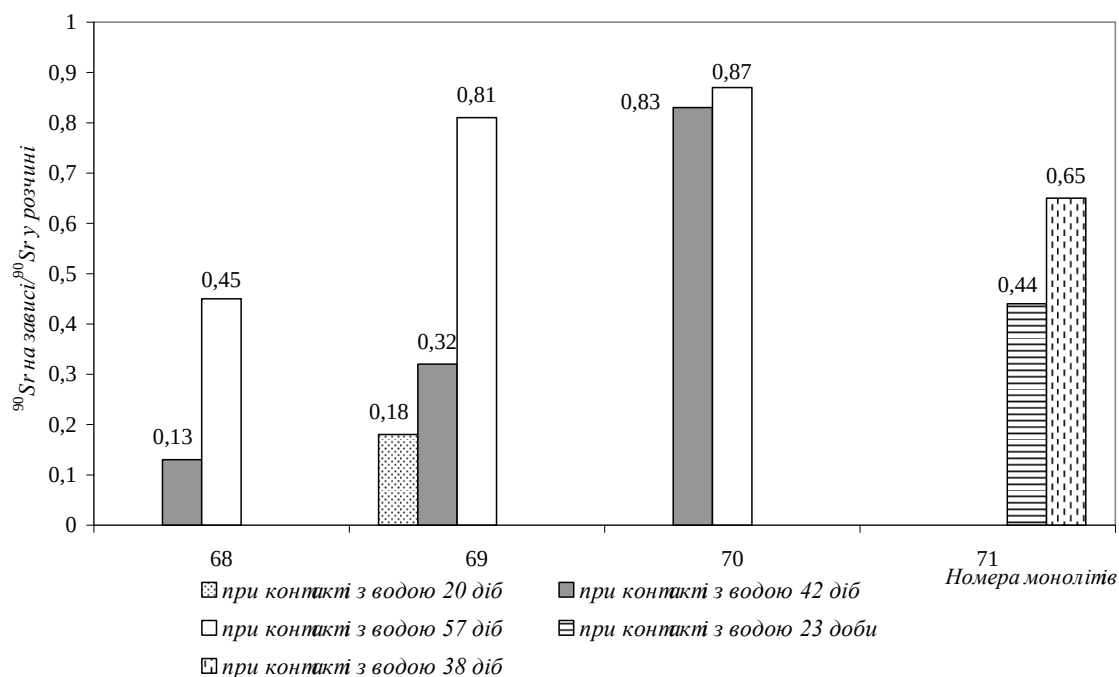


Рис. 4.4. Відношення ^{90}Sr , який знаходиться у завислому стані, до ^{90}Sr у розчині.

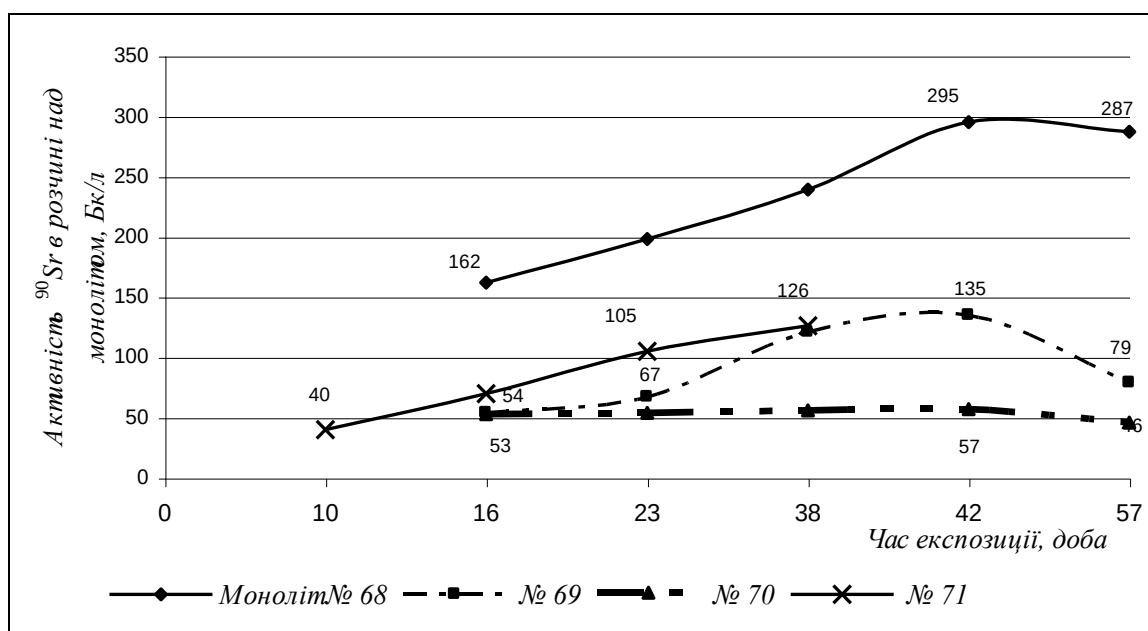


Рис. 4.5. Динаміка вилуговування ^{90}Sr з монолітів в умовах тривалого статичного експерименту.

$$U = \frac{{}^{Sr}C_{\text{в}} \cdot (V_{\text{в}} - V_{\text{пр}}) \cdot 100\%}{{}^{Sr}C_{\text{гп}} \cdot \rho \cdot V_{\text{гп}} \cdot t} \quad (\% / \text{добу}), \quad (4.3)$$

де ${}^{Sr}C_{\text{в}}$ – об’ємна активність ^{90}Sr у воді над монолітом, Бк/дм³, $V_{\text{в}}$ – об’єм води над монолітом, дм³, $V_{\text{пр}}$ – об’єм попередньої проби води, дм³, ${}^{Sr}C_{\text{гп}}$ – питома активність ^{90}Sr в ґрунті, Бк/кг, ρ – щільність ґрунту, кг/дм³, $V_{\text{гп}}$ – об’єм ефективного контактного шару моноліту, дм³, t – час вилуговування, доба.

За результатами розрахунків по формулі (4.3) інтегральна швидкість вилуговування ^{90}Sr для моноліту 68 зменшилась за час експерименту від 0,14 до 0,06 % за добу, для моноліту 69 – від 0,04 до 0,01, для моноліту 70 – від 0,27 до 0,06, моноліту 71 – від 0,04 до 0,03 % за добу.

Очевидно, що слід розділяти етапи вилуговування на перший – більш динамічний із значним переважанням мобілізаційних процесів і другий – етап врівноваження десорбційно-сорбційних процесів з поступовим переважанням останніх. По мірі збільшення тривалості затоплення значення U для ^{90}Sr та його концентрації у воді будуть до певної межі зменшуватись. З досягненням рівноваги в процесах обміну ^{90}Sr між розчином та ґрунтом (приблизно 40-42 доба) діапазон швидкостей його вилуговування для різних монолітів звужується і вкладається в межі 0,03-0,1 %/добу (табл. 4.2).

В умовах експерименту *інтегральна швидкість вилуговування досягає максимальних значень при експозиції 6 діб*, що проявляється у збільшенні об’ємної активності води в пробах. Постійне збільшення концентрації ^{90}Sr , при вилуговуванні в статичних умовах, відбувається до 40 - 42 доби (див. рис. 4.5). Після цього інтенсивність вилуговування природною водою помітно знижується. У цей час вміст ^{90}Sr в поровому розчині урівнюється з його вмістом в розчині над монолітом. Відсутність градієнту концентрації,

поряд з рівномірним розповсюдженням ^{90}Sr по профілю моноліту по закінченні експерименту, свідчить про досягнення максимальної рівноважної концентрації ^{90}Sr , за якої його розчинення врівноважується виходом з розчину. Починаючи з 40 - 45 доби останній процес починає переважати. Пояснення такої динаміки концентрації ^{90}Sr при вилуговуванні криється в механізмах даного процесу.

Таблиця 4.2

Динамічні параметри вилуговування радіонуклідів з монолітів в статичних умовах. Товщина перших трьох монолітів 7-8 см (заливались водою з

р. Прип'ять), останніх – 12 см (заливались водою з каналу).

Ландшафт (відмітка, м Балтійської сист. висот), тип грунту	Запас активності в моноліті, кБк		Частка радіонуклідів у розчині, %		K_d ^{90}Sr ***	Коефіцієнт вимивання ^{90}Sr , 10^{-3} мм^{-1}	Швидкість вилуговування ^{90}Sr , % від запасу в моноліті/ добу (рівноваж.)
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr			
Схил крутизною 1-2° в 2 м від урізу води (104), пісок др-с/з оглеєний	270	120	0,64	1,7-2,8 (на 5-у і 6-у добу)	150-92 (на 5-у і 6-у добу)	0,15	0,34
Локальний вододіл (107), пісок с-др/з слабогумусований	220	140	0,36	5,6-18 (те ж)	180-68 (те ж)	0,17	1,1
Тальвег (106), пісок др/з і пилюватий, гумусований	380	190	0,23	2,6-9,8 (те ж)	330-92 (те ж)	0,08	0,5
Укіс каналу К-114 у верхньому б'єфі перемички, часто затоплюється (108.15), лучний піщаний ґрунт (моноліт 68)	18,6	6,3	н.в*	3,4-3,2 (на 42 і 57-у добу)	2,4-2,3 (на 42 і 57-у добу)	1,5	0,08***
Поровий розчин (60-а доба)	н.в	6,3	н.в	3,8	2,4		
Укіс у верхньому б'єфі (108.25), (моноліт 69)	10,8	6,9	н.в	1,3-0,7**	9-14**	0,42	0,03***
Поровий розчин (57-а доба)	н.в	6,9	н.в	1,7	12,4		

Укiс у нижньому б'єфі, рiдко затоплюється (108.07), лучний супiщаний ґрунт (моноліт 70)	22,3	1,4	н.в	4,0-3,3**	1,7 – 1,72**	1,2	0,1***
Поровий розчин (60-а доба)	н.в	1,4	н.в	5,3	1,1		

* Значення не визначались.

** Параметри визначені на 42 и 57 добу експозиції води над монолітом.

***Параметри визначені при досягненні рівноваги активностей

Відомо, що відносний вміст обмінних і розчинних форм ^{90}Sr росте з глибиною [97,30]. Можна уявити, що в перші часи затоплення переважає механізм мобілізації відносно невеликої кількості розчинної форми ^{90}Sr , який знаходиться у верхньому 2 - 3 см шарі ґрунту (основна частина розчинних форм вимита у нижні шари). З пересуванням вологи на глибину, з ґрунту в розчин надходить все більша кількість розчинної форми радіонукліду і його концентрація в поровому розчині стає вищою, ніж у воді над монолітом. За рахунок градієнту концентрацій, переважає, в основному, дифузійний механізм надходження ^{90}Sr з шарів, які лежать нижче. Цей процес протікає дуже повільно, оскільки об'ємні активності ^{90}Sr у водно-ґрунтових суспензіях придонного шару над усіма монолітами в 3 - 4 рази перевищували значення концентрацій ^{90}Sr у верхніх шарах води.

Вплив хімічного складу та мінералізації розчину на вилуговування проявляється у тому, що найменш інтенсивно цей процес протікає в первинно ультрапрісних водах, які не містять обмінних катіонів та аніонів і гумусових кислот, що утворюють мобільні комплекси з радіонуклідами. Контроль гідрохімічних параметрів дозволив виявити зниження рН води, яке забезпечує формування кислої глейової обстановки в моделі, що сприяло утриманню ^{90}Sr в розчині [56]. Концентрація ^{90}Sr у вищелаті через 40-42 доби статичної експозиції досить помітно корелює із вмістом іонів Са

⁺². Найбільшу агресивність, тобто здатність до вилугування з ґрунту, має вода, в якій міститься найбільше Ca^{+2} .

Після досягнення десорбційної рівноваги в системі «ґрунт – поровий розчин – поверхнева вода» (42 – 45 доба), концентрація радіонукліду в поровому розчині починає зменшуватись за рахунок сорбції ґрунтово-поглинаючим комплексом. Таким чином, напрямок градієнту концентрації змінюється, що спричинює деяке зменшення об'ємної активності ^{90}Sr у воді над монолітом. Тобто, в експериментах, близькі до реальних значення параметрів вимивання можуть бути отримані у випадку, коли моделюються умови високого залягання ґрунтових вод (0,3-0,8 м від поверхні) і затиснене між поверхневою і ґрунтовою водою повітря на якийсь час уповільнює конвективний низхідний потік речовин, що дозволяє збагаченням повітрям поровим розчинам підійматися з глибини. За потужності зони аерації для заплавних територій 0,8-1,5 м, цей процес відбувається досить рідко.

Розподіл ^{90}Sr по розрізу монолітів до початку експерименту засвідчив інтенсивне його заглиблення в порівнянні з 1990 - 1991 роками, коли в шарі 0-3 см було зосереджено до 90% запасу ^{90}Sr [30,97]. На 1996 р. в розрізах як на укосах, так і на пласкій частині водозборів каналів вміст ^{90}Sr в означеному шарі не перевищував 54% від його запасу у 10 см горизонті. Це може свідчити про переміщення обмінних форм радіонукліду на глибину. У верхньому 2 см шарі затоплюваних ґрунтів з часом залишаються переважно необмінні форми ^{90}Sr .

Розподіл ^{90}Sr по розрізу моноліту, який стояв під водою 39 діб значно ближчий до природного розподілу, ніж у моноліті, що перебував під водою 58 діб.

Відомо, що при затопленні території забрудненою водою, глибина проникнення ^{90}Sr швидко зростає [7]. У зв'язку з переміщенням на глибину частини запасу ^{90}Sr , повинні зменшитись коефіцієнти його вимивання ($K_{\text{вм}}$) з поверхні ґрунту (відношення вмісту радіонукліду у воді

до запасу радіонукліду в ефективному шарі масообміну ґрунту, нормоване на шар води):

$$K_{\text{эм}} = \frac{C_{\text{Sr}} \cdot (V_{\text{а}} - V_{\text{np}})}{C_{\text{сп}} \cdot \rho \cdot V_{\text{сп}} \cdot h} \text{ (мм}^{-1}\text{)}, \quad (4.4)$$

де h – шар води над монолітом, мм.

Точність розрахунку цього параметру, а, відповідно, і співставність результатів з отриманими раніше, буде багато в чому залежати від коректності визначення потужності шару ефективного масообміну, що приймає участь в збагаченні поверхневої води радіонуклідами. В роботі [97] потужність цього шару визначено в 2 см по ефективному коефіцієнту дифузії (D) з рівняння :

$$X = 3,64\sqrt{D \cdot t}, \quad (4.5)$$

де t – час контакту води з ґрунтом.

При дифузії в насиченому водою пористому середовищі середній шлях, що проходить молекула речовини, на відміну від вільного розчину, дуже відрізняється від прямої:

$$D = \frac{D_m n}{\chi}, \quad (4.6)$$

де D_m – коефіцієнт молекулярної дифузії, який визначається з першого закону Фіка; n – пористість; χ – звивистість, значення якої знаходиться в межах 1,21...1,57.

За літературними даними, значення ефективних коефіцієнтів дифузії солей в пористому середовищі коливаються в межах $(0,5...8) \cdot 10^{-5}$ м²/добу [156]. Коефіцієнт самодифузії ⁸⁹Sr у вільному водному середовищі дорівнює $7,8 \cdot 10^{-6}$ см²/с, а у плівці міцнозв'язаної води товщиною $5 \cdot 10^{-8}$ см (в ультракапілярних порах) він складає $3,7 \cdot 10^{-10}$ см²/с [171]. В останньому випадку вода повністю знаходиться під впливом адсорбційного поля і не зазнає впливу сили гравітації, в'язкість її в десятки і сотні разів перевищує в'язкість вільної води. В більш просторих капілярних і суперкапілярних шпарилах вода за межами адсорбційно-зв'язаних шарів має такі ж

в'язкість і дифузійну проникність, як і вільна вода у водоймах. Однак, слід враховувати значну звивистість порових каналів, за рахунок якої дифузійна проникність водонасичених порід на кілька десятків відсотків, а то й на порядок нижча, ніж дифузія у вільній воді.

Значення коефіцієнтів дифузії (D) радіостронцію глобальних випадіннь, визначені до Чорнобильської катастрофи різними дослідниками у різний час, для різних ґрунтів, оцінювались в межах від $7 \cdot 10^{-9}$ до $2,4 \cdot 10^{-7}$ см²/с. Для дерново-підзолистих ґрунтів D складав $8,4 \cdot 10^{-8}$ см²/с [104,179]. За результатами опробувань та розрахунків, виконаних ПГіМ для дернових (лучних намитих оглеєних) ґрунтів коефіцієнт дифузії ^{90}Sr дорівнює $1,5 \cdot 10^{-9}$ см²/с. Дуже близьке до останнього значення коефіцієнту дифузії ^{90}Sr отримане УкрНДІСГР за результатами спостережень 1987-1994 рр. на майданчику з дерново-лучним ґрунтом, на луці, що був окультурений до аварії: $1,3 \cdot 10^{-9}$ см²/с. Для розрахунків використовувалась конвективно-дифузійна модель перенесення. Лінійна швидкість направлено (конвективного) переносу для цього ж експериментального майданчику склала $1,7 \cdot 10^{-9}$ см/с [72]. Найбільші значення D стронцію-90 отримані для староорного дерново-підзолистого супіщаного ґрунту з щільною дерниною (1,5-2 см) в 6 км південніше ЧАЕС: $2,4 \cdot 10^{-9}$ см²/с. В затоплених ґрунтах коефіцієнти дифузії ^{90}Sr зростають, особливо суттєво – в торф'яно-болотних ґрунтах. Так, при змінах вологості мінеральних ґрунтів до 100% повної вологоємності (ПВЄ) значення D зростають в 1,8 рази для піщаних і в 1,7 рази для супіщаних ґрунтів. При збільшенні вологості торф'яно-болотних ґрунтів до 60% ПВЄ D підвищується в 6 разів, а із збільшенням вологості до 100% ПВЄ – в 22 рази [239]. Визначений для дерново-слабопідзолистого супіщаного ґрунту, з вологістю 100% ПВЄ, коефіцієнт дифузії ^{90}Sr склав $(15,0 \pm 1,0) \cdot 10^{-8}$ см²/с. Під тиском стовпа води над монолітом коефіцієнт дифузії ще більше зростає. Таким чином, для нашого випадку із затопленими лучними піщаними ґрунтами прийматимемо D

рівним $20 \cdot 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$; та лучними супіщаними – $16 \cdot 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$, або відповідно $17,3 \cdot 10^{-3}$ та $13,8 \cdot 10^{-3} \text{ см}^2/\text{добу}$. Тоді X , згідно рівняння (4.6), при експозиції в 42 доби (досягнена рівновага) дорівнюватиме, відповідно 3,1 та 2,8 см.

Враховуючи те, що центр запасу активності ^{90}Sr у всіх типах ґрунтів, за період з 1991 до 1998 року, змістився в інтервал 2-10 см, а частка водорозчинного ^{90}Sr в верхньому 2-см шарі незначна, і збільшується з глибиною, товщина шару ефективного масообміну повинна бути більшою за визначену з рівняння (4.6). В реальних умовах затоплення, товщина шару ґрунту що взаємодіє з водою збільшується з часом експозиції до певної межі. Але потужність шару ефективного масообміну, що визначає забруднення поверхневих вод, слід встановлювати за співвідношенням швидкості дифузії і конвективного перенесення. Остання в значній мірі підпорядковується коефіцієнтам фільтрації ґрунту. Для дернових глейових малопотужних супіщаних ґрунтів, що займають близько 48% поверхні водозбору каналу МК-7, коефіцієнти фільтрації, за даними лабораторних досліджень, складають $0,00086 \text{ см/с}$, або $0,74 \text{ м/добу}$ (шар ґрунту 0-25 см). За визначеннями УкрНДІСГР [72], швидкість направлено перенесення ^{90}Sr для більшості випробуваних ґрунтів менша за коефіцієнт дифузії. Лише для дерново-лучних ґрунтів співвідношення обернене (що показано вище). В ґрунтах піщаного складу, з більш високими коефіцієнтами фільтрації (K_f в межах $1,47 - 2,5 \text{ м/добу}$), роль конвективного перенесення у вертикальній міграції переважає над дифузією. З глибиною швидкість конвективного перенесення дещо уповільнюється (заважає затиснене повітря і більша щільність ґрунту), а коефіцієнт дифузії – збільшується (завдяки збільшенню щільності та вологості). Але, при цьому, загальна інтенсивність вимивання буде зменшуватись завдяки меншим абсолютним значенням швидкості дифузії. Підтвердження цьому знайдено при визначеннях фізичних властивостей ґрунтів монолітів: для ґрунтів з більшою щільністю та питомою вагою характерний більш високий вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs . Тому, можна припустити, що на нижній межі шару ефективного

масообміну відношення швидкості дифузії до швидкості низхідного конвективного перенесення повинне наближатися до 1 (що і зафіксовано в гігроморфних ґрунтах). При епізодичному затопленні, в шарі 5 – 10 см знаходиться 5,3 % ^{90}Sr від його валового вмісту в товщі (моноліт 5), а після декількох, більш тривалих, ніж в першому випадку, затоплень, – біля 30% (моноліт 266). Після лабораторних випробувань із затопленням монолітів терміном до 60 діб, розподіл ^{90}Sr по профілю близький до рівномірного [56].

Для уточнення товщини шару ефективного масообміну проведено гранулометричні дослідження зразків, відібраних на затоплених і незатоплених частинах укосів каналів (Додаток С).

В усіх пробах із затоплених ділянок в інтервалі глибини 5-10 см (№№ 19, 12) крупної фракції 0,5-0,1 мм більше, ніж в пробах з тієї ж глибини, але відібраних з верхньої частини укосів (проби 5 і 22). В шарі 5-10 см незатоплених укосів вміст фракцій 0,1-0,01 мм і 0,01-0,002 мм всюди більший, ніж в тому ж шарі затоплених (в 3-7 разів), при цьому також значно більша і питома активність зразків по ^{90}Sr . Незначне збільшення вмісту цих фракцій часто супроводжується різким підвищенням активності ^{90}Sr в затоплених укосах до глибини 10 см. При збільшенні вмісту в пробах фракції менше 0,001 мм на незатоплених ділянках зафіксовано зростання активності ^{137}Cs і ^{90}Sr , а для проб із затоплених – зниження. Тобто, можна допустити, що перехід ^{90}Sr у розчин протікає інтенсивніше з частинок менше 0,001 мм, а найбільш міцно утримують ^{90}Sr частинки розміром 0,1-0,002 мм, і їх вимивання з шару 5-10 см у низхідному напрямку супроводжується зменшенням вмісту ^{90}Sr . В умовах тривалого лабораторного експерименту (> 20 діб), після досягнення повної вологості у масообміні з водою приймає участь вся товща моноліту (20-25 см).

За даними двох проведених експериментів значення коефіцієнтів вимивання ^{90}Sr (рис. 4.6) близькі, або несуттєво вищі значень, наведених в [23]. Репрезентативність даних та коректність виконання обох незалежних

експериментів підтверджується можливістю з'єднання трендів зміни коефіцієнтів змиву між першою та другою серіями (рис. 4.6).

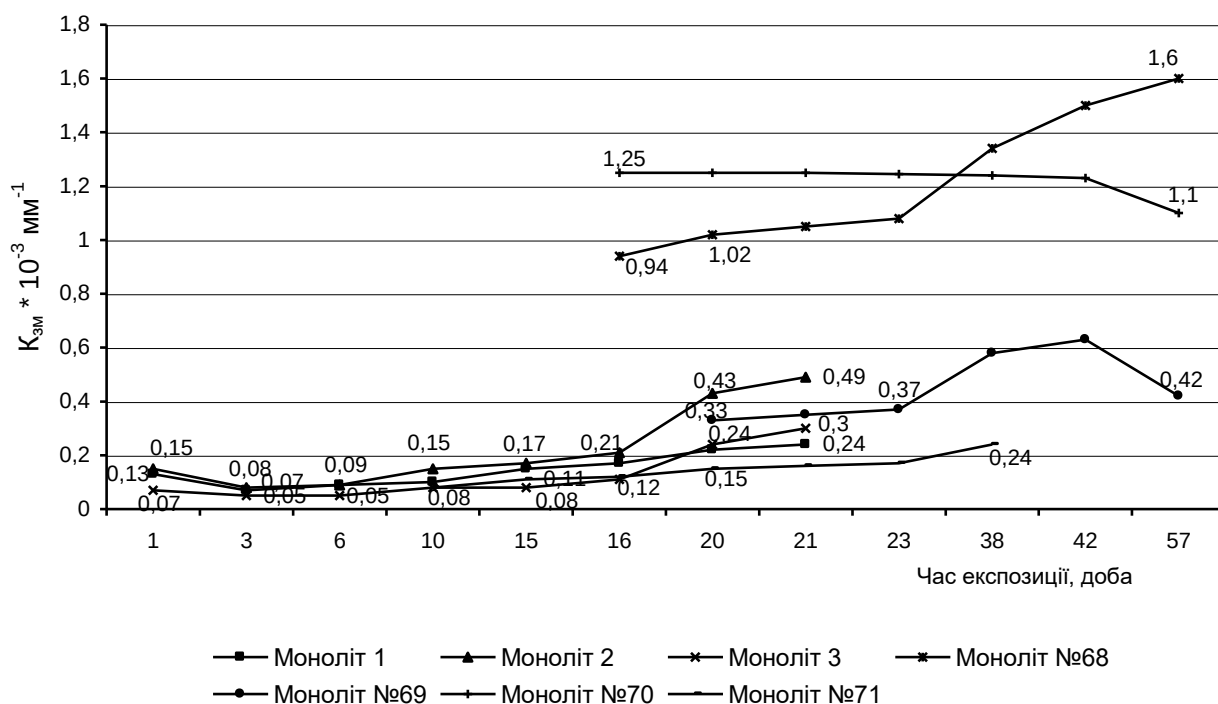


Рис. 4.6. Характер змін в часі коефіцієнтів вимивання ^{90}Sr з поверхні ґрунтових монолітів за даними двох незалежних експериментів.

При затопленні ґрунтів укосів каналів на термін 6-40 діб концентрація ^{90}Sr у природній воді збільшується в 5-12 разів. При цьому об'ємна активність води складає 2-14 % від питомої активності ^{90}Sr в ґрунті. Товщина шару ефективного масообміну ґрунту складає: в статичних умовах 10-20 см, в динамічних – 4-7 см.

Після одноразового обводнення ґрунту, ^{137}Cs у ґрунтових розчинах більшою мірою концентрується у плівковій та капілярній водах. Тому його міграція на перших етапах зволоження підпорядковується законам вологоперенесення та механізму дифузії. Після тривалих, але обов'язково періодичних затоплень, кількість ^{137}Cs , що виділяється у вільну ґрунтову вологу збільшується і вирішальну роль займає конвективна дифузія. Стронцій-90 значно швидше реагує на підвищення вологості орґано-

мінерального ґрунту, інтенсивніше мобілізується і виноситься з нього. Після початкового збільшення концентрацій обох радіонуклідів у розчині, за тривалого затоплення забруднених ґрунтів неминуче відбувається зменшення і певна стабілізація їх концентрацій. На цей час швидкість мобілізації менша або врівноважується швидкістю іммобілізації.

4.3 Площинний змив радіонуклідів з водозбірної поверхні

Площинний змив з водозбірної поверхні представлений двома складовими – рідким стоком, що містить радіонукліди в розчиненому, колоїдному та дисперсному стані, а також твердим стоком, що являє собою переважно грубодисперсний мінеральний або орґано-мінеральний матеріал, який не утримується у водах каналу-водоприймача в завислому стані і досить швидко випадає в осад. Основним чинником, який обумовлює ерозійне перенесення радіонуклідів, є атмосферні опади, а головним параметром, що визначає, за інших рівних умов, кількість винесеного радіонукліду – інтенсивність дощу або шар снігу та інтенсивність його танення [45]. Другим фактором, який також відповідає за кількість вимитого та перенесеного радіонукліду (як з твердим матеріалом, так і у розчиненій формі), є кут нахилу поверхні схилу. На порівняно похилих лучних схилах, складених супіском і піском, стік зароджується за інтенсивності дощу не менше 0,7-0,8 мм/хв. При цьому коефіцієнти стоку звичайно не перевищують 0,02 [24].

Для визначення усереднених характеристик рідкого змиву радіонуклідів з водозбірної поверхні великих басейнів користуються показниками модулю змиву, повного коефіцієнту змиву, нормованого коефіцієнту змиву та ін. [25,45]. Оскільки значення цих показників спираються на досить усереднені величини середньої щільності забруднення водозбору (модуль змиву), або на загальну величину запасу радіонукліду на водозборі (повний та нормований коефіцієнти змиву), для

яких існують різні оцінки, використання їх під час прогнозів забруднення поверхневих вод річок-водоприймачів несе в собі суттєві неточності, звідси і розбіжності у результатах різних дослідників. За рахунок змиву опадами, у перший рік після чорнобильських випадінь з поверхні ґрунту в 30-км зоні ЧАЕС виносилось $0,3 \pm 0,1\%$ радіоактивних речовин від загального їхнього вмісту в поверхневому шарі ґрунту [160]. За іншими даними [128], з поверхні ґрунтів водами весняної повені 50% забезпеченості та атмосферними опадами в 1987-1989 рр. виносилось $0,5\%$ ^{90}Sr і $0,1\%$ ^{137}Cs за рік. В процесі водної ерозії основна кількість ^{137}Cs і половина ^{90}Sr мігрувала в сорбованому стані на твердих тонкодисперсних завислих частинках ґрунту [238,62,253], що визначило вагомий внесок твердого стоку в забруднення річок.

Враховуючи незначну потужність ефективного шару масообміну ґрунту при площинному змиві (до 1 см), слабе залучення до змиву паливних частинок і більшу рухливість конденсаційних форм; заглиблення центру запасу радіонуклідів (особливо їх розчинних форм) на глибину нижче 2 см вже через 6-10 років після випадінь, очевидно, що величини площинного змиву радіонуклідів слід регулярно уточнювати.

За результатами спостережень 1995-1998 рр. на стокових майданчиках УкрНДІСГР (схили Кавунової гори) [132] і НІЦ РПД, що являють собою укуси каналів з ухилом $22-28^\circ$, коефіцієнти змиву ^{90}Sr у розчиненому стані помітно зросли порівняно з 1986-1987 рр. (табл. 4.3), що можна пояснити істотним збільшенням частки його розчинних та іонообмінних форм: 60-92 % у 1997-1998 рр. проти 4-12% у 1986-1987 рр.

Таблиця 4.3

Експериментальні значення нормованих на шар стоку коефіцієнтів змиву ^{90}Sr і ^{137}Cs , у розчиненому стані (K_p) і на суспензії (K_m), мм^{-1} .

Дата	K_p		K_m	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs

6-18. 07. 1986	$0,7-1 \cdot 10^{-4}$	$0,11-2,7 \cdot 10^{-5}$	$2,7-12 \cdot 10^{-5}$	$0,94-3,5 \cdot 10^{-4}$
12-14. 10. 1986	$0,3-1,4 \cdot 10^{-4}$	$0,065-5,6 \cdot 10^{-5}$	$0,02-1,6 \cdot 10^{-5}$	$0,12-8,8 \cdot 10^{-5}$
28-30. 03. 1987	$1,1 \cdot 10^{-5}$	-	$0,37 \cdot 10^{-5}$	-
5-9. 05. 1987	$0,63 \cdot 10^{-6}$	-	-	$0,87 \cdot 10^{-5}$
10.1994- 06.1995	не визн.	$0,012-2,5 \cdot 10^{-5}$	-	-
10. 1997	$2,7-4,2 \cdot 10^{-4}$	не визн.	не визн.	не визн.
10-11. 1998	$1,3-3,3 \cdot 10^{-4}$	$0,9-1,2 \cdot 10^{-6}$	не визн.	не визн.

Крутизна схилів Кавунової гори - 6,5-7 град. Рідкий стік на полігоні з жовтня 1994 по червень 1995 р. по чотирьох стокових майданчиках складав 3,1-18,0 м³/га, твердий стік – 0,06-0,08 т/га. Об'ємна активність ¹³⁷Cs в рідкому стоці з чотирьох майданчиків за 1995 р. коливалась в межах 2,1-25,5 Бк/дм³ [132]. В порівнянні з 1987 р. активність рідкого стоку ¹³⁷Cs на тих самих майданчиках знизилась на 3-5 порядків.

Експерименти зі штучним дощуванням, проведені на стокових майданчиках розміром 20х20 м із крутизною схилів 3° і 6°, і на малому стоковому майданчику (1х1 м з регульованим кутом нахилу 1-6°) показали, що за інтенсивності опадів 20 мм за 10 хв. і кутом нахилу в 1°, вихід у лоток рідкого стоку досягає 30%, при зміні кута до 2° – близько 40%, 4° – 45% і при 6° – більше 51% рідкого стоку [11]. Необхідно підкреслити, що даний експеримент проводився як при знятій рослинності, підстилки і мульчевого шару, так і на різних стадіях заростання травною майданчика (різниця величини поверхневого стоку при цьому складає близько 5%) [172].

Водозбірні площі каналів обмежуються переважно неширокими, але крутими укосами, нахил яких для магістральних каналів складає 18-22°, а для каналів регулюючої мережі – в межах 25-30°, в залежності від складу ґрунтів на укосах. Саме на стокових ділянках з близькими ухилами у свій час проводились спостереження в Підмосков'ї [81], які показали, що при ухилах поверхні до 30° і піщаному складі зони аерації стік з'являється лише за величини дощових опадів більше 8 мм.

Рельєф водозбірних площ каналів на лівому березі р. Прип'ять рівнинний, нахили поверхні в сторону каналів майже відсутні [56]. Відновлені з плином часу мікрозападини та лінійні форми мають переважно замкнену форму і не сприяють формуванню поверхневого площинного стоку. Тобто площинний змив радіонуклідів в канали відбувається переважно лише з їх укосів. За однакової інтенсивності дощу величину рідкого та твердого змиву визначають: задернованість, експозиція укосів, склад ґрунтів, що їх складають [45]. Для врахування істотної нерівномірності цих характеристик автором було обладнано чотири водозбірні лотки вище висоти височування на укосах каналів К-114, К-99, МК-7 Прип'ятської осушувальної системи (рис. 4.7). Інтенсивність змиву радіоактивних речовин на одному майданчику залежить від інтенсивності дощових опадів, ступеню промерзання ґрунту. Для розрахунків використовувались дані досліджень 1997 і 1998 рр. За даними ДНВП "РАДЕК" кількість радіонуклідів, що випадає з атмосферними опадами, може бути різною в один і той же час на різних ділянках території (Додаток Т).

Точність визначеної частки поверхневого стоку (табл. 4.4) узгоджується із загальним радіаційним балансом каналів. Восени (в жовтні), коли схили максимально оголені, спостерігається прогресуючий дощовий змив ^{90}Sr з поверхні задернованих укосів. При цьому ^{90}Sr залучається до розчину з шару ґрунту потужністю до 1,0 см за механізмом іонного обміну. Крім того, відбувається змив частинок ґрунту із адсорбованими радіонуклідами («твердий стік»). Восени 1997 р. (10 жовтня) у воді площинного стоку концентрація ^{90}Sr (8,06 Бк/дм³) була в 2 рази нижча, ніж у воді каналу (табл. 4.4).



Рис. 4.7.
Огороджений
майданчик
та
водозбірний
лоток на
правобереж-
ному укосі
каналу К-
114.

Таблиця 4.4

Характеристика співвідношень вмісту ^{90}Sr
в площинному стоці з укосів каналів та у водах каналів, Бк/дм³.

Місце відбору	Вміст в рідкому площинному стоці з укосу	Вміст в поверхневих водах	Відношення вмісту ^{90}Sr (площинний стік в лоток)/ (поверхневі води каналу)
1	2	3	4
1997 рік, жовтень-листопад			
Л-1/К - 99	8,06	17,0	0,47
Л-2/К – 114	2,9	15,0	0,19
Л-3/К – 114	6,75	15,0	0,45
Л-4/МК – 7	3,26	44,3	0,07
Л-1/К – 99	12,4	13,2	0,94
Л-3/К – 114	3,3	12,0	0,28
Л-2/К – 114	9,93	13,0	0,76
Л-1/К – 99	2,9	5,5	0,53
Л-4/МК – 7	3,2	22,1	0,14
1998 рік, жовтень-листопад			
Л-1/К – 99	11,2	11,72	0,96
Л-1/К – 99	35,0	7,2-12,0	2,9-4,86

Коефіцієнт стоку отримуємо з рівняння:

$$K_{\text{ст.}} = Y_{\text{пов.}} / I, \quad (4.7)$$

$$\text{де } Y_{\text{пов.}} = Q(\text{дм}^3) \cdot 10^3 / F(\text{м}^2) \cdot 10^3 \quad (4.8)$$

$K_{ст.}$ – коефіцієнт стоку, що являє собою відношення кількості води, яка потрапляє з одиничної площі укосу каналу на уріз води (шар поверхневого стоку), до загальної кількості опадів, що випали на цю площу; Q – кількість води у водозбірній посудині після випадіння опадів; при кількості дощу 2 мм за 1 добу (за даними вимірювань в жовтні 1997 р.) дорівнювала 0,06 дм³; F – фіксована площа стокового майданчику, що для даного лотка №1 дорівнює 4,66 м². Тоді шар стоку за даної інтенсивності дощу дорівнюватиме:

$Y_{пов.} = 0,06 / 466 = 0,0001288$ дм, або 0,01288 мм де 466 - площа водозбору лотка (дм²),

$$K_{ст.} = 0,01288 / 2,0 = 0,0064$$

Визначивши $K_{ст.}$, розрахуємо величину стоку з укосу за теплий період року за кількості опадів 506,7 мм (за 8 місяців, або 240 днів):

$$506,7 * K_{ст.} = 3,26 \text{ мм, або } 15,2 \text{ дм}^3 \text{ з площі водозбору лотка.}$$

Обсяги питомого рідкого змиву радіонуклідів визначаються як добуток їх концентрації у воді на величину питомого стоку зі схилу (дм³/м²). Інфільтраційні втрати під час стоку талих вод по промерзлому ґрунту, незалежно від довжини схилу, практично відсутні [72]. Тому, знаючи товщину шару снігу напередодні весняного сніготанення і відому величину виходу води із снігу можна ототожнити її із величиною стоку зі схилу [56]. Завдяки збільшеному шару стоку по замерзлому ґрунту та меншій потужності шару ефективного масообміну ґрунту, нормовані коефіцієнти рідкого змиву ⁹⁰Sr під час зимових відлиг суттєво менші (в 15-25 разів), ніж під час стікання дощового стоку в безморозний період.

Під час польових досліджень на стоковому майданчику каналу МК-2 Чистогалівської системи 26 грудня 1996 року у водозбірнику після тимчасової відлиги була виявлена вода схилового стоку з концентрацією ⁹⁰Sr 0,58 Бк/дм³. По мірі відтаювання ґрунту коефіцієнти змиву збільшуються. Весною, наприкінці сходження талого стоку, вони стають більшими за коефіцієнти рідкого змиву під час дощів невисокої

інтенсивності. В період танення снігу в березні 1996 р. на близькій за щільністю забруднення ділянці поблизу могильника «Копачі», концентрації ^{90}Sr у воді площинного стоку складала до 50 Бк/дм^3 (К.І. Кірюшин, Е.С. Херсонський). Так само, в період танення снігу в березні 1999 р. зразки поверхневої води з тимчасових водойм в пониженнях рельєфу на водозборі того ж таки МК-2 Чистогалівської системи мали об'ємну активність ^{90}Sr в межах $29\text{-}47 \text{ Бк/дм}^3$ [237]. Останні дані будемо вважати не показовими для талого стоку, оскільки вони в значній мірі характеризують процес вилуговування радіонуклідів при затопленні забруднених ґрунтів, який описано вище.

Загалом, для стоку талих вод, можна приймати, що 80-90 % об'ємів води, зосереджених в запасах снігу (кінець лютого) на смугах вздовж каналів шириною 50 м надходить до водотоків у вигляді поверхневого та приповерхневого стоку. Талі води на іншій частині водозбору перерозподіляються на випаровування, інфільтрацію (причому близько 15-18 % атмосферних опадів втрачається на перетікання до водоносного горизонту, що залягає нижче) та акумуляцію в западинних формах.

Надходження радіонукліду у воду каналу К-99 Прип'ятської системи з одиниці площі укусу, відповідно, складало $26,28 \text{ Бк/м}^2$ за безморозний період і $46,2$ та $86,8 \text{ Бк/м}^2$ – під час танення снігу, відповідно, впродовж та наприкінці холодного періоду. Отже, сумарний питомий змив за рік склав близько 160 Бк/м^2 . За теплий період *інтенсивність змиву* дорівнювала $0,109 \text{ Бк/м}^2/\text{добу}$, в середньому за весь час зимових і весняних відлиг – $133 / 120 = 1,1 \text{ Бк/м}^2/\text{добу}$.

На першому майданчику (лоток №1) впродовж осені 1998 року, за інтенсивності опадів $2,62 \text{ мм/добу}$, модуль стоку склав $0,29 \text{ дм}^3/\text{с/км}^2$, коефіцієнт стоку $K_{\text{ст.}} = 0,3223 / 34 = 0,0095$ (табл. 4.5).

Таким чином, площинний стік з укосів у 1997-1998 роках за невисокої інтенсивності опадів (2-3 мм/добу), на задернованих укосах з нахилом $20\text{-}26^\circ$ характеризувався порівняно низькими коефіцієнтами стоку – $0,007\text{-}$

0,024 і модулями стоку в межах 0,15-0,55 дм³/с/км². За таких умов, площинний змив не відігравав на той час визначальної ролі у формуванні об'ємної активності

поверхневих вод каналів осушувальної мережі. Це підтверджується і незначною залежністю концентрацій ⁹⁰Sr в поверхневих водах каналів від об'ємної активності рідкого стоку (табл. 4.5). При збільшенні кількості опадів до 10-15 мм/добу та інтенсивності дощу до 0,08-0,2 мм/хв. К_{ст.} може збільшуватись до 0,05.

Таблиця 4.5

Параметри поверхневого змиву стронцію-90 з укосів осушувальних каналів Прип'ятської системи за 1997-1998 рр.

Канал, дата відбору зразків	Інтенсивність опадів, мм/добу	Об'ємна активність опадів, Бк/дм³	Щільність забруднення укосу, кБк/м²	Концентрація у стоці зі схилу, Бк/дм³	Кут закладання укосу, град.	Модуль (інтенсивність) стоку, дм³/добу/м² (дм³/с/км²)	Коефіцієнт стоку, α	Інтенсивність рідкого змиву, Бк/м²/добу
К-99 (9-10.10.1997 р.)	2,0	0,7 - літо, 1,2 - зима	1450	8,06	26	0,013 (0,15)	0,0064	0,109
К-99 (14.10.1998 р.)	3,52	0,8-літо-осінь 1.3 - зима	1400	11,2	26	0,0281 (0,32)	0,0078	0,3147
К-99 (4.11.1998 р.)	2,62	0,06-осінь	1400	35,0	26	0,025 (0,29)	0,0095	0,868
МК-7 (9-10.10.1997 р.)	2,0	0,7	1300-3000	3,3	20	0,048 (0,55)	0,024	0,468

При збільшенні кількості опадів до 10-15 мм/добу та інтенсивності дощу до 0,08-0,2 мм/хв. $K_{ст.}$ може збільшуватись до 0,05. $K_{ст.}$ зростатимуть на порядок (від 0,1-0,2 до 1,0) також при підвищенні РГВ з глибини 50 см до поверхні землі [24], коли відбувається різке покращання умов формування поверхневого стоку. Максимальних величин, вірогідно, слід очікувати при зливах, що випадають після періоду тривалих дощів, які обумовлюють підйом рівня ґрунтових вод до поверхні землі.

З твердим стоком з укосу каналу К-99 в лоток № 1 за рік надійшло 8745-12900 Бк/кг ^{90}Sr . Тобто з твердим стоком в канал щорічно змивається 130 – 225 Бк/м², що також є потенційним джерелом забруднення поверхневих вод каналів.

Отже, серед інших процесів вторинного забруднення поверхневих вод каналів роль рідкого змиву порівняно невелика, особливо у роки з невеликою кількістю опадів (до 500 мм). З часом надходження радіонуклідів з одиниці площі укосів ще більш зменшується в результаті природного розпаду, змиву, заглиблення при інфільтрації атмосферних опадів, лесиважу, винесення рослинністю.

4.4 Винесення радіонуклідів ґрунтовими водами в канали

Практично повсюдно високі значення об'ємної активності ^{90}Sr в ґрунтових водах у 1989 р. (Додаток У) пов'язувались з підвищеним інфільтраційним живленням та першою фазою деструкції паливних частинок, циклічність якої складає 4-6 років [230]. При цьому РГВ змінювались від 0,2-1,0 м до 1,5-2,1 м [145,149].

Для вивчення ступеню впливу гідродинамічних умов першого від поверхні водоносного горизонту на концентрацію радіонуклідів в ґрунтових водах, в травні 1996 року автором було проведено пробні відкачки із свердловин полігонів УкрНДІСтР «Залісся» та «Кавунова

Гора». Свердловини закладені на моренно-водольодовиковій (аккумулятивно-денудаційній) рівнині низького рівня. Три з них належать області транзиту, дві (№2 і 2/2) приурочені до області живлення ґрунтових вод і одна – ближче до зони розвантаження (№4). З даних, наведених на рис.4.8 і табл. 4.6 випливає, що об'ємна активність ^{90}Sr у воді в більшій мірі залежить від інтенсивності водопритоку до свердловини, ніж від РГВ. Для обмежених пластів визначальними також є умови на границях.

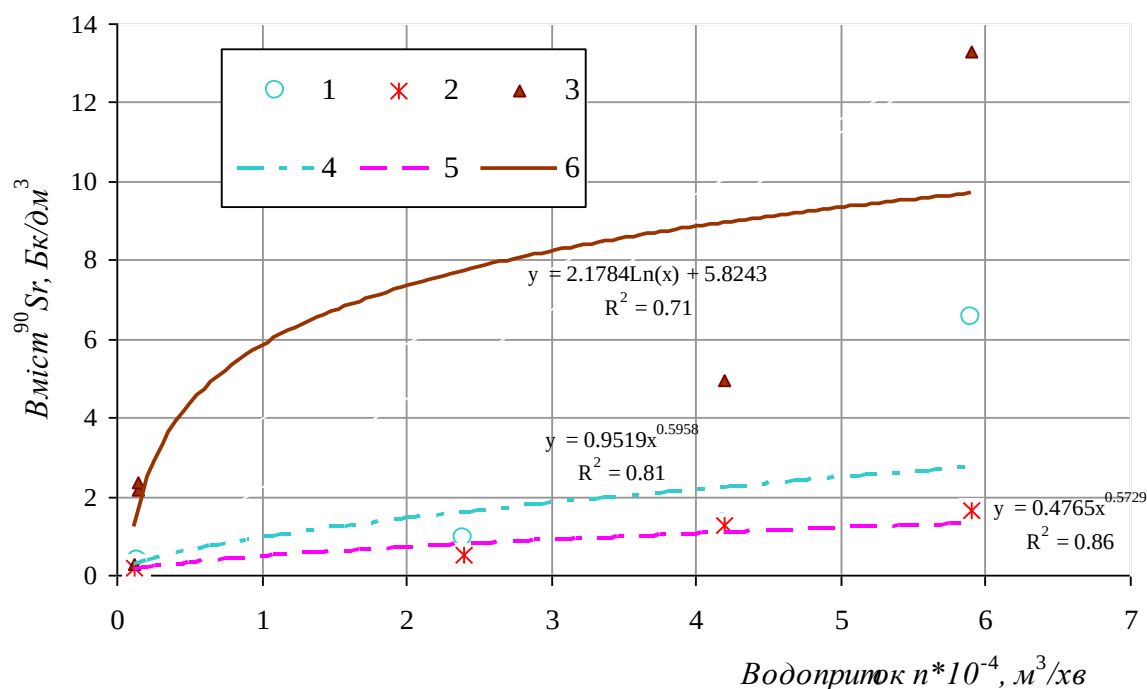


Рис. 4.8. Залежність об'ємної активності ^{90}Sr в ґрунтових водах від інтенсивності водопритоку: 1 – по даних за серпень 1995 р.; 2 – за листопад 1995 р., 3 – травень 1996 р., 4,5,6 – відповідні степеневі та логарифмічний тренди, що найкраще апроксимують залежності.

Найбільша водопровідність і водопритоки характерні для ділянок, приурочених до зон транзиту або дренажування підземних потоків (табл. 4.6). Тут в ґрунтових водах свердловин відмічаються і найбільші концентрації ^{90}Sr . Найменші його концентрації притаманні ґрунтовим водам на ділянці з найменшим водопритоком – в нижній частині тальвегу (св. №4), на

механічному бар'єрі, де звичайно накопичуються дрібнодисперсні делювіальні наноси.

Та ж сама закономірність прослідковується і для вод, відібраних з дренажних колекторів, що виходять в магістральний канал МК-2 в урочищі Борщі Чистогалівської осушувальної системи (табл. 4.7).

Таблиця 4.6

Залежність об'ємної активності ^{90}Sr в ґрунтових водах від інтенсивності водопритоку та рівня залягання дзеркала ґрунтових вод (1995 р.).

Номер свердловини та її розміщення	Сталий РГВ у свердловині від поверхні, м		Водопріток у свердловину (середній) $\text{м}^3/\text{хв}$	Вміст ^{90}Sr , Бк/дм ³	
	серпень	листопад		серпень	листопад
Св. №1, с. Залісся, схил	2,80	2,86	$0,15 \cdot 10^{-4}$	0,37	0,09
Св. №2, с. Залісся, вододіл	4,25	4,32	$0,14 \cdot 10^{-4}$	0,39	0,25
Св. № 3, с. Залісся, тальвег	1,89	1,59	$5,9 \cdot 10^{-4}$	6,54	1,66
Св. № 4, с. Залісся, гирлова частина тальвегу	1,89	2,01	$0,12 \cdot 10^{-4}$	0,21	0,17
Св. №2/2, с. Копачі, вододіл	2,57	2,57	$2,4 \cdot 10^{-4}$	0,94	0,50
Св. №3/2, прирусловий уступ р. Горновка	2,55	2,46	$4,2 \cdot 10^{-4}$	1,33	1,25

Таблиця 4.7

Залежність питомої активності дренажних ґрунтових вод від витрат води в колекторі.

*Колектор	Витрати, л/с	Питома активність, Бк/дм ³		Винесення до каналу, 10^3 Бк/добу	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
ДК-1, дерново-підзолисті ґрунти	0,17	4,05	0,68	59,5	9,96
ДК-3, торф'яно-болотні і торф'яні ґрунти	0,019	1,88	0,06	3,08	0,1
ДК-4, дерново-підзолисті ґрунти	0,042	0,97	0,13	3,52	0,46
К-8	0,86	23,7	1,06	> 850	70

*Площа водозбору окремих колекторів складає від 6000 до 7000 м².

За одиночними пробами ґрунтових вод, відібраними за допомогою лотків у зоні височування над рівнем води в каналі у меженний період, концентрація ^{90}Sr в них, порівняно із пробами, відібраними із найближчих свердловин, збільшується у 4-15 разів: від 0,2...1,0 Бк/дм³ до 2,0-6,0 Бк/дм³.

Процесам вертикального перенесення і забруднення ґрунтових вод радіонуклідами після Чорнобильської катастрофи присвячено достатньо робіт [12,107,151,163,232,248]. На ділянках зберігання рідких відходів процеси надходження радіонуклідів в ґрунтові води описані у три стадії [138]: 1) – інфільтрація води через зону аерації, під час якої відбувається метаморфізація її хімічного складу внаслідок процесів вилуговування і сорбції; 2) – змішування метаморфізованих вод з ґрунтовими водами; 3) – перенесення забруднюючих речовин по водоносному горизонту (починається майже одночасно із другою стадією), під час якого відбувається формування області забруднення, поширення її по площі. У випадку суцільного забруднення поверхні радіонуклідами та незначних коливань потужності зони аерації на певній площі, область забруднення практично співпадає з областю фільтрації ґрунтових вод, і концентрації радіонуклідів розподіляються з часом рівномірно у верхній частині водоносного горизонту, як на ділянках живлення, так і на ділянках транзиту та розвантаження.

За даними на 1993 рік [27] щороку з кожного гектару середньо і сильно забруднених ($>185 \text{ кБк/м}^2$) радіонуклідами земель Полісся в ґрунтові води виносилось від $1,1 \cdot 10^4$ до $4,4 \cdot 10^6$ Бк/га цезію-137 і $2,0 \cdot 10^4$ Бк/га стронцію-90.

За даними експериментів, проведених безпосередньо в зоні відчуження [172], визначено, що за одинадцять післяаварійних років в природному режимі інфільтрації перенесено на глибину до 1 м не менше 2,2% запасу ^{137}Cs і 31,9% від запасу ^{90}Sr у верхньому 5-см шарі ґрунту. Ухил поверхні

експериментального майданчику складав 6°. При тому, що для більшої частини території ЧЗВ та забрудненого техногенними радіонуклідами Полісся типові ухили не перебільшують 2°, можна припустити, що інфільтраційна складова міграції радіонуклідів ще більш вагома. За проведеними експериментами із застосуванням мінілізіметрів, *інтенсивність винесення ^{90}Sr , а також кальцію і магнію талими водами майже у 2 рази більша, ніж дистильованою водою з $\text{pH} = 5,3$ [137,213].* Додатковим чинником посилення низхідного масоперенесення радіонуклідів, а також стабільних макро- і мікроелементів в ґрунтах може бути збільшення з роками кислотності атмосферних опадів, що приносяться атлантичними циклонами. Так за період спостережень з 1996 по 2005 рр. показник pH зменшився в середньому з 5,4 до 4,4 – 4,6.

Для оцінки ролі ґрунтових вод у винесенні радіонуклідів водними шляхами можна скористатися кількома способами. Найбільш загальна оцінка виконується за методом розчленування гідрографу водотоку. Добуток виділеного обсягу стоку ґрунтових вод за рік на середньорічні концентрації радіонукліду дасть наближену кількісну оцінку участі ґрунтових вод у забрудненні річки. Можна також провести інтерполяцію даних між фактичними вимірами і надати оцінку за щодобовими значеннями витрат підземного потоку і концентрацій, переважна частина яких буде уявною. Розбіжність між отриманими за першим та другим підходами значеннями може виявитись істотною (табл. 4.8).

Таблиця 4.8

Частка винесення ^{90}Sr ґрунтовим стоком у канали (%), розрахована за середньорічними (1) і щоденними (2) значеннями об'ємної активності і стоку.

Канал	1997 р.		1998 р.		1999 р.	
	Метод розрахунків					
	1	2	1	2	1	2
МК-1	29,0	16,7+2,5	1,08+0,6	6,8+0,5	6,5+0,8	6,4+0,05

МК-7	0,7±0,25	2,0±0,1	0,12±0,08	0,44±0,07	0,8±0,05	1,2±0,14
------	----------	---------	-----------	-----------	----------	----------

Більш точний спосіб виділення участі ґрунтових вод у воднорадіаційному балансі каналу полягає у використанні даних розрахунків балансу ґрунтових вод гідродинамічним методом аналізу їхнього режиму. Визначивши об'єми притоку ґрунтових вод – Q_{np} (м³/добу або л/с на 1м ширини потоку) і знаючи довжину мережі каналів (L) на площі водозбору (S), розраховується модуль підземного стоку ($M_{ст}$) в магістральний канал:

$$M_{cm} = \frac{Q_{np} \cdot 2L}{S} \quad (4.9)$$

Для всього водозбору магістрального каналу МК-7 Прип'ятської меліоративної системи (19,95 км²) модуль підземного стоку вийшов рівним 7,54 л/с/км² при середніх для басейну одиничних обсягах припливу 61,9 м³/рік на 1м довжини мережі каналів (або 0,002 л/с/м).

Модуль винесення радіонукліду (M_w) із середньою об'ємною активністю C (кБк/м³) з ґрунтовими водами у канал з одиниці площі оцінювався з рівняння:

$$M_w = M_{ст} \cdot C \quad (4.10)$$

За 1998 рік, при середніх концентраціях ^{90}Sr в ґрунтових водах водозбору МК-7 0,3 кБк/м³ підземним стоком могло бути винесено 71,365 МБк/рік/км² або 195,5 кБк/добу/км² цього радіонукліду. Модуль сумарного винесення каналом МК-7 за 1998 р. склав 29 ГБк/рік/км². В результаті, при визначенні через модулі стоку, частка винесення ^{90}Sr підземним стоком у загальному винесенні каналом МК-7 за 1998 рік склала близько 0,25 %; за 1999 рік – 0,2%.

За даними, отриманими з розчленування гідрографів, розраховані M_w і частка винесення ^{90}Sr ґрунтовим стоком (Λ_g) від сумарного модуля винесення (M_s) дещо відрізняються (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Показники підземного стоку і винесення ^{90}Sr в магістральні канали.

Канал	М _{ст} , середній за рік, м ³ /добу/км ²		М _в , середній за рік, кБк/добу/км ²		М _с , середній за рік, МБк/добу/км ²		Λ _г , % від М _с	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
МК-1	169,3	145,2	274,3	21,8	1,73	2,11	15,8	1,03
МК-7	171,1	450,0	427,7	135,2	43,78	79,45	0,97	0,17

Розраховане за даними режимних гідрологічних спостережень сумарне винесення ^{90}Sr каналом МК-7 по роках склало: 1997 р. – близько 400 ГБк; 1998 р. – близько 783 ГБк; 1999 р. – 580 ГБк; 2000 р. – 83,3 ГБк; 2001 р. – 223 ГБк.

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 порівняно маловодному 1997 році, за найбільш консервативними оцінками, його складова у винесенні ^{90}Sr доходила по окремих каналах до 25-27%.

Повсюдне зменшення частки ґрунтового стоку за період з 1991 по 1999 рр., що пов'язано з деградацією меліоративної та гідрографічної мережі [56,264], призвело до збільшення концентрацій, а по окремих водотоках, навіть до зростання обсягів винесення ^{90}Sr поверхневим стоком.

Проведені в 2000-2001 рр. розчистки на каналі МК-1, після яких частка ґрунтового стоку в загальному різко зросла (рис. 4.9), посприяли стійкому зниженню концентрацій ^{90}Sr в поверхневих водах [264].

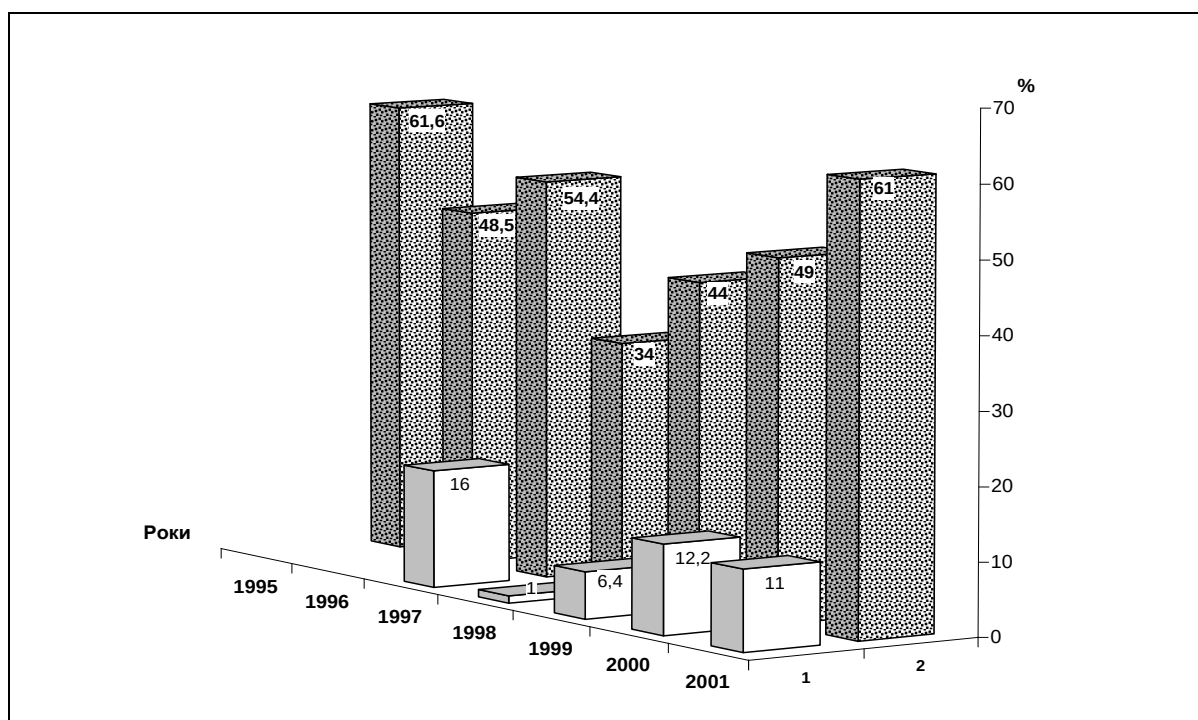


Рис. 4.9. Зміни балансових показників стоку ґрунтових вод в канал МК-1 : 1 – винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами, у % від загального винесення каналом в р. Прип'ять (в 1995-1996 рр. об'ємна активність ґрунтових вод не визначалась); 2 – частка підземного стоку в сумарному стоці МК-1, %.

Розрахувати бічний приток ґрунтових вод в канал можна також використовуючи дані режимних спостережень за рівнями ґрунтових вод в свердловинах та рівнями води в каналі. Рівняння несуттєво відрізняється від відомої формули Дарсі, але враховує зміну рівнів води в свердловині та в каналі за інтервал часу Δt :

$$q = k_{\phi} \frac{h \Delta t (H_2 - H_1)}{l}, \quad (4.11)$$

де k_{ϕ} – коефіцієнт фільтрації ґрунтового водоносного горизонту, м/добу; h – середня потужність першого від поверхні водоносного горизонту, м; H_1 , H_2 – середні за Δt рівні ґрунтових вод у пунктах спостережень, м; l – відстань між найближчою до каналу свердловиною та гідрометричною рейкою в каналі, м.

В 2002 році розрахунки притоку води в канали виконано гідродинамічним методом із застосуванням формули Г.М. Каменського [71] для однієї спостережної свердловини, розміщеної найближче до каналу (див. розд. 5). Розраховані за цим методом значення притоку ґрунтових вод в канал виявилися близькими до величин підземного живлення, що були виділені при розчленуванні гідрографів. Так боковий приток за 1998 рік в канал МК-7 склав 107,3-114,32 м³ з погонного метру ширини потоку (за результатами вирішень за формулою Дарсі та модифікованим рівнянням Г.М. Каменського); за 1999 р. – 114,5-132,2 м³, за 2000 – 111,42-120,95 м³, за 2001 – 118,3-130,13 м³, за 2002 – 113,1-104,6 м³.

Порівнюючи зміни обсягів води, що дренається каналом за рік (період 1997-2001 рр.) із середніми концентраціями радіонуклідів у водах каналу МК-7 можна зробити висновок про зворотну залежність між обсягами бічного притоку ґрунтових вод і об'ємною активністю ⁹⁰Sr в поверхневих водах каналу.

Різні умови живлення і формування поверхневого стоку по довжині каналів можуть викликати диспропорцію між прибутковими і видатковими статтями балансу. При виникненні тривалих підпорів частка ґрунтових вод у сумарному балансі може істотно зменшитись. Так внесок ґрунтових вод у сумарний стік каналу МК-7 змінюється по довжині каналу від 14 до 60%. За даними режимних спостережень та оцінкою витрат ґрунтового потоку в перетині найближчому до каналу МК-7, на формування його стоку в 1998 р. надійшло з кожного погонного метра гирлової, найбільш дренаваної частини близько 110 м³ ґрунтових вод (табл. 4.10). У верхній, зарегульованій частині каналу річний приток ґрунтових вод в періоди дренавання їх каналом не перевищував 10 м³ на 1 погонний метр (а в багатоводні періоди року спостерігалось зворотне живлення з боку каналу).

Таблиця 4.10

Розрахунок надходження ⁹⁰Sr з ґрунтовими водами в канал МК-7

за даними режимних спостережень (по усереднених значеннях).

Інтервал часу, Δt , діб	Латеральний приток у канал в нижній течії, $\text{м}^3 / \text{м}$	Концентрація ^{90}Sr в ґрунтових водах, $\text{кБк}/\text{м}^3$	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 рр.)	110	0,03-2,34	36,26	1945,7	0,25
372 (1998-1999 рр.)	123	0,01-1,0	32,58	1261,2	0,22
364 (1999-2000 рр.)	116	0,9 – 1,6	53,9	1746,1	2,1

Враховуючи, що довжина каналу МК-7 становить 11300 м, надходження ^{90}Sr з ґрунтовими водами з обох сторін по всій довжині каналу складе 473,54 МБк за 1998 рік, 368,15 МБк за 1999 р., 609,07 МБк за 2000 р. З регулюючої мережі, загальною довжиною 40600 м, також надійшло, відповідно, близько 1472, 893 і 1137 МБк. Тобто в сумі, відповідно, отримаємо 1945,7; 1261,2 і 1746,1 МБк.

Добре збігання результатів визначення частки винесення ^{90}Sr підземним стоком за 1998 р. отримано окремо за трьома методами: 1) за середніми значеннями концентрацій і витрат, отриманих з розчленування гідрографу - 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%; і окремо за двома методами – з використанням інтерпольованих щодобових значень концентрації та витрат потоку, отриманих з розчленування гідрографу (0,44-0,5%) та за гідродинамічним методом розрахунку балансу ґрунтових вод – 0,25%. Достовірніші результати отримано за розрахунками передостаннім, найбільш точним методом, похибка якого складає $\pm 40\%$ (3% від вимірів поверхневих витрат + 12% від виміру концентрацій + 25% – точність методу розчленування гідрографу). Результати статистичної обробки даних за три роки наведено в таблиці 4.11.

Таблиця 4.11

Результати статистичної обробки даних спостережень та розрахунків винесення ^{90}Sr підземним стоком в магістральні канали Прип'ятської системи за методом розчленування гідрографу (1997-1999 рр.)

Показник	Бічний приток ґрунтових вод в МК-7 (п. Красне)			Бічний приток ґрунтових вод в МК-1 (п. Ладижичі)		
	Витрата Q, м ³ /с	Концентрація, С, кБк/м ³	Винос, W, МБк/доб	Витрата Q, м ³ /с	Концентрація, С, кБк/м ³	Винос, W, МБк/доб
Середнє арифметичне	0,2469	0,9962	19,136	0,2637	0,76	18,509
Стандартна похибка	0,0054	0,0215	0,5834	0,0043	0,016	0,45376
Медіана	0,2521	0,9932	11,022	0,250	0,75	19,594
Стандартне відхилення	0,1772	0,7106	19,297	0,1424	0,521	15,008
Дисперсія	0,031	0,505	372,383	0,020	0,272	225,250
Ексцес	-1,465	-1,016	-0,032	-0,980	-0,939	-0,392
Асиметрія	0,006	0,257	0,980	0,107	0,353	0,605
Інтервал	0,51	2,49	77,541	0,52	2	58,269
Мінімум	0,01	0,01	0,008	0,02	0	0,259
Максимум	0,52	2,50	77,549	0,54	2	58,528
Сума	-	-	20934,4	-	-	20248,66
Вибірка	1094	1094	1094	1094	1094	1094

Похибка гідродинамічного (чисельного) методу для балансових ділянок, на яких проводились спостереження, тобто на детальному рівні, складає 67% (за рахунок похибок вимірювання концентрацій ^{90}Sr та визначень окремих параметрів, які використано для визначення бокового відтоку ґрунтових вод в канали). Проте, для всієї мережі каналів на водозборі магістрального каналу (на басейновому рівні), помилка може перевищувати 450%, що пов'язано із багатьма невизначеностями і припущеннями щодо бічного притоку та концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах на ділянках каналів, де створи свердловин відсутні. У зв'язку із цим, за 1999 рік маємо суттєву розбіжність між результатами винесення ^{90}Sr , отриманими по двох останніх методах, відповідно – 7,116 ГБк (1,21%) та

1,26 ГБк (0,22%). Згідно виділення підземної складової за методом розчленування гідрографу з використанням фактичних значень концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах свердловин та шурфів, відносне винесення підземним стоком ^{90}Sr змінювалось протягом 1999 року від 0,24% (листопад) до 51% (вересень) від сумарного винесення каналом за добу, що безумовно треба враховувати і під час інтерполяції даних при застосуванні гідродинамічного методу на рівні басейну.

За даними спостережень по свердловинах не враховується стік з тимчасових водоносних шарів за час весняних повеней та дощових паводків а також нерівномірність бокового притоку по довжині каналу. При розчленуваннях гідрографів, верховодка до підземного стоку традиційно не зараховується, а включається до поверхневої складової, до якої також входять стік зі схилів та з бічної гідрографічної мережі [91]. Тобто, метод розчленування гідрографу на басейновому рівні дає більш точні результати щодо обсягів підземного стоку та винесення ним забруднювача.

При визначенні обсягів підземного стоку різними методами розбіжність між результатами суттєво менша. Так, за розрахунками гідродинамічним методом частка підземного стоку в МК-7 за 1998 р. склала 28,4%, а за 1999 р. – 33,9%, в той час як при розчленуванні гідрографів, відповідно – близько 31% та 35%. Отже, сумарне підземне винесення ^{90}Sr в канали лише за даними опробування свердловин є нижчим від реального в 1,5-4 рази у зв'язку із неврахуванням збільшення об'ємної активності ґрунтових вод при височуванні через забруднені укоси каналу та неврахуванням верховодки і так званих ґрунтово-поверхневих вод.

4.5 Забруднення поверхневих вод радіонуклідами за рахунок донних відкладів

Донні відклади (ДВ), виступаючи в якості депо радіонуклідів у водній екосистемі, при досягненні достатніх градієнтів концентрації, – відношення вмісту радіонуклідів у воді до їх вмісту у поровому розчині ДВ менше одиниці, стають джерелом вторинного забруднення поверхневих вод за механізмами дифузії та мікродисперсії. Якщо ж відбуваються істотні зміни рівня води в каналі, що викликає зміни напрямків руху ґрунтових вод (див. рис. 4.1), радіонукліди можуть залучатись до конвективних низхідних і висхідних потоків.

Величина співвідношення концентрацій ^{90}Sr в поверхневих водах і порових розчинах ($C_{\text{пов.}}/C_{\text{пор.р.}}$) певною мірою залежить від стану проточності водотоку: вона більше одиниці частіше у слабопроточних та непроточних системах (Додаток Ф), або периферійних зонах каналів («мертва» зона), де донні відклади мають переважно автохтонний характер. В осередках вторинної акумуляції алохтонних наносів (у верхніх б'єфах гідротехнічних споруд, в гирлах каналів) питома активність донних відкладів суттєво вищі, що забезпечує більш потужний висхідний дифузійний потік.

Таким чином, донні відклади слабопроточних каналів ЧЗВ містять продукти автохтонного та алохтонного генезису. Останні мають високу питому частку у верхніх б'єфах перегороджуючих споруд. Як перші так і другі, за їх первинним забрудненням, властивостями до сорбції і десорбції радіонуклідів, можна розділити щонайменше на три складові:

- відклади, зумовлені осіданням завислих часточок органічного, мінерального та комплексного складу (сестон), дрібного бентосу, розмір яких 5-10 і переважно 10-100 мкм; питома активність досягає 14,5 кБк/кг ^{137}Cs і 70 кБк/кг [229], а іноді й більше; до таких зараховуються також «гарячі» частинки аварійних випадків;

- порівняно великі рештки рослинних і тваринних гідробіонтів (> 1000 мкм), питома активність яких за ^{90}Sr нині звичайно не перевищує 40

кБк/кг, а також черепашки відмерлих молюсків з питомою активністю ^{90}Sr до 700 ± 63 кБк/кг і ^{137}Cs близько $10,3 \pm 0,6$ кБк/кг [101];

- переважно мінеральні продукти берегової ерозії, а також твердий стік або продукти змиву талими та дощовими водами з берегових укосів каналів (переважають розміри від 100 до 1500 мкм), якщо не містять «гарячих» частинок, то звичайно мають питому активність ^{90}Sr до 10 кБк/кг.

Загалом, у 75% випадків концентрації ^{90}Sr порових розчинів більші за його вміст у придонному шарі, в інших випадках – навпаки (Додаток Ф). Проте, при тому, що поровий розчин може містити ^{90}Sr більше в 1,5-3 рази, ніж поверхневі води, придонний шар води не відрізняється суттєво більшими концентраціями від поверхневого шару, або навіть менш забруднений, що свідчить про наявність поверхневих джерел забруднення води (вилуговування з ґрунтів укосів). Залежність між концентрацією ^{90}Sr у порових розчинах донних відкладів каналу МК-7 та у поверхневому і придонному шарах товщі води над ними (рис. 4.10, 4.11) добре описується степеневими рівняннями (коефіцієнт достовірності апроксимації майже 0,9). Градієнти концентрацій між придонним і поверхневим шарами води (Додаток Ф) невисокі і нерідко носять зворотній характер.

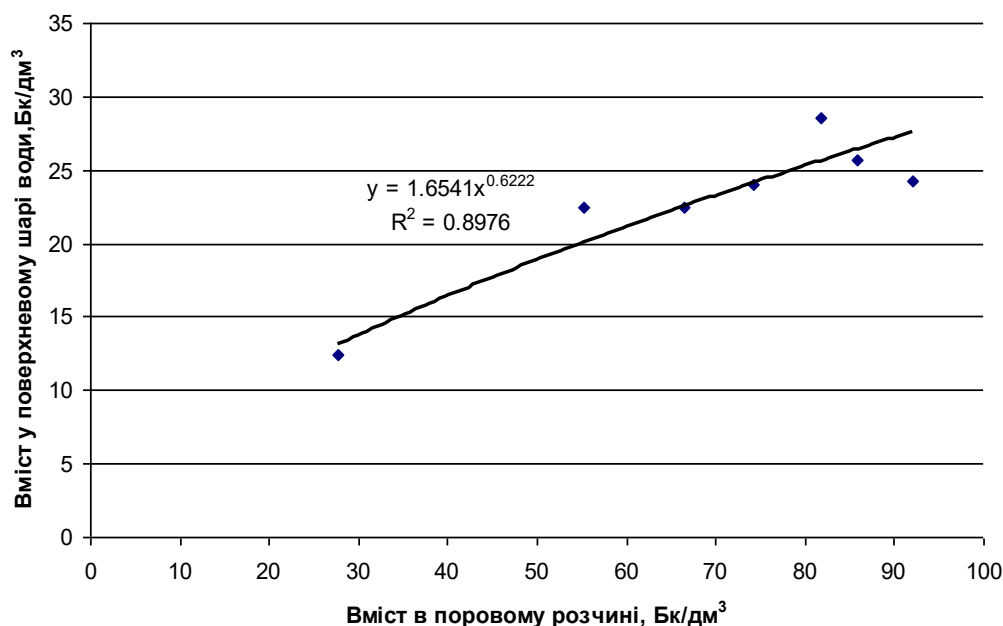


Рис. 4.10. Залежність вмісту ^{90}Sr у поверхневому шарі води від його вмісту в поровому розчині донних відкладів каналу МК-7.

Концентрації ^{90}Sr у водній витяжці (0,01-0,6% від питомої активності донних відкладів) майже відповідають його концентраціям у поверхневій воді. Дане явище превалює протягом більшої частини року. Відбори, зроблені навесні 1999р. підтверджують цю закономірність (рис. 4.12). І тільки в періоди різких перепадів температури, тобто при порушенні термодинамічної рівноваги зв'язків в міцелах, псевдоколоїдах і гелях, спостерігається вихід іонів ^{90}Sr в розчин. Збільшення концентрацій ^{90}Sr в придонному шарі каналів та висхідний напрямок дифузії згідно градієнту концентрації виявлено батометричними опробуваннями наприкінці зими, за різкої зміни термодинамічних умов [123]. Отже, незважаючи на певну стабільність системи ДВ, рівновага ^{90}Sr може порушитись в залежності від зміни природних умов та діяльності людини.

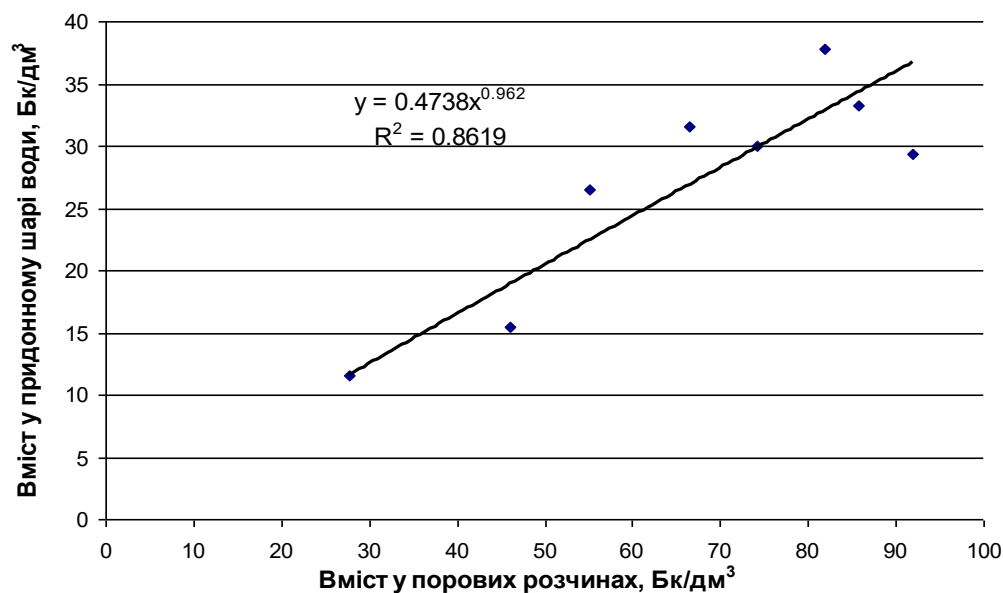


Рис. 4.11. Залежність вмісту ^{90}Sr у придонному шарі води від його вмісту у поровому розчині донних відкладів каналу МК-7.

Донні відклади діють як джерело вторинного забруднення, головним чином в проточних системах, де приток більш чистої ґрунтової води обумовлює постійний градієнт концентрації ^{90}Sr з його вмістом у поровому розчині, а процес седиментації і «поховання» забруднених відкладів виражений слабо. В більшості випадків (78%) активність вод каналів та замкнених водойм по ^{90}Sr складала менш ніж 1% від питомої активності донних відкладів. В інших випадках, коли активність води складала 1 та більше відсотків, ділянки відбору проб відносились або до нижніх б'єфів перемичок та шлюзів, або до стрімнин, де відбувається більш швидка зміна об'єму води, а ДВ практично не акумулюються.

Вихід ^{90}Sr з ДВ за умов застійного режиму можна вважати несуттєвим.

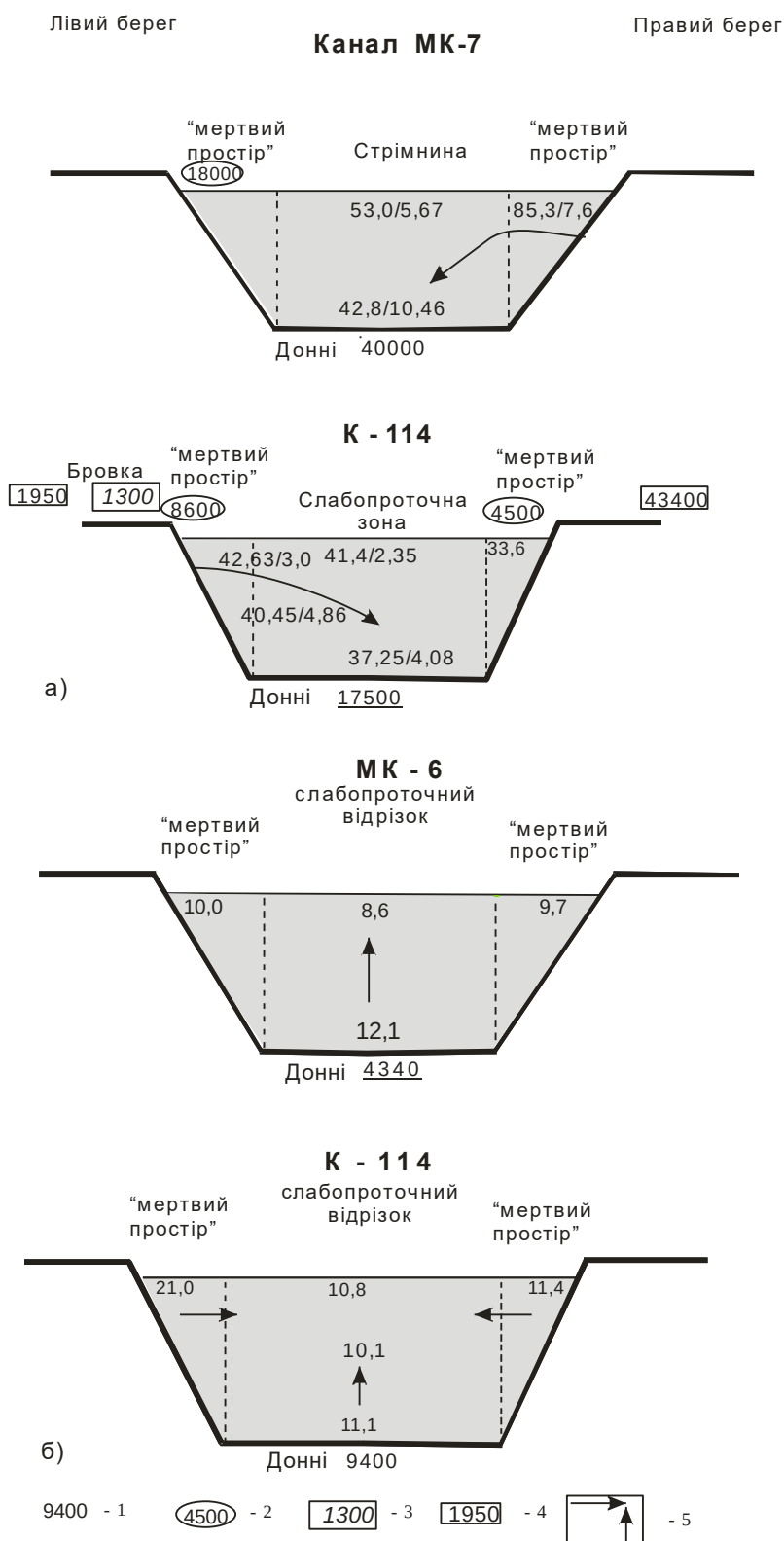


Рис. 4.12. Основні напрямки градієнтів концентрації ^{90}Sr в діючому перерізі каналів лівобережжя р. Прип'ять в теплий період року (а) і на початку весняної відлиги (б). 1,2,3,4 – питома активність ^{90}Sr в донних відкладах, в ґрунтах укосів, в ґрунтах бровки пологої частини водозбору; 5 – напрямок дифузійних потоків.

Вміст ^{137}Cs в ДВ водойм з торф'яними ґрунтами і торф'яниками на водозборі звичайно нижче ніж в ґрунтах водозбору в 2 – 3 рази, активність ^{90}Sr , навпаки, звичайно вища в донних відкладах (або рівна). У водній рослинності концентрації ^{90}Sr тут співставні з його питомими активностями в донних відкладах, а ^{137}Cs – звичайно на порядок, або більше, нижчі. По мірі наближення рослинності до стадії відмирання в ній відмічається збільшення концентрації і ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Сорбційно-десорбційні процеси в системі придонні рослини- донні відклади- вода слід вважати важливим чинником, що відповідає за радіаційний стан поверхневих вод в умовах уповільненої течії та утрудненого водообміну. Згідно наших лабораторних дослідів, при експозиції 264 доби, за температури 16 – 26 °C у дистильовану воду з pH = 4,5 із залишків напіврозкладених водоростей (придонної підстилки) в пропорції 1:10 до води, вилюговується 0,5% ^{90}Sr , а за 10 діб – 0,9 % від початкового вмісту ^{90}Sr в рослинних рештках (на суху масу). При цьому вода набирає активності відповідно 32,5 та 60,0 Бк/дм³ ^{90}Sr і стійкого буруватого кольору, що відповідає забарвленню вод зарегульованих каналів. Якщо представити процес забруднення води через коефіцієнт накопичення (відношення вмісту радіонукліду у воді до його вмісту в рослинних рештках), то останній наближатиметься до 0,01 кг/дм³. Завдяки дуже великій питомій поверхні водних організмів рівні накопичення сорбованих радіонуклідів досягають великих значень: в активній фазі розвитку (кінець квітня-жовтень) вміст ^{90}Sr в них близький або навіть вищий за питому активність ^{90}Sr в донних відкладах, – відповідно 17700-22400 Бк/кг і 850-21400 Бк/кг [195].

Поглинені гідробіонтами радіонукліди повторно потрапляють у водне середовище у складі вітамінів, пігментів, гемопротеїнів та інших високоактивних сполук [58]. Черепашки, які потрапили до відкладів, через деякий час можуть розчинятися під дією кислого середовища донних порових розчинів [185]. Особливо швидко цей процес може протікати у

періоди заморів, коли в придонних шарах води створюються анаеробні умови. В той же час є підстави вважати (Конопльов А.В. та ін., 1998), що анаеробні, відновні умови створюють консервуючий ефект для «гарячих» або паливних частинок, і лише при осушенні донних відкладів вони починають інтенсивно руйнуватись і дисоціювати.

Для кількісної оцінки ролі ДВ у вторинному забрудненні водотоків зони відчуження в 2001 році проведено лабораторні експерименти із визначенням форм знаходження радіонуклідів у донних відкладах (Додаток X), які підтвердили дані наших польових спостережень. Відношення вмісту $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в усіх пробах, що були відібрані з дренажних каналів лівобережжя р. Прип'ять в 2000 р. становить 20 ± 2 . Тобто щільність забруднення ^{90}Sr каналу МК-7 від верхнього (с. Машеве) до нижнього створу (с. Красне) складала $15 \cdot 10^2 - 12 \cdot 10^4$ кБк/м². Враховуючи, що їхнє первинне співвідношення на території лівобережної заплави р. Прип'ять (зона паливних випадінь) становило приблизно 1:1, цей факт свідчить про те, що переважна частина ^{90}Sr , який первинно містився у донних відкладах, винесена водним шляхом. Враховуючи зміну співвідношення вмісту $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ у донних відкладах за час, що пройшов після катастрофи, можна зробити висновок, що у складі донних відкладів на 2002 р. містилось не більше 5% ^{90}Sr від його первинної кількості [47,246]. Тобто, можна вважати, що в системі «донні осади – розчин» ^{90}Sr перебуває в достатньо стійкій рівновазі, а донні відклади перестали бути основним джерелом вторинного забруднення поверхневих вод незалежно від режиму водотоку.

В статичних умовах у водорозчинну форму переходить 0,18-0,26 % ^{137}Cs та 8,5-38 % ^{90}Sr (Додаток X). Підвищене водне вилуговування останнього спостерігається у пробі з каналу К-114 з вищим значенням суми обмінних основ [56]. Кількість обмінних форм ^{137}Cs становить 0,7-1,5 %, рухомих — 0,5-2,4 %. 10-54 % ^{137}Cs приурочено до сорбованих форм, а основна його частина (до 90 %) не підлягає вилуговуванню навіть

концентрованою азотною кислотою, що свідчить про необхідну фіксацію. Частка обмінних форм ^{90}Sr складає 27-45 %, рухомих — 15-43 %. У негідролізованому залишку лишається не більше 2,5 % ^{90}Sr [49]. Промивання проб ДВ протягом 35-36 діб дистильованою водою забезпечило перехід від 94,6 до 99,1% ^{90}Sr у водорозчинну форму, що в абсолютних значеннях склало відповідно 50,5 та 22,1 Бк, в той час як ^{137}Cs вилуговувався у кількості, що не перевищила 4 % (В.В.Долін, 2001).

Часова залежність вилуговування ^{137}Cs із ДВ підпорядковується логнормальному закону та апроксимується рівнянням вигляду [49]:

$$N_t = k_b \ln t + A. \quad (4.12)$$

де N_t — частка ^{137}Cs , вилуженого на час t ; k_b — коефіцієнт швидкості транс-формації ^{137}Cs з твердої фази донних відкладів у водорозчинну форму (для трьох проб що досліджувались змінювався в достатньо вузьких межах від 0,29 до 0,86);

A — коефіцієнт, що відображає фізико-хімічні властивості твердої фази (змінювався від -0,059 до -0,15). Константа швидкості трансформації ^{137}Cs з твердої фази становить в середньому $0,52 \text{ с}^{-1}$. Визначений період напіввиведення ^{137}Cs з донних відкладів (більше 300 років) дозволяє зробити висновок, що загроза вторинного забруднення поверхневих вод цим радіонуклідом мінімальна.

Заданий в експериментальних умовах напрямок процесу вилуговування визначає правомірність застосування кінетичних закономірностей для апроксимації результатів рівнянням вигляду [113, 246]:

$$N_t = Z_b (1 - e^{-kt}), \quad (4.13)$$

де Z_b — загальний вміст ^{90}Sr або ^{137}Cs у донних відкладах; k — константа швидкості трансформації ^{90}Sr або ^{137}Cs з твердої фази донних відкладів приведена до часу визначення, t — час вилуговування.

Згідно результатів експерименту *повний перехід у водорозчинний стан ^{90}Sr з донних відкладів, за умов зниження рН та зміни карбонатно-кальцієвої рівноваги, може відбутись в термін від декількох місяців до року. Значення константи швидкості трансформації ^{90}Sr дорівнює $(6,2 \pm 3) \cdot 10^{-6} \text{ c}^{-1}$ [246]. Відносна похибка апроксимації не перевищує 15 %.*

Проте, слід враховувати, що обмінні процеси в системі донні відклади-водний розчин-гідробіоти мають складний двосторонній характер. Молекулярна дифузія, дисперсія, розчинення, мікробіологічна діяльність та деякі інші процеси сприяють прискореному перенесенню радіонуклідів у донних відкладах і їх більш ранньому й інтенсивному винесенню. За високих швидкостей фільтрації роль гідродинамічної дисперсії істотно зростає. Обмінні процеси між донними відкладами та водним розчином, які забезпечують зміну напрямку градієнту концентрації можна представити у дві стадії. На початку першої стадії, у верхній частині донних відкладів сформувалася зона істотного забруднення переважно із слаборозчинних паливних часток, з яких винесення радіонуклідів практично відсутнє. Значна частина ^{90}Sr вимивається із завислих у річковій воді частинок на початковій стадії седиментації, що веде до помітного забруднення придонного шару води [30]. На початку другої стадії (1991-1992 рр.) на різних ділянках донних відкладів спостерігається одночасне підвищення і зниження об'ємних активностей порового розчину, а винесення радіонуклідів наприкінці її досягає максимуму. Кінетичні константи обміну цезію в системі вода – донні відклади, наведені в [67], визначали значну перевагу мобілізації над депонуванням: швидкості абсорбції і десорбції ^{137}Cs складали на 1990 – 1992 рр. відповідно $0,125 \text{ діб}^{-1}$ і $0,9 \text{ діб}^{-1}$. ^{90}Sr не тільки виноситься в розчин, але й акумулюється та поховується в донних відкладах разом з відмерлими гідробіонтами, які його поглинають та накопичують в процесі життєдіяльності. Це забезпечує пролонговану дію донних відкладів як джерела радіоактивного забруднення поверхневих вод.

З середини другої стадії (1996-1998 рр.), відбувається остаточне вирівнювання об'ємних активностей у поровому розчині та стовпі води над донними відкладами. В останніх залишаються переважно нерозчинні тобто фіксовані форми радіонуклідів.

На Чистогалівській системі донні відклади містять дуже мало обмінного ^{90}Sr . Мобільні форми радіонукліду «змиваються» потоком підземних вод, що розвантажується через дно каналу МК-2. На основі визначення співвідношення дуже міграційно «пасивного» ^{154}Eu і ^{90}Sr встановлено, що загальне винесення останнього з донних відкладів площею $0,12 \text{ км}^2$ оцінюється величиною $(5 \pm 1) \cdot 10^{10} \text{ Бк}$ за період з 1986 по 2001 р. [151]. Концентрація ^{90}Sr в порових розчинах ДВ в середньому приблизно втричі більша ніж у поверхневій воді даного каналу. Сорбційний коефіцієнт розподілу цього радіонукліду між поровим розчином та іонообмінною формою на матриці відкладів наближається до 80 мл/г , що співставно з K_p , які визначено автором на меліоративних системах правобережжя р.Уж за межами 30-км зони – по Західному сліду випадінь (Додаток Ц).

Розрахунки коефіцієнтів розподілу ^{90}Sr в ДВ каналів ЗБ(о)В проведено за припущення, що до центральної руслової частини каналу тверді наноси з укосів не потрапляють. Останнє може суттєво знизити репрезентативність отримуваних коефіцієнтів. Для уникнення помилок було вирішено не вважати отримані відношення за коефіцієнти розподілу, а характеризувати їх як показники рівноваги системи “донні відклади-вода”. Очевидно, що вміст ^{90}Sr в поровому розчині та воді слабопроточних каналів близький і практично не залежить від його вмісту в донних відкладах. Показово, що відношення вмісту ^{90}Sr у воді каналу ($C_{\text{пов}}$) до його вмісту в поровому розчині донних відкладів ($C_{\text{пор}}$) тим більше, чим більше забруднення ДВ, а саме значення відношення або наближається до одиниці, або навіть більше (десорбція відбувається лише при $C_{\text{пов}}/C_{\text{пор}} < 1$). Це підтверджує висновок, що вже через 10-12 років після первинного

забруднення роль ДВ у вторинному радіоактивному забрудненні проточних поверхневих вод не є визначальною і з часом буде зменшуватись, а в багатьох випадках вони відіграють навіть функції сорбенту.

Співставлення ступеню залежності вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в поверхневих водах каналів (Додаток Ч) від концентрації цих радіонуклідів у ДВ вказує на те, що вміст ^{137}Cs у воді, в більшій мірі ніж ^{90}Sr , обумовлений вимиванням його з донних відкладів. Коефіцієнти кореляції між вмістом ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді та в ДВ, тобто даними, представленими в колонках 3 і 5 та 4 і 6 Додатку Ч, складають відповідно 0,61 і 0,29. В глибоких стратифікованих озерах та каналах добре простежується тенденція до зниження K_d ^{137}Cs із глибиною в товщі води. Це викликано, з одного боку, зростанням концентрації розчиненого цезію за рахунок надходження з донних відкладів, а з іншого боку - зниженням питомої активності мінеральної та органічної речовини (сестону) в зоні анаеробного гіполімніону, де в значних кількостях (2-4 мг/дм³) накопичується амоній, що спричинює десорбцію цезію із частинок, які осаджуються [124].

Дійсно, згідно результатів пошарових опробувань водної товщі каналів, в усіх каналах з глибиною концентрація ^{137}Cs зростає, а ^{90}Sr , навпаки, – зменшується (Додаток Ф і рис. 4.12), що свідчить про більш істотну залежність концентрації ^{90}Sr від ступеню забруднення водозбірної поверхні, що примикає до урізу води. Крім того, з весни до осені концентрація ^{137}Cs у водах каналів змінюється максимум до 6 разів, в той час як ^{90}Sr – в 10-30 разів. Це також може бути підтвердженням того, що вміст останнього у воді більше залежить від зовнішніх чинників та змін водного балансу, а ^{137}Cs – від швидкості течії та концентрації його в ДВ. Під час літньої та осінньої межені, коли стік формується переважно за рахунок ґрунтових вод, вміст ^{90}Sr у воді помітно зменшується.

У складі донних відкладів на 2006 рік залишалось до 22 % ^{90}Sr від його первинної кількості. Проте, запаси радіонуклідів у донних відкладах весь

час поновлюються: кожен рік додатково депонується до 12% ^{90}Sr , винесеного з водозбору ґрунтовими водами та рідким стоком з укосів, до 65% ^{90}Sr , що надходить з твердим стоком, листяним скидом дерев, з відмерлими гідробіонтами тощо. Головним чином ці джерела і забезпечують наступне вторинне забруднення поверхневих вод каналів, пов'язане із донними відкладами. У теплий період року градієнт концентрації ^{90}Sr часто спрямований від верхнього шару води на глибину, отже, короточасні періоди динамічного промивання відкладів не забезпечують повного вимивання ^{90}Sr .

4.6 Динамічні показники техногенно-природного режиму дренажних каналів та їх вплив на вторинне радіоактивне забруднення

На діючих меліоративних системах режим рівнів води в каналах та витрат дренажного стоку відрізняється від режиму природних водотоків: меженний стік тут більш високий, весняний переважно менший (за рахунок зменшення поверхневого стоку), тобто амплітуда коливань рівня дещо менша. Швидкість потоку визначає час контакту води із забрудненими укосами; від неї залежить інтенсивність винесення і акумуляції донних відкладів та їх гранулометричний склад то що. Режим рівнів води в каналах визначає амплітуду, висоту та тривалість затоплень забруднених укосів, а також РГВ на прилеглий площі. Отже, відмінності у рівневому та швидкісному режимах вносять особливі риси у вторинне радіоактивне забруднення поверхневих вод каналів.

Зниження рівня забруднення поверхневих вод ^{90}Sr і ^{137}Cs за період після аварії відбувається тим інтенсивніше, чим швидша течія [113] і чим менш зарегульований водотік [123, 233]. Уповільнений режим стоку по каналах здебільшого сприяє, за інших близьких умов, формуванню більш високих концентрацій ^{90}Sr у поверхневих водах, ніж добре проточний

режим. Це пов'язано із заболоченням та підтопленням прилеглих забруднених територій, утворенням евтрофних напівпроточних боліт, які в багатоводні періоди віддають у річки значну частку запасу радіонуклідів, що перейшли у водорозчинну форму.

У воді застійних зон каналів концентрація ^{90}Sr може бути в декілька разів більшою, ніж на ділянках із стрімкою течією (Додаток III), що можна пояснити високими рівнями води та тривалим її контактом із забрудненими ґрунтами укосів, з продуктами розкладу водної рослинності та донними відкладами, а також відсутністю впродовж більшої частини року ґрунтового латерального притоку. В застійних зонах температура вища, ніж в проточних, більш високе значення рН, інтенсивніше протікають процеси розкладу органічної речовини та утворення органогенних зависей. Виходячи з отриманих значень параметрів (див. розд. 4.2), процес вимивання, або вилуговування радіонуклідів із затоплених укосів каналів та ґрунтів низьких заплав слід вважати визначальним серед усіх процесів вторинного надходження радіонуклідів до водотоку в багатоводні періоди.

В більшості каналів, у зв'язку із заростанням укосів та дна, існує мертвий простір в прибортових частинах, який займає від 24 до 95% площі “живого” перерізу. У зв'язку з цим, в кожній точці обох прямих, що сполучають центральну точку по урізу рівня води з укосом або дном каналу швидкості будуть різні, збільшуючись по мірі віддалення від берегів і дна (якщо канал не суцільно зарослий). Тому процес перемішування радіонуклідів залежить, крім швидкості потоку, також і від ступеню заростання каналу. Рослинність “відбирає” діючу площу перерізу потоку і, при незмінному змоченому периметрі, зменшує фактичний гідравлічний радіус каналу, або об'єм в якому відбувається перемішування. Виходячи з цих міркувань можна зробити висновок, що заростання каналу, стримуючи надходження найбільш забруднених придонних і прибортових шарів води до центральної зони інтенсивного

механічного перемішування, виконує позитивну роль в уповільненні винесення радіонуклідів каналом. Тобто в перерізі каналу, виходячи з розподілу ізоліній рівних швидкостей, можна виділити зони переважаючого механічного перемішування (в центральній частині) і переважаючої дифузії – в частині “мертвого” простору. Такий розподіл характерний для більшої частини року, крім високих паводків та повені. На прикладі каналу МК-7 показано залежні від швидкості, майже синхронні коливання значень перемішування D (рис.4.13).

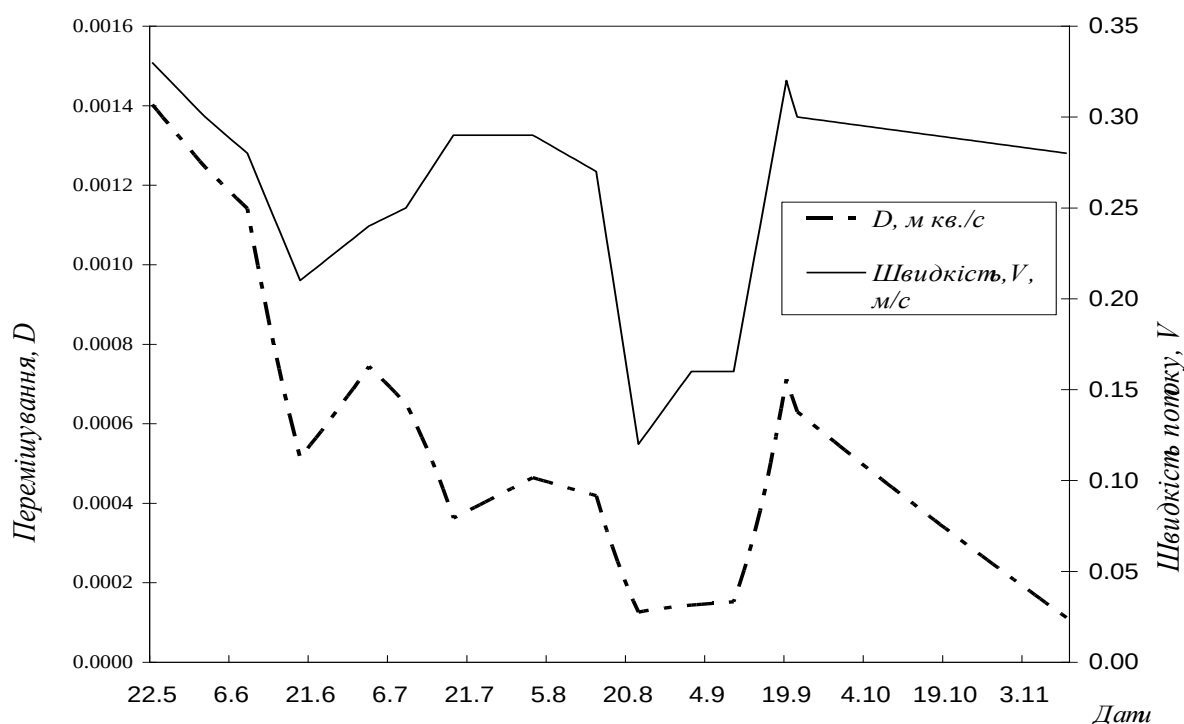


Рис. 4.13. Зміни інтенсивності перемішування радіоактивного забруднення в залежності від швидкості потоку.

Збільшення швидкості та об'ємів стоку при проходженні повені в межах русла призводить здебільшого (без значного змучування донних відкладів) до розбавлення концентрації радіонукліду, якщо ж відбувається затоплення забрудненої заплави або укосів, особливо тієї частини, яка раніше не затоплювалась, – до стрімкого збільшення концентрації.

Швидкість потоку визначає гранулометричний склад донних відкладів. Він, в свою чергу, чітко відображає ступінь зарегульованості русла водотоку: чим більше річка зарегульована, тим менші частинки переважають у донних відкладах. Розмір частинок донних наносів незарегульованих малих річок ЗВ і ЗБ(О)В досить однорідний і лежить в межах від 0,05 до 1,0 мм. Переважають розміри частинок 0,2-1,0 мм. За даними ТОВ "НІВО", по відношенню до всієї проби вони складають від 81,2 до 92,8%. Але для зарегульованих меліоративних каналів, в яких швидкості потоку менші 0,3 м/с, а витрати звичайно $< 0,1 \text{ м}^3/\text{с}$, характерний високий відносний вміст частинок розміром 10 мкм і менше (до 40%). Для каналів, в яких швидкості потоку менші 0,1 м/с, характерне переважання частинок розміром $< 0,005 \text{ мм}$. Такі частинки містять основний запас активності у донних відкладах, але вони й швидше позбавляються радіонуклідів – вилуговування з них ^{90}Sr починається ще до остаточної їх седиментації, коли вони перебувають у вигляді придонної колоїдної суміші.

Утруднені умови пропуску води по каналах викликатимуть швидкий підйом рівня води і її затримання під час повеней та літніх злив. При збільшенні витрат у 3,8 рази під час літнього паводку, рівні води в каналі можуть піднятися в 2...3,7 рази (див. розділ 2), що веде до збільшення об'ємної активності ^{90}Sr у воді за рахунок вилуговування із радіоактивно забруднених укосів. Чим вище підніметься рівень води в каналі, тим більше ^{90}Sr надійде у воду. Це добре підтверджується спостереженнями на зарослих каналах з невеликими площами водозбору (до 100 км^2). До таких відноситься і канал МК-1 осушувальної системи "Грезля". На період до серпня 1998 р., коли він ще не був розчищений, залежність об'ємної активності ^{90}Sr від рівня води описувалась досить високими позитивними коефіцієнтами кореляції (за період спостережень з квітня по листопад $K_{\text{кор.}} = 0,77$), які змінювались на від'ємні лише на спаді повені (кінець квітня-травень, $K_{\text{кор.}} = -0,6$). Позитивні коефіцієнти кореляції між цими

показниками характерні для періоду наростання повені і для більш великих річок, також зарегульованих та зарослих. На р. Брагінка підйом рівня води до 19 квітня супроводжувався майже синхронним зростанням концентрації ^{90}Sr , але із спадом повені ця залежність знову ж таки порушується. На великих річках і каналах (площа водозбору $> 1000 \text{ км}^2$) після закінчення весняної повені висока позитивна кореляція між рівнем води та концентрацією радіонуклідів здебільшого не витримується, що пояснюється поступовим надходженням поверхневих, часто більш забруднених вод з великої площі водозбору та інертністю процесу вимивання (максимальне надходження ^{90}Sr за тривалості затоплення 6 і 38-45 діб, після чого відбувається зниження концентрації). Тобто максимальні концентрації ^{90}Sr можуть припасти на період зниження рівня води після повені, що ні в якому разі не слід пов'язувати з живленням ґрунтовими водами. Деяке зниження концентрації ^{90}Sr у теплий вегетаційний період навіть за високих рівнів води в каналах, може бути пов'язане з його біохімічними особливостями: крім того, що він є остеотропним елементом, ^{90}Sr утворює також на зануреній у воду поверхні гідрофітів карбонат. При цьому концентрація ^{90}Sr в карбонатному осаді значно перевищує таку в тканинах [148].

Зміни концентрації радіонуклідів у поверхневих водах при підйомах рівня води і тривалому затопленні укосів каналу математично описано на прикладі каналу МК-1. Позначимо збільшення рівня води в каналі за рахунок підвищення коефіцієнта шорсткості з 0,027 до 0,05 як Δh (рис.4.14). За даними таблиці 2.4, при витратах $0,61 \text{ м}^3/\text{с}$ воно дорівнює 0,17 м.

перерізу прибортової товщі води дорівнюватиме $S_{np} = 2\Delta h \frac{\Delta h}{2} = \Delta h^2$, вся додаткова площа [200]:

$$\Delta S_n = ((4h_t + a) + (4h_o + a)) \cdot \frac{\Delta h}{2}, \quad (4.15)$$

де h_t - глибина, або рівень води на час t , що виріс за рахунок зменшення пропускної здатності русла (для МК-1 дорівнює 0,67 м), h_o - початкова глибина води в каналі, що співпадає з проектною для даної витрати (0,5 м), a – ширина дна каналу (див. рис. 4.15). Можна записати $h_t = h_o + \Delta h$, тоді

$$\Delta S_n = (4h_o + 2 \cdot \Delta h + a) \cdot \Delta h$$

Розрахуємо концентрацію для прибортового шару, або об'єму води, враховуючи, що $V_{гр} = 2,236 \Delta h \cdot H_m \cdot L$, а $V_v = L \cdot \Delta h^2$, де H_m – товщина шару масообміну, або ефективного контактного шару ґрунту (переважно 0,05-0,1 м); L – довжина каналу (для розрахунків прийнято одиничну довжину, тобто 1 м):

$$C_{np} = \frac{K_{\text{вм}} C_{\text{зр}} \rho H_m 2,236 \Delta h^2}{2\Delta h^2} = 1,118 \cdot K_{\text{вм}} C_{\text{зр}} \rho H_m \quad (4.16)$$

де ρ – питома вага ґрунту, кг/м³.

В даному випадку концентрація не залежить від Δh , тоді як для всього додаткового шару води :

$$C_{\Delta} = \frac{K_{\text{вм}} C_{\text{зр}} \rho H_m 1,118 \cdot \Delta h}{4h_o + 2 \cdot \Delta h + a} \quad (4.17)$$

При підстановці експериментальних даних (табл. 4.13) отримаємо $C_{\Delta} = 0,13$ кБк/м³, що відповідає реальним концентраціям ⁹⁰Sr в центральній частині потоку МК-1. На відміну від всього додаткового об'єму, для прибортового шару отримаємо більш істотні концентрації ⁹⁰Sr у воді: $C_{np} = 4,7$ кБк/м³. Це більш ніж у 2 рази вище за ГДК. Завдяки заростанню, в цьому шарі майже не відбувається перемішування, тобто він відноситься до "мертвої зони".

Таблиця 4.13

**Значення параметрів для розрахунку
об'ємної активності ^{90}Sr при підйомах рівня води**

Формул а	Параметр							Результат C_{Δ} , кБк/м ³
	$K_{\text{вм}}$ м ⁻¹	$C_{\text{гр}}$ Бк/к г	ρ , кг/м ³	Δh , м	$H_{\text{м}}$, м	h_0 , м	a , м	
(4.16)	0,94	30	1230	-	0,15	-	-	5,8
(4.16)	1,25	35	1220	-	0,12	-	-	7,2
(4.17)	1,25	40	1200	0,17	0,07	0,5	4	0,126

Розсіювання, тобто переміщення радіонуклідів до перехідної зони (між проточною та мертвою) підпорядковується молекулярній дифузії і протікає дуже повільно (приймаючи, що $D_{\text{м}}$ у вільних розчинах $(8...15) \cdot 10^{-5}$ м²/добу [156]). Застійний режим мертвої зони обумовлює зростання $H_{\text{м}}$, що згідно рівнянь 4 і 5 приводить до збільшення виходу радіонукліду в розчин. При цьому з глибиною питома активність ґрунту ($C_{\text{гр}}$) зменшується, а об'ємна маса збільшується (табл. 4.13).

В перехідній зоні дифузія поступово змінюється турбулентним перемішуванням, тобто до центральної, найбільш проточної частини нарастає дисперсія між струменями різної швидкості. Дійсна швидкість перемішування радіонуклідів в перехідній зоні дорівнюватиме $U = U_{\text{дис}} + U_{\text{диф}}$.

Завдяки турбулентному перемішуванню, особливо за значних швидкостей потоку та незначному заростанні, радіонукліди розходяться з прилеглої до укусу зони на весь об'єм потоку води в діючому перерізі. Тому в результаті отримуємо дещо меншу усереднену концентрацію:

$$C = \frac{V_{\text{м.п}} C_{\text{м.п}} + V_{\text{ц}} C_{\text{ц}} + V_{\text{м.л}} C_{\text{м.л}}}{V_{\text{м.п}} + V_{\text{ц}} + V_{\text{м.л}}}, \quad (4.18)$$

C – результуюча об’ємна активність радіонукліда після змішування об’ємів води центральної зони ($V_{\text{ц}}$) з концентрацією $C_{\text{ц}}$ і мертвих зон правого ($V_{\text{м.п}}$) та лівого ($V_{\text{м.л}}$) берегів з концентраціями $C_{\text{м.п}}$ і $C_{\text{м.л}}$.

Об’ємна активність радіонукліда у воді каналу на вході в досліджувану область $V_{\text{в}}$ обумовлюється звичайно процесами дощового змиву з укосів, винесенням ґрунтовими водами та, можливо, десорбцією з донних відкладів. По мірі заростання каналу і просування з верхньої його частини до гирла зростає роль процесів вимивання радіонуклідів із укосів.

Таким чином, забруднення водотоків ЧЗВ радіонуклідами підпорядковується стану їх проточності, який визначається ступенями зарегульованості та заростання русла водотоку. Відповідне зростання шорсткості русел веде до зменшення швидкостей потоку, замулення та підвищення рівнів води. Найбільшу небезпеку несуть раніш незатоплювані ділянки укосів та прилеглого суходолу, що мають максимальний потенціал виходу ^{90}Sr в розчин.

Висновки.

Максимальний вплив вимивання на вторинне забруднення поверхневих вод ^{90}Sr досягається при виході вод на раніш незатоплювані ділянки. Це засвідчило зміну пріоритетів серед джерел вторинного забруднення: від короткочасного затоплення низьких заплав під час повеней – до тривалого (до 50 діб) вимивання ^{90}Sr із забруднених укосів каналів.

В динамічних умовах експерименту максимальний вихід ^{90}Sr у розчин спостерігається через 17-21 добу (рис. 4.3). Як показали статичні експерименти й дослідження розподілу ^{90}Sr у системі «ґрунт затопленого укосу – розчин» та в системі «донні відклади – розчин», відповідно, після 40-42 добової та 60-65 добової експозиції води на поверхні твердої фази, без змін хімічної й температурної обстановки, настає зниження, а потім стабілізація концентрацій. При надходженні опадів або за постійного припливу ґрунтових вод, на контакт із ґрунтом концентрації в розчині

встановлюються на дуже нетривалий період. В багатоводні періоди та в зонах підпору серед вторинних процесів радіоактивного забруднення поверхневих вод переважає вилуговування із затоплених укосів каналів; в маловодні, на зарегульованих меліоративних системах, – так само, а на більш проточних ділянках – надходження з ґрунтовими водами та вимивання із донних відкладів і відмерлих організмів.

В системі «порові розчини донних відкладів – нижній – верхній шар поверхневих вод каналу» визначено напрямки градієнтів концентрації, серед яких 33% виявилось від'ємними (у травні-липні), – переважно в зонах підпору. Вміст ^{137}Cs у воді, в більшій мірі ніж ^{90}Sr , обумовлений вимиванням його з донних відкладів.

Залишки напіврозкладених водоростей та інших відмерлих гідробіонтів є впливовим джерелом вторинного забруднення вод каналів: за 10 діб з них вилуговується близько 0,9% від початкового вмісту ^{90}Sr в рослинних рештках (на суху масу); відношення вмісту радіонукліду у воді до його вмісту в рослинних рештках (коефіцієнт переходу) наближатиметься до 0,01 кг/дм³.

Об'ємна активність ^{90}Sr у ґрунтових водах в більшій мірі залежить від інтенсивності водопритоку до свердловин, ніж від РГВ. Найбільша водопровідність, водопритоки і концентрації ^{90}Sr характерні для свердловин, що закладені в добре промитих зонах транзиту підземних потоків. Найменші концентрації притаманні ґрунтовим водам на ділянці з найменшим водопритокіом. Отже послаблення дренажу ґрунтових вод після виведення систем з експлуатації на територіях або на етапі переважання розчинних форм ^{90}Sr може сприяти деякому зменшенню його винесення в канали, навіть при підвищенні РГВ.

Частка винесення ^{90}Sr підземним стоком від загального винесення по каналах за 1997-1999 рр. складала: для систем або каналів на менш забруднених територіях – 1,1-25,0%, для сильно забруднених територій – 0,2-2,7%. Вибір методів розрахунку обумовлюється рівнем досліджень: для

детального рівня (балансові ділянки, полігони) достатньо високу точність забезпечує гідродинамічний (чисельний) метод, на басейновому рівні кращі результати дають методи розчленування гідрографу та розрахунків по модулях стоку. Після початку проведення 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, радіаційний стан яких залежить від гідродинамічних умов.

Протягом перших 13-16 років після аварії вторинне забруднення поверхневих вод ^{90}Sr визначалося головним чином процесами, пов'язаними із дією води на складові середовища, які депонують радіонукліди і найдовше контактують з водою (ґрунти, донні відклади), тобто із радіаційно-балансовими процесами. Для лівобережної частини ЧЗВ це пов'язано із часом повного руйнування паливних частинок (13-15 років). Найбільш ефективними водоохоронними заходами на початку цього періоду є дії щодо видалення і локалізації (безводної консервації) ґрунтів та донних відкладів з найбільш забруднених ділянок каналів, які стають джерелами поширення радіонуклідів на тривалий час.

З часом, після того як основна маса радіонукліду переходить в обмінні та водорозчинні форми, зростає роль дисипативних факторів та процесів, – тих, що відповідають за розсіювання ^{90}Sr у середовищі, винесення його до геохімічних районів з умовами більш сприятливими для накопичення. Тобто зростає роль ґрунтових вод, як водно-балансової складової у винесенні радіонукліду, а роль радіаційно-балансових процесів зменшується.

В залежності від технічного стану та конструктивних особливостей систем роль різних процесів вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод істотно змінюється, у зв'язку з чим можна виділити наступні закономірності вторинного забруднення поверхневих вод:

- на зарегульованих системах відкритого типу із зарослими каналами головними є процеси вилуговування із затоплених укосів і приток з прилеглих заболочених ділянок;

- для таких самих за конструкцією систем, але з добре проточною мережею значну роль відіграє винесення ґрунтовими водами та десорбція з донних відкладів;

- для систем з гончарним дренажем та підпруженими каналами властиві процеси вилуговування з укосів та водні потоки змінних напрямків по лініях дренажу, що призводить до забруднення як ґрунтових, так і поверхневих вод;

- для реконструйованих або незарегульованих систем із закритим дренажем значну частку у загальному винесенні ^{90}Sr визначає ґрунтовий дренажний стік, в меншій мірі – вилуговування з донних відкладів та водної рослинності.

Залежність концентрацій ^{90}Sr в поверхневих водах від рівня води в каналах носить прямо-пропорційний характер, проте, залежність від швидкості неоднозначна: якщо зростання швидкості пов'язане з підйомом рівня – залежність пряма, що характерно для великих магістральних каналів, якщо ж рівні при цьому змінюються не суттєво – обернена (переважно бічні канали).

РОЗДІЛ 5

ОСОБЛИВОСТІ ВОДООБМІНУ, ЇХ ВПЛИВ НА МАСООБМІН РАДІОНУКЛІДІВ ТА САМООЧИЩЕННЯ ҐРУНТОВИХ ВОД

Процеси вторинного забруднення ґрунтових та поверхневих вод стронцієм-90 в значній мірі підпорядковані характеру водообміну між підземним та відкритим водним середовищем. Інтенсивність цього водообміну в свою чергу визначається умовами та ступенем природної або штучної дренажності. Закономірності вторинного забруднення поверхневих вод різних ділянок, каналів або цілих осушувальних систем можна описати і пояснити за гідродинамічними ознаками живлення та розвантаження ґрунтових вод. Вищенаведені (див. розд. 4) кількісні оцінки процесів забруднення дозволяють пов'язати їх з певними гідродинамічними схемами і охарактеризувати специфічні умови водообміну на меліоративних системах зони відчуження за радіологічними критеріями. Тип водообміну характеризує не лише головні складові та напрямки живлення і розвантаження ґрунтових і поверхневих вод, але й сталість в часі фільтраційних потоків, домінуючі процеси вторинного забруднення та самоочищення вод тощо.

Умови взаємозв'язку поверхневих і ґрунтових вод на меліоративних системах зони відчуження можна звести до чотирьох найбільш поширених типів [259]:

- 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 перемінного (двостороннього) неусталеного протягом року руху ґрунтових вод, із закритим дренажем або без нього.

Для оцінки балансу ґрунтових вод, який на осушуваних площах визначається головним чином бічним припливом і/або відтоком до/з каналу, а також інфільтраційним живленням та випаровуванням, можна використати основне балансове рівняння виду:

$$A = \Delta Q + \Delta w, \text{ або } A = Q_{\text{пр}} - Q_{\text{в}} + w - e \quad (5.1)$$

де Δw - інфільтраційне живлення (різниця між поповненням ґрунтових вод за рахунок інфільтрації (w) і витратою їх на випаровування (e) за проміжок часу Δt),

A - зміна запасів ґрунтових вод за розрахунковий проміжок часу Δt :

$$A = \mu \Delta H \cdot 10^3; \quad (5.2)$$

де μ – коефіцієнт гравітаційної водовіддачі або браку насичення (за умов повільних природних коливань рівня близькі між собою (за А.В. Лебедевим, 1980)); ΔH – різниця РГВ на початковий і кінцевий моменти розрахункового проміжку часу Δt у середньому за потоком перетині балансового майданчика, м; ΔQ – різниця між бічним притоком ($Q_{\text{пр}}$) і відтоком ($Q_{\text{в}}$) на верхній і нижній за потоком границях балансового майданчика за час Δt ; для трьох пунктів спостережень вона визначається шляхом вирішення скінчено-різницевого рівняння [16]:

$$\Delta Q = 2k_{\phi} \frac{h\Delta t}{l_1 + l_2} \cdot \left(\frac{H_1 - H_2}{l_1} - \frac{H_2 - H_3}{l_2} \right) \cdot 10^3, \quad (5.3)$$

для двох пунктів наступним чином:

$$\Delta Q = 2k_{\phi} \frac{h\Delta t(H_1 - H_2)}{l^2 + 2lL} \cdot 10^3 \quad (5.4)$$

де k_{ϕ} – коефіцієнт фільтрації ґрунтового водоносного горизонту, м/добу; h – середня для балансового майданчика потужність ґрунтового водоносного горизонту, м; H_1, H_2, H_3 – середні за Δt рівні ґрунтових вод у пунктах спостережень, м; l, l_1, l_2 – відстані між пунктами спостережень, м; L – відстань від верхньої за потоком свердловини до лінії підземного вододілу, м; 10^3 – коефіцієнт переходу в мм шару води.

Після визначення ΔQ (по формулах 5.3 або 5.4) і A (з рівняння 5.2) визначається величина поповнення ґрунтових вод за рахунок інфільтрації (w), або витрата на випаровування (e) з РГВ (якщо значення від'ємне) за період Δt :

$$\Delta w = A - \Delta Q$$

Розрахунок одиничних витрат ґрунтових вод в канал (в m^2 за час Δt), з метою врахування їх внеску у вторинне забруднення поверхневих вод, виконується за рівнянням для умовно усталеного потоку:

$$q = k_{\phi} \frac{h \Delta t (H_2 - H_1)}{l} \quad (5.5)$$

а також за рівнянням Г.М. Каменського в скінчених різницях для неусталеного в часі потоку:

$$q_t = k^{ср} H_t I_t \pm \frac{\Delta H_t l_t \mu_t}{2} \quad (5.6)$$

де q_t – витрати ґрунтового потоку на момент часу t в перерізі урізу каналу; $k^{ср}$ – середній коефіцієнт фільтрації ґрунтів; H_t – середнє арифметичне від висоти рівня води в каналі і у розрахунковій свердловині над водотривом водоносного пласта; I_t – гідравлічний ухил (градієнт напору); l_t – відстань від урізу води в каналі до осі спостережної свердловини; ΔH_t – абсолютна величина позитивного або від'ємного приросту рівня ґрунтових вод за одиницю часу; μ_t – величина водовіддачі або браку насичення ґрунту в зоні коливання рівня ґрунтових вод. Знак плюс ставиться у випадку коли відбулось зниження рівня води в каналі за час Δt , а знак мінус – при підйомі рівня.

У зв'язку з тим, що потужність водотриву, який розділяє перший від поверхні безнапірний водоносний горизонт і міжпластовий горизонт, що залягає нижче, складає близько 18 м, в усіх випадках кількісною оцінкою вертикального водообміну через слабопроникний шар можна знехтувати, оскільки інтенсивність латерального водообміну на прилеглих до каналів площах осушувальних систем суттєво вища, ніж вертикального. Але для

умов першого типу – на вододілах, існує вірогідність втрат ґрунтових вод на низхідне перетікання до нижчезалягаючого горизонту, а на транзитних ділянках схилів – поповнення за рахунок висхідного перетікання.

Розглянемо більш детально умови формування водного і радіаційного балансу на прикладі реальних типових ділянок на меліоративних системах ЧЗВ.

1) Ділянки відкритої дренажної мережі з постійним неусталеним протягом року рухом ґрунтових вод в сторону каналу

Такі умови характерні для дренуваних зон, що прилягають до незарегульованих, глибоко врізаних, здебільшого магістральних або ловчих каналів огорожуючої мережі [197]. Осушувальний канал схематизується у вигляді внутрішньої гідродинамічної граничної умови 1 роду із змінним в часі напором. З аналізу даних режимних спостережень за 1997 – 2002 рр. встановлено, що формування балансу ґрунтових вод на таких ділянках відбувається за рахунок інфільтраційного живлення атмосферними опадами, бічного притоку, бічного відтоку і випаровування. Ґрунтовий стік в канал забезпечується переважно інфільтраційним живленням та, в окремих випадках, – боковим перетіканням із суміжних підтоплених водозборів, що характерно для огорожуючих каналів Прип'ятської меліоративної системи та магістрального каналу МК-7 у верхній його частині.

На балансовому майданчику «Красне», що на правому березі каналу МК-7, в 1997 р. нами було встановлено 2 спостережні свердловини №№ 5 і 6, глибиною по 6,0 м кожна (рис. 5.1).

Дзеркало ґрунтових вод залягає тут звичайно на 0,5 – 1,5 м нижче, ніж на інших типологічних ділянках. Середньорічні РГВ до реконструкції системи в 2000-2001 рр. фіксувались на глибинах 1,9 – 2,2 м; середні весняні рівні – 1,1 (свердловина 6 на вододілі) – 1,8 м (свердловина №5 на ділянці транзиту). Найвищі рівні зафіксовано в травні 1999 р.: для св. № 6 – 0,94 м і для св. № 5 – 1,47 м від поверхні; найнижчі рівні – наприкінці

вересня 2002 р. (після розчистки магістрального та регулюючих каналів), відповідно 2,66 і 3,15 м. У типові за річним розподілом опадів роки високої та середньої водності (1996-1998) мінімальні літньо-осінні рівні фіксувались в середині або наприкінці липня, з наступним невеликим зростанням рівня в серпні (за наявності злив) і далі - наприкінці першої-другої декади жовтня (Додаток Щ).

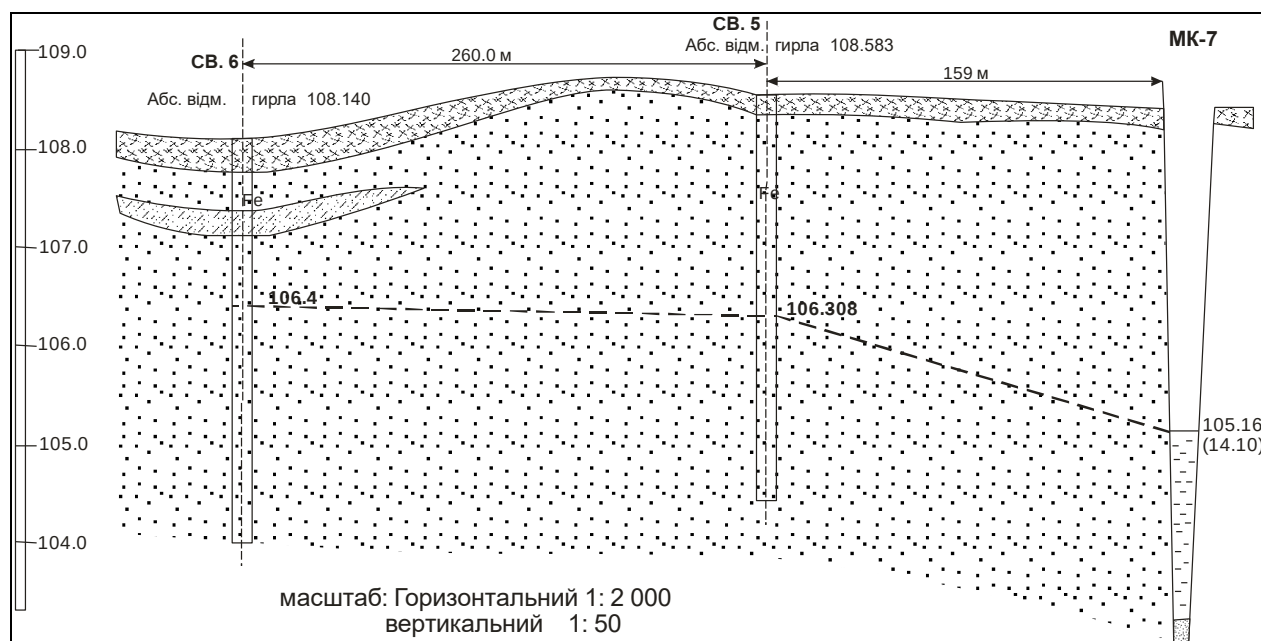


Рис. 5.1. Розріз по гідрогеологічному створу «свердловина 6 – свердловина 5 – канал МК-7».

Потім спостерігається підвищення рівня, яке триває до кінця листопада і уповільнюється або змінюється спадом в другій-третьій декаді грудня (в залежності від температури). Зимовий спад рівнів триває до кінця другої декади лютого: РГВ встановлюються на глибинах близько 2,5-2,8 м від поверхні – зимовий мінімум. В залежності від температури, весняний підйом рівня починається наприкінці лютого – на початку березня і триває до середини третьої декади березня-середини квітня. 1999 рік видався аномальним за характером весняної повені, під час якої весняний підйом РГВ тривав аж до середини травня. Післяповеневий спад РГВ триває увесь теплий період аж до початку (іноді середини) жовтня.

Завдяки достатній потужності та регулюючому впливу зони аерації, не спостерігається строгої залежності коливань РГВ від динаміки атмосферних опадів. В значній мірі обсяги інфільтраційного живлення і, відповідно, реакції РГВ на опади, визначаються: в холодний період – температурою ґрунту, тобто наявністю промерзання, а в теплий – температурою повітря, тобто величиною випаровування (Додаток Щ).

Встановлено, що за піщаного складу зони аерації і глибин залягання ґрунтових вод в середньому 2-3 м, їх інфільтраційне живлення відбувається лише за величини дощових опадів більше 40 мм. Для ділянок даного типу відмічаються найбільші річні амплітуди коливань РГВ (табл. 5.1). Збільшення амплітуди спостерігаються із віддаленням від каналу (св. № 6). Очевидно, головною причиною є приуроченість ділянки до лісового масиву, що, як відомо [87], обумовлює помітне збільшення амплітуди, порівняно із прилеглими не залісненими ділянками. 1999 рік був аномальним і за співвідношенням амплітуд у свердловинах: весняний максимум рівня виявився помітно більшим саме у свердловині 5, яка ближча до каналу (див. рис. 5.1).

Таблиця 5.1

Амплітуди коливань рівнів ґрунтових вод на ділянках транзиту
(свердловина 5) та вододілу (свердловина 6).

№ свердловини	Рік спостережень				
	1998	1999	2000	2001	2002
5	0,61	1,25	недостатньо даних	0,78	0,67
6	0,64	1,23		0,87	0,79

Очевидно, що за перші роки після проведення розчисток каналів (2000-2001) амплітуди коливань рівнів дещо зростають (якщо не звертати увагу на аномальний 1999 р.), що характерно в цілому для діючих осушувальних систем. При цьому спостерігається закономірне зниження

рівнів, пов'язане як з покращенням умов розвантаження так і з початком циклу маловодних років.

Для ділянок даного типу, складених піщаними відкладами, характерна достатньо тісна залежність максимальних весняних рівнів від суми зимових опадів (при глибинах залягання РГВ 1,15-2,48 м): коефіцієнт кореляції між цими показниками за період 1997-2002 рр. склав 0,7. Така потужність зони аерації, а також лісова рослинність, що затримує снігові опади, найбільш сприятливі для живлення ґрунтових вод в прохолодний безморозний період. Випаровування впродовж року тут не таке значне, як на підтоплених ділянках. Мінімальні зимові та літні рівні обумовлені в першу чергу значним бічним відтоком до відкритої дрени, інтенсивність якого в літній період найбільша – 0,96 мм/добу (15.05-1.10.1998 р.), в жовтні – 0,95 мм/добу, взимку – 0,94 мм/добу, а весною (березень-травень) найменша – 0,9 мм/добу. Очевидно, що уповільнення весняного відтоку також сприяє підйому РГВ. Таким чином, найбільша серед типових ділянок амплітуда коливань РГВ обумовлена високим весняним підйомом рівня, завдяки кращим умовам інфільтраційного живлення та відносному уповільненню відтоку, а також значним зниженням рівня взимку та наприкінці літа, пов'язаним із потужним бічним розвантаженням водоносного горизонту.

Перепад рівнів води в МК-7 і ґрунтових вод на прилеглій території складає 1,1–1,4 м (рис. 5.2). Рівні ґрунтових та поверхневих вод коливаються синхронно, що підкреслює їх взаємозалежність і, одночасно, їх спільну залежність від метеорологічних факторів. Коефіцієнт парної кореляції між рівнями поверхневих і ґрунтових вод в свердловині 5, що ближча до каналу, за весь період спостережень дорівнює 0,93, між рівнями в каналі та у свердловині 6, яка розміщується на вододілі – 0,92. Тобто рівень води в каналі в значній мірі залежить від РГВ, а не навпаки.

Градiєнт напору між свердловинами, розташованими на відстані 260 м одна від одної в перші роки (1997-2000) не перевищував $5,1 \cdot 10^{-4}$, а після

розчищення каналу, у літній період та на початку осені 2001-2002 рр. – досягав $7,0 \cdot 10^{-4}$, при тому, що на приканальній ділянці градієнт на порядок більший (рис. 5.1). Це пояснює значне перевищення відтоку ґрунтових вод у бік каналу над їх бічним притоком з водозбору. За даних умов, формування балансу ґрунтових вод визначається їх постійним поповненням, переважно за рахунок інфільтрації, і витратами на випаровування та бічний відтік (Додаток Ю).

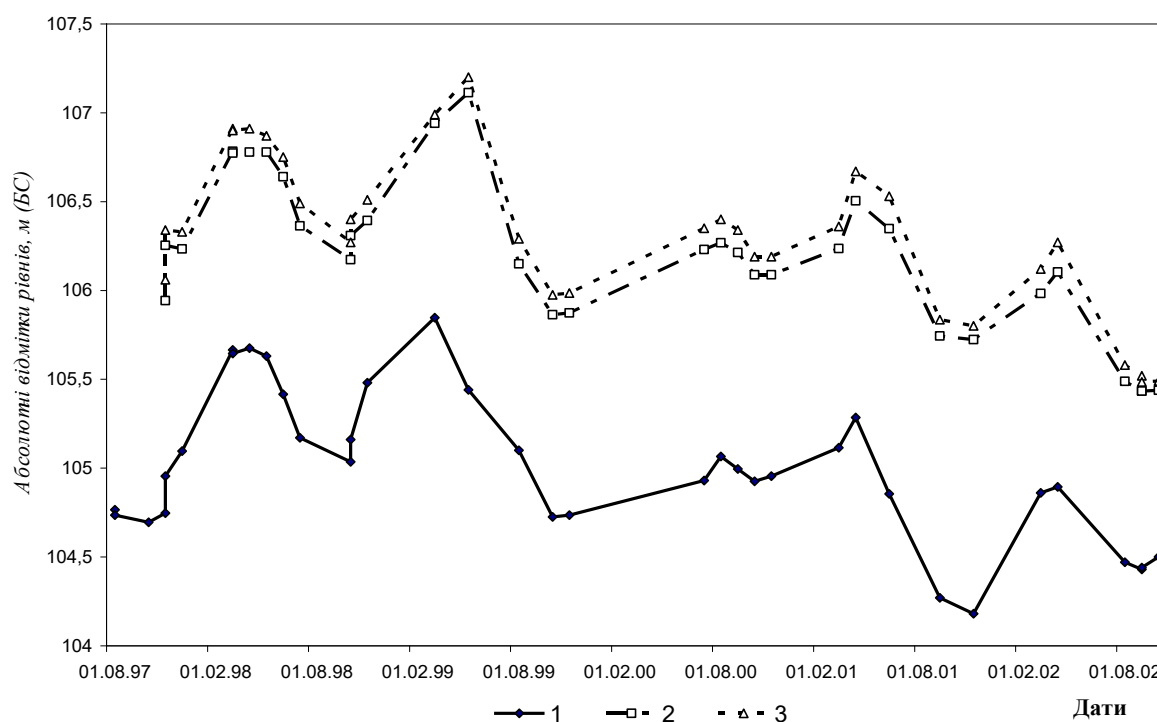


Рис.5.2. Хід рівнів поверхневих і ґрунтових вод на балансовій ділянці Прип'ятської системи в умовах І типу: 1- рівень води в каналі МК-7; 2 – рівень ґрунтових вод у свердловині 5, 3 – у свердловині 6.

Значення коефіцієнта гравітаційної водовіддачі (μ) обґрунтовується визначеною для даних умов величиною коефіцієнта рівнепровідності (a). Для ділянки траси каналу МК-7 в районі с. Красне, яка належить до шовної зони високої і низької заплав, за даними буріння водозабірних свердловин прийнято потужність першого від поверхні безнапірного горизонту 18 м, що задовольняє умовам підбору a за рекомендаціями Ф.М.

Бочевера [122]. За результатами дослідно-фільтраційних робіт, що виконувались інститутом УкрДіпроводгосп ще до аварії на ЧАЕС, коефіцієнти фільтрації алювіальних дрібнозернистих пісків складають 3,5-7,4 м/добу (Додаток Я). Прийнемо для нашого випадку середнє значення 4,8 м/добу. Отже, згідно [122] коефіцієнт рівнепровідності дорівнюватиме близько $0,7 \cdot 10^3$ м²/добу, а коефіцієнт гравітаційної водовіддачі:

$$\mu = \frac{k \cdot h}{a} = \frac{86,4}{700} = 0,12 \quad (5.7)$$

В подальших розрахунках замість повної потужності водоносного горизонту доцільно приймати «розкрити» спостережними свердловинами та задіяну відкритою дреною потужність, яка складає близько 6,0 м.

При співставленні кількості опадів та значень поповнення (живлення) ґрунтових вод (Δw), розрахованих з рівняння (5.1), виявились періоди, коли останнє переважало. Пояснити це можна тим, що в інфільтраційному живленні ґрунтових вод приймають участь також опади попереднього періоду, або ж наявний боковий приток і/або напірне живлення. Останнє може проявлятися в періоди літньо-осінньої межені.

Затримка інфільтраційного живлення відображається у значних коливаннях та нерівномірності коефіцієнту інфільтрації (K_w) по сезонах і інтервалах вимірів. У весняні періоди, коли до живлення долучаються талі води із запасу снігу попереднього зимового періоду, коефіцієнти інфільтрації виглядають нереально високими (вище одиниці). Так, K_w зимово-весняного періоду (26.12.97-15.03.98) при живленні 140,38 мм (Додаток Ю, табл. 5.2) виявився занадто високим – 1,36 (очевидно в живленні приймає участь частина опадів грудня). Дещо завищений і K_w осінньо-весняного періоду (2.11-15.03) – 0,85 (табл. 5.2); K_w за літній період 1998 р. надто низький – 0,18, що можна пояснити запізненням надходження частини опадів вересня і включенням їх в інфільтраційне живлення наступного періоду (1.10-14.10), коли інфільтрація перевищувала кількість опадів.

Зимові опади йдуть на живлення ґрунтових вод переважно у першій половині березня (див. 1998 рік). Але за наявності випаровування навіть в холодний період, надлишок живлення за час з 26.12.97 р. по 15.03.98 р. можна віднести на бічний приток. Такі міркування підкріплюються розрахунками віддалі до вододілу при вирішенні оберненої задачі за рівнянням (5.4). Від свердловини №6 ця віддаль складає близько 140 м. Оскільки свердловина № 6 не стоїть на вододілі, правомірно припускати наявність невеликого бічного притоку з верхньої частини водозбору, а в багатоводні періоди - з підтопленої Усівської системи.

Таблиця 5.2

Результати розрахунку інфільтрації, бокового притоку, втрат вологи на випаровування і коефіцієнту інфільтраційного живлення.

Дата	Період між вимірами, доби	Опади, мм	Інфільтраційне живлення (Δw), мм	Боковий і можливо напірний приток, мм	Поверхневий стік при $K_{п.ст.}=0,01-0,04$, мм	Випаровування з ґрунту (Е) та ґрунтових вод (е), мм	Коефіцієнт інфільтраційного живлення (K_w)
1	2	3	4	5	6	7	8
2-26.11.97	24	49	51,11	5,5	-1,23	-15,0	0,70 0,85
26.12.97	30	68,3	31,54	3,0	-1,73	-13,73	
15.03.98	79	103,5	98,57	41,8	-7,85	-23	
26.03.98	11	11,2	6,34	2,0	-2,06	-1,15	0,27
22.04.98	27	0,0	0,31	25,0	-	-3,5	
15.05.98	23	92	17,17	1,0	-1,16	-72,1	
23.06.98	39	208,5	19,11	-	-2,5	-120,7	0,18
23.07.98	30	0,0	0,0	-	-	-34,2 (-1,80)	
1.10.98	70	137	44,33	-	-5,5	-86,8	
14.10.98	13	21	24,5	3,5	-0,21	-1,0	
4.11.98	20	36	28,32	-	-0,46	-7,32	
Всього	366	726,5	321,3	81,8	-22,7	-378,5	0,44 (0,55*)
24.03.99	140	205,6	158,8	49,19	-8,41	-37,8	
15.05.99	52	46,8	8,2	63,14	-0,96	-42,0	
12.08.99	89	155,10	5,2	-	-3,8	-146 (-15,0)	
7.10.99	56	94,3	17,6	-	-2,5	-68,6	
11.11.99	35	56,5	33,56	-	-1,93	-22,94	
Всього	372	558,3	223,36	112,33	-17,6	-317,34	0,40 (0,59*)
7.07.00	208	357,9	126,39	120,05	-33,39	-208,12	
9.08.00	63	149	10,22	58,69	-1,5	-79,75	
13.09.00	35	90,5	26,83	-	-0,9	-56,53	
19.10.00	36	31,1	21,08	-	-0,1	-45,6	
10.11.00	22	27,5	18,53	3,32	-0,2	-26,8	
Всього	364	656	203,05	182,06	-36,09	-416,8	0,31 (0,59*)
7.03.01	117	194,7	90,03	36,1	-9,95	-62,61	
10.04.01	34	30,8	35,22	26,5	-0,31	-40,2	
1.06.01	52	138,1	27,14	-	-1,38	-98,1	

21.09.01	112	219,7	60,09	-	-2,2	-119,65	
1.11.01	41	28,9	32,42	13,4	-0,1	-32,7	
Всього	356	612,2	245,0	76,0	-13,94	-353,26	0,43 (0,52*)
13.03.02	132	187,3	115,51	79,56	-4,72	-22,7	
11.04.02	29	21,6	16,12	23,0	-0,57	-29,5	
14.08.02	154	225,5	68,62	-	-2,5	-142,5	
11.09.02	27	15,2	16,11	-	-	-31,4	
24.09.02	13	39,8	9,74	-	-	-29,1	
23.10.02	29	47,7	23,21	3,0	-0,7	-23,7	
Всього	384	537,1	249,31	102,56	-8,5	-278,9	0,46 (0,66*)

Примітка: В дужках колонки 7 – в т.ч. випаровування з рівня ґрунтових вод, розраховане по формулі (5.1); *в дужках колонки 8 - коефіцієнт сумарного живлення.

Отже, отримані значення елементів живлення можуть бути завищені, що вимагає їх коригування за допомогою інших оцінок і підходів.

Якщо розглянути співвідношення опадів (табл. 5.2) і інфільтраційного живлення (Додаток Ю) за холодний період, можна помітити, що різниця шару опадів та інфільтрації в інтервалі 26.11-26.12. 1997 р. – 33,76 мм приблизно дорівнює їх різниці за наступний період (140,38-103,5), але вже з позитивним балансом для ґрунтових вод +36,88 мм. Тобто, можна припустити, що частина опадів грудня (у вигляді снігу), за незначного випаровування в зимовий період, перейшла у вигляді інфільтраційного живлення на наступний період і забезпечила підйом рівня ґрунтових вод. Заклавши на зимовий період місячну норму випаровування, і визначивши величину поверхневого стоку, можна отримати більш точне значення інфільтраційного живлення та бічного притоку. Звідси інфільтраційне живлення за інтервал часу 26.12.97-15.03.98 р. визначено в кількості 98,57 мм (табл. 5.2), а іншу частину поповнення запасів ґрунтових вод (41,8 мм) забезпечив бічний приток з вищерозташованої частини водозбору. Очевидно також, що надлишок опадів за травень-червень пішов на поповнення ґрунтових вод в липні. Таким чином, було знайдено більш точне значення інфільтраційного живлення за 366 діб 1997-1998 рр. – 321,3 мм; різниця якого з попереднім значенням віднесена до бічного притоку –

81,8 мм. Середній коефіцієнт інфільтраційного живлення за рік також зменшився і склав 0,45.

Викладені результати добре збігаються з оцінками інфільтраційного живлення, які були незалежно виконані іншими дослідниками в ЧЗО. Так, величина інфільтраційного живлення, визначена В.Ю. Саприкіним за коефіцієнтом вологоперенесення гідрофізичним методом А.Б.Ситнікова [168] (за допомогою датчиків вологості та тензіометрів, встановлених в зоні аерації) для балансової ділянки «Рудий ліс» (правобережжя р. Прип'ять), з практично ідентичними піщаними ґрунтами, склала за 2001 р. 265 мм (40% від опадів, при їх кількості 668 мм), на нашому балансовому майданчику – 245,0 мм (табл. 5.2). Крім того, для полігону «Рудий ліс» було визначено сумарну інфільтрацію шляхом аналізу «гідрографа спостережної свердловини за допомогою графоаналітичного методу Н. Біндемана»: за 2001 р. вона склала 232-266 мм [51].

Для того, щоб остаточно відкоригувати співвідношення інфільтраційного живлення та бічного притоку була визначена інтенсивність інфільтрації за даними режимних спостережень по трьох свердловинах, розташованих за напрямком фільтраційного потоку, за інтервал часу, коли підйом рівня ґрунтових вод був рівномірним, тобто інфільтрація – постійною. Такі зміни рівня спостерігались в період між 4.11.1998 р. і 15.05.1999 р. За відсутності третьої свердловини, її було замінено на умовну в проміжку між свердловинами № 5 і № 6 з припущенням, що на цій відстані витримується однаковий градієнт напору. Перевірка цього припущення підтвердила, що впродовж всього періоду спостережень витримувався практично постійний градієнт потоку, близький до 0,01.

Інфільтраційне живлення, за водопровідності потоку T дорівнюватиме:

$$\omega = \mu \frac{H_i^{t+1} + H_i^{t-1}}{\Delta t} - \frac{T}{\Delta l^2} (H_{i-1}^t - 2H_i^t + H_{i+1}^t), \quad (5.8)$$

де H_i^{t-1} , H_i^t , H_i^{t+1} - абсолютні відмітки РГВ в центральній свердловині відповідно на початковий, середній і кінцевий періоди спостережень; H_{i-1}^t , H_{i+1}^t - абсолютні відмітки РГВ в свердловинах, розташованих відносно центральної, відповідно нижче і вище за потоком в середній період спостережень; Δt - період спостережень; Δl - відстань між спостережними свердловинами.

За умов витриманого за потоком градієнту напору інфільтраційне живлення оцінюється величиною 167 мм. Сумарне живлення, визначене гідродинамічним методом по двох свердловинах і рейці в каналі, дорівнює 279,34 мм. Таким чином, різницю між даними значеннями (112,33 мм) можна віднести до живлення за рахунок бічного притоку через верхню границю балансової ділянки за період з 4.11.1998 по 15.05.1999 р. (див. табл. 5.2). За формулою (5.8) визначено також інфільтраційне живлення за період 11.11.1999 -9.08.2000 рр., яке склало 136,61 мм.

Оскільки реакція РГВ на випадіння опадів на поверхню відбувається із певним запізненням, особливо в зимовий період, тобто у підйомі РГВ у весняний період бере участь частина зимових опадів та акумульована в зоні аерації волога (до рівня найменшої вологості), то визначення коефіцієнту інфільтраційного живлення (K_w) за короткий період між вимірами є некоректним. Очевидно (див. табл. 5.2), що K_w для осіннього періоду зависокий. Так, на осінньо-зимовий період 1997 р. (2.11-26.12) він склав 0,7. Найбільш реально відображати водний баланс, очевидно, буде цей показник за літній період (15.05-1.10.1998), оскільки кількість опадів, що перейшла з попереднього періоду (92 мм) приблизно дорівнює шару опадів, що пішов на підйом РГВ в наступному періоді (137 мм), а невелике значення $K_w(0,18)$ обумовлене впливом випаровування. Якщо долучити до цього періоду ще теплий весняний цикл 22.04-15.05, то K_w не зміниться, що теж підтверджує правильність даних міркувань. Звідси, найбільш показовим параметром, який характеризує певний тип гідродинамічних умов є середньозважений, порахований за рік коефіцієнт інфільтраційного

живлення. На відміну від абсолютного значення інфільтрації він змінюється в досить вузьких межах (див табл. 5.2). Умови живлення ґрунтових вод по роках краще порівнювати за абсолютною величиною інфільтраційного живлення. Остання, в першу чергу, визначається величиною атмосферних опадів ($K_{\text{кор.}} = 0,99$), по друге – випаровуванням ($K_{\text{кор.}} = 0,96$).

Випаровування з поверхні ґрунтових вод вкладається в діапазон значень 40-100 мм/рік [56].

Значення поверхневого стоку з укосів каналів (Y) визначалось експериментально, за допомогою спеціальних водозбірних лотків (див. розд.4). Спочатку було визначено коефіцієнти поверхневого стоку за характерні періоди – з різною інтенсивністю дощових опадів і для талого стоку, потім, за цими коефіцієнтами, розраховані значення стоку з відомої величини атмосферних опадів (див. табл. 5.2).

Значення витратних складових балансу виявились близькими лише за перший рік спостережень – коли випаровування і середні РГВ були найвищими. Бічний відтік за цей рік склав 48% від суми витратних складових балансу ґрунтових вод. В наступні роки було суттєве переважання бічного відтоку над випаровуванням, особливо в останній рік, коли РГВ знизились найбільше і, відповідно, зменшилось випаровування. За 2002 рік відсоток бічного відтоку склав 58,8% від суми витрат, а в інші роки був в межах 53-55%. Сумарне поповнення, що компенсує бічний відтік, також в 2002 р. переважало над випаровуванням (див. табл. 5.2), але за рахунок значного бічного відтоку баланс виявився від'ємним (Додаток Ю).

Для масиву, що відноситься до 1-го типу взаємозв'язку поверхневих і ґрунтових вод, коефіцієнт інфільтраційного живлення ґрунтових вод, розрахований за найбільш насичений режимними спостереженнями рік (1997-1998) склав 0,44 або 44,2% від суми опадів. В наступні роки, за розрахунками, він коливався в діапазоні від 0,31 (2000 р.) до 0,46 (2002 р.).

Якщо звернути увагу на коефіцієнт сумарного живлення, то його помітне збільшення (0,66%) співпадає з невеликим відносним збільшенням інфільтраційного живлення (навіть при суттєвому зменшенні кількості опадів в останній рік) і пояснюється збільшенням потужності зони аерації після розчищення каналу, що призвело до значного зменшення величини сумарного випаровування (з 353,26 мм в 2001 р. до 278,9 мм в 2002 р.).

Оскільки інфільтрація відіграє головну відновлюючу функцію для запасів ґрунтових вод, компенсуючи їх витрати на бічний відтік, компенсаторну роль інфільтрації можна оцінити за коефіцієнтом ефективного живлення η , що являє собою відношення різниці між інфільтрацією, випаровуванням, бічним притоком та бічним відтоком до суми опадів. Для 1998р. цей коефіцієнт був найбільшим і склав 0,075, в 2000 – 0,04; в інші роки витратні складові балансу переважали.

Домінуюча роль інфільтраційного поповнення ґрунтових вод серед інших джерел живлення, а також нерівномірність випадіння опадів визначають відповідну циклічність у забрудненні першого від поверхні водоносного горизонту ^{90}Sr (рис. 5.3): осінні та весняні підйоми концентрації (за рахунок більшої інфільтрації при зменшенні випаровування) змінюються повільними зимовими і літніми спадами. Але більш глибокий аналіз відкриває залежність концентрації не тільки від кількості опадів а й від температури ґрунту. Так, 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). Висока кількість опадів в лютому корелює з підвищенням концентрації ^{90}Sr в березні-квітні при ранньому розмерзанні ґрунту (як у березні 1999 р). І навпаки, промерзання ґрунту з грудня може супроводжуватись тривалим спадом об'ємної активності, яка ще більш різко зменшується за високої кількості опадів в березні-квітні (як у 1998 р) і продовжується до кінця літа. З початком зменшення температури ґрунту

(вересень 1998 і серпень 1999 рр.) співпадає деяке підвищення концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах.

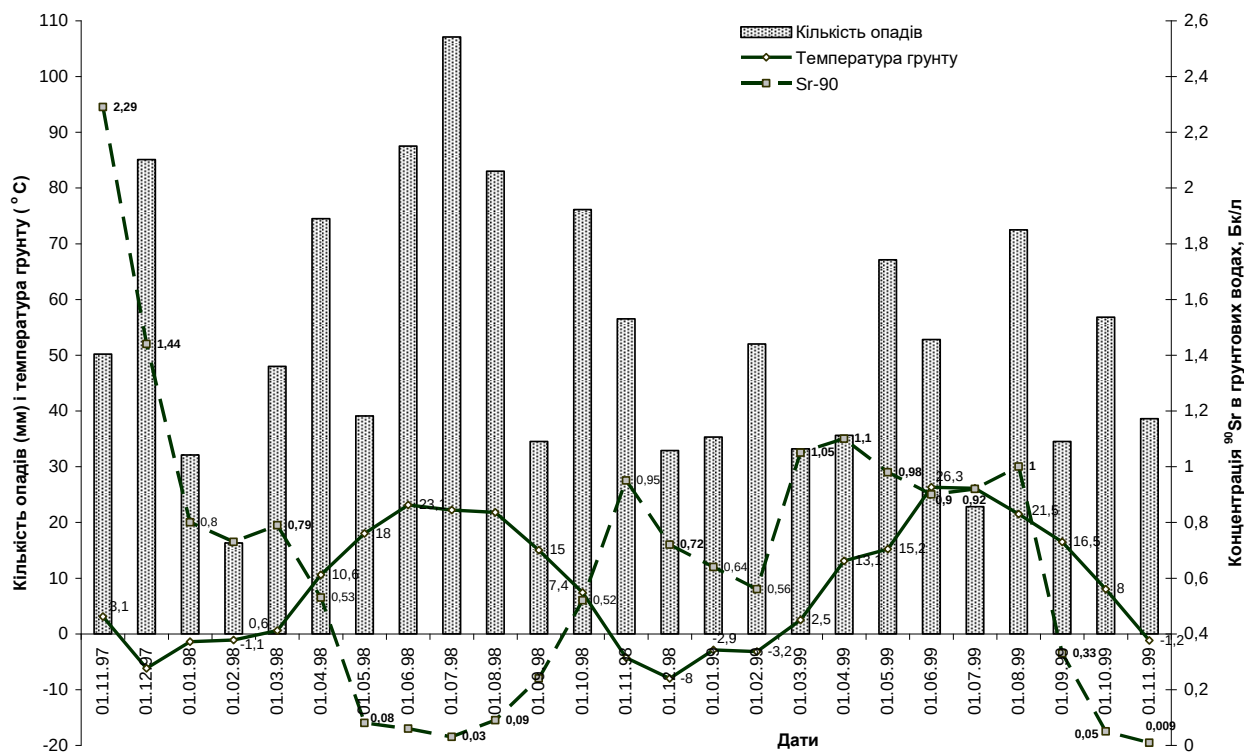


Рис. 5.3. Хронологічний графік коливань об'ємної активності ^{90}Sr в ґрунтових водах на фоні місячної кількості атмосферних опадів та середньомісячних температур ґрунту.

Переважаючого інфільтраційного живлення над іншими прибутковими складовими балансу ґрунтових вод визначає і його головну роль у радіоактивному забрудненні вод першого від поверхні водоносного горизонту. При тому, що по інтервалах часу (між вимірами рівнів) впродовж всього періоду спостережень якої не будь залежності між величиною інфільтраційного живлення та концентрацією ^{90}Sr не відмічається, істотна позитивна залежність простежується між річною сумою інфільтраційного живлення (див. табл. 5.2) та середньою концентрацією цього радіонукліду за рік ($K_{\text{кор}} = 0,58$).

Ще більша залежність концентрації ^{90}Sr – від сумарного річного живлення (Додаток Ю, рис. 5.4): $K_{\text{кор}} = 0,66$. Позитивна залежність простежується також між концентрацією ^{90}Sr та інфільтраційним живленням достатньо тривалого зимово-весняного періоду. Той факт, що

кореляційний зв'язок спостерігається лише по тривалих інтервалах часу свідчить про значний вплив стримуючих чинників (фактору затримки) на вертикальне перенесення ^{90}Sr з потоками вологи через зону аерації.

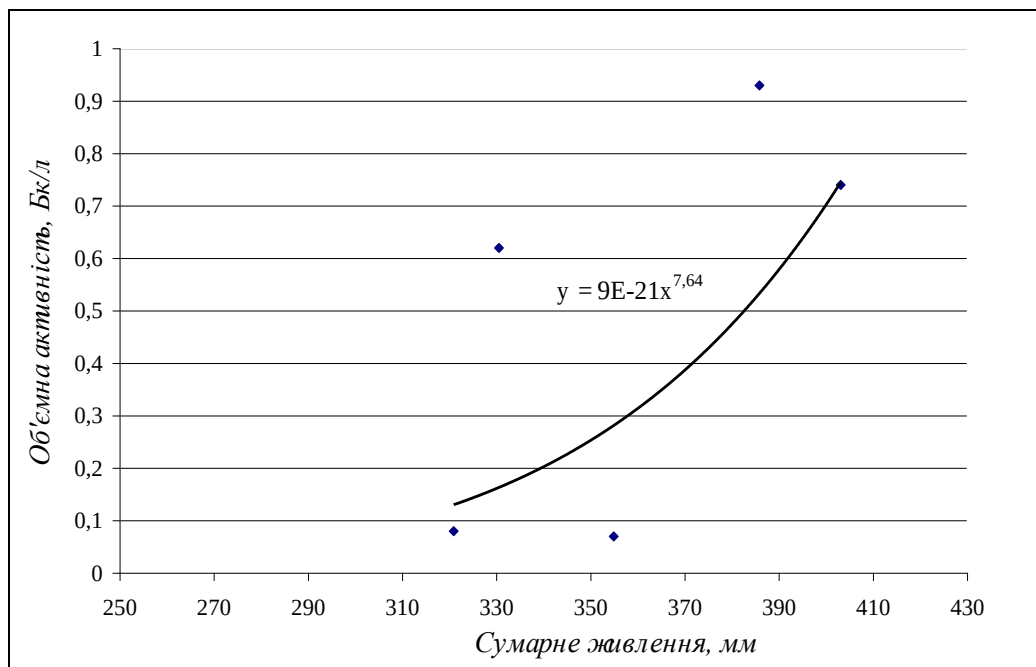


Рис. 5.4. Графічна та математична апроксимація залежності об'ємної активності ^{90}Sr в ґрунтових водах від сумарного (переважно інфільтраційного) живлення за роки спостережень.

Суттєва обернена залежність вмісту ^{90}Sr в ґрунтових водах відмічається від бокового відтоку з балансової ділянки ($K_{\text{кор}} = -0,59$). Тобто інтенсивна дренаваність, у даному випадку, сприяє самоочищенню. Однак, оскільки пряма залежність вмісту ^{90}Sr від сумарного живлення проявляється через більш значущий коефіцієнт зв'язку (0,66), до того ж, його залежність від зміни запасів ґрунтових вод за рік також носить прямий характер ($K_{\text{кор}} = 0,58$), можна стверджувати, що за період спостережень динаміка концентрації ^{90}Sr підпорядковувалась більшою мірою процесу вторинного забруднення, головним чином — інфільтраційним шляхом.

За оцінкою витрат ґрунтового потоку в перерізі найближчому до каналу МК-7, на формування його стоку в 1998 р. надійшло з кожного

погонного метру близько 110 м^3 ґрунтових вод (Додаток А.1). У верхній слабопроточній частині каналу, за даними розчленування гідрографу, річний приток ґрунтових вод у роки з тривалим меженням періодом не перевищував 20 м^3 на 1 погонний метр ширини потоку, а в багатоводні роки – 4 м^3 . Участь ґрунтових вод у формуванні поверхневого стоку змінюється по роках і довжині каналу від 13% на ділянках підпору до 55% на найбільш дренажованих ділянках.

Для умов першого типу характерна найменша залежність показників режиму ґрунтових вод від режиму поверхневих вод каналу, а також максимальні розбіжності між значеннями об'ємної активності ^{90}Sr у поверхневих і ґрунтових водах (рис. 5.5) [263]. Коефіцієнт кореляції між ними не має значущих величин (-0,2). Тобто, самоочищення ґрунтових вод не впливає на концентрації ^{90}Sr в поверхневих водах водоприймача. Якщо частка ґрунтового стоку у сумарному річному невисока (до 30%), тобто суттєвого розбавлення значно більш забрудненого поверхневого стоку не відбувається, ця різниця найбільш відчутна. На ділянках, де закритий дренаж відсутній, відношення вмісту ^{90}Sr у ґрунтових водах до вмісту в поверхневих коливається в межах 0,0005-0,34 (за даними 1997- 2002 рр.).

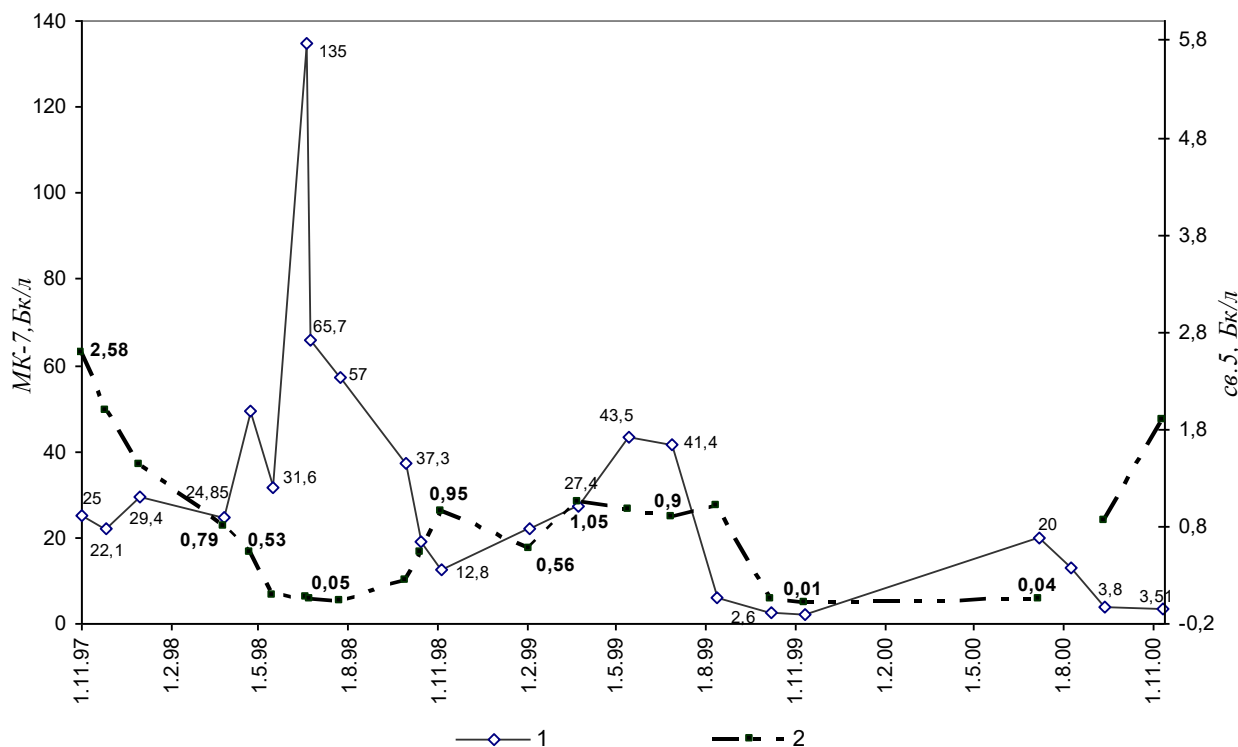


Рис. 5.5. Хронологічний графік змін об'ємної активності ^{90}Sr в поверхневих водах каналу МК-7 (1) і ґрунтових водах свердловини №5 в нижній частині його водозбору (2).

Таким чином, за переважаючим впливом режимоформуючих чинників на живлення ґрунтових вод та закономірностями коливань їх рівня, подібні ділянки відносяться до вододільного [71] інфільтраційного типу режиму (крім частини ділянки – від свердловини 5 до каналу, для якої властивий схиловий тип режиму). Звідси очевидно, що надходження радіонуклідів в ґрунтові води цілком залежить (без врахування фізико-хімічних властивостей та форм радіоактивних елементів в ґрунтах) від кількості опадів, температурного режиму, потужності зони аерації, її літологічного складу, фільтраційних властивостей, а також рослинного покриву.

2) Ділянки діючого закритого дренажу з переважно сезонним притоком дренажних вод в канали. Ділянку періодично діючого гончарного дренажу вибрано в 1995 р. на Чистогалівській системі, у верхній частині водозбору каналу МК-2, на відстані близько 6 км на

південний захід від ЧАЕС. Щільність забруднення ^{90}Sr – 700-3700 кБк/м², ^{137}Cs – до 11100 кБк/м² (на 1996 р.) [126]. Запас ^{90}Sr на водозбірній площі МК-2 (9,5 км²) за оцінками 1995 року наближався до 28,0 ТБк [116]. Для меншої площі верхньої частини водозбору МК-2 в 7 км² розрахунковий запас ^{90}Sr складав 9 ТБк (на 2000 р.) [237]. Зрозуміло, що навіть за рахунок підвищеного водного винесення та природного розпаду радіонукліду його запас не міг так суттєво зменшитись за 6 років. Зменшення запасу, обумовлене цими чинниками могло скласти не більше 1,75 ТБк за означений період, тобто, якщо спиратись на оцінки 1995 р., з врахуванням меншої площі (для 7 км² прийmemo 20,2 ТБк), то на 2000 р. запаси ^{90}Sr мали б складати 18,7 ТБк.

Шар стоку для осушувальної системи “Чистогалівська” складає 70-100 мм, або 13-17% від річної суми опадів, які випадають на водозбір. Модуль поверхневого стоку в період спостережень коливався в межах 1,65 (1993 р.) – 2,2 (1995 р.) л/с/км².

За результатами водобалансових оцінок, виконаних методом розчленування гідрографу, підземний стік складає більше 50% загального стоку з водозбору. Така значна частка підземного стоку в загальному водному балансі характерна для ділянок діючого закритого дренажу у верхів'ях систем. Поверхневий стік превалює в періоди весняного сніготанення, а також літніх і осінніх злив (> 40 мм влітку) [116,197].

У верхній частині системи закритий дренаж в багатоводний період (1995-1999 рр.) діяв протягом більшої частини року. РГВ змінювався від 0,4 м у весняний період (1999 р.) до 1,1-1,3 м в серпні-вересні. Тобто, амплітуда коливань рівня досягала 0,9 м. Влітку найбільша амплітуда коливань рівня спостерігалась в 1999 р. – від 0,58 м в червні до 1,2 м наприкінці серпня. Осінні рівні теж коливаються в широкому діапазоні – від 0,52 м на початку жовтня 1995 р. до 1,05 м в листопаді 1997 р. і 1,29 м – у вересні 1999 р. Середня за роки спостережень амплітуда коливань рівня

склала близько 0,73 м. РГВ на бровці каналу МК-2 іноді коливався в протилежному напрямку до рівня на віддаленій частині водозбору.

Внаслідок закриття шлюзів навесні 1986 р. на більшій частині системи створений застійний або слабопроточний режим, що призвів до підтоплення найбільш забрудненої лівобережної частини системи, яка примикає до “Рудого лісу”. Канали меліоративної мережі приймають основну кількість дрібнодисперсного і розчиненого радіоактивного матеріалу, що зноситься з водозборів поверхневим і підземним стоком. Щільність забруднення донних відкладів каналів на 1996 рік була в межах від 740 до 16095 кБк/м² по ¹³⁷Cs і від 270 до 14615 кБк/м² - по ⁹⁰Sr, що в середньому й по максимуму значно вище, ніж на водозборі [158,126].

За даних умов, максимальне винесення ⁹⁰Sr поверхневим стоком у річному циклі, звичайно відбувається у квітні-травні, коли одночасно спостерігаються найбільші витрати поверхневого стоку й достатньо висока, хоча й не максимальна, об'ємна активність ⁹⁰Sr в ньому (спад весняної повені - рис.5.6). У цілому, винесення радіонуклідів поверхневим стоком за рік приблизно порівну розподіляється між періодом весняного сніготанення, включаючи період спаду паводку, й іншою частиною гідрологічного року. Коефіцієнт винесення оцінюється (0,5-1,2) 10⁻⁵ на мм шару рідкого стоку.

Винесення ⁹⁰Sr водами каналу МК-2 Чистогогалівської системи за рік складає 0,03-0,16% від загального запасу цього радіонукліду в ґрунтах водозбору [197], але за розрахунками водного винесення відносно запасу радіонукліду на ефективних, гідравлічно пов'язаних з каналом ділянках (донні відклади, приканальні заболочені пониження), отримано на порядок більшу цифру – 2% [151]. В першу чергу до ділянок ефективного контактування слід відносити укуси каналу в діапазоні коливань рівня води, оскільки водозбірна поверхня пласка і не формує поверхневого стоку, за виключенням окремих промоїн зі сторони новостворених боліт. Площа ефективних ділянок масоперенесення складає 0,62 км², або близько

7% від загальної площі водозбору в урочищі «Борщі» [151]. На цих ділянках формується поверхневий стік, що досягає каналу при зливах і таненні снігу.

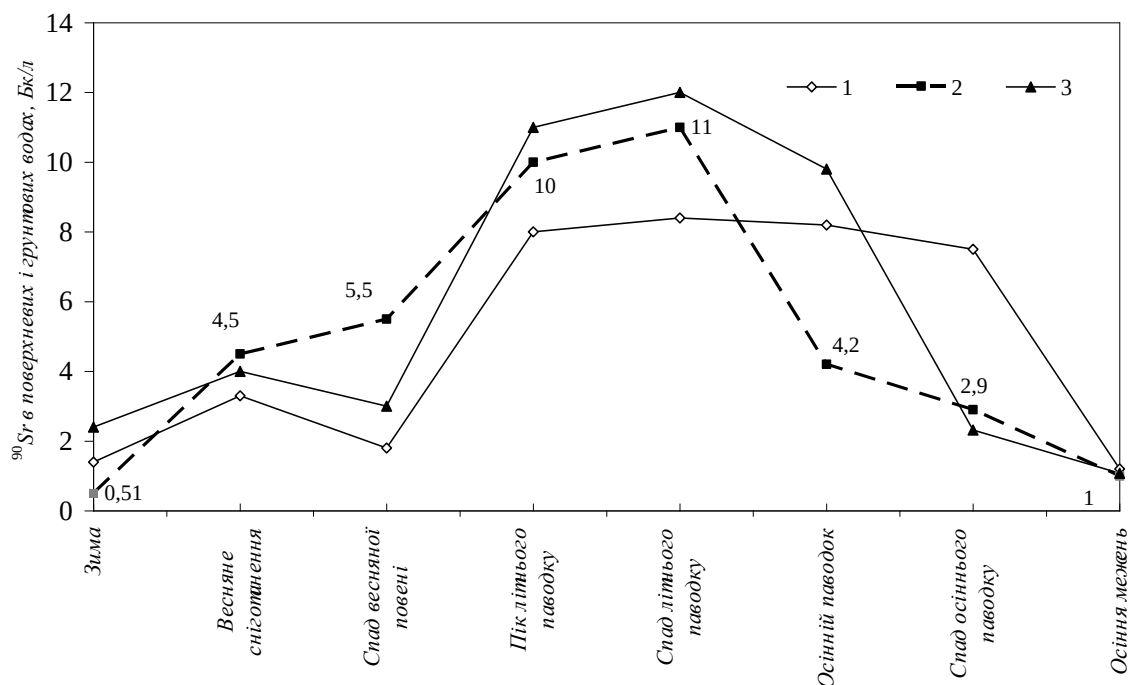


Рис.5.6. Сезонні коливання об'ємної активності ^{90}Sr в поверхневих і ґрунтових водах на ділянці 2-го гідродинамічного типу за 1997 р.: 1 – в поверхневих водах торцевої частини каналу вище виходу дренажних колекторів; 2 – в дренажних водах закритих колекторів; 3 – в поверхневих водах каналу нижче виходу дренажних колекторів.

Винесення ^{90}Sr власне ґрунтовими водами, з урахуванням дренажного стоку, в 1999-2001 рр. складало лише 10-12% від загального річного виносу радіонуклідів сумарним поверхневим стоком МК-2. При цьому дренажні ґрунтові води значно переважали серед складових живлення і забезпечення стоку каналу (76-84%). Періоди добре вираженого поверхневого стоку дають тільки 16-26% річного винесення ^{90}Sr водами каналу [151]. Тобто слабозабруднені ґрунтові води, які надходять в канал, набувають в ньому значної об'ємної активності за рахунок вилугування

радіонуклідів із паливних частинок, що містяться в донних відкладах. Додають активності і стоки з прируслових заболочених ділянок.

Загалом, на всіх системах з діючим закритим дренажем, тобто більш інтенсивним промивним режимом, винесення радіонуклідів з ґрунтовим та поверхневим стоком складає 0,3-2% від запасу на ефективно контактуючій частині водозбору. Саме завдяки промивному режиму, за переважання підземної складової над поверхневою в сумарному балансі стоку, ґрунтові води у вологі періоди можуть забезпечувати радіоактивне забруднення поверхневих вод ^{90}Sr . За умов значного вмісту останнього в ґрунтах зони аерації і невисокої їх ємності поглинання та водоутримуючої здатності вміст ^{90}Sr в дренажних і ґрунтових водах близький до його вмісту в поверхневих водах каналу (див. рис. 5.6). Швидкість горизонтальних потоків масоперенесення в періоди дії закритого дренажу значно перевищує швидкість вертикальних інфільтраційних токів. Але й остання помітно прискорюється. Тобто, якщо в звичайних умовах, при швидкостях латеральної міграції ^{90}Sr близько 1 м/рік зона суттєвого впливу на стан поверхневих вод обмежується шириною 15-30 м вздовж каналу, то за умов діючого дренажу до джерел забруднення поверхневих вод долучаються фільтраційні потоки із забруднених ділянок вздовж закритих дренажних ліній на відстані 100 і більше метрів від каналу. На площі між дренами, або вище ділянок закритого дренажу, там де промивний режим не настільки інтенсивний, концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах завжди менші (табл. 5.4).

Помітно менші більшу частину року об'ємні активності ^{90}Sr в поверхневих водах торцевої частини каналу, яка знаходиться вище виходу дренажних колекторів [56]. У весняний період її наповнюють талі води, активність яких порівняно невисока. Якщо зберігається відтік, то води в цій частині каналу переважно, крім періоду сніготанення та значних злив, створені накопиченням ґрунтових вод, що висачуються з укосів.

Найбільш близькі між собою об'ємні активності поверхневих і ґрунтових вод на ділянках діючого закритого дренажу у верхів'ях каналів

(табл. 5.4).

У період інтенсивного розвантаження дренажних вод у відкриту колекторну мережу (спад повені, літні повені) винесення ^{90}Sr в 1995-1998 рр. на 30-60% забезпечувалось дренажним і ґрунтовим стоком через укоси. У верхів'ях МК-2 з червня до кінця жовтня 1995 р. винесення ^{90}Sr дренажним ґрунтовим стоком з одного закритого колектора (площа водозбору 6000-7000 м²) коливалося в межах від 0,1 до 10,0 кБк/добу, а ^{137}Cs – від 3 до 59,5 Бк/добу.

Таблиця 5.4

Зміна об'ємних активностей ^{90}Sr в дренажному і поверхневому стоці від витоків до гирла каналу МК-2 Чистогалівської осушувальної системи, Бк/дм³ (1997 р.).

Пункт випробування	Гідрометеорологічний період				
	Весняне сніготанення	Затухання весняної повені	Літній паводок	Межень	Спад дощових паводків
Торцева частина каналу	3,3	1,8	8,0	1,2	8,4 / 2,2
Ґрунтові води з дренажних колекторів	4,5	0,7-15,0 (середнє 5,5)	9,0-11,0	сухо	9,0-13,0 / 2,9
Стік зі схилу	0,85	--	9,5	--	8,7 / 16,3
МК-2 нижче виходу колекторів	4,0	3,0	11,0	1,1	12 / 2,32
Свердловини у верхній частині водозбору	0,1	0,7-1,2	1,45	1,0	0,5/ 0,7
МК-2 середня частина (в підпорі)	15	9,5	13,3	7,28	14,3/ 13,8
МК-2, гирло	18	11,7	13,6	8,2	15,2/ 14,4

За 1995 рік внесок сумарного винесення ґрунтовими водами ^{90}Sr в канал МК-2 по закритих дренажних колекторах та між ними складав близько 5% [263] (рис. 5.7) (за розрахунками [116] – 3,9%), при тому, що частка ґрунтового стоку в сумарному стоці каналу за рік складала 72%. По мірі зменшення концентрації радіонукліду в сумарному поверхневому стоці і практично сталих концентраціях у ґрунтових водах, відносна участь ґрунтових вод у вторинному забрудненні сумарного стоку зростає,

що підтверджують наші спостереження на балансовій ділянці «Паришів» вздовж каналу МК-1 Прип'ятської системи.

Більш значні концентрації ^{90}Sr в дренажних водах порівняно з «фоновими» значеннями об'ємної активності в свердловинах пояснюються не лише інтенсифікацією промивного режиму. На ділянках меліоративних систем, 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 (до врівноваження з рівнем в каналі). В цей час забруднення поверхневих вод забезпечують процеси вилуговування радіонуклідів із затоплених укосів каналу. При зниженні рівня води в каналі на стадіях затухання весняної повені або спаду дощових паводків води зосереджені в гончарних трубах стікають назад в канал вже в якості джерела забруднення його вод. Ґрунтові води, що відбираються із свердловин, віддалених від ліній закладання дренажу, звичайно будуть більш чистими, ніж дренажні води, що стікають з колекторів, завдяки сорбції на водовміщуючих породах (див. табл. 5.4).

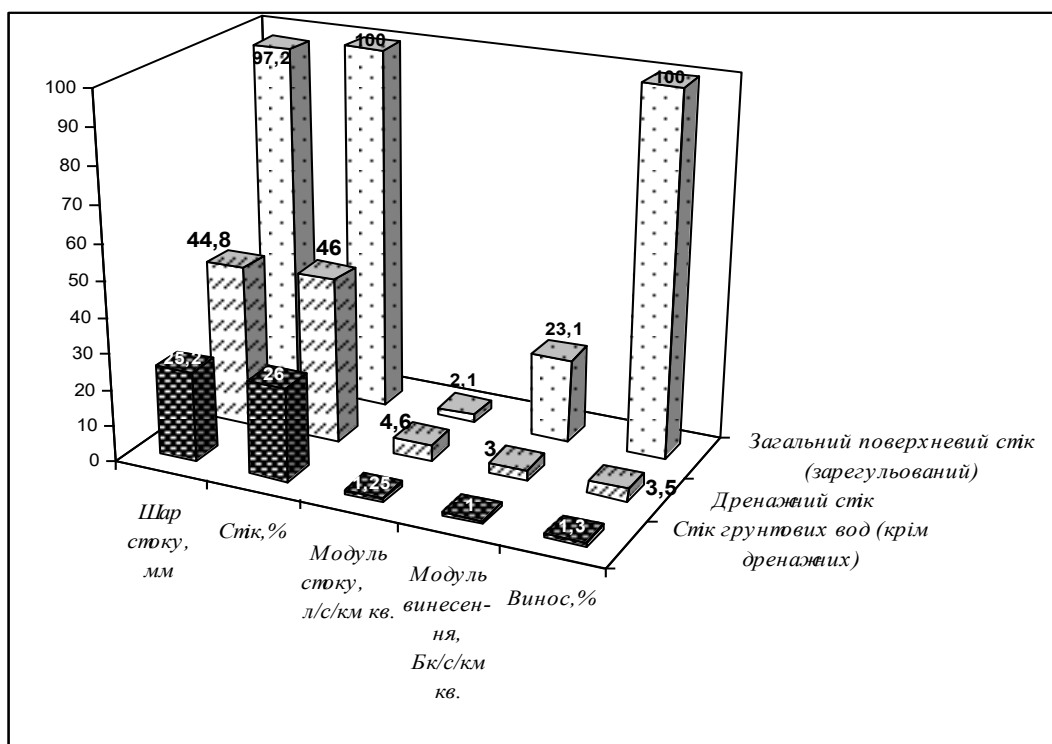


Рис.5.7. Характеристики стоку і винесення ^{90}Sr для умов 2-го типу (1995р.).

У меженний період, коли закритий дренаж перестає діяти (на слабозарегульованих та незарегульованих системах РГВ опускається нижче глибини закладки дрен особливо швидко), у канал, через проміту зону височування, надходять більш чисті ґрунтові води. У цей період вміст ^{90}Sr у поверхневій воді практично відповідає його вмісту в ґрунтових водах свердловин (дивись МК-2 нижче виходів колекторів, табл. 5.4). На ділянках каналу, що знаходяться в підпорі, рівень хоч і повільно знижується, але об'ємна активність ^{90}Sr залишається високою, або навіть зростає за рахунок вилуговування із затоплених укосів та притоку болотних вод. Зниження активності ^{90}Sr у воді каналу відбувається спочатку у верхній його частині. Це пояснюється стадійним відтоком забруднених дренажних вод, що потрапили на водозбір по закритій мережі в періоди повеней. З часом, знижуються концентрації і в нижній частині каналу – по мірі зниження рівня води і послідовного припинення роботи дрен від верхів'їв до гирла. Крім того, підвищення об'ємної активності ^{90}Sr

вниз за течією пов'язано також із вилуговуванням з частково затоплених укосів каналу і з високоактивних донних відкладів.

В 1998 р. дренажна вода містила $0,13 \text{ Бк/дм}^3 \text{ }^{90}\text{Sr}$, а проби поверхневих вод з каналу МК-2 поряд з виходом колектора – $1,9\text{-}3,5 \text{ Бк/дм}^3$ [237]. Концентрації ^{90}Sr у водах торцевих частин каналів забезпечуються поверхневим стоком з укосів під час дощів, припливом ґрунтових вод через зону височування в бездощовий період та вилуговуванням з донних відкладів. Роль забруднення вод за рахунок донних відкладів суттєво зростає в періоди, коли рівень в каналі нижче РГВ, а ґрунтові води дренуються через донні відклади.

На ділянках поширення торф'яних ґрунтів Чистогалівської системи вміст ^{137}Cs у водах підземного дренажного стоку в 1995-1997 рр. був більший ніж ^{90}Sr (рис. 5.8), що пояснюється більшою геохімічною активністю першого в органогенних ґрунтах [4,30] та переважаючим концентруванням ^{90}Sr у фіксованій формі в паливних частинках [126,197,237].

Зменшення об'ємної активності ^{137}Cs до нижньої частині каналу МК-2 можна пояснити тим, що він здатний більшою мірою, ніж ^{90}Sr , затримуватися на мінеральній фракції донних відкладів та завислих частинках, які осідають на зануреній частині гідрофітів. Стронцій-90 здатний вимиватися з мінеральних ґрунтів укосів і десорбуватися із донних відкладів, що веде до збільшення його вмісту в гирлі каналу [159]. З таблиці 5.5. можна зрозуміти, що верхні частини укосів на 1997 р. були вже значно промиті, а нижні, більш виположені, увібрали знесений з укосу матеріал і набули значної активності.

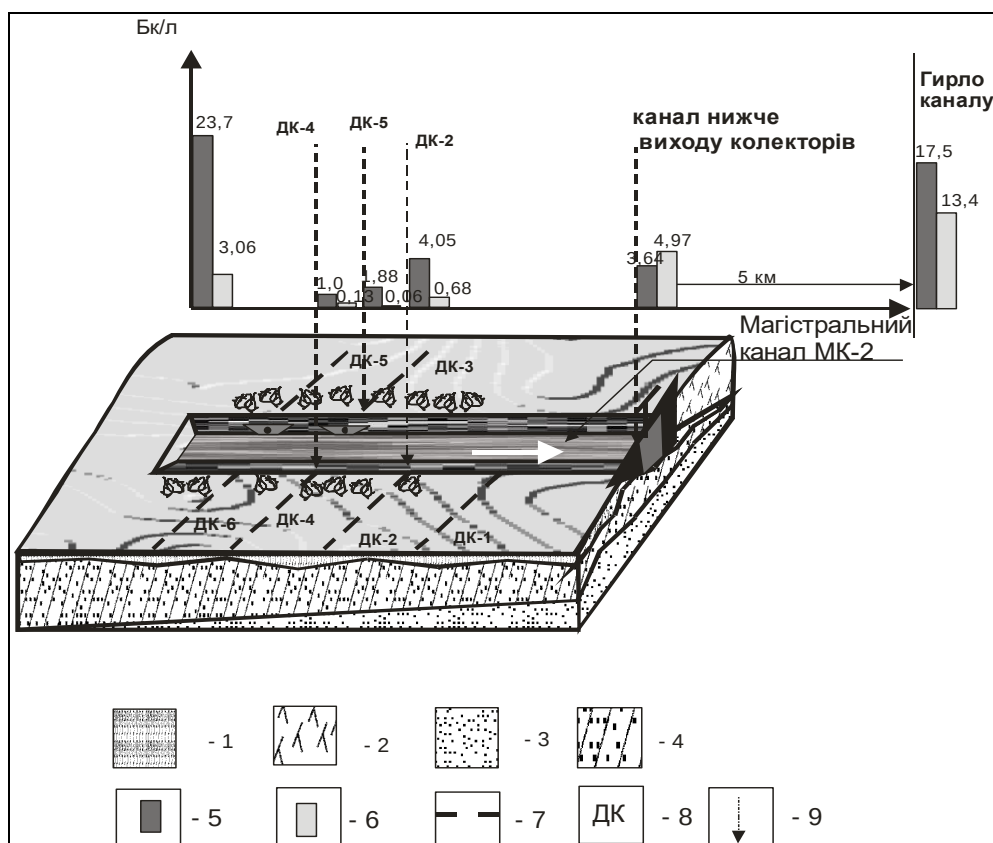


Рис 5.8. Об'ємна активність дренажних вод на ділянці діючого гончарного дренажу (умови 2-го типу); жовтень 1995 р: 1 - мінеральні ґрунти; 2 - торф; 3 - пісок; 4 - супісок; 5 - ^{137}Cs ; 6 - ^{90}Sr ; 7 - закритий дренаж; 8 - дренажні колектори; 9 - пункти відбору зразків.

Таблиця 5.5

Вміст радіонуклідів у ґрунтових розрізах укосу каналу МК-2 Чистогалівської системи, Бк/кг (липень 1997 р.)

Місце відбору	Глибина відбору, см	^{137}Cs , (похибка, %)	^{90}Sr , (похибка, %)
Затоплена частина укосу МК-2 ("Бориці"), Гумусовий (5-9 см) та перехідний (9-10 см) шари дернового опіщаненого ґрунту Супісок замулений, водонасичений "-	0-5	23400 (3)	23500 (2)
	5-10	1950 (7)	820 (14)
	10-15	42,4 (13)	60,7 (87)
	15-17	157 (7)	<95,0
Незатоплена частина укосу МК-2, гумусована дернина Гумусовий (5-7 см) та перехідний (7-10 см) шари дернового опіщаненого ґрунту Супісок замулений, сизуватого кольору, вологий	0-5	6820 (7)	4250 (7)
	5-10	13800 (7)	6490 (3)
	10-15	38,2 (18)	<88,9

-”-	15-18	5,44 (23)	<97,3
-----	-------	-----------	-------

Навіть в умовах деградації відкритої та закритої меліоративної мережі в зоні відчуження можна помітити різницю в розподілі радіонуклідів по профілю ґрунтів на ділянках із закритим дренажем та без нього (табл.5.6). Такі ділянки на Чистогалівській системі розташовані на відстані 200 м одна від одної на мінеральних (дернових) ґрунтах. Тут вміст ^{90}Sr в ґрунтах значно переважає над вмістом ^{137}Cs у зв'язку із паливним характером випадіння.

Таблиця 5.6

**Вміст радіонуклідів у ґрунтових розрізах
Чистогалівської системи, Бк/кг (вересень 2001 р.)**

Інтервал, см	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
Урочище Ступник - осушувана ділянка із закритим дренажем. Посилений промивний режим			
0-15	11500±391	13282±493	0,866±0,001
15-25	280±12	608±62	0,46±0,07
25-35	34,9±2,3	41±43	0,85±0,95
Урочище Борщі - за межами впливу дренажу. Режим інфільтрації звичайний			
0-15	2747±184	6154±314	0,446±0,053
15-25	29,2±4,7	181±41	0,161±0,062
25-30	32,3±4,3	<79	>0,41
29-35	0,19±0,1	<61	>0,003

Припускається, що співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ на поверхні обох ділянок початково було однакове, а ^{137}Cs майже повністю утримався у верхньому 15-см шарі ґрунту, що підтверджує практично однаковий його відносний вміст на обох ділянках в цьому шарі – $97,5\pm0,3\%$ від вмісту у 35-см шарі. Відносний вміст ^{90}Sr у верхньому 15-см шарі ($97,0\pm0,2\%$) на слабодренованій ділянці (без закритого дренажу) практично співпадав з таким для ^{137}Cs – $97,8\pm0,2\%$, проте на ділянці діючого закритого дренажу у цьому шарі утримувалось 95% ^{90}Sr проти $97,3\%$ ^{137}Cs . Очевидно, що з часом відношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ на ділянці із закритим дренажем майже удвічі зросло за рахунок вимивання ^{90}Sr , що мобілізується із паливних частинок.

Тобто, якщо приймати, що початкове співвідношення ^{137}Cs до ^{90}Sr збереглося на слабодренованій ділянці, то на ділянці закритого дренажу у

верхньому шарі зони аерації через 15 років після випадінь залишилось на 47% ^{90}Sr менше. Помітно (див.табл.5.6), що як ^{90}Sr так і ^{137}Cs на першій ділянці винесено в шари глибші за 15 см в більшій кількості, ніж на другій ділянці (без дренажу). У відсотковому співвідношенні в шарі 15-25 см на першій ділянці міститься 4,5 %, а в тому ж таки шарі другої ділянки – 2,8% від загального вмісту ^{90}Sr в досліджуваній товщі.

Режим стоку і гідрологічна обстановка визначають умови розподілу радіонуклідів по довжині каналів [56,126].

Нерідко, у верхів'ях навіть не перегороджених але сильно зарослих каналів, де поверхневий стік не набрав потужності, об'єми органічної і твердої мінеральної речовини, що змивається з укосів, переважають над об'ємами винесення цих речовин. Таким ділянкам властиві найбільш високі концентрації радіоактивних речовин у донних відкладах і в поверхневих водах каналів (рис.5.9).

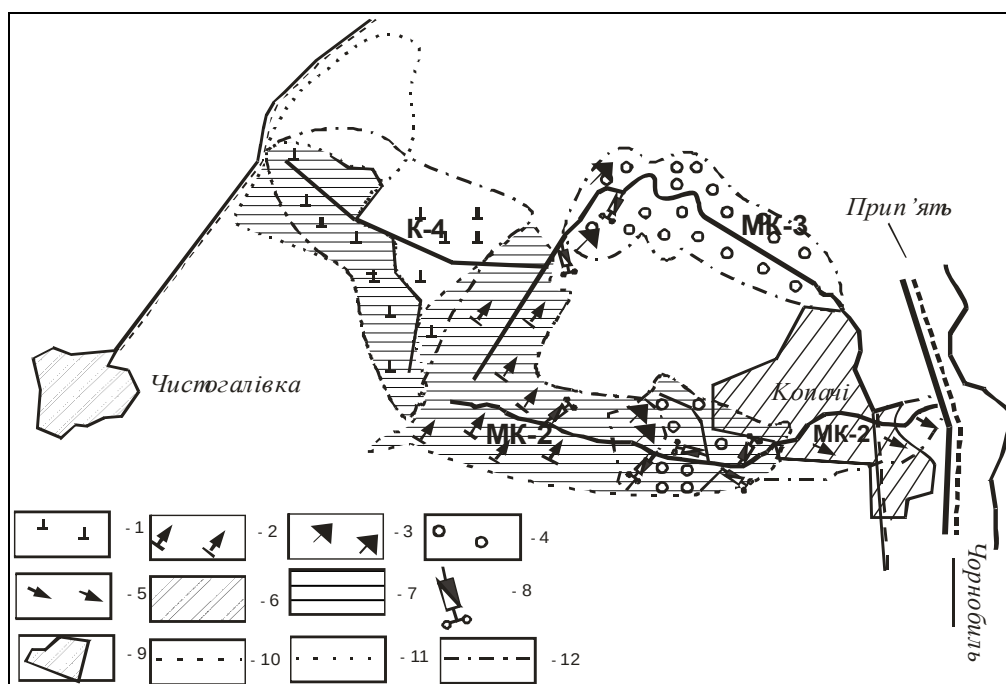


Рис. 5.9. Ділянки Чистогалівської осушувальної системи за розподілом активності у воді і донних відкладах: 1 - аккумуляючі; 2 - трансакумуляючі; 3 - транзитно-розвантажуючі; 4 - акумулятивно-транзитні; 5 - низові (розвантажуючі); 6 - могильники колишніх населених пунктів; 7 -

площі із закритим дренажем; 8 - шлюз-регулятор; 9 - колишні населені пункти; 10 - границі ділянок з гончарним дренажем; 11 - контури меліоративної системи; 12 - границі типологічних ділянок.

Транзитні водопровідні ділянки меліоративних систем поділяються на трансакумулюючі (табл.5.7, рис.5.9), що затримують частину твердих завислих радіоактивних речовин і транзитно-розвантажувальні, по довжині яких іде змив активних речовин з бортів каналів, перенесення і винос матеріалу за межі ділянки. Донні відклади на трансакумулюючих ділянках можуть відігравати помітну ролі у вторинному забрудненні поверхневих вод, головним чином, лише у меженний період. Головну роль у вторинному забрудненні вод каналу відіграють ґрунтові води, змив атмосферними опадами з укосів та притік з боліт.

Таблиця 5.7

Розподіл питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у донних відкладах від джерел до гирла каналу МК-2 Чистогалівської осушувальної системи, 10^3 Бк/кг.

Рік	Типові ділянки за режимом перерозподілу радіонуклідів, згідно рис.5.8, 5.9.											
	трансакумулюючий		транзитно-розвантажувальний		аккумулятивно-транзитний				транзитно-розвантажувальний		низовий	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
1995			21,7	12,3			25,1	4,44			191,0	26,1
1996	1,588	4,56	8,71	2,78	7,8	1,29	16,2	74,8	20,7	40,8		

Транзитно-розвантажувальні ділянки відрізняються перевагою важкої мінеральної фракції в складі донних відкладів. Тут винесення речовини дорівнює припливу або переважає над ним. На таких ділянках фіксується зниження в часі питомої активності донних відкладів за ^{137}Cs і ^{90}Sr . Об'ємна активність поверхневих вод тут порівняно невисока. На аккумулятивно-транзитних ділянках забруднення поверхневих і ґрунтових вод формується за рахунок стоку з водозбірної басейну, затоплення

прилеглих забруднених площ, ремобілізації з донних відкладів, водообміну між поверхневими й ґрунтовими водами. Потік твердого радіоактивного матеріалу на вході ділянки дещо перевищує його масу на виході. Ділянки русла характеризуються наявністю значного шару мулу. Донні відклади й поверхневі води характеризуються підвищеними активностями, особливо по ^{90}Sr . По низових ділянках відбувається дискретно стік забруднених вод, концентрації радіонуклідів в яких обумовлені процесами, що протікають вище за течією – за межами цих ділянок. Активність донних відкладів може коливатись в широких межах і досягати значних величин.

На ділянках другого типу найбільший вплив мають техногенно-природні чинники, а саме – наявність штучного дренажу та підпірних споруд. Режим ґрунтових вод на цих ділянках можна було б віднести до промивного (осушувального), якби не значно утруднене розвантаження сумарного поверхневого стоку по відкритих дренах. Звідси, особливою характеристикою режиму ґрунтових вод є не настільки значна амплітуда коливань їх рівня, як це властиво режиму на діючих осушувально-зволожуючих системах. Зниження рівнів наприкінці весни та влітку стримується підпорами в каналах. Підтриманню високих РГВ сприяє і заболочення на водозборі, що поширилось саме завдяки ослабленню дренаваності площі. При цьому стік із закритого дренажу спостерігається лише де інде у верхніх частинах каналів. В сумарному річному водному стоці з відрізків каналів, до яких примикає закритий дренаж, суттєво переважає підземна складова: згідно досліджень різних років (з 1995 по 2001) на каналі МК-2 Чистогалівської системи, її частка складає 72 – 84%.

3) Ділянки з неусталеним відтоком поверхневих вод з каналів (підпір ґрунтових вод). Тут РГВ на прилеглих землях помітно перевищують середньобагаторічні позначки. Особливістю формування балансу ґрунтових вод в межах таких ділянок є приуроченість їх до зон живлення і транзиту ґрунтового потоку.

В умовах перезволоження і промивних режимів, в малогумусних ґрунтах, з малою кількістю мулистій і глинистій фракції, що сформувалися на алювіальних і флювіогляціальних відкладах, швидкість вертикальної міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr значно перевищує горизонтальну і змінюється від 2 до 20 см за рік [135,158].

На двох балансових ділянках, що примикають з обох боків до верхнього від фільтруючої перемички б'єфу каналу К-114 (лівобережна Прип'ятська система) розміщено по три пункти спостережень: на першій, лівобережній ділянці – дві свердловини (№№ 1 і 2) та рейка в каналі, на другій – свердловини №№ 3 і 4 і та ж сама гідрометрична рейка (Додаток Б 1). Дзеркало ґрунтових вод до 2002 р. залягало тут на глибинах 0,6-1,3 м. На розрізі представлено положення рівнів на 22 квітня 1998 р.

Рівні води в каналі до 2002 р. були постійно вищі, ніж рівні ґрунтових вод на прилеглій площі (рис.5.10). Перевищення рівнів води в каналі над рівнями ґрунтових вод протягом 1997-2001 рр. фіксувалось в межах 20-46 см.

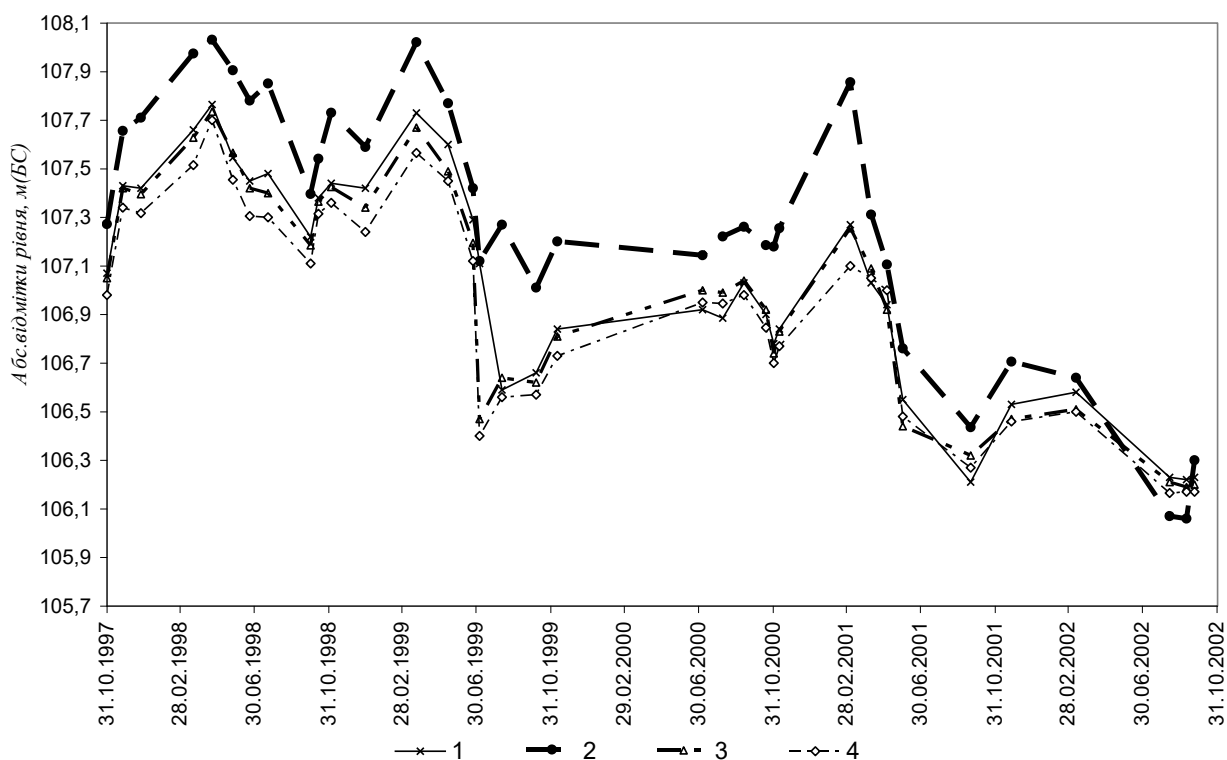


Рис. 5.10. Динаміка рівнів ґрунтових (1,3,4) і поверхневих (2) вод за даними режимних спостережень на балансовому майданчику №1 («Красне») за гідродинамічних умов 3-го типу в період з 31.10.1997 р. по 5.06.2001 р. та умов 4-го типу після ліквідації перемички 5.06.2001 р.

Фільтраційні втрати з каналу при підпертому режимі фільтрації знижуються в часі у зв'язку із зменшенням градієнту. За період спостережень, приток на лівобережну частину з боку каналу постійно перевищував відтік за межі балансової ділянки і різниця між ними, що коливалася в різні роки від 23,3 до 41,54 мм (Додаток В.1), витрачалася на випаровування, можливе перетікання в нижче розташований водоносний горизонт і на поповнення запасу ґрунтових вод. Сумарне річне інфільтраційне живлення тут, у зв'язку з високими рівнями, здебільшого (крім 1998 р.) менше за витрати на випаровування (особливо в 1999р.), що не сприяє поповненню горизонту ґрунтових вод і стримує вторинне заболочування ділянки.

Сумарна питома витрата, або фільтраційні втрати на поповнення ґрунтових вод в праву сторону від каналу (переріз між каналом і св. 3, тобто в 20 м від урізу води в каналі К-114), при середній інтенсивності 0,15 м³/добу на 1 погонний м довжини частини каналу, що його живить, за 1998 р. склала 52,37 м³. Розрахована питома витрата в перерізі між св. 3 і св. 4, тобто в 140 м від урізу води в каналі К-114, значно менша, ніж в попередньому перерізі і має середню інтенсивність 0,007 м³/добу або 2,38 м³ за 1998 р. Різниця витрат в розрахованих перерізах пояснюється втратами на випаровування, обхідну фільтрацію, вертикальний водообмін і поповнення запасів ґрунтових вод.

Баланс ґрунтових вод на ділянці “канал К-114 – св.3 – св.4” формується переважно за рахунок притоку зі сторони каналу К-114 (Додаток Г.1). Ступінь парного зв'язку між рівнем ґрунтових вод у найближчій до каналу свердловині №3 і рівнем води у верхньому б'єфі каналу є одним з найбільших серед типових балансових ділянок: коефіцієнт кореляції 0,96. Витрата підземного потоку по статті “випаровування”, за відсутності початкових даних для деталізації розрахунків, включає в себе, окрім випаровування, також втрати на обхідну фільтрацію і вертикальний водообмін. Інфільтраційне поповнення

має підлегле значення. В 1998 р. поповнення ґрунтових вод за рахунок бічного притоку склало 467,6 мм, витрата по статті “випаровування” 483,6 мм, при річному зменшенні запасів ґрунтових вод на 8,2 мм. Виходячи з досвіду розрахунків балансу ґрунтових вод в аналогічних умовах за систематичними спостереженнями, витрата ґрунтових вод на випаровування складає 100-150 мм і перетік в нижчезалягаючі шари $\approx$ 30-70 мм. При таких допущеннях втрати на обхідну фільтрацію складуть приблизно 220 мм або в питомому значенні приблизно 25 м^3 за рік на 1 погонний метр частини каналу, яка його живить.

Отже, на ділянках 3 типу (на лівому і правому примиканнях до К-114) спостерігалось майже постійне впродовж тривалого часу бічне перетікання забруднених поверхневих вод з каналу на поповнення запасів ґрунтових вод, що обумовлено підпором вод в каналі фільтруючою перемичкою. В умовах підпору проявляються високі коефіцієнти парної кореляції між рівнями ґрунтових і поверхневих вод. Для свердловин №№ 2 і 3 та каналу К-114 коефіцієнт дорівнює 0,96, а для того ж каналу і більш віддаленої від нього свердловини № 4 він рівний 0,94.

З розрахунків балансу за 2002 р. очевидний вплив звільнення каналу від фільтруючої перемички в 2001 р.: вперше за літній період з'являється бічний відтік ґрунтових вод в канал, а інфільтрація набуває більшого значення серед складових балансу і практично повністю компенсує бічний відтік. Але, в результаті, за рахунок випаровування в літній період, що в сумі з весняним випаровуванням перевищило бічний приток з каналу, спостерігаємо сумарний від'ємний річний баланс.

Відношення вмісту ^{90}Sr у ґрунтових водах до його вмісту у поверхневих (рис. 5.11) коливається тут у межах 0,004-0,18 [259]. Під час фільтрації в борти каналів поверхневі води очищуються за принципом повільних фільтрів. Тобто, у сусідні паралельні канали, якщо вони мають нижчий базис ерозії і розчищені укоси, ці води можуть розвантажуватись, маючи значно нижчі концентрації.

Серед процесів, відповідальних за забруднення поверхневих і пов'язаних з ними ґрунтових вод на ділянках 3 типу переважає вилюговування ^{90}Sr з періодично затоплюваних укосів каналів, що підтвердили результати пошарового пробовідбору батометром у верхніх б'єфах каналів. Вихід ^{90}Sr із донних відкладів за умов застійного режиму можна вважати несуттєвим. У зв'язку з невеликою висотою незатопленої частини укосів каналу і звичайно малими модулями площинного стоку (до $0,7 \text{ л/с/км}^2$), змив з укосів атмосферними опадами також дає незначний внесок у забруднення поверхневих вод – від 1,5 до 5 %.

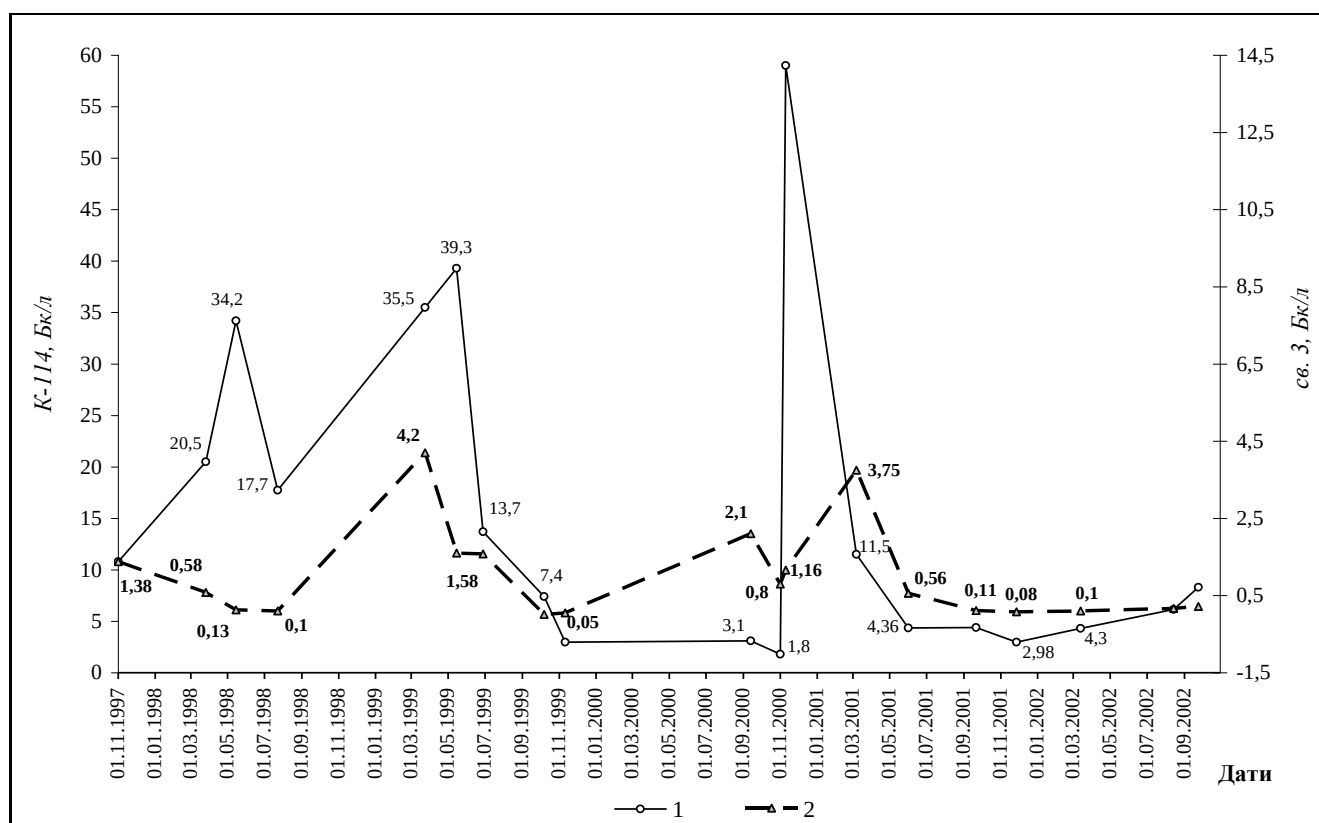


Рис. 5.11. Хронологічний графік змін об'ємної активності ^{90}Sr в поверхневих водах каналу К-114 (1) і ґрунтових водах свердловини 3 (створ 1) в умовах 3-го типу.

Із зіставлення даних таблиці 5.8 стає очевидним, що для ділянок з умовами 3-го типу інфільтраційне живлення по площі практично не впливає на забруднення водоносного горизонту, і навіть більше того, для

прилеглих до каналу К-114 ділянок спостерігалась висока обернена залежність концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах від величини інфільтраційного живлення за п'ять років спостережень ($K_{\text{кор}} = -0,7$) (рис. 5.12,а). Головним джерелом забруднення ґрунтових вод тут виступає бічний приток з відкритого джерела (рис. 5.12,б). Коефіцієнт парної кореляції між концентрацією ^{90}Sr в ґрунтових водах і бічним притоком для правобережної ділянки К-114 дорівнює 0,67. Проте, взнаки невеликого ряду спостережень, після визначення «виправленого коефіцієнту кореляції» ($K_{\text{вип}}$), не вдалось встановити значущість $K_{\text{вип}}$ за допомогою Z-критерію Фішера.

Таблиця 5.8

Баланс ґрунтових вод за даними спостережень на майданчиках різних типів на лівобережній високій заплаві р. Прип'ять.

Тип та місце розташування майданчика	Період	Поповнення ґрунтових вод за рахунок, мм (%)		Середня об'ємна активність ^{90}Sr ґрунтових вод, кБк/м ³	Витрати ґрунтових вод за рахунок, мм (%)		Середня об'ємна активність ^{90}Sr в водах каналу, кБк/м ³
		бокового притоку	Інфільтрації		бокового відтоку	випаровування	
<i>Праве примикання до каналу МК-7 (1-й тип)</i>	1998	81,8 (20)	321 (80)	0,74	346,9 (99,5)	1,8 (0,5)	26
	1999	112,3(33)	223 (67)	0,62	375,8 (96,1)	15,1 (3,9)	15,6
	2000	182,1 (47)	203 (53)	0,93	359,5 (100)	0 (0)	11,0
	2001	76,0 (24)	245 (76)	0,08	382,1 (100)	0 (0)	12,5
	2002	102,6(29)	249 (71)	0,07	365,9 (100)	0 (0)	5,9
<i>Ліве примикання до каналу К-114 (3-й тип)</i>	1998	26,1 (23,9)	83,3 (76,1)	0,47	-	81,3 (100)	17,0
	1999	26,9 (36,6)	46,5 (63,4)	0,93	-	128,7 (100)	16,15
	2000	40,7 (82,6)	8,6 (17,4)	0,56	-	50,3 (100)	8,4
	2001	41,54 (41,2)	59,3 (58,8)	0,33		136,4 (100)	5,7
	2002	23,3 (69,8)	10,1 (30,2)	0,39		71,6 (100)	6,3
<i>Праве примикання до К-114 (3-й тип)</i>	1998	523,9 (96,1)	21,5 (3,9)	0,3	-	516,3 (100)	17,0
	1999	502,1 (100)	-	0,67	-	549,9 (100)	16,15
	2000	384,6 (100)	-	0,72	-	380,8 (100)	8,4
	2001	506,1 (100)	-	0,88	-	546,8 (100)	5,7
	2002	84,0 (76,5)	25,8 (23,5)	0,2	27,3 (19,2)	114,7 (80,8)	6,2
<i>Праве примикання до МК-1(4-й тип)</i>	1998	15,4 (11,2)	121,7 (88,8)	0,8	43,4 (30,3)	99,7 (69,7)	7,3
	1999	-	134,8 (100)	0,59	75,9 (55,3)	61,3 (44,7)	3,4
	2000	-	103,4 (100)	0,81	94,8 (86,6)	14,6 (13,4)	2,1
<i>Праве</i>	1998	25,3 (23)	84,6 (77)	0,16	27,9 (31,6)	60,3 (68,4)	15,2

Тип та місце розташування майданчика	Період	Поповнення ґрунтових вод за рахунок, мм (%)		Середня об'ємна активність ^{90}Sr ґрунтових вод, кБк/м ³	Витрати ґрунтових вод за рахунок, мм (%)		Середня об'ємна активність ^{90}Sr в водах каналу, кБк/м ³
		бокового притоку	Інфільтрації		бокового відтоку	випаровування	
примикання до каналу К-99 (4-й тип)	1999	202,2 (79,9)	50,8 (20,1)	0,43	27,7 (9,1)	279,0 (90,9)	13,7
	2000	106,1 (97,5)	2,7 (2,5)	0,56	-	115,1 (100)	6,0
	2001	86,6 (35,8)	155,3 (64,2)	0,15	155,3 (59,9)	104,1 (40,1)	4,1
	2002	157,0 (99,0)	1,54 (1,0)	0,35	0,1 (0,1)	200,3 (99,9)	2,6

Для найбільш віддаленої від каналу свердловини (172 м) зафіксовано тісний зв'язок концентрації ^{90}Sr із зміною запасів ґрунтових вод ($K_{\text{кор А}} = 0,95$; $K_{\text{вип}} = 0,96$), який апроксимується лінійною залежністю (рис.5.13). В даному випадку доведена значущість $K_{\text{вип}}$ за Z-критерієм Фішера [216]. Це свідчить про безперечну обумовленість збільшення концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах при переважанні бічного притоку та інфільтраційного живлення над сумою випаровування і відтоку. Коефіцієнт парної кореляції між концентрацією ^{90}Sr в ґрунтових і поверхневих водах каналу за період спостережень дорівнював 0,33.

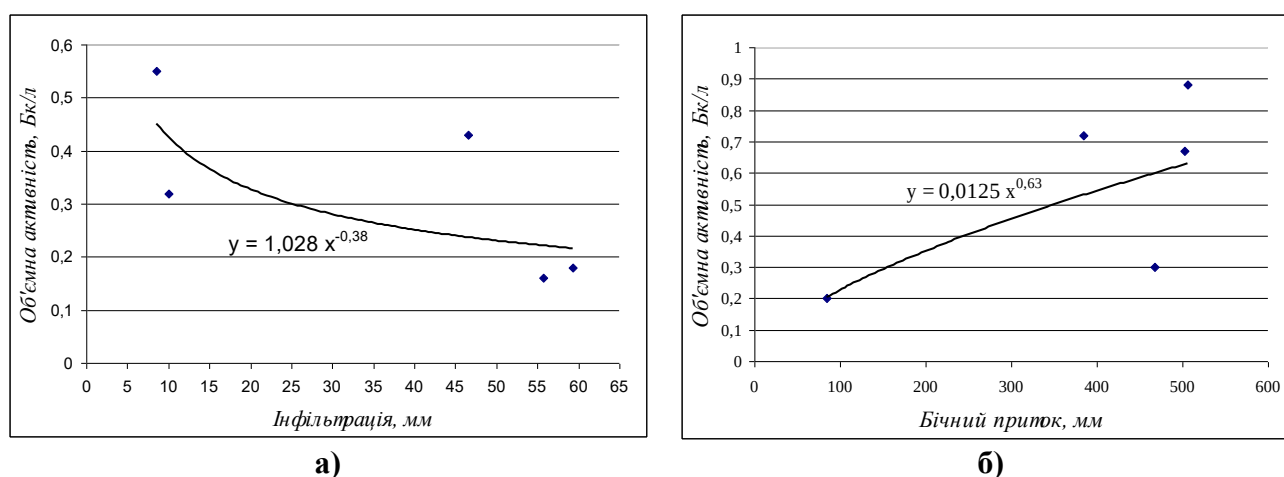


Рис. 5.12. Графічна та математична апроксимація залежності об'ємної активності ^{90}Sr в ґрунтових водах від інфільтраційного живлення (а) та бічного притоку (б) за роки спостережень.

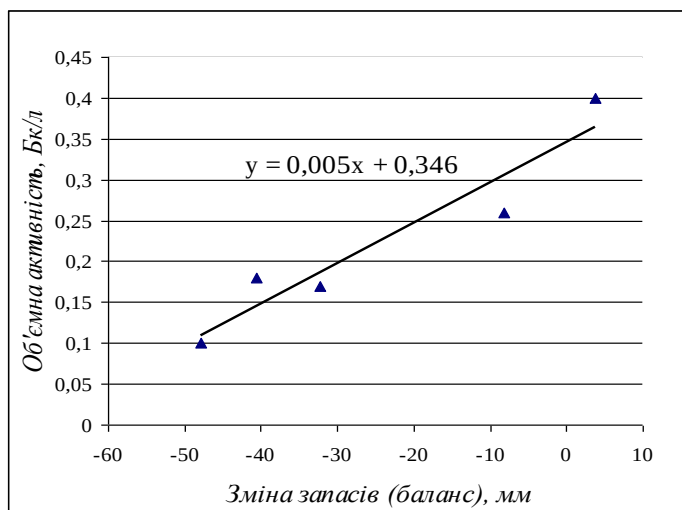


Рис. 5.13. Графічна і математична апроксимація залежності концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах на вододільній ділянці (свердловина №4)- від зміни запасів ґрунтових вод.

Особливістю радіоактивного забруднення ґрунтових вод на ділянках зі штучним підпором є більш тривалі (у порівнянні з ділянками гончарного дренажу) інтервали між моментами підвищення об'ємної активності ^{90}Sr у каналі і відгуком на них концентрацій у ґрунтових водах. За даними режимних спостережень, на відстані понад 35 м від каналу в ґрунтових водах не зафіксовано очевидного впливу живлення забрудненими ^{90}Sr поверхневими водами. По розрахунках, при коефіцієнтах фільтрації 3 м/добу, час добігання швидкої компоненти ^{90}Sr від каналу з латеральним потоком на відстань 40 м у середньому дорівнює 133 доби (мінімум 121, максимум 317 діб). За рахунок цієї компоненти концентрація ^{90}Sr в ґрунтових водах може змінитися на 5-15%, що достовірно не фіксується сучасними методами. Основна частина розчиненого ^{90}Sr пройде цю відстань за 50 років (якщо гідродинамічні умови не зміняться).

4) *Ділянки двостороннього протягом року руху ґрунтових вод.* Ділянки двостороннього зв'язку, коли протягом року спостерігаються змінні потоки – в сторону каналу (в нашому випадку – зимою і в повінь) і навпаки (літньо-осіння межінь). Такі ділянки поширені у верхніх б'єсах напівзруйнованих перемичок, примикають до середньої частини замулених і зарослих каналів з великою водозбірною площею.

Балансові ділянки розташовані на рівні високої заплави р. Прип'ять: 1) на правобережному примиканні до МК-1 Прип'ятської осушувальної системи; 2) між каналами К-114 і К-99 тієї ж системи (Додаток Б. 1).

Створ через МК-1 складається з однієї свердловини і водомірної рейки Р-4. Свердловина розташована в зоні вододілу. Горизонт ґрунтових вод на даній території представлений середньозернистими алювіальними пісками, у верхній частині заторфованими, для яких визначено: коефіцієнт фільтрації $K_f = 6,5$ м/добу і коефіцієнт браку насичення $\mu = 0,12$; потужність дренавної частини водоносного горизонту $h=6$ м, відстань між свердловиною і рейкою $l = 200$ м. Оскільки в різні періоди року напрямки потоку ґрунтових вод змінюються у зв'язку з існуванням нижче за течією залишків підпірної споруди та нерівномірністю між швидкостями наповнення каналу, його розвантаження та латеральної фільтрації ґрунтових вод з водозбору, ряд спостережень розбито на інтервали за переважаючим напрямком току ґрунтових вод. Результати розрахунків балансу ґрунтових вод приведено в Додатку Д.1.

Поверхневий стік по каналу на подібних ділянках виконує не стільки дренажні функції, скільки транзитні, оскільки підживлення ґрунтового водоносного горизонту з боку каналу відбувається переважно у літньо-осінній період, коли РГВ знижуються за рахунок евапотранспірації. Канал працює як дрена на скид весняної повені і зимою, коли він має мінімальний збір з вищерозташованої частини водозбірної площі. Коефіцієнт парної кореляції між РГВ (свердловина № 3) та рівнем в каналі МК-1 за весь період спостережень (1997-2002 рр.) дорівнює 0,94 [56]. Стік ґрунтових вод в канал за річний період спостережень (1997-1998 рр.), за гідродинамічними розрахунками, дорівнював $4,34 \text{ м}^3$ на 1 м ширини потоку, а за розрахунками на основі розчленування гідрографу – приблизно 47 мм (31,8% від сумарного). Зворотне надходження, відповідно, $1,54 \text{ м}^3$. Максимальна річна амплітуда коливань РГВ за період спостережень 1997-

2001 рр. припадає на 1999 р. і складає 0,81 м. Абсолютні рівні поверхневих та ґрунтових вод відносно змінюються впродовж року [56].

На ділянках 4-го типу спостерігається найвища ступінь зв'язку між концентрацією ^{90}Sr в ґрунтових водах прилеглого водозбору і поверхневих водах каналу (рис. 5.14).

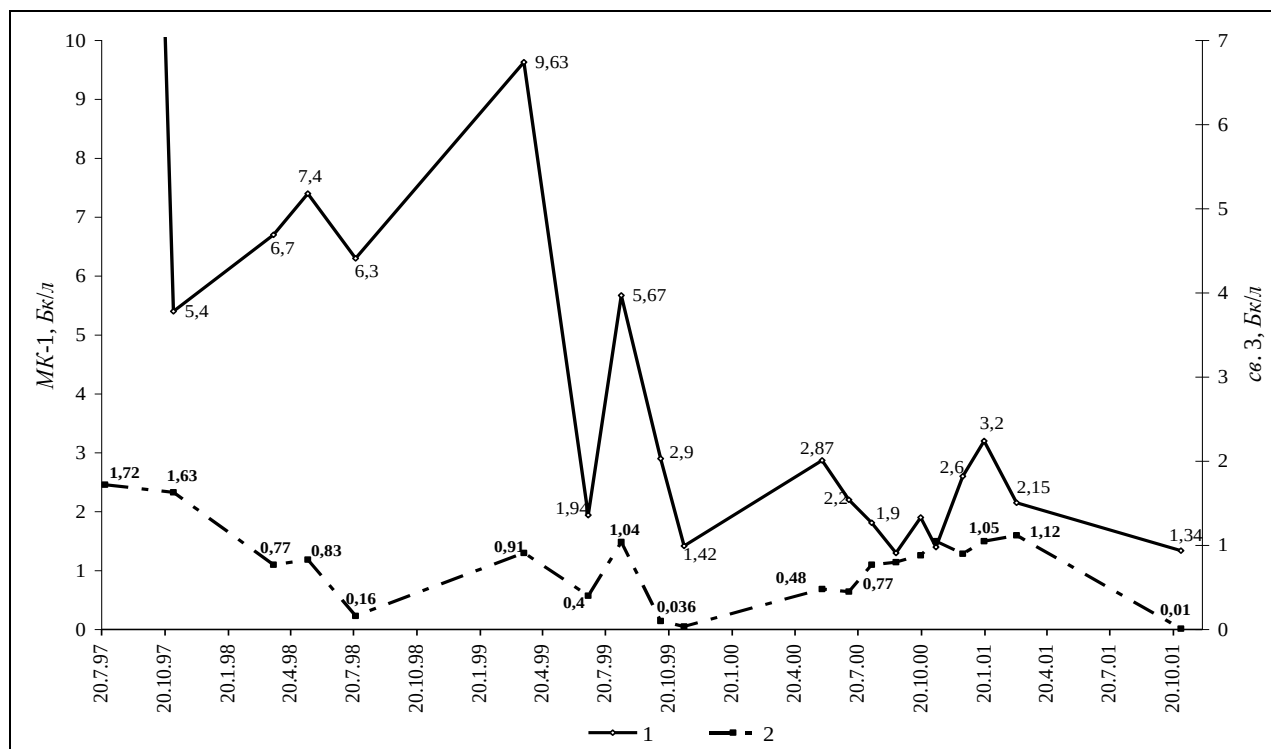


Рис. 5.14. Хронологічний графік коливань об'ємних активностей ^{90}Sr в поверхневих водах каналу МК-1 (1) і ґрунтових водах свердловини №3 на площі його водозбору (2).

Коефіцієнт кореляції між цими показниками (по свердловині №3 і в каналі МК-1) дорівнював 0,52. На сучасному етапі на ділянках 4 типу спостерігається невисока відмінність об'ємних активностей ^{90}Sr у поверхневих і ґрунтових водах, що пояснюється їх тісним двостороннім зв'язком.

На іншому майданчику амплітуда коливань рівня склала 0,6 – 0,7 м. Тут умови характеризуються постійним притоком ґрунтових вод з боку перекритого каналу К-114 і періодичним (липень-листопад) – з боку К-99. Рівні ґрунтових вод в свердловині №1 влітку 1999 р. були помітно нижчі, ніж в каналі К-99 (рис. 5.15). Ступінь кореляційного зв'язку між

значеннями рівнів в цих пунктах за весь період спостережень оцінюється у 0,92. Максимальні рівні ґрунтових вод на міжканальній площі спостерігаються в період, коли фільтраційний потік направлений тільки з боку перекритого каналу К-114. Бічний відтік ґрунтових вод протягом 1998 року в сторону каналу К-99 відбувався тільки з листопада до середини травня і склав 32,4 мм (Додаток Е.1) або 6,4 м³ на погонний метр ширини потоку.

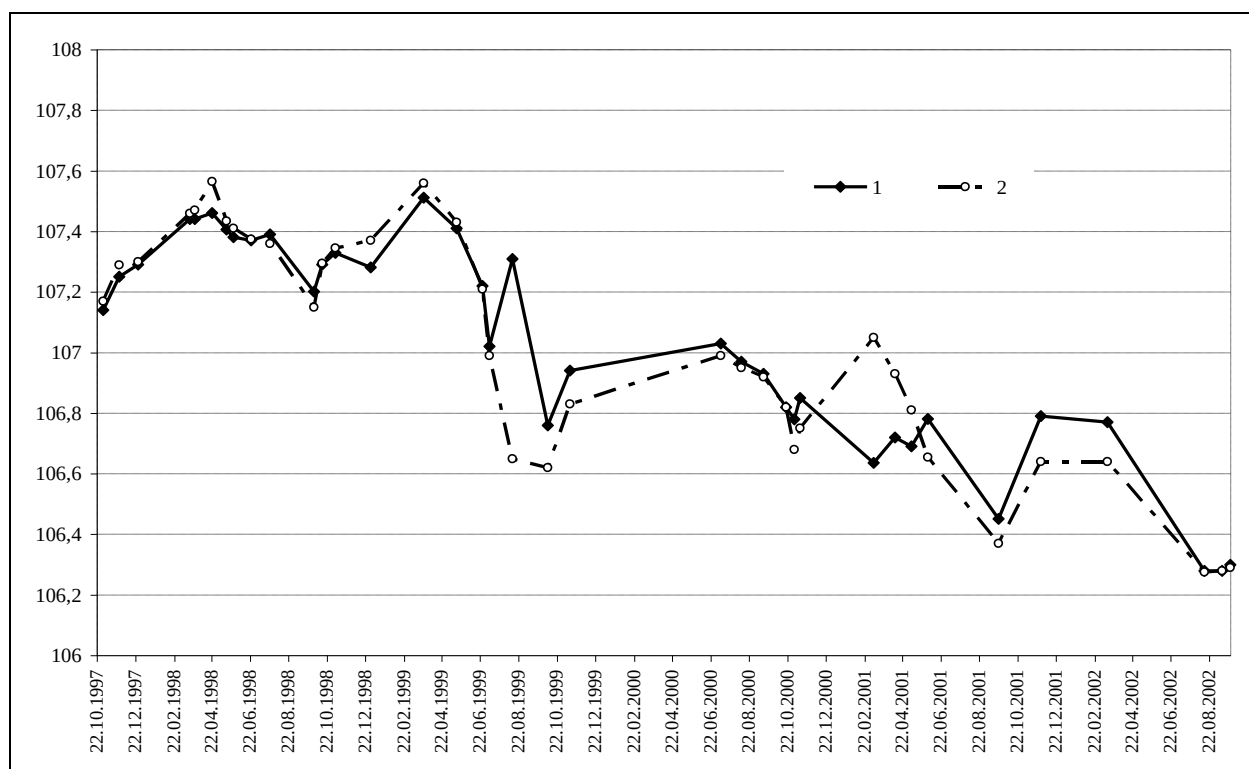


Рис. 5.15. Хід рівнів поверхневих і ґрунтових вод (абсолютні позначки, м) на балансовому майданчику 4 типу («Машеве»): 1– канал К-99, 2 - свердловина 1.

Коливання рівнів води в каналі та РГВ на прилеглий площі зумовлюють фільтраційний масообмін ⁹⁰Sr між поверхневими і ґрунтовими водами. У випадку, коли ⁹⁰Sr потрапляє до поверхневих вод каналу з ґрунтовими водами, він мігрує з потоком до гирла каналу практично без втрат. Концентрація ⁹⁰Sr у ґрунтових водах що височуються над рівнем води в каналі зростає у 2-10 разів. Очевидно, що ⁹⁰Sr виноситься із верхнього 10-15 см шару забруднених ґрунтів укосів та з

донних відкладів під час фільтрації ґрунтових вод в канал за рахунок різниці напорів в каналі та на прилеглому водозборі.

Висота зони височування збільшується із зменшенням проникності ґрунтів та закладання укосів. Для компенсації значної неоднорідності витрат по довжині дренажування ґрунтових вод повинна збільшуватись площа височування, що впливає також із зростаючих значень градієнтів напорів між рівнем води в каналі та ґрунтових вод на прилеглий площі при збільшенні фільтраційного опору. В цій зоні відбувається більш різке падіння напору при дренажуванні ґрунтових вод, тобто і різке збільшення градієнту та швидкості фільтрації на короткій відстані, що сприяє вимиванню ^{90}Sr в канал. За умов змінних напрямків руху вологи верхній ґрунтовий шар виявляється більш промитим і розподіл ^{90}Sr в товщі ґрунту має більш заглиблені і виположені піки, ніж у незатоплюваних ґрунтах. Ґрунти укосів, незалежно від ступеню забруднення, відіграють роль повільних фільтрів з біологічно активним шаром, що забезпечує досить швидке вирівнювання концентрацій ^{90}Sr . Тобто, поверхневі води, перетинаючи цей 8 – 20 см шар при зворотній фільтрації, втрачають до 60% об'ємної активності, а у ґрунтових водах при їх височуванні в канал концентрація ^{90}Sr навпаки збільшується. В даному випадку спрацьовує механізм молекулярної дифузії та осмосу, що забезпечує вирівнювання концентрацій на короткій відстані за рахунок фільтраційного опору напівпроникного шару. Оскільки ґрунтові води фільтруються в канал вже через раніш затоплену частину, надходження з ними ^{90}Sr буде не настільки суттєвим, як при вилуговуванні (див. розд. 4.2). У верхньому ґрунтовому шарі існує окисно-відновний бар'єр, на якому ^{90}Sr також може співосаджуватись з гідроксидами заліза.

Ділянки 4-го типу характеризуються також (як і ділянки 3-го типу) високим ступенем прямої залежності вмісту ^{90}Sr в ґрунтових водах від бокового притоку ($K_{\text{кор}} = 0,6 \dots 0,64$) (рис. 5.16,а) та від'ємними коефіцієнтами кореляції з інфільтраційним живленням ($-0,74$) (рис. 5.16,б) і

бічним відтоком (-0,65). Тут ступінь оберненої залежності концентрації від інтенсивності відтоку навіть більша, ніж на ділянках першого типу, оскільки більша і ступінь зворотного гідравлічного зв'язку з поверхневими водами, що відображається у найвищих коефіцієнтах кореляції між концентрацією ^{90}Sr в ґрунтових водах водозбору і поверхневих водах каналу ($K_{\text{кор.}} = 0,52$, $K_{\text{вип.}} = 0,53$, $Z = 0,59$; $\sigma_Z = 0,24$).

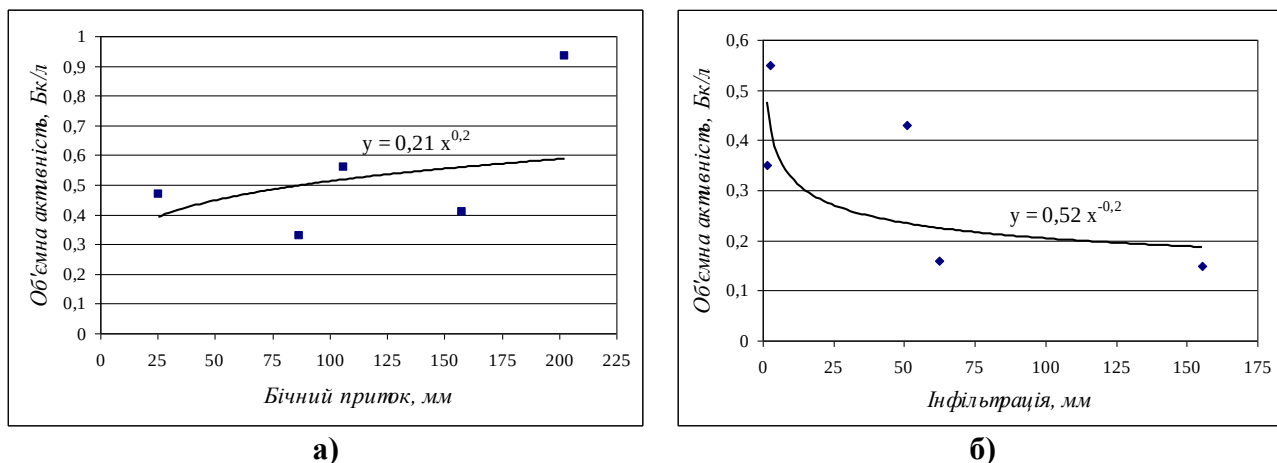


Рис. 5.16. Графічна і математична апроксимація залежностей концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах в умовах 4-го типу, від бічного притоку (а) та інфільтрації (б).

Ґрунтові води на ділянках 1 і 4 типу відіграють несуттєву роль у радіаційному балансі сумарного поверхневого стоку. У відповідності з розрахованими об'ємами притоку ґрунтових вод в канал МК-1 в період 1997-2001 рр., частка винесення ^{90}Sr ґрунтовим стоком визначена в межах від 1 (1998 р.) до 16 % (1997 р.) (див. рис. 4.9).

Оцінка самоочищення підземних вод на меліоративних системах ЧЗВ. Під самоочищенням будемо розуміти відновлення притаманного водоносному горизонту гідрохімічного режиму, в тому числі, регіонального фонового вмісту природних та техногенних радіонуклідів на рівні доаварійного фону, без застосування спеціальних заходів дезактивації, а виключно за рахунок процесів водо- і масообміну в геологічному середовищі та природного розпаду. Поняття автореабілітації,

крім цього, включає відновлення рівневого режиму, що позначається на ландшафтотворчих процесах. Самоочищення підземних вод від радіонуклідів переважно визначається трьома чинниками: 1) високими сорбційними властивостями водовміщуючих порід, тобто сорбцією; 2) живленням чистими водами, у т.ч. з інших водоносних горизонтів; 3) природнім розпадом радіонуклідів [123]. Перші два чинники визначають буферні властивості гідрогеологічного середовища, включаючи водовміщуючі породи. Оскільки третій чинник задає мінімальний рівень самоочищення за яких завгодно геолого-гідрогеологічних умов, доцільно порівнювати обсяги та темпи фактичного самоочищення із радіоактивним розпадом. За різних граничних умов роль першого або другого чинника може послаблюватися або посилюватися. Проте, за умов відсутності або послаблення постійно діючого джерела забруднення, інтенсивність самоочищення підземних вод за рахунок перших двох чинників завжди буде більшою за фізичний розпад радіонукліду. Наприклад, темпи самоочищення агроєкосистем від ^{90}Sr у 3,5 рази перевищують швидкість його розпаду, від ^{137}Cs – в 10 разів, а зниження річних доз опромінення сільського населення України цезієм-137 на забруднених територіях відбувається усемеро швидше, ніж його розпад [49].

В найменш забруднених і порушених техногенезом частинах ЧЗВ об'ємні активності ^{90}Sr в ґрунтових водах складають 0,01 – 0,2 Бк/дм³ [243]. Більш забруднені на меліоративних системах ґрунтові води приурочені до:

- зон впливу пунктів поховання радіоактивних відходів (ПТЛРВ та ППРВ)
- областей живлення ґрунтових вод від ставу-охолоджувача ЧАЕС;
- областей підпору ґрунтових вод від техногенних споруд;
- западинних форм рельєфу;
- обмежених за площею ореолів забруднення підземних вод, які виникли в результаті буріння свердловин після 1986 року;

- запови р.Прий'ятъ та інших ділянок з природно високими рівнями ґрунтових вод та значним радіоактивним забрудненням [194,198].

Тривалі моніторингові спостереження на фонових ділянках дозволяють кількісно оцінити процеси самоочищення в геологічному середовищі. Фоновими можна вважати свердловини на надзаплавній терасі р.Прий'ятъ та на вододілі. Динаміку концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах на таких ділянках можна апроксимувати експоненційною кривою (рис. 5.17).

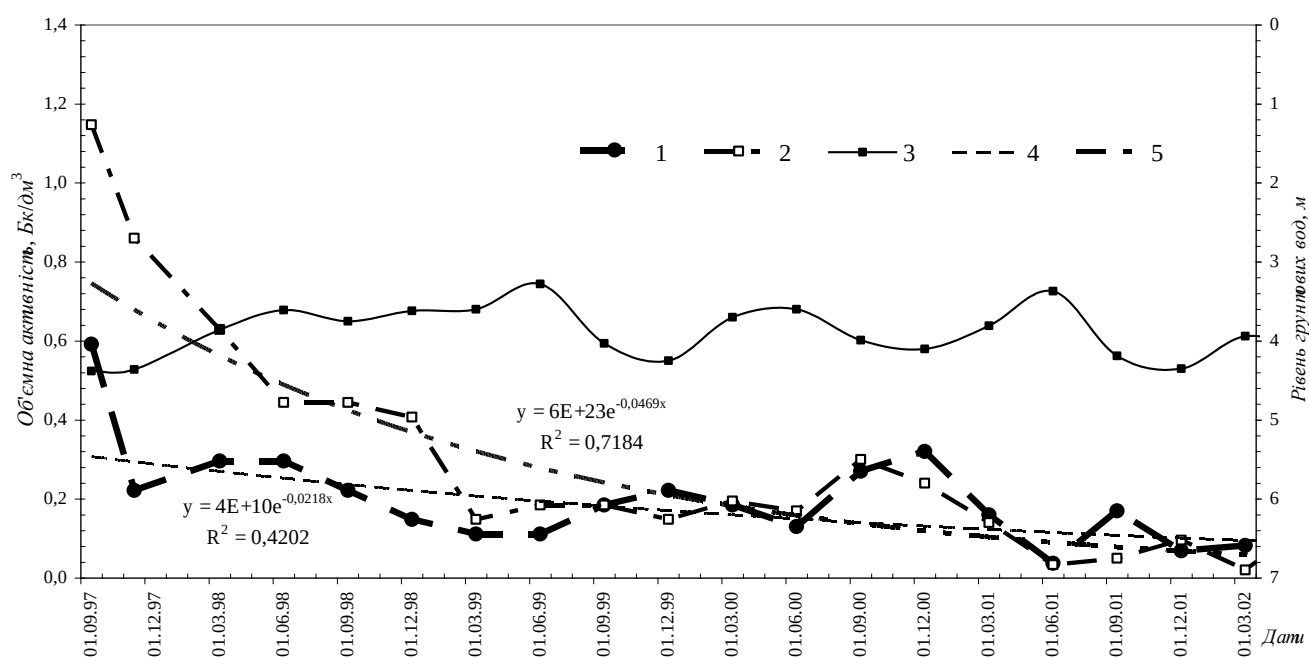


Рис. 5.17. Динаміка об'ємної активності ^{90}Sr в підземних водах на фонових ділянках: 1- в свердловині 186/Q₁; 2 – в свердловині 186/Q₂; 3 – рівень ґрунтових вод в свердловині 186/Q₁; експоненційні тренди об'ємної активності ^{90}Sr : 4 – у воді св. 186/Q₁; 5 - у воді св. 186/Q₂.

Але така крива має значно більший кут падіння, ніж експоненційна крива, що описує фізичний розпад радіонукліду з тією ж початковою активністю. Якщо за рахунок лише фізичного розпаду концентрація ^{90}Sr в свердловині 186/Q₁ на березень 2002 р. становила б 0,529, то завдяки самоочищенню – 0,082 Бк/дм³ ; відповідно для іншої свердловини на

грудень 2001 р. – 1,01 і 0,1 Бк/дм³. Тобто темпи самоочищення на фонових ділянках в 6,5 – 10 разів вищі за темпи зменшення активності за рахунок розпаду.

Експоненційні тренди за фактичними кривими зміни активності описують інтенсивність сумарної дії процесів природного розпаду, розбавлення в результаті водообміну і сорбції на водовміщуючих породах. Тобто, встановлення рівноважної концентрації C_t на час t в деякому об'ємі води навколо свердловини можна описати рівнянням:

$$C_t = C_{max}e^{-\lambda t} - \Delta C(x,y,z,t) - GC_p; \quad (5.10)$$

$$\text{де } \lambda = 0,69/T_{1/2} \quad G = K^{сорб} - K^{дес} \quad (5.11)$$

Тут C_{max} - максимальна об'ємна активність радіонукліда, зафіксована у водоносному горизонті на початку спостережень (можливо штучно внесена активність); $C_{max}e^{-\lambda t}$ – складова балансу активності, яка описує її зменшення внаслідок природного розпаду радіонукліду; C_t – об'ємна активність в заданий час t ; $\Delta C(x,y,z,t)$ – концентрація утворена за рахунок розбавлення та гідро- дисперсії за напрямками x, y, z за час t (в результаті притоку вод з концентрацією радіонукліду C_{np} і відтоку забруднених вод (C_e), при самоочищенні $C_e > C_{np}$); C_p – частина початкової об'ємної радіоактивності ^{90}Sr в поровому розчині водовміщуючих порід, яка перейшла у фіксований стан завдяки позитивному градієнту сорбції-десорбції G ; $K^{сорб}$ і $K^{дес}$ – безрозмірні коефіцієнти сорбції і десорбції [167,170].

Тривалий період відносно повного розпаду ^{137}Cs і ^{90}Sr (більше 300 років) визначає порівняно невеликий його внесок у процес самоочищення забруднених територій. Враховуючи те, що процеси сорбції і десорбції в зоні повного насичення рівноважні [170], можна припустити, що самоочищення вод у цих свердловинах відбувається переважно в результаті водообміну і дифузії.

Причиною масообміну, яка призводить до самоочищення вод може бути не обов'язково водообмін, пов'язаний з механічною формою руху

розчиненої речовини. Теплова, молекулярна, атомна та інші форми руху також обумовлюють зміну концентрацій радіонуклідів.

Дія процесів поглинання і затримки радіонуклідів твердою фазою в зонах непостійного насичення прослідковується на прикладі піщаних дамб. Самі по собі намівні піски мають слабкі бар'єрні здатності по відношенню до ^{90}Sr , але при латеральній фільтрації забруднених поверхневих вод з високим вмістом завислих частинок ($1 - 2 \text{ г/дм}^3$) створюються умови типового повільного піщаного фільтра. Мулистий прошарок або активний мул, що утворився на глибині $8 - 16 \text{ см}$, утримує до 90% загальної активності, розподіленої в породі дамби. Вода, що пройшла через такі фільтри, втрачає від 65 до 99% об'ємної активності ^{90}Sr . Дане явище характерне для намітої у 1992 р. дамби на лівому березі р. Прип'ять (рис. 5.18).



В листопаді 1991 р. , під час її проектування, було пробурено ряд свердловин глибиною $10-30 \text{ м}$ з недотриманням спеціальних вимог до буріння на забруднених територіях. Початково зафіксовані концентрації ^{90}Sr у воді цих свердловин складали від $4,4$ до 32 Бк/дм^3 , що помітно вище ніж на фонових ділянках. Якщо взяти до уваги, що в морозний період року

(з листопада до кінця лютого-середини березня), за рахунок промерзання ґрунту до глибини 40-50 см, не відбувається низхідне надходження ^{90}Sr на рівень локально забрудненого водоносного горизонту, тобто на процеси самоочищення не накладаються процеси вторинного забруднення, то за спостереженнями цього періоду можна встановити дійсну швидкість самоочищення підземних вод. Справедливість цих міркувань підтверджують екстремуми високих концентрацій ^{90}Sr на фонових ділянках лише у літній період (рис. 5.17).

Динаміка зимових концентрацій ^{90}Sr у воді водоносного горизонту четвертинних відкладів з високою достовірністю ($R^2 = 0.98$) описується двоєкспоненційною залежністю виду (крива 1 на рис. 5.19):

$$C_t = C_0 e^{-kt} + b e^{-\lambda t}, \quad (5.12)$$

де C_t – об’ємна концентрація радіонукліда у воді (Бк/дм³) на час t , років (за нульову точку прийнято 1992 рік, яка відповідає початку систематичних спостережень після значного разового забруднення підземних вод), C_0 – концентрація ^{90}Sr взимку 1992 р., k – константа швидкості самоочищення, рік⁻¹, λ – константа радіоактивного розпаду, b – кількість радіонукліда (в одиницях концентрації), яка вилучається за рахунок радіоактивного розпаду. Такий підхід до аналізу радіогеохімічних даних з позицій кінетики геохімічних процесів було розроблено в роботах Г.М. Бондаренка та В.В. Доліна [49]. На рис. 5.19 демонструється динаміка фактичного самоочищення підземних вод у свердловині №201/1 та його складові за початкової концентрації у воді ^{90}Sr 7,4 Бк/дм³. Величина константи швидкості самоочищення вод четвертинних відкладів склала 2,5 рік⁻¹, що в 100 разів перевищує темпи радіоактивного розпаду, а частка радіоактивного розпаду в процесах самоочищення підземних вод не перевищує 5%.

Різниця між кількістю радіонукліду, яка не розпалася (динаміку фізичного розпаду показано на рис. 5.20 суцільною лінією), та фактично виміряною об’ємною концентрацією в зимовий період (графік 1)

характеризує обсяги самоочищення унаслідок водообміну (розбавлення «чистими» підземними водами) та геохімічних процесів (мобілізації, іммобілізації та ремобілізації радіонукліду в геологічному середовищі), і описується кривою (графік 2):

$$\Delta C = ae^{-\lambda t}(1 - e^{-kt}) \quad (5.13)$$

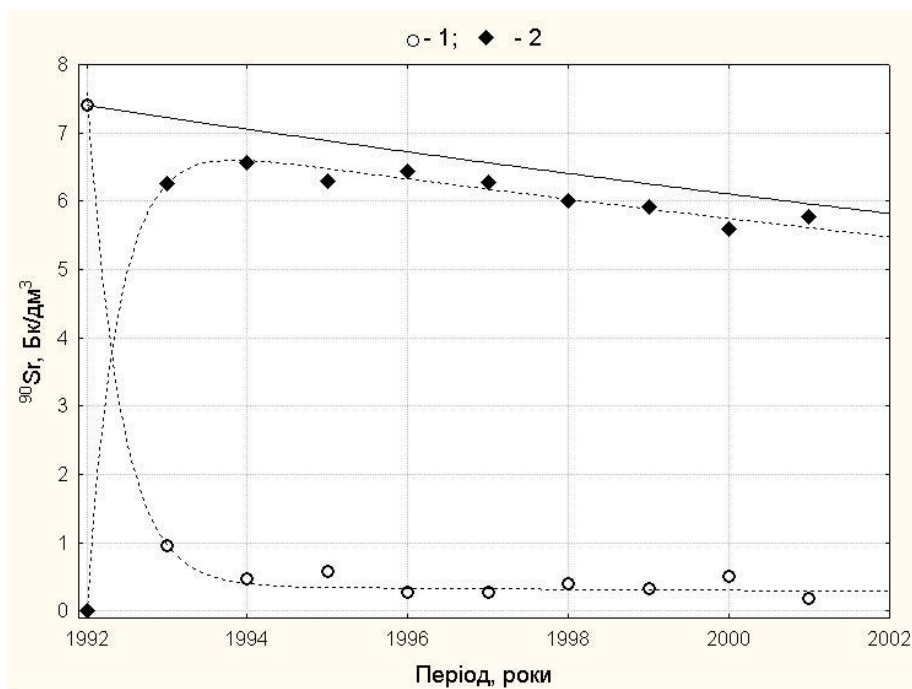


Рис.5.19. Експоненційна апроксимація фактичних зимових концентрацій ⁹⁰Sr у воді водоносного горизонту в четвертинних відкладах (1), їх зниження за рахунок розпаду (суцільна лінія) та кількості радіонукліду, що втрачається за рахунок самоочищення (різницева графік між кількістю що не розпалась і фактичним значенням) (2).

Тут $a = 6,97 \text{ Бк/дм}^3$ — зменшення концентрації за рахунок водообміну та сорбції. Величина швидкості самоочищення становить $2,52 \text{ рік}^{-1}$, що співпадає з величиною, знайденою для результатів прямих вимірювань (з рівняння 5.12). Після 1994 р. крива виположується та практично паралельна кривій розпаду.

Інтенсивність самоочищення ґрунтових вод в наступні роки можна визначити з рівняння (5.12) методом підбору. Очевидно, що за рахунок значного зниження концентрації за перший рік та зменшення різниці між забрудненням води у свердловині та в потоці, що надходить, фактична інтенсивність самоочищення буде зменшуватись. Так, через 2 роки (1994

р.) швидкість самоочищення для тієї ж свердловини № 201/1 склала 2,04, а через 8 – 0,45 рік⁻¹. Для більшості свердловин інтенсивність самоочищення знижується до значень 0,68-0,97 рік⁻¹ вже через 3 роки, при початкових 1,3-2,1 рік⁻¹. Для окремих свердловин, у водах яких зимові концентрації залишались високими, що вочевидь пов'язано із забрудненням ґрунтових вод до області живлення, дійсні значення константи самоочищення (2,6 рік⁻¹) проявляються на 9-й рік.

Якщо не враховувати кольтатацію фільтрів, то сорбційні процеси в алювіальних пісках відіграють незначну роль у самоочищенні підземних вод, хіба що відразу після їх штучного забруднення. Приток чистої води до забрудненого об'єму водовміщуючих порід призводить до порушення сорбційної рівноваги і десорбції радіонуклідів: ⁹⁰Sr, який потрапив через бурову свердловину, швидко виноситься або розсіюється в насиченій зоні (швидкість латерального фільтраційного потоку сягає 20-50 м/рік). Отже, *рівновага процесів сорбції-десорбції у водонасиченій зоні цілком залежить від швидкості водообміну та концентрації радіонукліду у воді вище за потоком.*

Інтенсивність самоочищення підземних вод від ⁹⁰Sr максимальна у перший рік після внесення забруднення і в подальшому спадає, що може свідчити про стан близький до рівноважного та зменшення різниці в концентраціях ⁹⁰Sr у контрольованому об'ємі біля свердловини та у водах що надходять. Водообмін за перший рік дає зниження концентрації ⁹⁰Sr по всіх свердловинах на 1,7 – 24,0 Бк/дм³ або на 50 – 85% від початкового значення (табл. 5.9). На третій рік зменшення концентрації ⁹⁰Sr за рахунок самоочищення до 20 разів перевищує зменшення за рахунок природного розпаду.

Таблиця 5.9

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

Характеристики самоочищення за певний період	Номер свердловини				
	201-1	201-2	201/1	203-1	201/2
Початкова об'ємна активність (1992 р.), Бк/дм ³	4,44	11,84	7,4	31,45	17,02
Зниження за перший рік (1993)*, % / k , рік ⁻¹	<u>82,5</u> 2,55	<u>69</u> 1,36	<u>84,6</u> 2,5	<u>76,5</u> 1,53	<u>74,0</u> 1,43
за другий рік (1994)*, %	20,7	69,4	47,6	25,4	72,5
за третій рік (1995)*, %	19	не відбулося	не відбулося	48,4	н. в.

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

За відсутності додаткового забруднення, самоочищення підземних вод може відбутися за 1-2 роки (див. рис.5.19). І навіть за наявності додаткового забруднення, яке значно менше початкового, концентрації ^{90}Sr у водах усіх свердловин через 9 років після забруднення стають близькими (в межах 0,08-0,18 Бк/дм³) і практично зрівнюються із забрудненням вод на фонових ділянках (див. рис. 5.17). Це свідчить про завершення процесу самоочищення і врівноваження концентрації в межах водоносного горизонту.

Висновки.

Розподіл складових балансу ґрунтових вод за ступенем впливу на їхнє радіоактивне забруднення та самоочищення залежить від умов водообміну на осушувальних системах, які зведено до 4 характерних типів. За результатами режимних спостережень та розрахунків гідродинамічного балансу визначено певні закономірності формування забруднення для кожного з типів:

1. В умовах слабопорушених режимів з переважанням інфільтраційного живлення та бічного відтоку (1 тип) домінує вторинне

забруднення ґрунтових вод за рахунок інфільтрації та бічного притоку із прилеглих підтоплених територій (за період спостережень воно переважало над самоочищенням). 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.

2. 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 . На ділянках діючого закритого дренажу, завдяки інтенсивному промивному режиму, в дренажних водах колекторів фіксуються порівнювані або більш високі концентрації ^{90}Sr , ніж у поверхневих водах. Тут ^{90}Sr в більшій мірі вимитий з поверхневого шару ґрунту і переміщений на глибину у більших кількостях відносно ^{137}Cs , ніж на ділянках без дренажу.

3. Для приканальних ділянок у верхніх б'єсах перегороджуючих споруд (3 тип) головним чинником змін концентрації радіонуклідів 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.

4. 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, тобто вертикальна міграція ^{90}Sr , не має суттєвого впливу на формування його концентрації в ґрунтових водах. Збільшення концентрації ^{90}Sr у водах свердловин пов'язується не лише із відтоком забруднених вод з каналу, а й з міграцією

^{90}Sr з боку мікрозападин. При височуванні на укосах вміст ^{90}Sr в ґрунтових водах збільшується в 2-10 разів.

5. Найбільш чистий у радіаційному відношенні поверхневий стік формується при його розбавленні дренажними водами, що надходять з чистих ділянок, або ґрунтовими водами в умовах *інтенсивного природного дренажування*.

Темпи самоочищення за рахунок водообміну та сорбції на фонових ділянках в 6,5-10 разів перевищують темпи зниження концентрації ^{90}Sr лише за рахунок фізичного розпаду. Самоочищення підземних вод від штучно внесеного забруднення добре простежується за багаторічними режимними спостереженнями морозного періоду: за трендом об'ємної активності ^{90}Sr можна визначити «константу» швидкості самоочищення. За початкових концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах в межах 4,4-8,0 Бк/дм³, вона дорівнює $2,55 \pm 0,07$ рік⁻¹, що в 100 разів перевищує темпи радіоактивного розпаду, за концентрацій 12-32 Бк/дм³ – $1,44 \pm 0,1$ рік⁻¹. Внесок самоочищення від ^{90}Sr за рахунок геолого-гідрогеологічних чинників для усіх свердловин, незалежно від початкового рівня забруднення підземних вод, складає 91-96%, залишок – за рахунок природного розпаду. За відсутності додаткового забруднення, самоочищення підземних вод може відбутися за 1-2 роки.

РОЗДІЛ 6

КРИТЕРІЇ ДОЦІЛЬНОСТІ ВОДООХОРОННИХ ЗАХОДІВ НА ОСУШУВАЛЬНИХ СИСТЕМАХ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

6.1 Ретроспективний аналіз виконаних водоохоронних заходів на меліоративних системах

Позитивний і негативний досвід «ліквідаційних» та водоохоронних заходів в зоні ЧАЕС за роки після аварії дає підстави для оцінки доцільності та можливої ефективності таких заходів в майбутньому, тобто повинен бути врахований під час розробки стратегічних засад поводження із осушувальними системами в зонах можливого радіоактивного забруднення.

До 1992 р. основна частина радіоактивного забруднення була закріплена в 5-см шарі ґрунту [64], а його незначна водорозчинна частина перерозподілилася по зоні аерації або надійшла на рівень ґрунтових вод [66]. Цезій-137 і стронцій-90 склали 95-99% забруднення (в залежності від відстані до ЧАЕС). Для оцінки тієї частки запасу ^{90}Sr і ^{137}Cs , що може бути винесена водним стоком, до уваги прийняті тільки ефективні ділянки водозборів, які задіяні в процесах поверхневого стоку [145]. Розрахунковий запас активності ^{90}Sr та ^{137}Cs на 1992р., який формує винесення з осушуваних ландшафтів, з урахуванням лише ефективних ділянок, наведено в Додатку Є.1.

Ще в 1987 р. було зроблено висновок, що ^{137}Cs не являє загрози, як джерело забруднення підземних вод до рівня ГДК (2 Бк/дм³).

Відсутність господарської діяльності на осушуваних землях з часом призвела до утворення на поверхні потужної рослинної підстилки, яка перешкоджає винесенню радіонуклідів. Виключенням є ділянки, що межують з лісовими та відкритими піщаними масивами, де міграція

радіонуклідів відбувається більш активно [149]. Згідно спостережень за ^{90}Sr глобальних випадіннь, швидкість його міграції в ґрунтах, за високої ємності обміну і промивного режиму, складає 1,1-1,3 см/добу або біля 5 м на рік.

Усвідомлення суттєвого впливу дренажної мережі на загальні обсяги винесення радіонуклідів до р. Прип'ять, спонукало до спорудження 131 «фільтруючої» перемички з цеолітним наповненням та близько 20 глухих дамб, в тому числі з проранами, переливними порогами та фільтруючими прорізами, в басейнах рр. Брагінка, Ілля, Сахан та інших малих водотоків і каналів. Загальна довжина глухих дамб складала 17,7 км, фільтруючих перемичок – 4,9 км [90]. Крім того, утриманню поверхневого стоку сприяли і шлюзові затвори на регулюючій мережі, більшість з яких було перекрито ще до аварії, або вже після неї – для попередження пожеж на торфовищах. Ці спроби показали, що зменшити водне винесення радіонуклідів таким шляхом можна лише в незначній мірі, частково, оскільки практично реалізувати акумуляцію місцевого дренажного стоку можливо лише на бічній регулюючій мережі, та і то у маловодні періоди. Ще важче виконати дезактивацію великих об'ємів забруднених природних вод шляхом фільтрації через сорбційне завантаження перемичок (кліноптилоліт Сокирянського родовища). В перші роки після аварії до 40% ^{137}Cs і до 70% ^{90}Sr перебувало у воді в завислій або слаботорозчинній колоїдній формі, тому основні проектні вимоги полягали у зменшенні швидкості стоку, відфільтровуванні з нього механічної складової і сорбуванні частини забруднення з розчину. За короткий час, через нестійкість у воді і замулення сорбенту, фільтруючі дамби перетворилися на глухі перемички, вище яких сформувалися великі за площею водойми. Низька дезактивуюча ефективність кліноптилолітів була також пов'язана з його механоактиваційною непідготовленістю та недосконалістю завантаження в греблі у суміші з крупним гравієм або бутовим камінням [136]. Закриті затвори шлюзів також не могли втримати високі весняні

витрати. Інтенсивно розвивалася обхідна фільтрація. З початком весняної повені 1987 р. відбулось затоплення і підтоплення радіоактивно забруднених площ, прилеглих до верхніх б'єсів перегороджувачих споруд [249]. Розвинулась берегова ерозія. Затоплені площі вкривались високорадіоактивними мулистими продуктами розмиву ґрунтів. Забруднена вода, збагачена радіоактивним мулом, обходила дамби і переливала через пороги. Оскільки при надлишковому зволоженні ґрунту ^{90}Sr здатен переходити до складу гравітаційної вологи [93], стримання стоку і поширення затоплення на системах з високим рівнем забруднення поверхні і надалі загрожувало значним зростанням концентрації ^{90}Sr у поверхневих водах. Тому влітку 1987 р., після пропуску весняної повені, в фільтруючих спорудах було значно понижено пороги в межах живого перерізу русел, а в глухих дамбах зроблені прорани.

Після часткової ліквідації дамб і утворених ними водойм, на раніш затоплених ділянках залишились поховані забруднені прошарки мулу і відмерлих рослин. Питома сумарна активність цих седиментів наприкінці 1987р. складала від $8,5 \cdot 10^4$ до $15,5 \cdot 10^5$ Бк/кг, при забрудненості поверхні від $31,8 \cdot 10^3$ до $22,2 \cdot 10^5$ Бк/кг. Через рік, в серпні 1988 р., різниця у величинах забруднення знівелювалась і склала для поверхневого шару від $4,44 \cdot 10^3$ до $17,4 \cdot 10^4$ Бк/кг [145]. Дамби, побудовані для затримання і очищення поверхневого стоку певною мірою вирішили це завдання, проте, навіть після зниження їх порогів, обумовили забруднення ґрунтових вод на значних територіях. Після ліквідаційних і водорегулюючих заходів РГВ дещо понизилися, однак у перші 4 роки (1988-1991) їх коливання відбувались вже на більш високих відмітках з меншими амплітудами [56]. Природний хід рівнів ґрунтових вод, умови їх живлення на заплавах землях були порушені. РГВ встановилися ближче до поверхні землі (Додаток Ж.1), збільшилися площі вимочок, розпочалися процеси вторинного заболачування. Так, в басейні р. Ілля, площа затоплених земель склала

1582 га, підтоплених – 2438 га. Лише одна споруда №63 на каналі М-2д осушувальної системи «Сахан» спричинила затоплення 508 га.

На ділянках, що були під затопленням, після ліквідації дамб кількість постійних вимочок скоротилася. Однак вони не зникли, а прийняли тимчасовий характер – сезонний в річному розрізі, або річний в багаторічному.

На ділянках, що знаходилися під затопленням, ^{137}Cs в 1989 році розподілявся по усьому ґрунтовому профілю до ґрунтових вод (0,7-1,6 м) і містився в останніх у кількості 0,7-0,8 % від його запасу на поверхні (8,9-26,7 Бк/кг). На незатоплюваних ділянках частка проникнення ^{137}Cs в ґрунтові води не перевищувала 0,13 %.

Оцінка ймовірності змиву радіонуклідів вище дамб (на прикладі ділянки у верхньому б'єфі дамби №56 на р. Ілля [145]), з диференціацією поверхні на 3 варіанти за вірогідністю змиву [56,145], довела, що при ліквідації дамб змив може скласти близько половини накопиченого обсягу активності.

Після проведення в 1986 р. заходів щодо зменшення винесення радіонуклідів в р. Прип'ять із сильно забрудненої Красненської заплави значно змінилась гідрологічна ситуація та ступінь проточності мережі на лівобережжі. Після спорудження дамби №7 (1986 р.) природний хід рівнів був порушений, відбулась видозміна контурів водної поверхні, уповільнення режимів стоку, що призвело до затоплення і підтоплення значних площ, їх вторинного заболочення [261,262]. Навіть після звільнення від затоплення значних площ, після влаштування проранів у дамбах в 1987-1988 рр., РГВ залишились на високих відмітках. Паводкові періоди розтягувались у зв'язку з уповільненим стоком та поступовим спрацюванням високих РГВ. З 1992 р. дана водозбірна частина лівобережної заплави відгороджена із заходу вже двома дамбами, а в південно-східній частині – насипом залізничної колії м.Прип'ять – м.Славутич (див.рис.3.1). І хоча через дамби частково відбувається

фільтраційне розвантаження, до 2001 р. вище старої дамби утримувався рівень води на 1,5 м вищий ніж у нижньому б'єфі [2]. Після проведення поетапної реконструкції (2000-2005 рр.) система, що з'єднана з Красненським стариком здатна тимчасово акумулювати частину паводкового стоку або пропускати високі паводки без затоплення прилеглої території [186].

Навіть після ліквідації або зниження порогів дамб та перемичок самотічні режими відновились не повністю, – багато регулюючих споруд було залишено в зачиненому стані, знижені перемички добудовувались бобрами а канали інтенсивно заростали. В цей час була прийнята концепція про невтручання в процеси ландшафтовідновлення. Проте, підтоплення започаткувало відтворення природних сукцесій не більш ніж на 20% площі усіх осушувальних систем, де розвинені торф'яні ґрунти, в той час як перезволоження зазнала і основна площа систем з автоморфними ґрунтами, що призвело до порушення напрямку ґрунтоутворчих процесів та інтенсифікації вертикальної міграції радіонуклідів.

Таким чином, для контрзаходів перших двох післяаварійних років було характерне прагнення мінімізувати поверхневий стік радіонуклідів переважно малоефективними механістичними засобами [90,240]. Досвід створення «фільтруючих» підпірних споруд на водотоках осушувальних систем і аналіз спричинених ними негативних наслідків, свідчить про недоцільність такого заходу в умовах Полісся та інших рівнинних територій [90,125,261].

Завдяки затримці завислих речовин, дамби та греблі, певною мірою, мали ефективність лише по відношенню до радіоцезію, який добре адсорбується на мінеральних зависях [261]. За різними оцінками, в період повені 1987 р., в тілі фільтруючих перемичок та дамб затрималось не більше 185 ГБк ^{137}Cs . За той самий період винесення ^{137}Cs водами усіх малих річок та каналів склало близько 3,7 ТБк [240]. На основі порівнянь

фактичних модулів стоку та винесення ^{90}Sr зарегульованими та незарегульованими малими водотоками за 1986 – 1992 рр. (до початку циклу років високої водності), визначено, що греблі на малих річках та каналах попередили винесення в р. Прип'ять близько 2,2 ТБк активності, що розподілилась, головним чином у донних відкладах верхніх б'єфів цих споруд [186,262]. Проте, донні відклади мають невисоку депонуючу функцію, що відзначається достатньо швидким винесенням ^{90}Sr динамічними потоками [47], до того ж прибавка у винесенні за рахунок підвищення концентрації ^{90}Sr і ^{137}Cs у водах затоплених ділянок може бути порівнювана із обсягами затримки.

Обстеження, проведені автором у квітні 2005 року підтвердили, що стан практично суцільного підтоплення на площах, прилеглих до верхніх б'єфів перегороджених каналів і малих річок (системи “Ілля”, “Рудявка” та “Сахан”), зберігається, широко розвинулись процеси вторинного заболочування.

Протягом 2000-2005 рр. було завершено будівництво декількох нових споруд, зокрема правобережної протиповеневої дамби, реконструйовано Прип'ятську меліоративну систему, системи Галло, Хабне, Уж-1, Грезля, відновлено пропускну здатність окремих магістральних каналів, а також водорегулюючих споруд. На Прип'ятській системі було виконано розчищення від мулу і чагарнику каналів загальною довжиною 42,8 км та ремонт 34 гідротехнічних споруд. В результаті виконання робіт рівні води в каналах системи знизились на 0,5-2,0 м [139], значно зменшилась площа затоплення. На площі, прилеглій до нижньої частини каналу МК-5 відкрита поверхня води скоротилась майже на 80%.

Комплексні дослідження наступних років довели, що виключно ефективних або досконалих водоохоронних заходів і технологій дезактивації об'єктів природного середовища для умов Полісся не існує. Навіть обвалування забруднених радіоактивними випадіннями заплав напередодні високих повеней, за наявності безсумнівно значного

радіопротекторного ефекту, має свої вади. Введення в дію Лівобережної протиповеневої дамби в заплаві р.Прип'ять (1993 р.) без регулювання стоку з меліоративних систем у її верхньому б'єфі призвела до значного затоплення та підтоплення не менш забруднених площ так званого «старого польдеру» і збільшення винесення з водозбору, що спонукало до проведення реконструкції Прип'ятської системи. Схожа ситуація створена на Чистогалівській осушувально-зволожувальній системі, де в урочищі «Родвино» перекрито канал МК-3. Після будівництва Правобережної дамби з недотриманням проектної відмітки закладання водозливного колектора (на 1,5 м вище плану) підтоплюються могильники на ділянках Піщаного плато та прилеглих до Янівського затону і водойми-охолоджувача ділянках. Тобто, ні активні дії з локалізації стоку в межах систем, ні припинення їх експлуатації не вирішили проблему мінімізації вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод. Очевидно, що для кожного випадку, в залежності від технічного оснащення систем та основних джерел вторинного забруднення, слід обирати відповідні види поводження із штучною дренажною мережею.

6.2 Інтегральні показники радіоекологічної бар'єрної стійкості меліорованих водозборів

Очевидно, що різниця у винесенні радіонуклідів між окремими малими водозборами обумовлюється, крім щільності забруднення, відмінностями ландшафтною обстановки: поширенням основних типів ґрунтів (органогенних та мінеральних, кислих та нейтральних), залісненої та незалісненої території, різною щільністю гідрографічної мережі тощо. Отже, концентрація у воді та річні обсяги винесеної відкритим водним шляхом активності певного радіо-нукліду інтегрально відображають особливості біогеохімічного фону та техногенної обстановки на водозборі,

що впливають на міграцію цього радіонукліду. Величина винесення радіонукліду водотоком за певний час, приведена до площі водозбору є функцією залежною в першу чергу від запасів радіонукліду, а також від опадів, співвідношення паливної та конденсаційної компонент у випадіннях, співвідношення поверхневого та підземного стоку у водному балансі, бар'єрної стійкості ландшафту, яка в свою чергу визначається набором характеристик, що може змінюватись в залежності від виду забруднювача. Тобто обсяги водного винесення радіонуклідів апіорі відображають бар'єрні особливості водозборів. Звідси, під *бар'єрною стійкістю* (функцією) водозбору будемо розуміти здатність затримувати (уповільнювати) міграцію, акумулювати радіонукліди у нерозчинних формах, стримувати дисоціацію паливних частинок та мобілізацію радіонуклідів, що виражається у порівняно низьких обсягах їх водного винесення. Процеси уповільнення міграції радіонуклідів доцільно розглядати з точки зору основного призначення ЧЗВ, як бар'єру що запобігає перенесенню радіонуклідів на прилеглі населені території. На рівні фізико-хімічних процесів бар'єрна стійкість забезпечується властивостями та складом ґрунтів і їх органічної частини, а також біогеохімічними (біологічними) процесами. Звідси впливає, що за незмінності природних характеристик середовища, бар'єрна стійкість по відношенню до певної привнесеної речовини в кількісному виразі є величиною постійною. Її мінливість може бути пов'язана лише із змінами хімічної форми речовини, природними катаклізмами, або антропогенним втручанням, як то – будівництво інженерних споруд, регулювання стоку, внесення меліорантів, насадження лісу та ін. Поняття бар'єрної стійкості водозбору близьке до поняття екологічної ємності екосистеми, але стосується переважно її абіотичної частини. Як відомо, радіоємність екосистеми – це кількість радіонуклідів, яку може утримувати екосистема (в тому числі за рахунок кругообігу) без суттєвих наслідків для себе [94,127]. У випадку бар'єрного утримання радіонуклідів водозбором нас

перш за все цікавить його здатність стримувати водне винесення радіоактивних мігрантів *в екстремальних випадках*, а саме – в періоди високої водності. Тобто про високу бар'єрну стійкість свідчитиме мінімальна кількість винесених під час високої повені радіонуклідів, або максимальна депонована чи залучена до внутрішнього кругообігу рухлива частка запасу радіонукліду, без врахування наслідків для екосистеми-утримувача, оскільки більш небезпечними, згідно базових принципів діяльності в ЧЗВ [88], є наслідки радіоактивного забруднення для суміжних населених систем.

Безумовно, що такі чинники, як кількість опадів і характер їх розподілу протягом року, величина сумарного поверхневого стоку, щільність радіоактивного забруднення поверхні; мають першочерговий вплив на водне винесення радіонукліду. Тому, при порівнянні водозбірних басейнів, за наявності статистично значущого ряду об'єктів, краще користуватись приведеними показниками – *модулями винесення*, що враховують не лише обсяги стоку а і площу басейну; *часткою винесення*, що враховує запас радіонукліду на площі басейну.

Модуль винесення (M_e), що являє собою відношення кількості винесеної водотоком активності радіонукліду за рік до площі водозбору цього водотоку (ГБк/рік/км^2) може слугувати кількісним показником бар'єрної стійкості водозборів, як на локальному, так і на регіональному рівнях:

$$M_e = \frac{W}{F} = \frac{\sum_{i=1}^n Q \cdot C \cdot 86,4}{F \cdot 10^3}, \quad (6.1)$$

де W – винесена за рік або гідрологічний період кількість радіонукліду, ГБк/рік (*період*), n – кількість діб в розрахунковому періоді, F – площа водозбору, км^2 ; Q – витрати водотоку, $\text{м}^3/\text{с}$; C – об'ємна активність, кБк/м^3 [205].

Водне винесення ^{90}Sr (ГБк) визначається залежністю:

$$W = 10^{-2} \cdot b_n \cdot Z_{Sr}^o \cdot e^{-0,024t} \quad (6.2)$$

де b_n – коефіцієнт винесення на даний n -й рік, або частка винесення від запасу радіонукліду на водозборі %; Z_{Sr}^o – запас ^{90}Sr на площі водозбору даного водотоку в перший рік забруднення, t – кількість років від початку забруднення до n -го року.

Для коректної оцінки модулів стоку та винесення у різні метеорологічні фази року побудовано цифрові карти басейнів окремих магістральних та бічних каналів лівобережжя р. Прип'ять, з використанням пакету “Surfer”. Отримані дані було експортовано в геоінформаційну систему “MapInfo”[154]. Внаслідок розрахунків були визначені: а) межі водозбірних басейнів 4-го (магістральні канали) і 5-го (бокові канали МК-7) порядків на північно-західній частині Прип'ятської меліоративної системи; б) площі водозборів; в) модулі винесення ^{90}Sr (Додаток 3.1); г) фактичні модулі стоку (Додаток И.1). Після оцифрування гіпсометричної моделі місцевості і визначення водозбірних площ для окремих бокових каналів (Додаток I.1), визначено частки стоку з Уласівського каналу – з території Білорусі, бокових каналів до МК-7 і модулі стоку для української частини водозбору МК-7. Можливості “MapInfo”, або програмного пакету ARC/INFO, дозволили розкласти векторні характеристики площ водозбірних басейнів у вигляді просторових шарів, що містять класи площинних, лінійних та точкових об'єктів, до яких прив'язано змістовні атрибути [108].

Якщо величина винесеної активності радіонукліду перш за все визначається його запасами на водозборі і обсягами стоку, то модуль винесення, як функція від площі басейну, повинен, за близьких запасів радіонукліду, бути більшим для водозбору із меншою площею. Проте, саме бар'єрні характеристики водозбору обумовлюють коливання модулів винесення незалежно від ступеню забруднення площі. Завдяки цьому

можливе співставлення водозборів і диференціація їх за бар'єрною стійкістю.

Модулі винесення ^{90}Sr , в більшій мірі ніж ^{137}Cs , характеризують умови вторинного забруднення вод басейну, пов'язані з його зволоженням. Відомо, що із збільшенням кількості вологи у ґрунті міграція ^{90}Sr посилюється, що пояснюється його порівняно легким переходом у гравітаційну воду, з якою він переноситься по профілю ґрунтів поліських ландшафтів [93] і з латеральними токами ґрунтових вод – у річки та осушувальні канали.

Значне перезволоження водозбору північно-західної частини Прип'ятської меліоративної системи, що збирає води до прорану в дамбі №7 склалось за багатоводні 1998-1999 роки. Воно обумовило суттєву різницю між модулями винесення ^{90}Sr через проран та модулями винесення з близьких за площею водозборів р.Глиниці та магістрального каналу №1 Прип'ятської системи (Додаток Й.1, а). Це свідчить про суттєве перевищення бар'єрної стійкості ландшафтною системою водозбору саме в екстремальні періоди.

Для визначення утримуючої здатності роки порівняно низької водності (забезпеченість $> 75\%$) можна вважати непоказовими. Однак існують виключення, врахування яких дозволяє оцінити ефективність водоохоронних заходів та необхідним чином їх спрямувати. Так, модуль винесення ^{90}Sr через споруду № 7 у 2003 році суттєво зменшився (з 13,8 в 1999 р. до 1,16 ГБк/рік/км²) і став навіть нижчим за модуль по менш забрудненому водозбору р. Глиниці (2,05 ГБк/рік/км²). Більш коректним буде порівняння значень по роках з близькими об'ємами стоку: в 2000 р. – при 13,4 млн. м³ M_e склав 3,5, а в 2002 р. при збільшенні стоку до 16,4 млн. м³ він зменшився до 2,0 ГБк/рік/км², тобто майже на 57 %. Це пов'язано із ліквідацією підпірної дамби в гирлі каналу МК-5 в 2001 році, що обумовило значне зменшення площ затоплення на водозборі, часткове очищення стоку завдяки відновленню надходження менш забруднених на

той час ґрунтових вод. З іншої сторони, це порівняння свідчить про несприятливу обстановку на водозборі р. Глиниці, де в урочищі Родвино, в 2,5 км від ЧАЕС, існує осередок штучного затоплення ґрунтів з високим рівнем забруднення, а об'єми стоку цілком залежать від водойми-охолоджувача ЧАЕС.

Шляхом таких порівнянь та експертної оцінки виділено діапазони значень M_6 , що визначають категорію бар'єрної стійкості басейнів (табл. 6.1). Виділені водозбори та розміщені на них системи за модулями винесення ^{90}Sr станом на 2003 рік можна охарактеризувати як такі, що мають: незначне вторинне забруднення водотоків і дуже добрі та добрі утримуючі здатності - водозбори р.р. Уж, Брагінка, Сахан, середню утримуючу здатність – МК-1, та значне забруднення і незадовільну бар'єрну стійкість – р.Глиниця і МК-5 Прип'ятської системи (Додаток І.2).

На відміну від річок і каналів ближньої зони відчуження, річки з меншими запасами ^{90}Sr на водозборі (Вересня, Ілля, Уж), меншою його *меліорованістю* (13,7...18,7 %) та *зарегульованістю* основного русла і приток відрізняються більш вираженою тенденцією до зменшення і стабілізації модулів винесення [205, 123].

Таблиця 6.1

Категорії утримуючої (бар'єрної) стійкості водозбірних басейнів,
виділені за значеннями модуля винесення ^{90}Sr

M_6 , ГБк/рік/км ²	Утримуюча стійкість басейну
<0,02	Добра
0,02-0,05	Прийнятна або достатня
0,05-0,25	Середня, або гранично допустима
0,25-1,0	Слабка і несприятлива для суміжних басейнів та водоприймачів
1,0-3,0	Незадовільна (ступінь забруднення перевищує бар'єрні

	здатності)
3,0-8,0	Дуже незадовільна, така що вимагає посилення
>8,0	Надзвичайно слабка і небезпечна, вимагає оперативного втручання

Значна різниця у модулях винесення з різних водозборів обумовлюється рівнем втручання в природне розвантаження вод та ступенем дренажності басейнів. Суттєве відхилення модулів стоку річки від багаторічних зональних значень ($2,8-3,6 \text{ дм}^3/\text{с}/\text{км}^2$) [20] свідчить про зміну природних умов формування стоку.

На незарегульованих водних системах, або водозборах, модулі стоку змінюються відповідно до надходження опадів на їх площу. Модулі ж винесення до певної межі збільшуються при збільшенні стоку, але в роки високої водності ефект розбавлення концентрацій радіонуклідів переважає, особливо для річок, більша частина водозбору яких лежить за межами ЧЗВ.

Якщо ж розглянути водозбори з слабопроточною та зарегульованою гідрографічною мережею (в першу чергу водозбір до прорану в дамбі №7, р. Брагінка, Сахан, МК-1), то помітне зменшення модуля стоку в роки низької і середньої водності (Додатки Е, І) за рахунок затримання стоку на водозборі і підпору ґрунтових вод. При цьому модулі винесення зменшуються (Додатки І, Й-1), тобто водоакumuлююча система водозбору поки що здатна справлятися з навантаженням. Але в екстремальні за водністю періоди (1998, 1999 рр.) різке підвищення модуля винесення ^{90}Sr , тобто зниження бар'єрних функцій, відбувається саме в таких перезволожених, слабостічних басейнах. Пояснюється це значною площею вторинно заболочених ділянок. Згідно досліджень, болота через 10-15 років після випадіння радіоактивних речовин містять найбільший питомий (на одиницю площі) запас радіонуклідів у водорозчинній та обмінній формах

серед інших елементів окремого водозбірною басейну. Саме тут доречно пригадати поняття радіоекологічної ємності та стійкості екосистеми, а надходження та накопичення (до певної міри) великої кількості забрудненої води порівняти з серйозним стрес-впливом на водну систему басейну [235]. Тоді неадекватні реакції модулів винесення та модулів стоку на кількість опадів можна розглядати з точки зору низької стійкості гідросистеми водозбору.

До техногенно порушених слід віднести і р. Глиницю (Додаток І.1), об'єми стоку по якій не відповідають можливостям водозбірної площі і практично не залежать від водності року. Згідно дистанційних оцінок, – за результатами дешифрування космічних знімків доброї вирішальної здатності (15 м² в 1 пікселі), перезволожена площа в межах басейну складає 30,8% від загальної, водна поверхня – 0,6%.

Близьким до модуля винесення є показник частки, або відсотку винесення радіонукліду від загального запасу радіонуклідів на водозбірній площі. Але він не демонструє зв'язку винесення з об'ємами стоку. Спорідненість значень модуля винесення та частки винесення ⁹⁰Sr від його запасу на водозборі (%) проявляється через синхронність річних коливань цих показників (Додаток Й.1). M_e ⁹⁰Sr і його частка винесення мають меншу варіабельність, ніж значення W і свідчать про єдині механізми надходження ⁹⁰Sr до водотоків, близькі співвідношення форм знаходження радіонукліду в ґрунті і залежність від гідрометеорологічних умов. Особливо це стосується частки винесення, варіабельність якої для переважної більшості водотоків (окрім стоку до прорану в дамбі №7) вкладається в 0,05 % (різниця між мінімальним та максимальним значенням за всі роки спостережень). На відміну від динаміки концентрацій ⁹⁰Sr, тренди частки винесення часто не мають вираженої тенденції до зменшення з часом (Додаток Й.1, рис. 6.1), що можна пов'язати із поступовим переходом ⁹⁰Sr до рухливих форм. Зміни частки винесення навіть підпорядковані певній закономірності, яку можна

описати поліноміальним рівнянням шостого порядку та виконувати за ним наближені прогнози. Для басейнів, площі яких виходять за межі ЧЗВ і у забрудненні яких переважає конденсаційна компонента випадань, тобто ^{90}Sr відзначається суттєво більшою мобільністю [74], спостерігається чітка перевага частки винесення над модулем винесення ^{90}Sr (рис. 6.2). Модуль винесення напряму залежить від концентрації радіонукліда у воді, тому його значення більші для водотоків ближньої зони. Збільшення з часом модуля та частки винесення відбулось лише по р. Брагінка, що може свідчити про значне перезволоження і техногенну порушеність її водозбору, що посприяло переходу ^{90}Sr у мобільні форми.

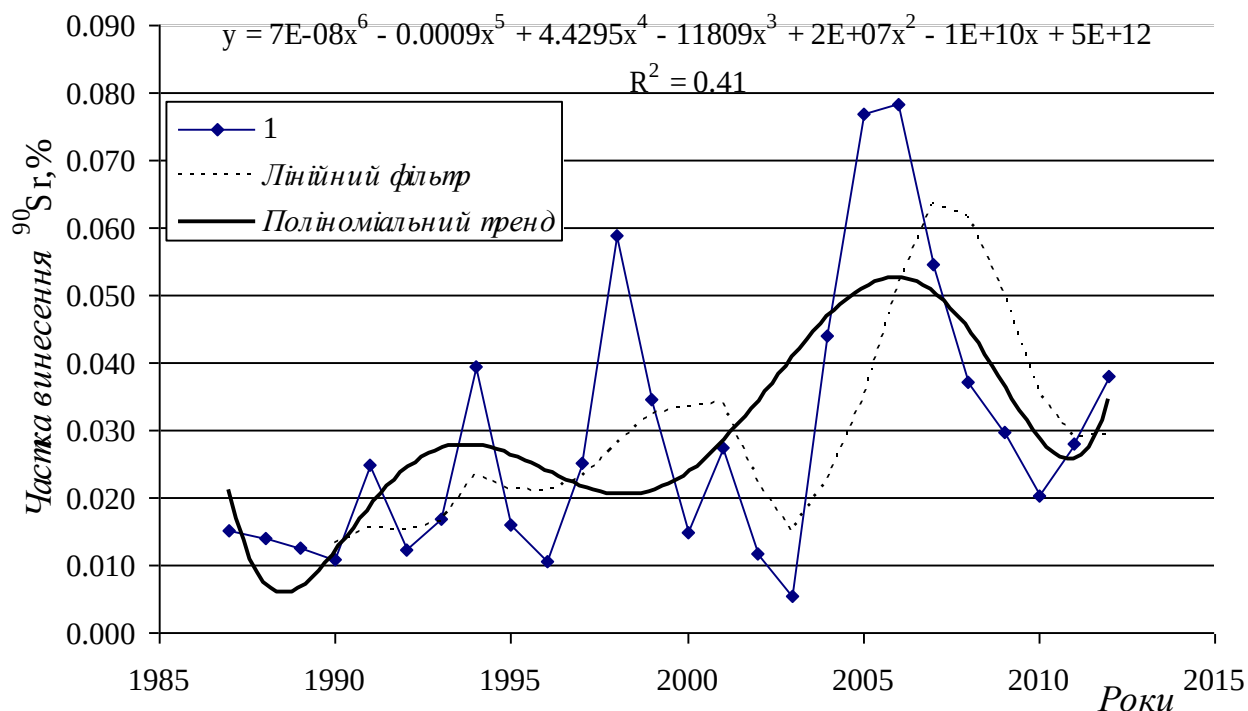


Рис. 6.1. Зміни частки винесення ^{90}Sr р. Брагінкою від його запасу на водозборі (%) з прогнозним значенням за 2012 р. (1).

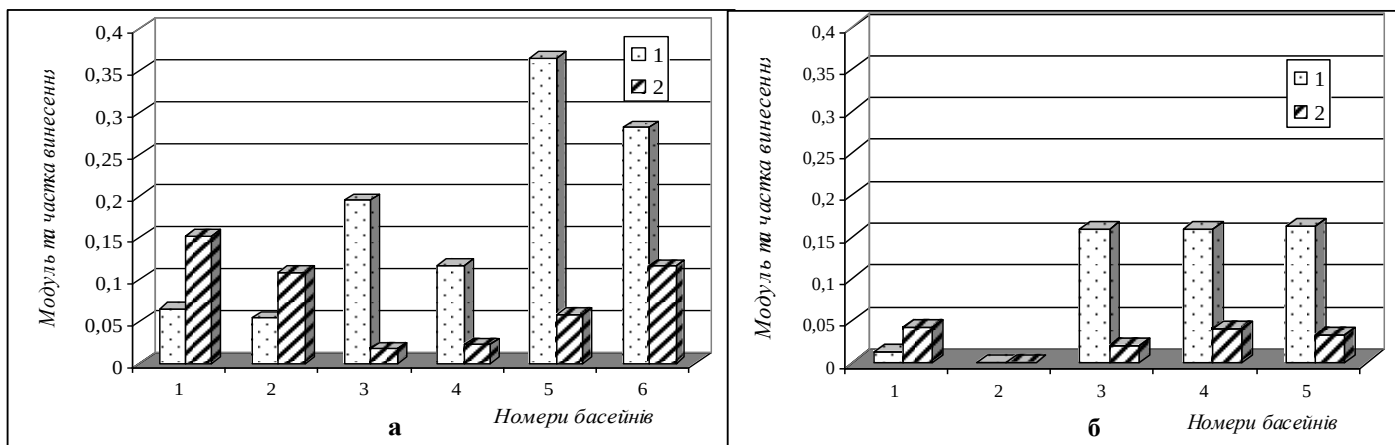


Рис. 6.2. Співставлення середніх значень модуля (1) та частки винесення ^{90}Sr (2) в періоди: а – домінування ^{90}Sr в складі паливних частинок (1987-2001 рр.); б – домінування мобільних форм ^{90}Sr (2002-2011 рр.) для водозбірних басейнів: 1 – р. Уж; 2 – р. Вересня; 3 – р. Сахан, 4 – р. Брагінка, 5 – Магістрального каналу МК-1 Прип'ятської осушувальної системи, 6 – р. Ілля. По р.р. Уж та Вересня спостереження з 2000 р. не проводились.

Максимальні відсотки винесення зафіксовані для р.Уж в 1991 р. – 0,35%, для витоків через проран в Дамбі № 7 в 1993 і 1998 рр. – відповідно 0,28 і 0,27%. Ще більш високі значення частки винесення зафіксовано для магістральних каналів МК-6 та МК-7: в 1998 р. вони досягли 1% від запасів. Середні за багаторіччя відсотки винесення знаходяться в межах від 0,018% (р.Сахан) до 0,12% (р.р. Ілля, Уж). Для порівняння, сумарне винесення ^{90}Sr р.Прип'ять в створі «кордон Беларусь-Україна» за період 1987-2004 рр. склало 63,8 ТБк, або порядку 4,4% від запасу цього радіонукліда на площі водозбору [55]. Тобто за рік в середньому виносилось близько 0,24% (на думку автора значення завищене у зв'язку з недооцінкою запасів на водозборі).

Зважаючи на те, що модуль винесення залежить від гідрометеорологічних чинників, від гідрогеологічних та ландшафтно-геохімічних особливостей водозбору, можна вважати його комплексною характеристикою утримуючої здатності водозбірного басейну, ступеню забруднення ґрунтів, а також інтенсивності водних потоків і

самоочищуючої функції. Показовість модуля винесення, як комплексної характеристики водозбору, можна довести шляхом порівняння з іншими інтегральними характеристиками, розрахунок яких спирається на той самий показник забруднення – концентрацію радіонукліду у воді. Для оцінки стану забруднення малих водотоків окремими радіонуклідами можна застосовувати інтегральний бал оцінки якості водного джерела через порівняння з існуючими ГДК:

$$B_i = K_i \cdot H_i, \quad (6.3)$$

де $K_i = C_i / \text{ГДК}_i$; $H_i = N_{\text{ГДК}} / N_I$;

B_i – інтегральний бал; K_i – кратність перевищення ГДК за вмістом певного радіонукліду; H_i – повторюваність випадків перевищення ГДК; C_i – середня за вибіркою фактичних пробовідборів концентрація радіонукліду у воді; $N_{\text{ГДК}}$ – кількість випадків перевищення ГДК; N_I – кількість проаналізованих проб.

Для інтегральної оцінки використано вміст ^{90}Sr у воді основних приток р. Прип'ять в 2003 році (табл.6.2). Для об'єктів з найгіршими умовами B_i дорівнюватиме K_i , тобто маємо перевищення ГДК за даним показником у 100% випадків ($N_I = N_{\text{ГДК}}$). Витоки через проран та р.Глиниця знову ж таки потрапляють до категорії найбільш небезпечних об'єктів.

Уяву про вичерпання утримуючої здатності водозбору можна отримати з різниці між фактичним модулем винесення та модулем гранично допустимої концентрації ($M_{\text{ГДК}}$) $M_{\text{нбм}} = M_v - M_{\text{ГДК}}$ [205], де

$$M_{\text{нбм}} = \tilde{A} \cdot \tilde{E} \cdot W / F, \quad (6.4)$$

$M_{\text{нбм}}$ – модуль бар'єрних та мобілізаційних функцій, W – водний стік за рік, $\text{м}^3/\text{рік}$; F – площа водозбору даного водотоку, км^2 .

Таблиця 6.2

Вхідні параметри та результати розрахунку інтегрального балу оцінки якості вод лівобережних приток р. Прип'ять за вмістом ^{90}Sr в 2003 році

Водоток	N_I	$N_{ГДК}$	C_i	K_i	H_i	B_i
р. Брагінка	24	7	1,8	0,85	0,29	0,26
МК-1	24	2	1,3	0,64	0,08	0,05
Витоки через проран в дамбі № 7	25	25	17,8	8,9	1,0	8,9
р. Сахан	28	1	0,86	0,43	0,04	0,02
р. Глиниця	14	14	3,6	1,8	1,0	1,8
р. Уж	31	0	0,12	0,06	0	0

Примітка: ГДК ^{90}Sr дорівнює 2 Бк/дм³ (Допустимі рівні радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи, 1999р.)

Якщо $M_{нбм}$ набуває від'ємних значень – бар'єрні функції водозбору спрацьовують і стан води можна вважати задовільним (або добрим) за радіоекологічними нормативами. Як бачимо, попередні два роки – 2002 і 2003-й, переважно завдяки їх малій водності, значення $M_{нбм}$ по всіх водозборах були допустимими. Найбільша диференціація спостерігалась в багатоводні роки – 1993, 1998 та після них. В цей час найбільш стійкі системи з великими водозбірними площами (р. Уж) демонстрували найкращі показники, а найбільш порушені, з малими водозборами (МК-1, МК-5, р. Глиниця) – найгірші. Тобто, значення нормуючого модуля $M_{гдк}$ і, відповідно, його різниці з фактичним - $M_{нбм}$, не є постійними, а змінюються по роках в залежності від кількості опадів та водності.

За змінами $M_{нбм}$ в часі (рис. 6.3) можна оцінити таку характеристику бар'єрної стійкості водозбору, як респлентність, тобто міру швидкості повернення системи до початкового стану після його порушення [6]. Ще одним інтегральним показником бар'єрної стійкості може бути резистентність, яка кількісно відображає сумарну здатність водної екосистеми залучати в кругообіг і утримувати (а за можливості, асимілювати) конкретну привнесену речовину [3].

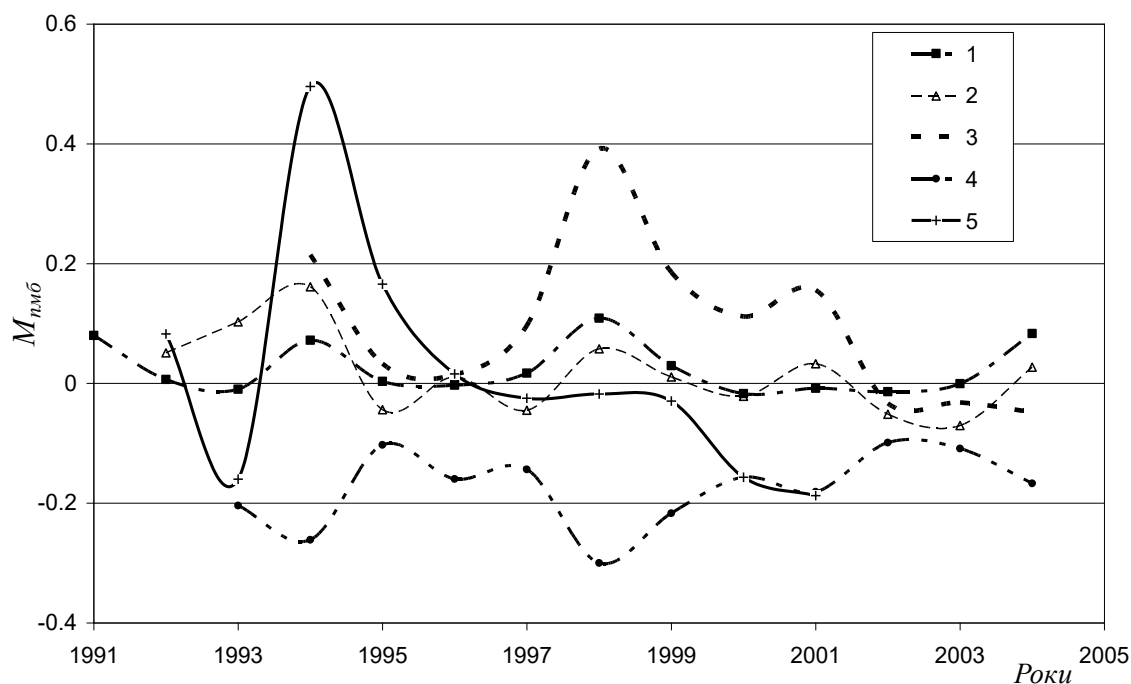


Рис. 6.3. Зміни модуля бар'єрних та мобілізаційних функцій для водозборів річок: 1- Брагінка, 2 – Сахан, 3 – МК-1, 4 – Уж, 5 – Ілля.

Порівняно із параметрами радіологічної оцінки стоку, що широко застосовуються (концентрації, винесення радіонукліду за рік), запропоновані модулі винесення надають додаткову інформацію про бар'єрну стійкість всієї ґрунтово-водно-рослинної системи водозбору річки, що допомагає отримати уяву про можливе винесення радіонуклідів у роки різної забезпеченості стоку, визначити пріоритети водоохоронної діяльності. На відміну від традиційних параметрів, приведені до площі водозбору значення винесення дозволяють коректно порівнювати різні водозбірні басейни та водотоки. Деталізація складних меліорованих водозборів за модулями винесення радіонуклідів з окремих каналів надає інформацію про основні осередки та джерела вторинного забруднення водоприймачів.

Найбільш інформативними для ЧЗВ є модулі винесення ^{90}Sr саме в багатоводні роки. В цей час максимальне винесення ^{90}Sr спостерігається по водотоках з найгіршою пропускнуою здатністю. Проблема вичерпання

бар'єрної стійкості та радіємності системи водозбору, що виражається в евтрофікації, затопленні та заболоченні прилеглих до водотоків площ, повинна вирішуватись шляхом відтворення мезотрофних та оліготрофних безстічних боліт і локалізації проточних евтрофних заболочених ділянок шляхом ліквідації окремих регулюючих каналів, а також відновлення проточності (після розчищення) провідної мережі, поширення лісових насаджень тощо.

Отримані характеристики бар'єрної стійкості є першим кроком в регіональних дослідженнях багатофакторної залежності водного винесення радіонуклідів з водозборів. Надалі важливо визначити і порівняти площі поширення западин, лісу, ступінь дренаваності та ін. на різних водозборах у співвідношенні із винесенням радіонуклідів. Множинний кореляційний аналіз є ефективним засобом для визначення головних чинників (див. розд. 7.2).

На відміну від традиційних параметрів, модуль винесення та різниця модуля винесення і модуля гранично допустимої концентрації радіонукліду характеризують не лише водоток, а й прилеглу площу водозбору. Вони добре картуються, а нанесення на карту контурів меліоративних систем (в тому числі ділянок діючого закритого дренажу), стічних заболочених ділянок, западин, лісу, гідроізогіпс та ін. допомагає достовірно визначити причини вичерпання бар'єрної стійкості водозбору і своєчасно прийняти відповідні рішення.

6.3 Функції осушувальних систем в управлінні радіогідроекологічною обстановкою

Серед традиційних способів осушення, які можуть мати радіоекологічний ефект на території Прип'ятського Полісся:

- регулювання поверхневого стоку за допомогою мережі відкритих каналів;
- огороження території від притоку вод зі схилів (нагірні, ловчі та нагірно-ловчі канали);
- зниження рівня ґрунтових і напірних вод за допомогою закритого горизонтального, комбінованого та вертикального дренажу.

Регулювання поверхневого стоку виконується за рахунок збільшення пропускної здатності русла водоприймача та магістральних каналів, шляхом їх спрямлення і поглиблення; регулювання стоку повеней і паводків – за допомогою водосховищ, обвалування русла, і, що найбільш привабливо для зони відчуження, – розвантаження стоку шляхом відведення його частини по обвідних каналах в інші водотоки або далі через більш чисту територію зони до водоприймача. Для перехоплення забруднених вод зі схилів (Чистогалівська гряда, тощо) передбачені нагірні канали. Цей гідротехнічний захід може бути доповнений протиерозійними заходами на схилах.

Осушувальні системи відіграють роль штучних регуляторів внутрірічного стоку. В результаті осушення весняний, найбільш забруднений стік зменшується (максимальні паводкові витрати зменшуються на 11-26%), а літній, навпаки, збільшується (до 22%) [61] за рахунок ґрунтових вод. Максимальні весняні модулі стоку з осушених водозборів менші, ніж з неосушених – їх співвідношення в різні роки дорівнювали від 0,32 до 0,98 [63].

Особливо виражену екологічну ефективність мають водооборотні осушувально-зволожувальні системи [103], які зменшують об'єми скиду забруднених дренажних вод у відкриті водойми та водотоки, а можуть працювати і без їх скиду. В останньому випадку системи називають замкненими. Для забезпечення водооберту вони обладнуються насосними станціями.

В 1998 – 2005 рр. було виконано реконструкції найбільш проблемних осушувальних систем. Метою подібних реконструкцій є відновлення процесів самоочищення поверхневих вод шляхом видалення забрудненого шару ґрунту з укосів, інтенсифікації притоку ґрунтових вод в канали після зниження базису ерозії, та прискорення водовідведення. Реконструкції полягають у розчищенні каналів та відновленні пропускної і регулюючої спроможності гідротехнічних споруд. Завдяки цьому стає можливим розподіляти надлишковий стік по існуючій мережі каналів. Відновлення функціонування шлюзів-регуляторів та досить розгалуженої мережі каналів на лівобережжі р. Прип'ять дозволило відвести частину стоку з перезволоженого і дуже забрудненого Північного басейну (стік до прорану в дамбі № 7) по каналу МК-1 в гирло р. Брагінки через менш забруднені та підтоплені території. При проходженні відстані в 25-35 км вода помітно очищується за рахунок природних біоплато та розбавлення більш чистими ґрунтовими водами (рис.6.4). На другий рік після розчисток і введення в дію нової системи водорозподілу (2002 р.) вдалось зменшити обсяги винесення ^{90}Sr каналом МК-1 на 57% порівняно з близьким за водністю 2000 р. Причому збільшення ступеню дренажності привело до зростання об'ємів стоку з 13,36 млн. м^3 в 2000 р. до 16,42 млн м^3 – в 2002 р. Переведення забрудненого стоку з водозбору із високою щільністю забруднення ^{90}Sr (1480-3700 кБк/м^2) у водозбірний басейн із значно меншою щільністю забруднення (7,4-18,5 кБк/м^2) виявилось, на сьогоднішній день, найбільш ефективним регулюючим заходом на меліоративних системах.

Дослідження 1997-1998 рр. [154,155] довели, що використання меліоративних каналів для забезпечення циркуляції забруднених вод в умовах доброї дренажності ґрунтових вод та наявності біоплато [134,229] забезпечують її очищення на 90-96%, в залежності від довжини транспортуючої мережі. Виявилось, що коефіцієнти фільтрації непорушеного ґрунту вищі ніж деструктованого ґрунту після розчищення каналу. Це може свідчити, як про більш інтенсивний

водообмін між забрудненими поверхневими та ґрунтовими водами на ділянках нерозчищених каналів, так і про більш високий фільтраційний опір та більш високу, оновлену, сорбційну ємність ґрунтів розчищених укосів.

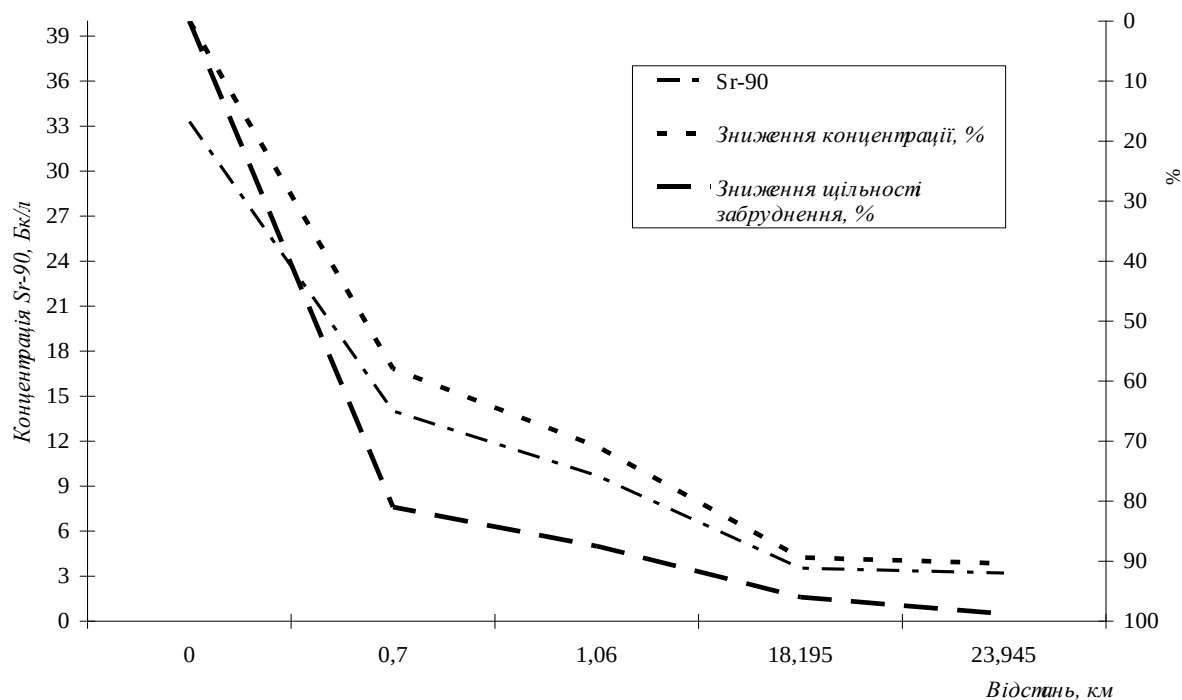


Рис. 6.4. Зниження концентрації ^{90}Sr в поверхневих водах каналу МК-1 по мірі проходження через відносно чисту територію від с. Зимовище до с. Ладжичі.

В перші роки після спорудження меліоративних систем звичайно відбувається помітне збільшення середнього річного стоку [14]. Це обумовлено спрацюванням запасів ґрунтових вод, в тому числі на прилеглий до осушуваних масивів території, із зменшенням сумарного випаровування, терміну затоплення заплав та прилеглих до каналів ділянок, а також деякими іншими чинниками [235]. З цими факторами пов'язано і збільшення обсягів стоку та винесення ^{90}Sr в перші роки після реконструкції Прип'ятської системи, що й було передбачено прогнозами [186]. Крім цього, підвищене винесення ^{90}Sr в 2003-2005 роках через гирло каналу МК-5 (споруду №7) [133] також пов'язане з процесами окиснення

та деструкції паливних частинок після осушення значної території. Після зміни відновної обстановки на окиснювальну, із зменшенням рН порового розчину, з донних відкладів, що вийшли на поверхню, відбувається періодичне винесення ^{90}Sr дощовим та талим стоком. До того ж, після покращання умов дренажування, відбувається розвантаження забруднених болотних вод. Суттєве винесення ^{90}Sr після реконструкції забезпечують раніш практично безстічні верхові та близькі до них перехідні болота, ґрунти яких характеризуються незначним вмістом вапна (0,15-0,7%) і вираженою кислою реакцією (рН 3,5-5), що сприяє підтриманню в розчині вільних іонів ^{90}Sr . В залежності від водності, період підвищеного винесення радіонуклідів може тривати 3-6 років. З часом, завдяки збільшеній потужності зони аерації осушених земель, тобто – її регулюючої ємності, збільшуються витрати талих та дощових вод на її насичення, що веде до зменшення максимальних річних витрат та винесення радіонуклідів.

Серед штучних об'єктів найбільшої уваги при реконструкціях заслуговують дамби на малих річках, що продовжують спричиняти суттєві затоплення заплав, в тому числі радіоактивно забруднених земель та лісових масивів. Для визначення відносного співвідношення негативного (затоплення забруднених земель, підтоплення об'єктів інфраструктури тощо), позитивного (поява нових осередків відпочинку та гніздування перелітних птахів та ін.) або нейтрального (завдяки наявності проранів або шлюзів регуляторів забезпечується вільне стікання поверхневих вод) характеру впливу цих споруд на навколишнє середовище необхідно користуватися шкалою певних критеріїв, головними з яких є: наявність або потенційний ризик формування додаткового радіоактивного забруднення водних систем, обсяги водного винесення у порівнянні із обсягами щорічної акумуляції та переведення в геологічне середовище; відведення загрози пожеж; ступінь збалансованості і трофічної необхідності новоутвореного біогеоценозу, здебільшого болотного типу, його вплив на прилеглі ландшафти; економічні збитки, пов'язані із

підтопленням прилеглих територій та витратами на утримання і експлуатацію цих споруд. У зв'язку з цим запропоновано визнати чотири рівні впливу підтоплення на якість і стан довкілля від існуючих гідротехнічних споруд: радіаційний, протипожежний, загально-екологічний, соціально-економічний.

Для оцінки ефективності водоохоронних заходів на лівобережній Прип'ятській системі розраховано водне винесення радіонуклідів від усіх можливих розподілених джерел, що дозволило виявити досить відчутні негативні ефекти від впровадження водоохоронного комплексу [2]. Виявилось, що відвернуте одноразове винесення ^{90}Sr за рахунок будівництва нової лівобережної дамби (за сценарієм повені 1999 р.), на 40% компенсується розтягнутим у часі збільшенням його винесення внаслідок роботи польдерної насосної станції (ПНС) та затоплення забруднених ділянок, викликаного ускладненнями, за рахунок дамб, умовами розвантаження поверхневого і підземного стоку.

Сумарне винесення активності ^{90}Sr в результаті перекачування води ПНС та додаткового змиву із затопленої частини старого польдеру (вище старої дамби) 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. Позитивний ефект від існування дамби на період повені 1999 р. оцінюється у 6800 ГБк попередженого винесення. Тоді чиста користь водоохоронного комплексу у вигляді разового відвернутого винесення ^{90}Sr , за час після його впровадження до 1999 р. включно, складе близько 4000 ГБк.

Кількість активності ^{90}Sr (ГБк), що могла б надійти у Прип'ять при затопленні лівобережної заплави в межах нині огороженої міждамбової площі, визначено за формулою, розробленою за участі автора:

$$A_{\text{Sr}}^{90} = K(W_n - W_{\text{оп}}) \cdot n \cdot Ct, \quad (6.5)$$

де K - коефіцієнт доли стоку на лівобережній заплаві в загальному стоці по заплаві р. Прип'ять в створі дамби, %,

W_n - середньодобовий об'єм стоку річки за період повені, м³,

$W_{бр}$ - об'єм стоку в бровках русла за добу, м³,

n - кількість днів зі стоком на заплаві,

Ct - об'ємна активність ⁹⁰Sr, якої набуває вода за час проходження через площу заплави (встановлюється експериментально), кБк/м³.

При використанні формули вводиться ряд вимушених припущень, що не відповідають природним умовам проходження паводку, а саме припускається, що:

- витрата води в бровках русла не змінюється після виходу води на заплаву,
- заплава ріки затоплюється на однакову висоту по всій своїй ширині,
- вплив огорожувальної дамби на зміну висоти затоплення заплави не враховується.

Згідно балансових розрахунків, замкнену міждамбову площу можна використовувати як “пастку” для радіоактивних речовин. Розвантаження з неї за рахунок фільтрації веде до значно меншого винесення ⁹⁰Sr у річку, ніж механічне скидання забруднених поверхневих вод до р. Прип'ять. 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 ⁹⁰Sr в річку зменшиться у 57 разів.

Висновки:

1. У перші роки після Чорнобильської аварії загальним для досліджуваних меліоративних систем по різні боки від ЧАЕС був характер розподілу запасів радіонуклідів в ґрунтах водозборів: до 1992 р. у верхньому 10...15 см шарі зосереджувалось більш ніж 60% ⁹⁰Sr і більш ніж 85% ¹³⁷Cs. Із збільшенням глибини вміст радіонуклідів зменшувався на 2...3 порядки, але відносний вміст водорозчинних форм при цьому суттєво зростав.

2. Виконані в перші роки після Чорнобильської аварії водоохоронні заходи щодо утримання стоку на меліоративних системах не мали значного ефекту. Завдяки дамбам та перемичкам за 1986 – 1992 рр. було утримано близько 2,2 ТБк ^{90}Sr . Але збільшення концентрацій ^{90}Sr і ^{137}Cs у водах каналів та малих річок за рахунок затоплення прилеглих до верхніх б'єфів забруднених ділянок, які не були б затоплені без існування цих споруд, може повністю знівелювати позитивний ефект. Після виведення меліоративних систем з експлуатації відбулось або затоплення і підтоплення територій, або переосушення окремих ділянок з ризиком виникнення пожеж. Затоплення територій сприяло більш швидкому проникненню радіонуклідів по ґрунтовому профілю і в ґрунтові води: ^{137}Cs 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 %.

3. За даними моніторингових спостережень, з 1993 по 2010 рік з меліоративних систем ЗВ і ЗБ(О)В та осушувальних систем Білорусі, що розміщуються на водозбірній площі р. Брагінки, винесено близько 27 ТБк ^{90}Sr і не більше 10 ТБк ^{137}Cs , що, відповідно складає 15,5 та 2% від доступної змиву, «ефективної» частини запасів цих радіонуклідів.

4. Відвернуте одноразове винесення ^{90}Sr за рахунок будівництва нової лівобережної дамби (за сценарієм повені 1999 р.), на 40% компенсується розтягнутим в часі збільшенням його винесення внаслідок роботи польдерної насосної станції та затоплення забруднених ділянок у верхньому б'єфі дамби. Найбільш забруднену частину стоку краще відводити в існуючі замкнені між дамбами області, розвантаження запасів води з яких відбуватиметься за рахунок фільтрації та випаровування. Насипні дамби відіграватимуть роль повільних піщаних фільтрів, на яких може затриматись до 96% радіонуклідів, що містяться в поверхневих водах.

5. За результатами аналізу досвіду водоохоронної діяльності в зоні відчуження після аварії на ЧАЕС, функціональних можливостей осушувальної мережі з регулювання стоку, вивчення закономірностей формування водного винесення радіонуклідів з водозборів визначено головні критерії доцільності водоохоронних заходів на осушувальних системах. *В першу чергу* це ступінь порушення еколого-геологічного стану або бар'єрної стійкості природно-техногенної системи осушуваного водозбору, під чим слід розуміти рівень інтенсифікації водного винесення радіонуклідів наявною штучною дренажною мережею. За цим критерієм, додаткові заходи доцільно проводити лише там, де природна система водозбору втратила утримуючі здатності, що проявляється через високі модулі винесення радіонуклідів (для $^{90}\text{Sr} > 3 \text{ ГБк/рік/км}^2$).

Концентрація радіонуклідів у воді та сумарна винесена відкритим водним шляхом активність відображають особливості природної та техногенної обстановки, яка переважно сформувалась ще до аварії в межах кожного з водозборів. Однією з найбільш впливових ознак є щільність штучної гідрографічної мережі, яка пов'язана із наявністю осушувальних систем. Розчленування меліоративних систем на окремі територіальні одиниці, які б характеризували більш менш однорідні умови міграції радіонуклідів, зручно виконувати за басейновим принципом. Такий підхід дозволяє охарактеризувати значну неоднорідність елементарних ландшафтів та умов, що забезпечують водну міграцію забруднювача, за допомогою інтегрального показника утримуючої здатності водозбору – модуля винесення радіонукліду. Найбільш інформативними для ЧЗВ є модулі винесення ^{90}Sr в багатоводні роки. Значення модулів винесення, за максимально близької щільності радіоактивного забруднення та метеорологічних умов, відображатимуть різницю за ландшафтно-геохімічними умовами та бар'єрними здатностями водозбірних територій. Уяву про перевищення необхідної бар'єрної стійкості водозбору до певного радіонукліда можна отримати з різниці між

фактичним модулем його винесення та модулем гранично допустимої концентрації.

6. *По-друге*, доцільність проведення водоохоронних заходів на водозборах, вибраних за критерієм підвищеного радіоактивного винесення, визначається їх економічною ефективністю та найменшим ризиком опромінення персоналу. Економічні важелі враховують функціональні можливості існуючих меліоративних систем, які можна використати для реабілітації земель, управління напрямками стоку та режимами поверхневих і ґрунтових вод. Переведення забрудненого стоку з водозбору із високою щільністю забруднення ^{90}Sr у водозбірний басейн із значно меншою щільністю забруднення виявилось найбільш ефективним регулюючим заходом на меліоративних системах. Отже, у багатоводні періоди надлишок забрудненого поверхневого стоку із затоплених територій слід відводити по мережі каналів через менш забруднені «буферні» території, з достатньою ємністю біоаккумуляції та неорганічної сорбції.

Осушувальні системи забезпечують не лише розподіл стоку і регулювання винесення радіонуклідів, але й керування радіоекологічною ситуацією на прилеглих площах, перебіг процесів ландшафтовідновлення та пожежну безпеку торфовищ. У зв'язку із цим доцільно підтримувати та відновлювати робочий стан окремих вузлів та цілих осушувальних систем в зоні відчуження.

РОЗДІЛ 7

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ВОДНОГО ВИНЕСЕННЯ
РАДІОНУКЛІДІВ. ОЦІНКА БАР'ЄРНОЇ СТІЙКОСТІ ВОДОЗБОРІВ

Після початкового випадання радіоактивних частинок на поверхню ґрунту та на дзеркало води в каналах, формування радіоактивного забруднення ґрунтових і поверхневих вод в ЗВ і ЗБ(О)В відбувається під впливом процесів трансформації первинних форм радіоактивних випадінь, послідовних процесів мобілізації → іммобілізації (фіксації) → ремобілізації, водної міграції в пористому середовищі ненасиченої (вертикальне перенесення) і насиченої зон першого від поверхні водоносного горизонту (латеральна міграція). Суттєву, а іноді й визначальну роль в перебігу процесів фізичного (крім радіоактивного розпаду) та хімічного перетворення радіоактивних випадінь відіграють умови природного середовища та антропогенні чинники. Основні з них вивчені на *детальному рівні* та розглянуті в розділах 2-4 дисертації. Значна частина первинного запасу техногенних радіонуклідів (в першу чергу ^{137}Cs), що випали на поверхню водозбірних ділянок віддалених від водотоків, практично назавжди виключена з водної міграції за рахунок незворотної фіксації (переважно абсорбції), дуже уповільненого пересування в ненасиченій зоні та із низько градієнтними латеральними потоками, безстічного, замкненого характеру ділянок. Частина радіонуклідів залишається в межах каналів однієї осушувальної системи, ніколи не досягаючи водоприймача завдяки абіотичним та біотичним процесам [123]: сорбції на мінеральних, органо-мінеральних та органічних завислих частинках з наступною їх коагуляцією; седиментації і похованню під донними новоутвореннями; поглинанню гідробіонтами; розбавленню; вилученню з каналу з фільтраційними втратами. Для кожного з перелічених процесів існує ряд диференціальних або аналітичних рівнянь [94,95].

Для визначення змін концентрації радіонуклідів у часі та певному об'ємі води в межах змоченого периметру і заданої довжини русла каналу може бути використана камерна модель [56,220], яка спирається на показники перемішування; ламінарного току, дисперсії, молекулярної дифузії, але не враховує площі водозбору і підземного притоку в канал.

Для виділення внеску ґрунтових вод у вторинне забруднення або автореабілітацію водойм і водотоків доцільно певним чином схематизувати поведінку і механізми міграції радіонуклідів в ґрунтах водозбору та руслі каналу з метою складання єдиного балансового рівняння, або системи рівнянь, що описують етапи єдиної компартментної моделі. Розрахунки балансу радіонуклідів в каналі та кореляційний і факторний аналізи допомагають визначити, які саме процеси або чинники відповідають за забруднення і автореабілітацію. Повна оцінка чинників вторинного забруднення, що діють не лише в межах русла а й на водозбірній площі магістрального каналу, дозволяє перейти на *локальний рівень* узагальнень (або рівень басейнів найнижчих порядків).

7.1 Балансові моделі надходження радіонуклідів у поверхневі води малих річок та меліоративних каналів (моделі компартментного типу)

Математична модель повинна відображати не лише процеси міграції та граничні умови, а й враховувати сукупний вплив факторів, що визначають інтенсивність міграції в кожному окремому випадку. Тобто, найкраще будуть описувати міграцію емпіричні моделі, отримані для кожного досліджуваного водного об'єкту. Тим не менш, необхідно визначити закономірність і створити (або використати існуючий) фізико-математичний алгоритм або базову модель для наповнення її визначеними параметрами міграції та емпіричними коефіцієнтами, що описують

залежність параметру міграції або концентрації радіонукліду від певних природних та антропогенних чинників.

Схематизація умов міграції. Для визначення впливу окремих складових, чинників або процесів забруднення вод осушувального каналу можна використати балансову модель, наповнену радіаційно-водобалансовими складовими та певними емпіричними коефіцієнтами. Якщо область міграції приймати умовно гомогенною можна використати відомі диференційні рівняння, що описують конвективне перенесення або дифузію і дисперсію [162, 220]. Для описання складних гетерогенних систем застосовуються системи математичних диференційних рівнянь, їх рішення у вигляді скінченно-різницевих рівнянь, що враховують циклічність природних явищ та зміни гідродинамічного режиму по довжині каналу; або компартментні моделі, що дозволяють послідовно застосовувати статистичні (регресійні), чисельні або аналітичні методи [106]. Двовимірні чисельні моделі гідравлічних процесів і транспорту наносів достатньо повно розвинені в сучасній обчислювальній гідравліці і набули поширення у вигляді програмних комплексів [56,245,252,255].

Прогнозування винесення радіонуклідів малими річками та мережею меліоративних каналів є проблемою, підвищена складність якої, порівняно з іншими задачами моделювання міграції забруднювачів, зумовлена складною комплексною структурою формування результуючого винесення маси мігранту на виході з області міграції (розгалуженої мережі каналів), що включає повний комплекс взаємодіючих процесів осадження дрібнодисперсної фракції (аерозолей) з атмосферними опадами, вітрове перенесення мігранту із забрудненої поверхні у водотоки, перенесення поверхневим площинним стоком, конвективними потоками через зону аерації, насичену зону (водоносний горизонт), та подальший водний транспорт безпосередньо вздовж русел водним потоком. Одночасне детальне врахування усіх цих шляхів міграції та відповідних їм процесів взаємодії мігранту з мобільними (вода, повітря,

та ін.) та пасивними (рослинність, ґрунт, геологічні породи, донні відклади) компонентами міграційного середовища, з математичної точки зору, призводить до необхідності вирішення цілого комплексу взаємопов'язаних крайових та початково-крайових задач з багатьма параметрами, вихідні значення яких не завжди піддаються оцінці. Для подолання цієї принципової перешкоди можна використовувати *балансово-блоковий підхід* побудови інтегрованої моделі та відповідну блоково-модульну структуру програмного комплексу. При цьому, кожному шляху міграції та його відповідній балансовій частині прогнозного винесення маси (об'єму радіоактивності) мігранту (яка є результуючою сумою усіх складових процесів) відповідає відносно незалежна складова модель міграції зі своїми характерними параметрами [56, 224]. У разі відсутності даних для детальної реалізації деяких складових (наприклад, міграції радіонуклідів від забрудненої поверхні землі через зону аерації до першого від поверхні водоносного горизонту) замість моделі складного процесу можна підставити результат його роботи (концентрацію радіонукліду у верхній частині горизонту ґрунтових вод), що відповідатиме граничній умові наступного процесу або етапу масоперенесення. Таким чином, враховуючи те, що характеристики зони аерації, від яких залежить вертикальне перенесення радіонуклідів з поверхні на РГВ дуже мінливі в просторі і часі, автором пропонується враховувати їх інтегрально на рівні малого водозбірного басейну через середні концентрації радіонуклідів в ґрунтових водах вздовж границь їх розвантаження в канали.

Головні складові формування маси радіонуклідів винесених річковим стоком через заданий нижній створ каналу охарактеризовано у розділі 4. Відповідно до цих процесів та виходячи з вищезначеної загальної методології побудови комплексної моделі винесення радіонуклідів, автором розроблено блочну структуру балансової моделі винесення радіонуклідів поверхневим стоком [56]. При цьому вся територія

водозбору певної річкової (меліоративної) системи дискретизується прямокутною сіткою блоків з поблочним осередненням та завданням усієї параметричної інформації.

Проте, врахувати суттєві відмінності у величинах інфільтраційного живлення ґрунтових вод на пласкій поверхні водозборів та в межах існуючих на ній мікрозападин (див. розд. 2.3) шляхом введення блочної структури водозбору практично неможливо. Вихід знайдено у застосуванні регресійних емпіричних рівнянь, які пов'язують водне винесення радіонукліду з площі басейну із щільністю, кількістю або площею провідних западин (див. розд. 2.3 і 7.2).

Задачу параметризації змиву радіонуклідів поверхневим стоком з укосів меліоративних каналів (W_s) реалізувати значно легше, ніж для природних водотоків, у зв'язку із тим, що ухил і стан поверхні укосів для каналів різного рівня достатньо витримані. Доцільно знехтувати площею за межами укосів каналів і відносити її до площі суто інфільтраційного живлення, тобто формування підземного стоку. Такі припущення цілком виправдовуються визначеними у попередніх розділах закономірними реакціями водного винесення на гідрометеорологічні події попереднього року. Тоді, для незатопленої частини укосу витрата площинного рідкого стоку в канал (Q_s) пропорційна інтенсивності рідких атмосферних опадів ω (м/добу), проекції площі схилу на горизонтальну площину S (м²) та синусу кута площини схилу до горизонту α :

$$W_s = C_s Q_s = \chi \cdot \omega \cdot S \cdot C_s \sin \alpha, \quad (7.1)$$

де C_s – середня концентрація забруднювача у водах площинного стоку; χ – коефіцієнт пропорційності (комплексний коефіцієнт шорсткості), який визначається станом ґрунту поверхні укосу (задернований, ущільнений, еродований), типом рослинності то що. Прируслова територія каналів дискретизується на блоки, для кожного з яких, після аналізу картографічної інформації, визначень ухилів укосів (α) та стаціонарних досліджень на стокових майданчиках, задається коефіцієнт поверхневого

стоку (відношення величини поверхневого стоку до шару опадів під час кожного дощу, або інтенсивності стоку до інтенсивності опадів, ω).

Концентрація радіонукліду в ґрунтових водах на їх виході до каналу ($C_g(t, x)$) оцінюється з рівняння, що поєднує конвективне вертикальне перенесення радіонукліду інфільтраційним потоком, який має не постійний характер, з латеральною міграцією (конвективною дифузією чи дисперсією) радіонукліду фільтраційним потоком. Приймаючи головний напрямок потоку в сторону каналу по координаті x і виключивши можливість низхідного перетікання через слабопроникний шар в підшві, вектором руху в напрямку y можна знехтувати, або представити його, як складову розсіювання – поперечної дисперсії. Тобто рівняння можна записати як двомірне в просторі:

$$\frac{\partial \tilde{N}_g}{\partial t} \cdot \eta = \frac{k_\phi I}{R} \frac{\partial C_g}{\partial x} - D \frac{\partial^2 C_g}{\partial x^2} + \frac{\partial C_w}{\partial z} \cdot \frac{W_\omega(t)}{n + \rho K_d^z} - C_o e^{-\lambda t}, \quad (7.2)$$

де C_o – концентрація радіонукліду в ґрунтових водах на початку шляху x в початковий момент часу t_0 , Бк/м³; η – коефіцієнт вилуговування радіонукліду в зоні височування ґрунтових вод в канал; ρ – щільність водного розчину, кг/дм³; n – середня пористість ґрунтів зони аерації в долях одиниці; R – фактор затримки, що є функцією від коефіцієнта розподілу у водонасиченій зоні першого від поверхні водоносного горизонту (K_d^x):

$$R = 1 + \frac{K_d^x \rho_z}{n_a}, \quad (7.3)$$

де ρ_z – об'ємна вага ґрунту, кг/дм³; n_a – активна пористість ґрунтів насиченої зони;

k_ϕ – коефіцієнт фільтрації, м/добу; I – градієнт потоку ґрунтових вод; z – потужність зони аерації, яка збільшується по мірі наближення до каналу, обумовлюючи градієнт потоку, м; K_d^z – коефіцієнт розподілу радіонукліду в зоні аерації за наявності гравітаційної вологи, м³/кг; C_w – концентрація радіонукліду у воді, що проінфільтрувала до рівня ґрунтових вод через зону аерації потужністю z за час t ; Бк/м³; W_ω – інтенсивність

інфільтраційного живлення ґрунтових вод, м/добу. Оскільки остання величина розподіляється нерівномірно в часі та по площі і залежить від кількості опадів та потужності (z) і складу зони аерації, вирішення даного рівняння слід виконувати в скінчених різницях за відрізками часу, що поєднують періоди фактично встановленої інфільтрації та по інтервалах відстані від вододілу з однаковими значеннями z . Звичайно, більш зручно приймати сумарну за рік величину W_{ω} . Оскільки маємо справу з розподіленням джерелом забруднення, тобто радіонукліди надходять із зони аерації вздовж всього шляху латеральної фільтрації ґрунтових вод і по мірі наближення до каналу t_0 наближається до t , останньою складовою рівняння (7.2) можна знехтувати (поправка на розпад вкладається в точність розрахунків або автоматично враховується при визначенні концентрацій).

Найбільш типовими для заплавлених ґрунтів (середньо і дрібнозернисті піски з включеннями мулистих та глинистих частинок) є значення K_d порядку 10 [56]. Згідно наших розрахунків, для алювіальних пісків лівобережної заплави $R = 5,4$, що зменшує швидкість перенесення ^{90}Sr до 3,7 м/рік або 18,5% від дійсної швидкості потоку ґрунтових вод (20 м/рік) при градієнті 0,002. Коефіцієнт затримки (R) при міграції ^{90}Sr в шарі еолових пісків оцінений величиною 14 за швидкості фільтрації 11 м/рік. Тобто, швидкість міграції цього радіонукліду складає близько 7% від дійсної швидкості фільтрації, а саме – близько 0,8 м/рік [12,107]. Використовуючи формулу (7.3) було визначено, що K_d ^{90}Sr для еолових пісків ($n_a = 0,3$; $\rho_s = 1,7$ кг/дм³) складає 2,7 мл/г.

Найбільш точно визначити об'єми притоку ґрунтових вод та величину винесення ними радіонуклідів в канали дозволяють режимні спостереження за РГВ та концентрацією в них радіонуклідів, і чисельний метод визначення питомого притоку ґрунтових вод в канал (див. розд. 5). Скориставшись результатами розрахунків C_g можна скласти рівняння забрудненого стоку:

$$C \cdot Q = \sum_{i=1}^n C_i Q_i + 2\eta \cdot C_g \cdot qL \quad (7.4)$$

де n – кількість бокових каналів; $C_i Q_i$ – відповідно концентрація радіонукліду (Бк/м³) та витрати води (м³/с) i -го бокового каналу; η – коефіцієнт вимивання радіонукліду з ґрунтів забрудненого укосу каналу при височуванні ґрунтових вод (безрозм.), є функцією щільності забруднення контактного шару укосу і фільтраційного опору, може дорівнювати одиниці (визначається шляхом відбору проб води в зоні височування і віднесення концентрації в ній радіонукліду до його концентрації в ґрунтових водах свердловини); q – питомі витрати притоку ґрунтових вод (в т.ч. шляхом височування на укосах) на 1 м довжини каналу, м²/доб.

За відсутності закритого матеріального дренажу, сумарне надходження радіонукліду в канал з бічним притоком ґрунтових дренажних вод (W_g , Бк) через нижню за потоком границю балансового майданчика, для трьох пунктів спостережень, визначається шляхом вирішення скінчено-різницевого рівняння:

$$W_g = \sum_{j=1}^n w_{gj} = \sum_{j=1}^n C_j Q_j \Delta t; \quad w_{gj} = C_j \cdot 2k_{\phi} \frac{h_j \cdot \Delta t}{l_1 + l_2} \cdot \left(\frac{H_1 - H_2}{l_1} - \frac{H_2 - H_3}{l_2} \right) \cdot F_j \quad (7.5)$$

де w_{gj} – винесення ґрунтовими водами з j -того балансового майданчика; n – кількість балансових ділянок вздовж каналу з різним характером водообміну між поверхневими і ґрунтовими водами; C_j – концентрація радіонукліду в ґрунтових водах j -тої балансової ділянки, кБк/м³; Q_j – сумарний підземний стік до каналу за час Δt в межах j -того відрізу каналу, м³; k_{ϕ} – коефіцієнт фільтрації ґрунтового водоносного горизонту на даній ділянці, м/добу; h_j – середня для балансового майданчика потужність водоносного горизонту, м; H_1, H_2, H_3 – середні за Δt рівні ґрунтових вод у пунктах спостережень, м; l_1, l_2 – відстані між пунктами спостережень, м; F_j – повздовжня площа області фільтрації, м², F_i

$= L_i b$, де L_i – довжина i -тої ділянки каналу; b – довжина потоку від підземного вододілу.

Якщо враховувати, що розвантаження ґрунтових вод відбувається не лише в зоні височування, а також і по стінці затопленого укосу та через донні відклади дна каналу, то одиничну витрату більш коректно записувати у вигляді:

$$Q_{\text{сум}} = k_e \frac{H_a - H_0}{x} h_e + k \frac{H_l - H_0}{l} h_z + k_b \frac{H_l - H_s}{l} w, \quad (7.6)$$

тут k_e – коефіцієнт фільтрації в зоні височування (з врахуванням затисненого повітря), м/добу; H_a – рівень ґрунтових вод у верхній частині зони височування, м; x – проекція на вісь абсцис довжини зони височування (по укосі), м; h_e – одинична площа зони височування (на 1 м довжини каналу), м²; h_z – одинична площа затопленої частини укосу від поверхні донних відкладів, м²; k_b – коефіцієнт фільтрації донних відкладів, м/добу; w – площа дна каналу, 1 м².

В складі прибуткових складових балансу радіонукліду для бездощового періоду виділяється винесення ґрунтовими водами ($C_g q$) на довжину основного каналу L . У дощовий період до правої частини рівняння додається відповідна складова інтенсивності надходження радіонукліду на площу дзеркала води (F) з дощовими опадами ($P C_p$) та витрат з поверхнево-схиливим стоком ($Y C_c$). Якщо канал частково зарегульований, або має низьку пропускну здатність в нижній частині, то на гирловій, або й більш подовженій ділянці створюватимуться умови тимчасового перетікання вод каналу в борти (фільтраційні втрати Q_f):

$$C \cdot Q = \sum_{i=1}^n C_i Q_i + 2 \cdot \eta \cdot C_g q \cdot (L - L_s) + P \cdot C_p + Y C_c - 2 C_f \cdot Q_f L_s \quad (7.7)$$

де L_s – відрізок, або сума відрізків каналу на яких рівень поверхневих вод в каналі перевищує рівень ґрунтових вод на прилеглий площі, м; $L - L_s$ – частина довжини каналу, на якій рівень ґрунтових вод вищий за рівень поверхневих вод, м. Інтенсивністю випаровування можна знехтувати.

Найбільш складні нелінійні процеси протікають на контакті гомогенних (вода) і гетерогенних (грунт-повітря-волога) середовищ. Навіть за усталеної фільтрації вони не досягають рівноваги. У зв'язку з порівняно швидкими змінами різнонаправлених і різнознакових для концентрацій радіонукліду процесів масообміну, сумарна дія яких визначається лише конкретними природно-техногенними умовами, параметри, що уособлюють ці процеси формалізуються до узагальненого коефіцієнту $K_{\text{сорб.-десорб.}}$ [167]. Якщо значення останнього вище одиниці – переважає десорбція, якщо менше – сорбція.

За характером мінливості концентрації радіонукліду (^{90}Sr) у воді під час її фільтрації з каналу, на основі отриманого в ЧЗВ досвіду, можна виділити області з усталеним, квазіусталеним та неусталеним режимами (рис. 7.1).

Область міграції прийнято схематизувати у вигляді відкритих або закритих систем (камер) з входом і виходом, де всі процеси враховуються інтегрально по зміні концентрації або винесення радіонукліду на виході [228].

Під час виконання довгострокових прогнозів концентрацій радіонуклідів у водотоках автором було використано кілька методичних підходів: емпіричний; на основі статистичних даних та експертних оцінок – виходячи з тенденцій винесення активності ^{90}Sr з водозбору; балансово-статистичний – зміна концентрацій ^{90}Sr у поверхневих водах встановлюється на підставі тенденцій перерозподілу складових водного балансу на водозборах різного ступеню меліорованості; фізичного та математичного моделювання на основі оцінки вмісту й величин змиву ^{90}Sr з різних висотних рівнів затоплюваної частини водозбору під час повеней. Найбільш інформативними моделями були такі, що максимально використовували дані натурних спостережень та дослідів.

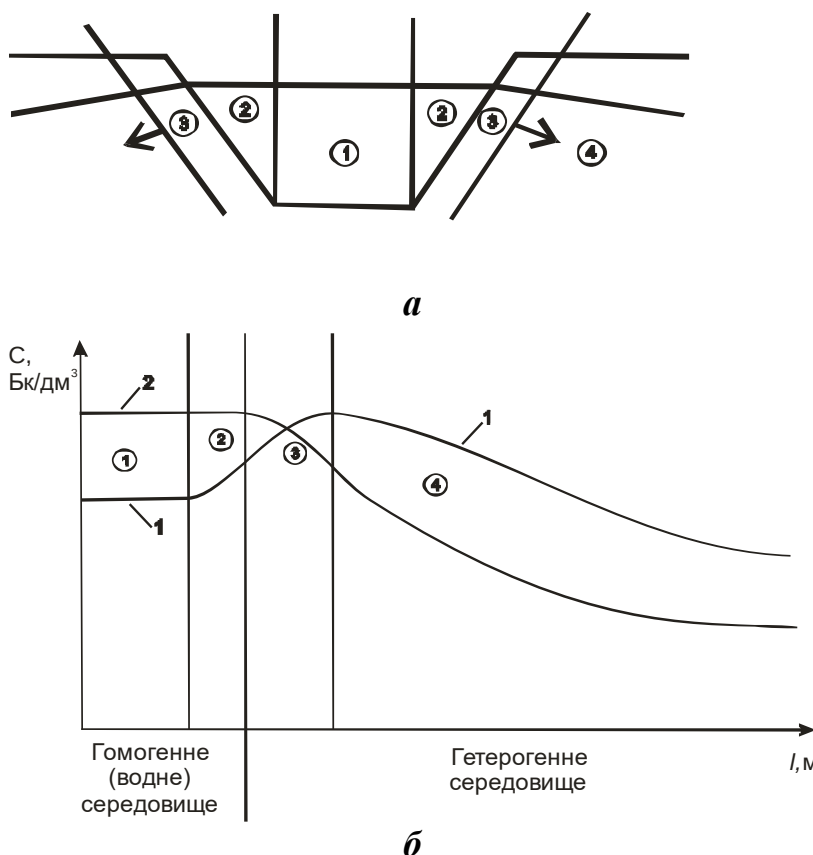


Рис. 7.1. Вплив середовища та граничних умов міграції на концентрацію радіонукліду у воді у випадку бокового відтоку вод з каналу: *a* – поперечний профіль каналу із гомогенними та контактними гетерогенними зонами (номери в кружках): 1 – гомогенна зона з умовно усталеним режимом концентрації – поверхневі води центральної відкритої, більш менш проточної частини живого перерізу каналу (медіаль);

2 – відносно гомогенні контактні зони – прибережні «мертві зони», що заростають надводною рослинністю; 3 – гетерогенна зона з неусталеним режимом – контактний шар ефективного масообміну води з ґрунтом, в якому, залежно від співвідношення концентрацій радіонукліду у воді та ґрунті переважають процеси сорбції або десорбції; 4 – гетерогенна зона з квазіусталеним режимом, в якій на шляху фільтрації води з каналу переважають процеси сорбції, не зважаючи на флуктуації сорбції-десорбції (переважання то одного то іншого процесу) за генеральним трендом. *б* – графіки зміни концентрації ^{90}Sr на шляху міграції: крива 1 – випадок, коли укоси і ґрунти водозбору забруднені значно більше ніж води каналу; 2 – вода каналу початково більш забруднена ніж ґрунти укосів.

В залежності від співвідношення рівнів ґрунтових та поверхневих вод протягом року, в загальному рівнянні можна виділити два основних етапи: 1 – коли рівні води в каналі вищі за РГВ на прилеглий площі (весняна повінь), 2 – рівні води в каналі нижчі за РГВ (зимова та літня межінь):

$$W_t = \overbrace{\sum W_i(t_1) + [W_e(t_1) + (1 + \sum K_d S_i) \cdot C_c \cdot M_c F_c \cdot t_1 - W_f + P_1] \cdot K}^1 + \\ + \overbrace{\sum W_i(t_2) + [W_e(t_2) + M_g \cdot C_g \cdot F_g t_2 + (1 + \sum K_d S_i) \cdot C_c \cdot M_c F_c \cdot t_2 + P_2] \cdot K + Z \cdot (1 - \exp(-kt)) - W_{gb}}^2 \quad (7.8)$$

$$\text{де } W_i(t) = C_i^w \cdot Q_i \cdot t,$$

Wt – величина винесення радіонукліду через замикаючий (гирловий) ствір каналу, Бк, $W_i(t)$ – кількість радіонукліду, що надходить в магістральний канал з бічних каналів, Бк; C_i^w – сумарна концентрація радіонукліду у поверхневих водах в розчині та на завислих частинках, що надходять з i -го бічного каналу та через верхній створ, в разі якщо розглядається відрізок каналу в середній течії, Бк/м³; Q_i – витрати води, що надходять з i -го бокового каналу та (або) верхнього створу, м³/с; M_g – модуль підземного стоку, м³/с·м²; C_g – концентрація радіонукліду в ґрунтових водах, Бк/м³, F_g – площа підземного водозбору, м²;

C_c – концентрація радіонукліду у водах площинного стоку (визначається шляхом збору води в спеціальні лотки, див. табл. 4.5), Бк/м³;

K_d – коефіцієнт розподілу радіонукліду між твердою та рідкою фазами площинного стоку, м³/кг, який визначається з формули:

$$C^w = C_b (1 + K_d S_i), \quad (7.9)$$

звідки

$$K_d = \frac{(C^w - C_b)}{C_b \cdot S_i}, \quad (7.10)$$

C^w – загальна концентрація радіонуклідів у воді, кБк/м³; C_b – об'ємна активність розчину після фільтрування проби, кБк/м³; S_i – вміст твердого матеріалу у воді, кг/м³; M_c – модуль поверхневого стоку, м³/с·м²; F_c – площа незатоплених укосів каналу, м²; t – певний проміжок часу (сезон, рік, річний цикл), за який розраховується баланс;

W_f – бічні втрати певної кількості радіонукліду з водами, що фільтруються з каналу через укоси на ділянках підпору і розсіюються та сорбуються в зоні повного насичення (Бк):

$$W_f = \frac{C_6 T \Delta H^\circ L_n}{\sqrt{\pi a t}}, \quad (7.11)$$

де T – водопровідність, $\text{м}^2/\text{добу}$, ΔH^o – підпір безпосередньо біля каналу, м ; L_n – довжина каналу з підпором, м ; a – рівнепровідність, $\text{м}^2/\text{добу}$, t – час, доба.

I_t – теж саме що у формулі (4.2), Бк:

$$I_t = C_p \cdot F \cdot \varepsilon \cdot P,$$

де C_p – концентрація радіонукліду в опадах, $\text{Бк}/\text{м}^3$, F – площа дзеркала води в каналі, м^2 , ε – коефіцієнт, що враховує концентрування радіонукліду при випаровуванні, $\varepsilon = f(I - E)$; $I - E$ – різниця між кількістю опадів та випаровуванням з поверхні води, м за рік, сезон, або певний проміжок часу, (звичайно $\varepsilon < 1$); можна використати і більш спрощене рівняння:

$$I_t = C_p \cdot F \cdot P \quad (7.12)$$

Далі в рівнянні (7.8) K – комплексний параметр, що враховує зміни концентрації на шляху L в об'ємі W за рахунок вилуговування, мобілізації з паливних частинок, фіксації та ремобілізації;

W_{gb} – те ж саме, що у формулі (4.2).

Пояснюється ускладнення рівняння (7.8) з виділенням 2-х етапів звичайною закономірністю: вилуговування із затоплених укосів має значущий характер за високих рівнів, які здебільшого вищі за рівні ґрунтових вод. Тобто в цей час притоку ґрунтових вод не відбувається. Відповідно при знижених рівнях відбувається інтенсивне дренажування ґрунтових вод, але при цьому внесок процесів вилуговування незначний. В цей час більш суттєву роль може відігравати десорбція радіонуклідів із донних відкладів. Отже в моделі врахована типізація умов водообміну (розділ 5), від яких залежить перелік пріоритетних процесів масообміну. Рівняння для кожного типу будуть набувати спрощеного вигляду за рахунок нехтування незначними чинниками (частина, що описує етап 1 – для типу 3; етап 2 – для 1-го типу; обидва етапи – для 4-го типу; для 2-го типу в етап 2 слід додати гідравлічну складову винесення по дренажних

колекторах) і включатимуть лише головні процеси вторинного забруднення.

Природний розпад радіонукліду до уваги не приймається оскільки взято фактичні значення концентрацій і винесення впродовж року.

Для визначення коефіцієнту вилуговування K вирішується обернена задача за відомої величини винесення радіонукліду через замикаючий ствір (W_d).

Слід враховувати, що похибка при зведенні балансу може обумовлюватись параметром, який важко встановити за рахунок натурних спостережень – втратами активності при фільтрації в укоси та обхідній фільтрації (W_f).

Для визначення справедливості виведених рівнянь, їх перевірку виконано на прикладі магістрального каналу МК-7 Прип'ятської осушувальної системи, який забезпечує в різні роки 45-80% стоку через проран в дамбі №7 (після 2001 р. – через гирло каналу МК-5) у р. Прип'ять і не пов'язаний з водозахисними гідротехнічними спорудами. Розрахунки виконано за спрощеним рівнянням:

$$W_t = \sum_{i=1}^n W_i(t) + [W_e(t) + k \sum_{j=1}^n w_{gj} 2L_j + (1 + K_d \cdot S_i) \cdot C_c M_c F_c \cdot t + P_t] \cdot K + N_t - W_{gb} \quad (7.13)$$

де W_t – величина винесення радіонукліду через замикаючий створ каналу МК-7, Бк, для 1998 р. визначено у кількості 783 ГБк;

Кількість активності, яка надійшла через верхній створ каналу (з території Білорусі), дорівнює (ГБк):

$$W_a(t) = C_a^w \cdot Q_a \cdot t;$$

де C_a^w – сумарна концентрація ^{90}Sr у поверхневих водах, що надходять з Білорусі, за рахунок розчину та завислих частинок, Бк/м³. До МК-7 потрапляють води Уласівського каналу з витратою Q_w , вміст ^{90}Sr в яких протягом 1998 р. змінювався у межах 7,08- 21,5 кБк/м³; за 1997 рік через створ Чемков-Машеве надійшло $29,29 \cdot 10^5$ м³; з території Білорусі в 1997

році надійшло $468,64 \cdot 10^5$ кБк; в 1998р. – близько 110 ГБк; це, відповідно, 13 і 14% від загального винесення ^{90}Sr каналом МК-7 [56].

$W_i(t)$ – винесення i -м боковим каналом, кБк;

w_g – питоме винесення підземним стоком, кБк на 1 м довжини каналу, 13,72 кБк/м; L – довжина каналу (м), (МК-7 в межах України – 5630 м) або окремих його відрізків (j).

Модуль підземного стоку в канал (M_g) для всього водозбору каналу МК-7 в 1998 р. дорівнював $1,87 \text{ л/с} \cdot \text{км}^2$ при середніх для басейну одиничних обсягах припливу $12,5 \text{ м}^3/\text{рік}$ на 1 м довжини мережі каналів. Звідси, за рік, при середніх концентраціях ^{90}Sr $0,3 \text{ кБк/м}^3$ в ґрунтових водах, з ними могло бути винесено $17,7 \text{ МБк/рік/км}^2$ або $48,5 \text{ кБк/добу/км}^2$ ^{90}Sr . За максимальних об'ємів припливу ($Q_{\text{пр}}$) $18,13 \text{ м}^3/\text{рік}$ винесення могло досягти $25,7 \text{ МБк/рік/км}^2$. Модуль сумарного поверхневого винесення каналом МК-7 за 1998р. склав 27 ГБк/рік/км^2 . В результаті, частка винесення ^{90}Sr підземним стоком у загальному винесенні МК-7 за 1998 р. склала близько 0,1 %. Винесення ^{90}Sr ґрунтовим стоком за його значенням, отриманим з розчленування гідрографу МК-7 складає:

$$W_g(1998) = M_g \cdot C_g \cdot F_g \cdot t = 1892000 \text{ кБк} \quad (7.14)$$

Спираючись на дані режимних спостережень (див. розд. 4.4, 5, табл. 4.18), тобто, використовуючи значення питомого винесення на 1 погонний метр каналу, отримаємо наступні обсяги винесення ^{90}Sr :

$$W_g = w_g \cdot 2L = 36,26 \cdot 2800 \cdot 2 + 4,7 \cdot 400 \cdot 2 + 22 \cdot 2430 \cdot 2 + 15 \cdot 43570 \cdot 2 = 1621 \text{ (МБк)} = 1,62 \text{ ГБк} \quad (7.15)$$

До рівняння входять чотири складові, три з яких описують винесення ^{90}Sr ґрунтовим стоком (кБк/м) на ділянках магістрального каналу з різними умовами бічного притоку; четверта складова – приток ґрунтових вод до бічних каналів.

Концентрація радіонукліду у водах площинного стоку (C_c) в районі села Красне визначена впродовж 1998 року в межах від 2,8 до $8,06 \text{ кБк/м}^3$, середнє значення складало $4,4 \text{ кБк/м}^3$; за результатами спостережень змив

^{90}Sr з укосів каналу (ухил 20°) рідким стоком за теплий період року склав 28 Бк/м^2 , а модуль змиву $0,12 \text{ Бк/м}^2$ на добу; у холодний період (стік талих вод по промерзлому ґрунту) – 117 Бк/м^2 і $0,975 \text{ Бк/м}^2$ за добу. Середня площа незатоплених укосів каналу МК-7 в 1998 р. $F_c = 0,15274 \text{ км}^2$, в 1997 – $0,173 \text{ км}^2$. Абсолютне значення змиву, розраховане за 1997 р. склало близько 35 МБк , а за 1998 – вже $8,2 \text{ ГБк}$. Середній за 1997 рік модуль поверхневого стоку зі схилів (M_c) для площі водозбору укосів МК-7 склав $0,00056 \text{ м}^3/\text{с/км}^2$; в 1998 році – $0,001 \text{ м}^3/\text{с/км}^2$. У зв'язку з невисокими модулями поверхневого стоку ($0,6 \text{ л/с/км}^2$) і заглибленням запасу активності, внесок рідкого стоку з укосів каналів у забруднення поверхневих вод ^{90}Sr звичайно з часом буде зменшуватись.

Згідно гідродинамічних розрахунків, виконаних за результатами спостережень (див. табл. 5.1), живлення ґрунтових вод за рахунок бічного притоку з каналу на досліджуваній ділянці (нижня частина МК-7) було відсутнє. Можна припускати, що існуючі за рахунок підпірних споруд фільтраційні втрати (W_f) у верхній частині каналу повертаються до нього нижче за течією.

Вміст твердого матеріалу у воді (S_i) каналу МК-7 в середньому становив $0,011 \text{ кг/м}^3$.

Коефіцієнт розподілу ^{90}Sr між завислими частинками та розчином (K_d), визначений з рівняння (7.10) для нижньої течії МК-7 складав $0,51\text{--}0,54 \text{ м}^3/\text{кг}$.

Баланс розраховується для проміжку часу (t) рівному 1 рік, або 31536000 с .

Найбільш складною та неоднозначною є оцінка надходження радіонукліду із донних відкладів, що пов'язано із відсутністю більш менш надійних значень контактуючих із цими відкладами об'ємів води, постійними змінами градієнту концентрації між поровими розчинами та придонним шаром води у зв'язку із наявністю течії та неможливістю

визначення сорбційної складової, оскільки і вода і тверда фаза достатньо сильно забруднені.

N_t – частка радіонукліда, що перейшла у розчин за час t із донних відкладів, яка залежить від константи швидкості трансформації радіонукліду з твердої фази донних відкладів у водорозчинну форму (k) (див. розд. 4.5, рівняння 4.13).

$$N_t = Z_b (1 - e^{-kt}),$$

Z_b — вміст ^{90}Sr у шарі максимального масообміну донних відкладів (0,1-0,22 м), виходячи із визначеної концентрації в ньому радіонукліду (Додаток Ф) – від 3900 кБк/м³ до 72300 кБк/м³; k — константа швидкості трансформації ^{90}Sr , яка для каналів водозбору МК-7 має значення в межах $(4,2 \dots 4,5) \cdot 10^{-6}$.

Якщо рахувати запаси ^{90}Sr лише в шарі активного масообміну, то згідно з опробуваннями по руслу МК-7 (див. рис. 2.6,б) та його бічних каналів на території України (загальна довжина 49200 м), вони складуть (сума по блоках):

$$Z_{b \text{ а.м.}} = L \cdot B \cdot m_b \cdot 0,67 \cdot z = 0,67 (1200 \cdot 3,6 \cdot 0,15 \cdot 59500 + 200 \cdot 2,2 \cdot 0,2 \cdot 10200 + 1000 \cdot 3,0 \cdot 0,22 \cdot 3900 + 900 \cdot 3,2 \cdot 0,22 \cdot 13500 + 1200 \cdot 2,9 \cdot 0,2 \cdot 50000 + 1000 \cdot 3,8 \cdot 0,04 \cdot 6657 + 130 \cdot 3,4 \cdot 0,22 \cdot 72286 + 43000 \cdot 2,0 \cdot 0,07 \cdot 10200 + 440 \cdot 2,1 \cdot 0,2 \cdot 60000) = 0,67 \cdot (38,58 + 0,9 + 2,57 + 8,55 + 34,8 + 1,0 + 7,0 + 61,4 + 11,09) = 0,67 \cdot 165,9 = 111,15 \text{ (ГБк)} \quad (7.16)$$

де L – довжина відрізка каналу, м; B – ширина по дну каналу, м; m_b – середня потужність активного шару масообміну донних відкладів, м; z – питомі запаси ^{90}Sr , кБк/т; 0,67 – кількість твердої речовини у мулистих відкладах т/м³. В правій частині рівняння всі члени представляють частини магістрального та бічних каналів, які були опробувані навесні 1998 р. Для різних рівнів усереднення та різних методів (з врахуванням питомої ваги відкладів) отримано значення запасів у 111; 126,6 та 135 ГБк. Отже, помилка визначення $Z_{b \text{ а.м.}}$ складає близько 22%, що задовольняє рівню узагальнень.

Якщо спиратись на рівняння (4.13), то складова в дужках, при $t = 31,536 \cdot 10^6$ с, дорівнюватиме 1. Тобто, уся кількість ^{90}Sr , що міститься в активному шарі масообміну повинна надійти в розчин, а це близько 16,5% від річного винесення з української частини водозбору МК-7. Однак, слід враховувати те, що експеримент виконаний в динамічних умовах промивання і характеризує лише десорбційний потенціал. Очевидно, що процес десорбції певним чином компенсується сорбцією, але, в той же час, в межах одного року відбувається надходження нового матеріалу за рахунок відмирання надводної рослинності та гідробіонтів, змиву з укосів, осадження зависей. Інтенсивність осадо-накопичення складає 0,1-3,4 см/рік (див. рис. 2.6,б). Отже, процеси сорбції, з іншого боку, можуть бути скомпенсовані вилученням ^{90}Sr з відмерлої рослинності (див. розділ 4.5) та із завислої речовини. Для коректної оцінки виходу ^{90}Sr за рік слід враховувати не лише сорбційні процеси, а й зміни гідродинамічного режиму вздовж каналу, оскільки в слабопроточних та підпірних умовах, промивання донних відкладів ґрунтовими водами відсутнє і загальний вихід ^{90}Sr суттєво зменшується. Можна вважати, що з рівняння (7.16) отримано максимальне значення винесення ^{90}Sr із донних відкладів за умов, що для всього магістрального та бічних каналів характерний проточний режим, що сприяє інтенсивному дренажу ґрунтових вод. При врахуванні ділянок підпору з практично відсутньою течією, а також зменшення m_b за слабкої про-точності та змінного режиму в умовах 4-го типу (див. розд. 5), отримаємо:

$$Z_{b \text{ а.м.}} = L \cdot B \cdot m_b \cdot 0,67z = 0,67 (1200 \cdot 3,6 \cdot 0,15 \cdot 59500 + 200 \cdot 2,2 \cdot 0,16 \cdot 10200 + 1000 \cdot 3,0 \cdot 0,15 \cdot 3900 + 900 \cdot 3,2 \cdot 0,12 \cdot 13500 + 1200 \cdot 2,5 \cdot 0,15 \cdot 50000 + 1000 \cdot 3,5 \cdot 0,04 \cdot 6657 + 10700 \cdot 2,0 \cdot 0,07 \cdot 10000) = 0,67 (38,6 + 0,72 + 1,8 + 4,7 + 22,5 + 0,93 + 15,0) = 0,67 \cdot 84,3 = 56,48 \text{ (ГБк)} \quad (7.17)$$

Підставивши це значення в рівняння (4.13) отримаємо, що $N_t = 56,48$ ГБк, що забезпечує 8,4% від загального винесення з української частини

басейну. Це значення точно відповідає відносній кількості водорозчинних форм ^{90}Sr у пробі донних відкладів з каналу МК-7 (Додаток Ф).

За результатами нашого експерименту ^{90}Sr із активного шару масообміну переходить у розчин за рік практично повністю (див. розд.4.5). Якщо рахувати повний запас радіонуклідів у донних відкладах, враховуючи те, що у верхньому 30 см шарі обводнених ґрунтів ^{90}Sr розподіляється практично рівномірно (див.розд. 4.2), то згідно зйомки мулистих відкладів по дну каналу МК-7 (див.рис. 2.6,б), повні запаси радіонукліду за різними оцінками дорівнюватимуть 164-240 ГБк. Звідси, згідно [151] винесення за рік повинно скласти 4,4-5,0 ГБк. Це близько 0,6 % від винесення МК-7 в 1998 р. і близько 1,2% від винесення в 1997 р. Проте, доля виходу ^{90}Sr в розчин із донних відкладів може так само збільшуватись по мірі віддалення від епіцентру викиду, як і доля розчинних форм в ґрунтах (рис. 7.2).

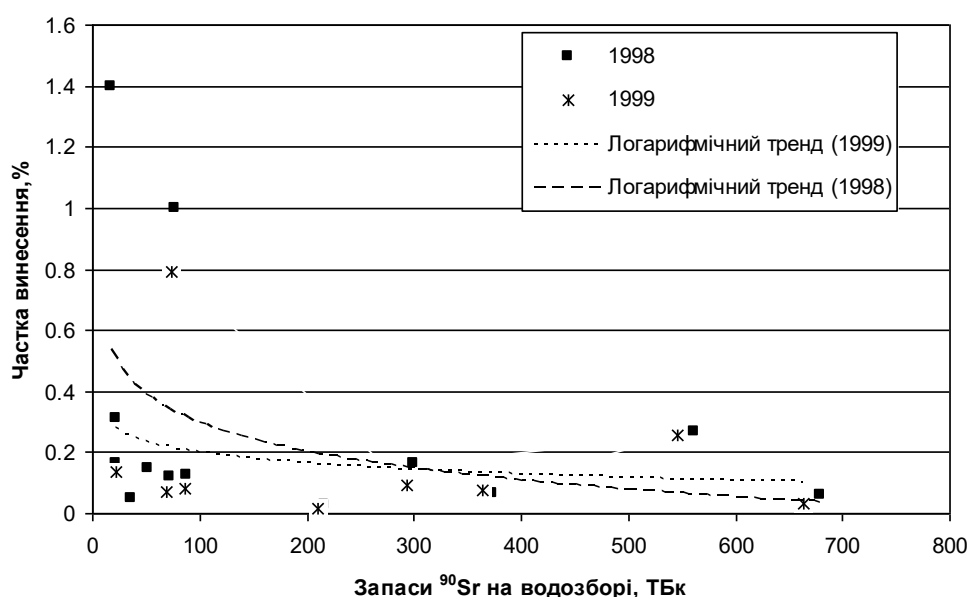


Рис. 7.2.
Залежність частки водного винесення ^{90}Sr за межі басейну від запасів ^{90}Sr на його площі за окремі показові роки.

Якщо відстань від ЧАЕС до МК-2 Чистогалівської системи 5 км, то до МК-7 в середньому 8,3 км, при цьому частка водорозчинних форм може збільшитися на 60%. Якщо оцінювати запаси ^{90}Sr у донних відкладах МК-7, виходячи із отриманих в розд. 4.5 значень щільності їх забруднення, то

$$Z_b = G L B = 1500 \cdot 3800 \cdot 3,4 + 100000 \cdot 1830 \cdot 3,6 = 19,38 + 658,8 = 678,18 \quad (7.18)$$

де G – щільність забруднення, кБк/м², L – довжина відрізка каналу, м, B – його ширина, м. При більш грубому усередненні, значення запасів ^{90}Sr лише в магістральній частині склало 1029 ГБк. Мінімальне винесення за рік з магістральної частини може скласти 13,56 ГБк (якщо приймати долю винесення у 2% від запасів). Загальні запаси в бічній мережі каналів української частини водозбору МК-7 складають близько 400 ГБк, а в сумі з магістральною частиною – 1080 ГБк. Тоді, якщо пропорційно віддалі від ЧАЕС, зменшити частку паливних частинок в запасах і збільшити відсоток винесення ^{90}Sr із донних відкладів, воно може досягати близько 35,64 ГБк (3,3% від запасів), що складе 5,3% від загального річного винесення каналом.

Також для визначення виходу ^{90}Sr у розчин із донних відкладів (N_t) можна застосувати емпіричні коефіцієнти переходу з твердої фази донних відкладів у нижній придонний шар води (через порові розчини) ($K_{mg}^{n,ш}$), що враховують результат протилежної дії сорбції та десорбції (Додаток Ф, табл. 7.1). Тоді:

$$N_t = \sum_{\gamma=1}^n Z_b K_{mg}^{n,ш} \cdot \varphi \frac{V_{к.в.}}{M_{mg}} e^{-\lambda t} - W_{gb} \quad (7.19)$$

де n – кількість ділянок мережі каналів з однорідними умовами осадо накопи-чення та близькими концентраціями радіонукліду у донних відкладах, $V_{к.в.}$ – об'єми води, що контактували із донними відкладами, розраховуються як річна сума об'єму стоку в придонному шарі, м³ (1/6,5 від загального стоку) та п'ята частина притоку ґрунтових вод в канал, що фільтрує через дно, м³ (у випадку достатніх градієнтів); $M_{тв.}$ – маса донних відкладів на ділянці γ , т; φ – емпіричний коефіцієнт, що передбачає надходження ^{90}Sr у контактуючий шар із верхнього шару води, змінюється в межах від 0,44 до 1. Вирахуване таким чином N_t склало: з врахуванням всієї суми запасів, але без врахування

Таблиця 7.1

**Значення параметрів для розрахунку річного вимивання ^{90}Sr із
донних відкладів**

B, м	L від гирла , м	шар активн ого масооб міну	z , кБк/т	т/м³	Вага,т	Z, ГБк	К перехо- ду у воду	К співвіднош. верхнього і нижн. шарів	Грунто- вий стік	Стік боков х канал
3,4	1200	0,15	57000	0,74	452,88	25,81416	0,00028	0,44		
2,2	200	0,16	10400	0,68	47,872	0,497869	0,002	0,96	264000	26334
3	1000	0,15	3920	0,67	301,5	1,18188	0,00847	1	40498,5	12859
3,2	900	0,12	13700	0,68	235,0	3,21961	0,0018	0,97	170500	57901
2,9	1200	0,15	45000	0,73	381,06	17,1477	0,00023	0,76	134987	71851
3,2	1000	0,04	6657	0,75	96	0,639072	0,0002	0,95	175000	0
3	130	0,12	72200	0,65	30,42	2,196324	0,00002	0,5	0	0
2	43000	0,1	10200	0,71	6106	62,2812	0,0004	0,65	-	0
2,1	440	0,12	55000	0,66	73,18	4,024944	0,00006	0,45	0	0

коефіцієнта ϕ – 272,4 ГБк, з розрахунку запасів у шарі максимального масообміну і врахуванням ϕ , – близько 225 ГБк, що складає 28,7% від загального винесення каналом або 33% від винесення з української частини басейну. Середнє з 7 отриманих значень складає 137,5 ГБк (20%) (табл. 7.2).

Таблиця 7.2

**Оцінка джерел (складових) вторинного забруднення стронцієм-90
поверхневих вод каналу МК-7 за 1997 і 1998 рр.**

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

* - Винесення з української частини водозбору МК-7

I_t – кількість радіонукліду, що надходить на поверхню водойми з атмосферними опадами, Бк, визначається з рівняння (7.12). C_p – концентрація радіонукліду в опадах, за випробуваннями дощових та снігових опадів 1997-1998 рр., на водозборі МК-7, в середньому складала 0,1 кБк/м³, F – площа дзеркала води, для магістрального каналу МК-7 та його приток, в середньому протягом року, складає 229298,8 м², каналу МК-7 окремо – 66621,7 м². I – сума атмосферних опадів за розрахунковий період, м, для району Прип'ятської осушувальної системи в 1997 р. складала 0,623 м/рік, в 1998 – 0,689 м/рік.

Підставивши в рівняння (7.12) існуючі дані за 1997 рік, отримаємо:

$$I_t = 0,067 \cdot 229298,8 \cdot 0,623 = 9524 \text{ кБк}$$

За 1998 р. $I_t = 15798,7$ кБк. Якщо взяти до уваги дані спостережень ЦРМЗВ «РАДЕК» (див. табл. 4.9), то в районі с. Красне (нижня частина каналу МК-7) надходження з опадами за період з 22.12.97 по 23.12.98 склало 11407,6 кБк, а в районі с.Машеве – 5904 кБк, середнє з трьох отриманих значень – 11037,0 кБк.

Визначене шляхом режимних спостережень надходження ^{90}Sr в магістральну частину каналу з бокових каналів склало за 1997 р. 220,8 ГБк, за 1998 – 397,5 ГБк.

Підставивши усі значення в рівняння (7.13) і вирішивши обернені задачі при $W_{1997} = 403,6$ ГБк, $W_{1998} = 783$ ГБк і $W_f = 0$, отримали, що в 1997 р. $K = 1,8$, а в 1998 р. – 4,7.

Збільшення коефіцієнту вилуговування в 1998 р. пояснюється збільшенням площі затоплених укосів каналу. В той же час, достатньо близькі значення K для обох років підтверджують правильність розрахунків й інших складових балансу.

Для підвищення точності розрахунків можна вирахувати складові забруднення лише для магістральної частини каналу. При цьому значення виносення ^{90}Sr боковими каналами повинні бути забезпечені режимними спостереженнями. В роботі [228] представлено результати таких розрахунків. Встановлено, що внесок ґрунтових вод у виносення ^{90}Sr до магістральної частини каналу складає 5,6%, в той час як з врахуванням бічної мережі він зменшується до 0,3-0,4% (без врахування збільшення концентрації дренажних вод при височуванні на укосах). Згідно результатів статичних експериментів, з ґрунтів укосів при тривалому затопленні перехід ^{90}Sr у розчин дещо зменшується від 1-4,4% до 0,7-3,3% від вмісту в контактному шарі моноліту (15-22 кБк/кг) [77,206], в той час як вихід у розчин ^{90}Sr з донних відкладів каналу МК-7 складає 8,5% від вмісту в пробі (до 60 кБк/кг). Розраховано також, що хоча абсолютне значення затримки радіонукліду водною рослинністю за рік на відрізку каналу 5,63 км досить високе (близько 1,14 ГБк), воно складає лише

близько 0,15% від існуючих величин винесення ^{90}Sr , що обумовлює необхідність штучного втручання за низької самоочищуючої спроможності водотоку.

Таким чином, для магістрального відрізка каналу (за вирахуванням притоку по бічних каналах, де в свою чергу відбуваються ті ж самі процеси, але співвідношення їх відносного внеску в забруднення вод може бути іншим) отримано, що процес вилуговування вносить 53 (1997 р.) – 60% (1998 р.); десорбція із донних відкладів – 10 (1998) – 25 % (1997); площинний змив з укосів у 1998 р. – 1,05 % від загального винесення МК-7, опади – 0,25%, ґрунтові води – 0,22 %; твердий змив 2,3%; розкладання гідробіонтів – близько 4-5%; з території Білорусі надійшло близько 14% від сумарного винесення каналом МК-7 (з врахуванням бокової приточності).

Отже, з розрахунків за емпіричним балансовим рівнянням (7.13) встановлено, що суттєвого зменшення концентрації та винесення ^{90}Sr каналом МК-7 до р. Прип'ять на період до 1999 р. можна було б досягти лише шляхом видалення забрудненого шару ґрунту з укосів та донних відкладів по усій довжині магістрального та бічних до нього каналів.

Розрахунки за емпіричним рівнянням (7.13) дали змогу оцінити роль факторів та процесів формування об'ємної активності ^{90}Sr й у інших каналах (табл. 7.3).

Таблиця 7.3

Розподіл прибуткових складових водно-радіаційного балансу ^{90}Sr (%) та їх роль у вторинному забрудненні поверхневих вод у 1996-1999 рр.

Приток зверху (Білорусі)	Змив з поверхні укосів	Вилуговування із донних відкладів	Вилуговування із укосів при затопленні	З ґрунтовими водами	Обвалювання бортів при ерозії
МК-1					
-	0,5	20-47	37-65	1-16	-
МК-6					
1	1-4	25-46	47-73	0,03-0,1	0,3-2,0

З часом розподіл складових забруднення суттєво змінюється (рис. 7.3). Частково – за рахунок виконаних у 2000-2002 рр. реконструкцій Прип'ятської системи, головним наслідком яких стало зменшення вилюговування із розчищених укосів і збільшення абсолютного та відносного винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами, що пояснюється осушенням затоплених і заболочених ділянок [56, 215]. Проте головна причина не тимчасового, а постійного збільшення (до певної часової межі, пов'язаної із природним розпадом) ролі ґрунтових вод у винесенні ^{90}Sr до відкритих водоприймачів (не лише на реконструйованих системах) пов'язана із нарощуванням частки обмінних та розчинних форм ^{90}Sr в ґрунтах водозбору. За даних об'єктивних передумов, згідно фактичних даних та з врахуванням закономірностей, що виражають залежність внеску тих чи інших процесів забруднення від гідрометеорологічних чинників, прогноз розподілу складових вторинного забруднення ^{90}Sr поверхневих вод каналів на 2013-2015 рр. може виглядати наступним чином (табл. 7.4).

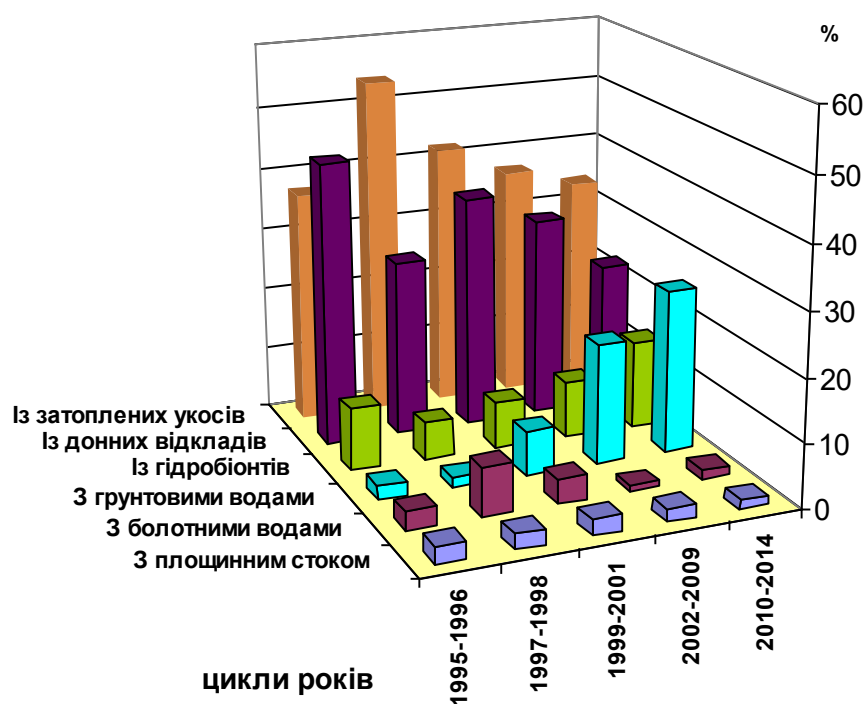


Рис. 7.3.
Дольова участь джерел надходження ^{90}Sr у вторинному забрудненні поверхневих вод каналу МК-7 за період з 1995 по 2014 рр.

Отже, детальні дослідження та отримані емпіричні балансові моделі дозволяють вирішувати дуже важливе завдання щодо виявлення основних

джерел вторинного радіоактивного забруднення. В залежності від домінування того чи іншого процесу вторинного забруднення вибирається відповідний водоохоронний захід. Наприклад, якщо домінує процес вимивання із затоплених укосів – слід ліквідувати причину підпору (високий поріг регулюючої споруди, густі зарості в руслі, тощо). Впливовим заходом може бути розчищення укосів каналу із зняттям дернини.

Таблиця 7.4

Прогнозний розподіл складових вторинного забруднення поверхневих вод ^{90}Sr меліоративних каналів лівобережжя ЧЗВ (%), на 2013-2015 рр.

Перетікання з верхньої частини, або із сусіднього басейну	Змив атмосферним и опадами з поверхні укосів каналів	Вилуговування (десорбція) із донних відкладів	Вимивання із затоплених укосів	Надходження з ґрунтовими водами	Вихід з ґрунтів, що обвалилися з укосів при ерозії та зсувах
Канал МК-7					
20-25	0,5-3,0	22-27	24-30	20-25	0,002
Канал МК-1					
-	2-5	40-45	20-25	20-30	-
Канал МК-6					
3-4	5-6	35-42	24-33	15-20	0,2-1,0

Очевидно, що для отримання достовірних параметрів емпіричної балансової моделі детальні радіогідрогеологічні дослідження повинні виконуватись достатньо систематично і регулярно, що вимагає значних матеріальних витрат та пов'язано із опроміненням персоналу. Другим недоліком є значні похибки при екстраполяції даних, отриманих на балансових майданчиках, на всю довжину каналу, тобто при їх поширенні на локальний рівень. Отже, на рівні басейнів 4-го (притоки р.р. Уж і Брагінка) і 3-го (притоки р. Прип'ять) порядків, взнаки дуже нерівномірного розподілу забруднення, як на водозборі, так і вздовж русел; складної диференціації умов водообміну та процесів вторинного забруднення, пов'язаної із частими змінами режиму каналів, виконати

кількісну оцінку складових балансу радіонуклідів практично неможливо. Моделювання винесення для *басейнового рівня* можливе шляхом визначення головних чинників, що проявляють свою дію на рівні всього водозбору і тісно пов'язані із винесенням певними регресійними залежностями. Виділення головних чинників вторинного забруднення на рівні басейнів дозволяє перейти до *регіональних узагальнень*.

Отже, для зменшення значних працевитрат, уникнення опромінення персоналу, забезпечення необхідної просторової і часової дискретності показників радіоактивного забруднення на басейновому та регіональному рівнях доцільно використовувати статистичні методи.

7.2 Реконструкції та прогнозування водного винесення радіонуклідів з водозборів статистичними методами

Починаючи з 2002-2003 рр. роль ґрунтових вод у загальному водному винесенні з території ЧЗВ зростає у зв'язку із дисоціацією паливних частинок, збільшенням відсотку розчинних і обмінних форм ^{90}Sr та інтенсивності його вертикальної міграції [43]. Мігруючи у вертикальному напрямку через слабогумусовані піщані ґрунти із швидкістю 5-6 см/рік [74], ^{90}Sr за 25-27 років після випадання на ґрунт у конденсаційній формі (або після виходу із паливної складової), на ділянках неглибокого залягання ґрунтових вод (1,35-1,5 м) в значущих кількостях перемістився на їх рівень. Вочевидь, швидкість і обсяги надходження ^{90}Sr до ґрунтових вод залежать від ландшафтно-геохімічних особливостей території. Враховуючи також, що радіоактивне забруднення поверхні носить нерівномірний характер, оцінювати надходження радіонуклідів до ґрунтових вод, а з ними – до відкритих водоприймачів, зручно на басейновому рівні, тобто за регресійними залежностями винесення від сталих ландшафтно-геохімічних ознак, що характеризують всю площу

водозбору. Ці ознаки обираються за критерієм найбільшого впливу на водне винесення забруднюючої речовини, тобто вони повинні виконувати найбільш ефективні бар'єрні функції (мати утримуючу ємність або асиміляційний потенціал), або сприяти винесенню радіонукліда. Для виявлення ступеню цього впливу виконується послідовний кореляційний аналіз між значеннями річного винесення радіонуклідів з водозбірних басейнів та ландшафтними показниками цих басейнів за кожен рік спостережень (Додаток К.1, розд. 2.3). У якості показників виступають кількісні характеристики таких ознак, як гідрографічна мережа (її щільність) (Додаток Л.1), тип рослинного покриву (площа лісу, Додаток М.1) і ґрунту (за рН (Додаток Н.1), складом або генезисом), мікрорельєф (за щільністю поширення та відносною площею мікрозападин, див. рис. 2.18), гідрогеологічні умови, які були виділені в розділах 2-5. Якщо впливові чинники піддаються регулюванню, це дає підстави для розробки відповідних контрзаходів.

У попередніх розділах доведено, що окремі показники хімічного складу поверхневих та ґрунтових вод, в т.ч. їх окиснюваність (ПО) і рН, а також їх рівні, стан каналів, пов'язаний із заростанням, замуленням та регулюванням, впливають на величину винесення через безпосередній вплив на концентрацію забруднювача. Чинники впливу на вміст ^{90}Sr або ^{137}Cs в поверхневих водах водотоків запропоновано називати *внутрішніми динамічними* характеристиками, серед яких найбільш впливовими є: 1) вміст легкорозчинних органічних речовин у воді (за ПО); 2) рН води; 3) швидкість течії; 4) частка або коефіцієнт підземного стоку в канал, яка відображає наявність або відсутність закритого дренажу. Крім того, важливим показником, що впливає на концентрацію радіонуклідів, є шорсткість русла каналу (див. розділ 2.1), яка може бути пов'язана із ступенем його зарегулювання. Підставляючи вірогідні значення цих показників у регресійну модель, визначену для окремого водотоку, можна

прогнозувати концентрацію радіонукліда (при довгостроковому прогнозуванні враховується поправка на радіоактивний розпад).

Таким чином, кореляційний аналіз, епігностні реконструкції та прогнозування доцільно виконувати на двох рівнях (регіональному та локальному) по чотирьох окремих ланках парних зв'язків між залежною радіогідрологічною характеристикою та відносно незалежними функціями (чинниками):

1) ряд значень щорічного винесення ^{90}Sr з окремого водозбору за період спостережень – зовнішні динамічні (метеорологічні) чинники (регіональний і локальний рівні);

2) винесення ^{90}Sr з усіх водозборів за певний рік – статичні показники (ландшафтні ознаки водозборів) або статичні показники в комбінації з окремими внутрішньобасейновими динамічними чинниками (регіональний та локальний рівні);

3) концентрація ^{90}Sr у поверхневих водах окремих каналів – внутрішні динамічні характеристики водотоків (локальний рівень);

4) концентрація ^{90}Sr у поверхневих водах каналів – статичні показники відповідних водозборів у комбінації з динамічними чинниками (локальний рівень).

Для встановлення ступеню залежності винесення радіонуклідів або його концентрації від того чи іншого зовнішнього або внутрішньобасейнового чинника парний ретроспективний кореляційний аналіз виконується за двома напрямками:

1. для кожного водозбору за різні роки. При цьому визначається тенденція, ступінь та характер впливу того чи іншого чинника на винесення в залежності від: а) терміну віддалення від початку забруднення; б) змін значень даного предиктора по роках.

2. для всіх вибраних водозбірних басейнів за один рік, що передбачає більш коректне виявлення впливу сталих ландшафтних ознак басейну на

залежний показник, оскільки зовнішні чинники (кількість опадів) зберігають приблизно однаковий вплив на нього.

Ретроспективний аналіз хронологічних змін коефіцієнтів кореляції полягає у виявленні основних тенденцій та визначенні причин мінливості коефіцієнтів парної кореляції між винесенням або концентрацією радіонукліда і певними статичними, або динамічними показниками за різні періоди після його емісії в середовище. Якщо значущість коефіцієнта кореляції між винесенням і певним чинником з роками суттєво зменшується, для регресійної моделі обирається інший чинник (чинники) з більш високими коефіцієнтами кореляції. За часовими змінами кореляційного зв'язку між водним винесенням забруднювача з території певного басейну та окремими характеристиками цього басейну (див. розд. 2.3) виділяються *етапи*, що пов'язуються із зміною гідрометеорологічних умов (багатоводні та маловодні періоди) або із домінуванням забруднювача в різних міграційних формах (етап домінування паливної компоненти, етап домінування обмінних та розчинних форм або що).

7.2.1. Аналіз впливу регіональних динамічних чинників на водне винесення та концентрацію ^{90}Sr . Роль зовнішніх та внутрішньобасейнових динамічних чинників оцінювалась для кожного з басейнів за весь період спостережень, а потім виконувався кореляційний аналіз між динамічним чинником і відповідними значеннями винесення з площі кожного басейну за певні етапи. Далі виконувалась множинна кореляція [17] між винесенням ^{90}Sr по басейнах та відповідними для кожного басейну значеннями найбільш впливових зовнішніх і внутрішніх динамічних чинників, а також між самими незалежними чинниками (табл. 7.5).

Таблиця 7.5

Коефіцієнти парної кореляції між винесенням ^{90}Sr та динамічними чинниками за Пірсоном (колонка 1) та Спірменом (2) для окремих водотоків (басейнів) за період 1987-2011 рр.

Показники	Коефіцієнти кореляції з винесенням
-----------	------------------------------------

		Басейни							
		р. Брагінка, площа 1390 км ²		МК-1, 115,6 км ²		Водозбір до прорану в Дамбі №7, 94 км ²		р. Сахан, 184 км ²	
		1	2	1	2	1	2	1	2
1	Сума атмосферних опадів за рік, P	0,48	0,58	0,27	0,36	0,22	0,5	0,43	0,54
2	Річний стік, Q	0,7	0,73	0,87	0,87	0,75	0,81	0,87	0,83
3	Запаси ^{90}Sr на площі водозбору, Z_{Sr}	- 0,1	-0,2	0,53	0,58	0,58	0,51	0,13	0,1
4	Дренованість, Dr	0,7	0,3	0,87	0,87	0,71	0,81	н.в.	н.в.

Запаси ^{90}Sr на площі водозбору (Z_{Sr}) зараховано до динамічних чинників у зв'язку із їх поступовим зменшенням за рахунок природного розпаду та водного винесення. Низькі коефіцієнти кореляції між винесенням (W) та Z_{Sr} вказують на те, що далеко не вся кількість радіоактивної речовини приймає участь у формуванні забруднення ґрунтових та поверхневих вод, тобто показник запасів надає лише орієнтовну, якісну оцінку ступеню забруднення водозбору і не дає уяви про можливі обсяги водного винесення радіонукліду. Про це свідчать і досить низькі значення частки винесення (здебільшого в межах 0,03-0,08% від запасів), які також практично не залежать від сумарних запасів радіонукліду в ґрунтах водозбору. Прогнози винесення за рівняннями, що враховують запаси ^{90}Sr на площі водозбору, здебільшого дають завищені результати. Отже, можна зробити висновок, що величина запасів забруднювача не є обов'язковим параметром при прогнозуванні обсягів водного винесення з площі водозбору. Наприклад, для таких транскордонних річок як р. Брагінка, Z_{Sr} визначено недостатньо точно, оскільки коефіцієнт кореляції між водним винесенням ^{90}Sr та його запасами на водозборі має від'ємне значення (див. табл. 7.5), а рівні значущості Z_{Sr} в рівняннях регресії далеко не найкращі (Додаток О.1). Очевидно, слід враховувати і той факт, що залежність W від Z_{Sr} може носити обернений характер (див. рис. 7.2).

Коефіцієнти кореляції між винесенням і об'ємами стоку (за Спірменом) зменшуються із збільшенням площі водозбору басейну та ступеня його зарегульованості, що пов'язано із прямою залежністю терміну добігання підземного і поверхневого стоку від площі та зарегульованості.

За відомих значень опадів за 2011 р. (660,1 мм) та заданих значень за 2012 і 2013 рр., виконано прогнозування винесення ^{90}Sr по чотирьох водотоках (табл. 7.6), для яких побудовано рівняння регресії (Додаток О.1). Об'єми річного стоку за 2011-2013 рр. взято по аналогії, в обсягах запасів враховано природний розпад та водне винесення за попередні роки. Прогнозні розрахунки на 2012-2013 рр. дали цілком пропорційні до значень стоку результати, тобто, якщо підставити в моделі отримані пізніше фактичні значення дренуваності, то, наприклад, з лінійного рівняння для МК-1 за 2012 р. отримаємо значення у 19,6 ГБк, а із вирішення степеневого рівняння – 16,9 ГБк, що досить близько до фактично визначеного винесення ^{90}Sr у 18,0 ГБк.

Невисокий ступінь залежності обсягів водного винесення ^{90}Sr з водозборів від річної суми опадів вказує на існування інших, більш дієвих чинників.

Таблиця 7.6

Результати прогнозування винесення ^{90}Sr (W) водотоками ЧЗВ на 2011-2013 рр. (для уяви про реальні значення наведено дані попередніх років)

Рік	Опади, мм	Рівня н-ня	Водозбори (за назвою водотоку)							
			р. Брагінка		МК-1		До прорану в дамбі №7		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
2005	661	Факт	78,517	440,7	14,18	39,3	34,75	748	20,63	49,0

2008	654,7	Факт	71,024	197,4	10,35	12,6	24,02	230	16,45	40,0
2010	599,8	Факт	53,748	103,0	5,54	7,03	20,5	270	10,72	21,0
2011	660,1	Л	75,7	210,1	8,85	11,6	32,0	315	18,0	30,4
		С		204,5		8,7		631,5		49,0
		Факт	н.в.	144,0	н.в.	11,0	н.в.	338	н.в.	30,0
2012	682,5	Л	112	306,5	18,30	38,0	36,0	350	20,0	36,9
		С		270,0		41,6		н.в.		59,5
		Факт	119	290,0	13,2	18,0	33,1	213,0	24,0	38,0
2013	690,0	Л	121	330,0	19,2	40,5	38,8	386,5	22,0	43,6
		С		284,2		46,65		н.в.		70,1
		Факт	270	870,0	20,0	40,0	42,0	415,0	40,0	80,0

Примітка: Л – лінійне рівняння, С – степенеve рівняння (Додаток О.1); курсивом виділено задані та прогнозні значення жирним курсивом – найбільш точні прогнози; н.в. – не визначались.

7.2.2. Динамічні чинники локального рівня. Для окремих магістральних каналів виконано множинний кореляційний аналіз та знайдено регресійні залежності концентрації ^{90}Sr у воді (C_{Sr}) від швидкості потоку (V), перманганатної окиснюваності (On) та рН води (Додаток П.1). Практично в усіх варіантах регресійних моделей коефіцієнти при окиснюваності (On) мали найвищий рівень значущості: p -level коливався в межах $2 \cdot 10^{-7}$ - $3 \cdot 10^{-2}$, що пояснюється високими $K_{\text{кор.}}$ між C_{Sr} і On (для різних об'єктів 0,52-0,94).

В експоненційних оптимізованих моделях достатній рівень значущості (p -level = $1,67 \cdot 10^{-3}$) мали також коефіцієнти при експоненті швидкості (V). Коефіцієнти кореляції між C_{Sr} і V по 6 об'єктах коливаються в межах 0,33-0,77. Коефіцієнти кореляції між C_{Sr} і рН води від'ємні і переважно лежать в межах від -0,4 до -0,88. На рис. 7.4 представлено графіки згладжування промодельованих значень концентрації ^{90}Sr в поверхневих водах каналу МК-1.

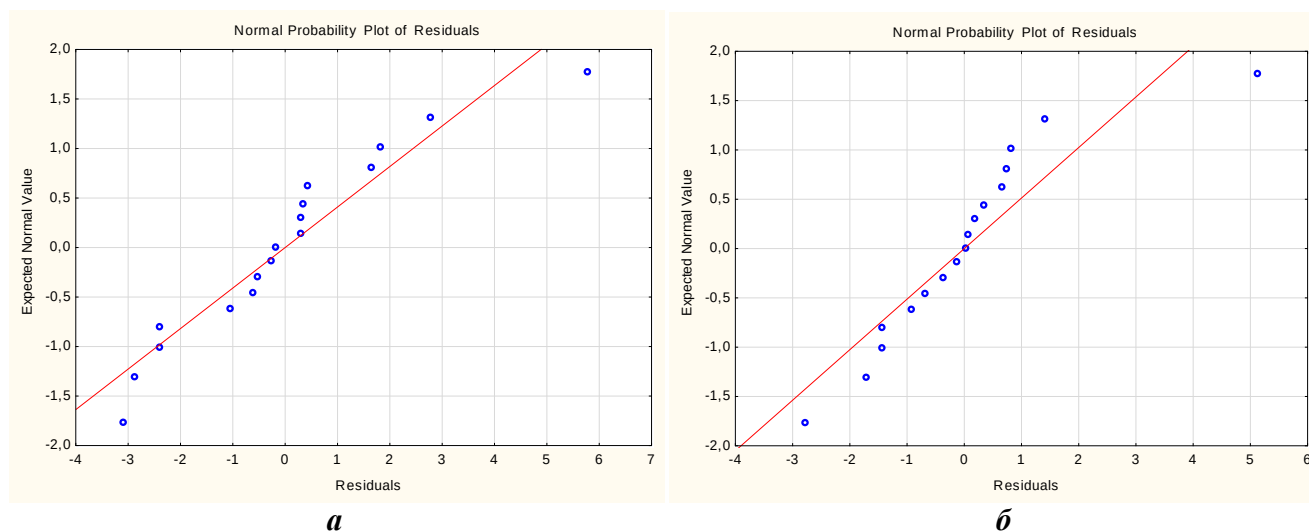


Рис. 7.4. Графіки згладжування промодельованих значень концентрації ^{90}Sr в водах магістрального каналу МК-1 для: а) лінійної моделі; б) експоненційної.

Вплив динамічних чинників на концентрацію ^{90}Sr для різних каналів відрізняється. Так, для каналу МК-1 найбільш вагому роль у зниженні концентрації відіграє зменшення швидкості потоку та ПО (пряма залежність), а в зарегульованих каналах МК-5 та К-114 – збільшення рН води і також зменшення ПО. Це підтверджує раніше виведену пряму залежність (див. розд. 4.4) винесення від ступеню дренованості. Для каналу МК-7, за швидкості течії 0,25 м/с і значенні ПО 8,5 мг О/дм³, збільшення рН води з 6,7 до 6,8 дозволяє зменшити об'ємну активність ^{90}Sr на 26% – з 2,63 до 1,95 Бк/дм³, тобто нижче ГДК (табл. 7.7). Збільшення швидкості течії у цьому каналі також пов'язане із збільшенням концентрації ^{90}Sr та ПО, а в каналі МК-5, за незначним виключенням, навпаки. Практично в усіх випадках підтверджується пряма залежність концентрації ^{90}Sr від ПО. Оскільки для ґрунтових вод як ПО, так і концентрація ^{90}Sr звичайно нижчі, ніж в поверхневих водах, то, за незмінної швидкості і рН, зниження концентрації ^{90}Sr в каналах на період 1996-2001 рр. можна було досягти шляхом збільшення частки стоку ґрунтових вод в балансі водотоку.

Таблиця 7.7.

Прогноз об'ємної активності ^{90}Sr за регресійними рівняннями.

Канал та задані значення предикторів	Шифри рівнянь регресії (див. Додаток П.1)							
	Л	Е	Кв	Кв _{опт}	10 _{опт}	Д	Ln	10
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.	- -	0,69 0,53	2,48 2,42	2,39 2,24	- -	- -	- -
К-114 <i>V=0.058;On=6.1;pH=7.2</i>	Не дост.	-	7,64	-	-	1,71	2,75	-
МК-7 <i>V=0.25;On=8.5;pH=6.8</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,95

7.2.3 Факторний аналіз. Для оптимізації регресійних рівнянь та групування басейнів за однорідністю ландшафтних ознак, що визначають винесення радіонукліду, виконано факторний аналіз взаємозалежності між виділеними характеристиками ландшафтів (розд. 2.3), що можуть бути використані для прогнозування винесення ^{90}Sr . Для виявлення структури цієї залежності по 10 басейнах аналізувалися такі сталі параметри: *Gz* (щільність западин на водозборі), *Gg*, *Lr*, *Rf*, *S_{кисл}*, *Sf*, *S_{орг-мін.гр.}* (відносна площа органо-мінеральних ґрунтів), *S_{орг}*, а також динамічний показник - *Wg*, для якого взято значення за 1998 і 1999 роки. Як видно з даних Додатку Ч.1, власні значення кореляційної матриці швидко зменшуються. Вже 4-е значення стає меншим за 0,5. Можна сказати, що перший виділений фактор еквівалентний (за часткою мінливості даних) чотирьом вихідним параметрам. З другого рядка видно, що перші 3 фактори пояснюють майже 90% мінливості даних.

Таким чином, для описання сукупності характеристик басейнів достатньо використовувати 3 незалежних згрупованих фактори.

Розглянемо тепер, як визначається мінливість характеристик басейну цими генералізованими факторами (Додаток Ш.1).

З таблиці видно, що перший фактор визначає більшу частину змін природних ландшафтних параметрів Gz , $S_{орг-мін.гр.}$ та сталих і динамічних штучних «водних» чинників: Gg , Lr , Rf , Wg . Зміни параметрів $S_{кисл}$ і Sf майже повністю визначаються другим фактором. Окремо стоїть характеристика $S_{орг}$, зміни якої пов'язані з 3-им фактором. Те, що щільність мікрозападин (Gz) потрапила до групи «водних» показників разом з Wg , підтверджує зроблений вище висновок про значну роль западин у формуванні інфільтраційного живлення ґрунтових вод і загальному водному винесенні розчинних форм радіонуклідів до відкритих дрен.

Якщо ж вибірка параметрів складається з 8 чинників (без Gz), – перші три фактори також набирають майже 90%. Перший фактор визначає більшу частину змін штучних «водних» параметрів Gg , Lr , Rf , що набирають відповідно 0,74, 0,91 і 0,95 часток мінливості; а також ґрунтового показника ($S_{орг-мін.гр.}$) і динамічного гідрогеологічного (Wg). Другий фактор знову визначає зміни $S_{кисл}$ і Sf , а $S_{орг}$ майже повністю визначається третім фактором.

При уведенні в перелік природних і штучних чинників Z і W та виключенні із нього Rf та $S_{орг-мін.гр.}$, виділяється чотири значущі групи факторів, які пояснюють 91,3% мінливості даних. В цьому випадку, порівняно з попередніми, частка мінливості параметру, яка припадає на вирішальний фактор, зменшується. Першим фактором визначаються переважні зміни Gg (0,79), Lr (0,75), Wg (0,73) і Gz (0,68). Другий фактор має переважаючий але не вирішальний вплив на зміни $S_{орг}$ (0,47), винесення ^{90}Sr (0,7) і запаси ^{90}Sr на водозборі – Z (0,68), що підкреслює залежність винесення ^{90}Sr від його запасів на водозборі та відносної площі органогенних ґрунтів. Під впливом третього фактора в значній мірі перебуває $S_{кисл}$ (0,9), а також Sf (0,34), але при цьому, роль першого

фактора майже така ж вагома – 0,332. Четвертий фактор доповнює вплив на мінливість окремих параметрів і визначає близько 20-30% впливу на три із них: 0,285 ($S_{орг}$), 0,175 (Gz), 0,187 (Sf).

У виборці чинників також за 1998 р. з врахуванням винесення (W) але без $S_{орг-мін.гр}$ і Z , 82% мінливості даних пояснюють перші 3 фактори. У впливі на розподіл частки мінливості параметрів домінує перший фактор: він об'єднує під своїм впливом «водні» показники: Gg (0,76), Lr (0,83), Rf (0,87) і Wg (0,7), а також щільність западин Gz (0,65), що знову ж таки підтверджує значну роль останніх у водообміні між поверхневими і підземними водами. Водне винесення ^{90}Sr (W) за найбільшою часткою мінливості (0,44) потрапляє в окрему 4-ту групу (по інших групах розподіл часток приблизно рівний). Після W найбільшу частку в цій групі (близько 0,2) має лише щільність западин. Частки мінливості Sf приблизно порівну розподілені між трьома першими групами, з невеликою перевагою в останній (0,37). Другим фактором майже повністю визначаються зміни ґрунтових параметрів ($S_{кисл}$ і $S_{орг}$).

У виборці природних (Gz , Sf , $S_{кисл}$ і $S_{орг}$), динамічних (Wg) і техногенних (Gg , Lr , W , Z) параметрів, при введенні значень винесення та долі ґрунтового стоку за 1999 р., 92% мінливості даних визначаються 4-ма факторами. До першої групи потрапляють Gg , Lr і Wg , а також Gz (0,69). Суттєву частку у цій групі має також винесення ^{90}Sr – 0,26 та площа лісу (0,33). У другій групі частка мінливості W складає 0,3. Сюди входять також запаси ^{90}Sr на водозборі (0,81). Приблизно таку ж долю (0,29) має W і у третій групі (названій «ґрунтово-геохімічно»), до якої входять $S_{кисл}$ і $S_{орг}$. Якщо з вибірки параметрів за 1999 р. виключити показники забруднення (W , Z), то між трьома головними факторами природні та техногенні параметри розподіляться наступним чином: 1 група: водні параметри Gg , Lr , Rf , Wg та щільність западин Gz , а також відносна площа органо-мінеральних ґрунтів (0,574); у другій групі об'єднуються $S_{кисл}$ і Sf , а у третій залишається $S_{орг}$. Якщо замінити у виборці показників за 1999 р.

$S_{орг-мін.гр.}$ на кількість западин (N_z) і Wg на W , то найбільша частка мінливості W припадає до третьої групи, у якій значну частку мають також $S_{кисл}$ (0,22), N_z (0,39) та Gz (0,3), що знову ж таки зводить винесення радіонукліду у залежність від поширення западин та кислих ґрунтів на площі водозбору.

Наступний етап – визначення значень факторів для кожного з басейнів з метою можливого їх групування за набором пріоритетних факторів, що може бути використано при побудові регресійних моделей. Для зручності розраховані значення нормовані в діапазоні від 0 до 100 (Додаток Щ.1). За першим фактором *чітко розділяються басейни лівого і правого берегів р. Прип'ять*: зі значеннями < 10 - басейни правого берега (виняток становить лівобережний басейн р. Брагінки) і > 45 - лівого берега. Як ми вже знаємо (див. розд. 2), «водні» характеристики на лівобережній частині водозбору визначають характер ландшафту і мають вирішальне значення у формуванні винесення ^{90}Sr .

За сукупністю факторів дуже близькі між собою басейни МК-1 і МК-2 осушувальної системи «Усів» (високі значення 1-го і 2-го факторів за низького значення 3-го фактора). Об'єднуються також басейни МК-5 і МК-6, які входять до Північно-західного басейну. За високих значень першого фактора у них спостерігаються середні значення 2-го і 3-го факторів. Вагома роль «ґрунтово-рослинних» чинників ($\Phi 2$) у регулюванні процесів міграції забруднювачів повинна простежуватися в басейнах р. Брагінки, МК-2, МК-1 о.с. Усів і р. Сахан.

За даними 1999 р. частка мінливості винесення розподіляється приблизно порівну між окремими групами, що свідчить про вплив на нього усіх вибраних показників; найбільш міцний зв'язок винесення ^{90}Sr – в першу чергу, із запасами його на водозборі, по друге – із кількістю западин. Таким чином, через виявлені факторні зв'язки, вибудовується ланцюг: щільність (або кількість) западин – інтенсивність стоку ґрунтових вод – винесення ^{90}Sr основними дренами басейну. Причому такий зв'язок

може бути як прямим так і зворотнім, тобто через западини може у певні періоди проходити чистий підземний стік, що обумовлює, при збереженні загальних обсягів стоку, пропорційне зменшення винесення за рахунок розбавлення (зменшення) концентрації ^{90}Sr .

Таким чином, завдяки факторному аналізу з'ясовано, що регресійні рівняння для визначення винесення ^{90}Sr доцільно будувати за трьома чинниками, кожний з яких представляє певну факторну групу («водну», «грунтово-рослинну», «грунтово-геохімічну»), а статистичний аналіз виконувати окремо для правобережних та лівобережних басейнів р. Прип'ять, у зв'язку з домінуванням різних механізмів формування бар'єрних та мобілізаційних функцій ландшафтів по відношенню до ^{90}Sr .

7.2.4 Аналіз впливу сталих (статичних) чинників на винесення ^{90}Sr з водозборів. Для множинного кореляційного аналізу обґрунтовано (див. розд. 2) наступний перелік статичних чинників: щільність гідрографічної мережі (Gg); переважаючий тип ґрунтів (органогенні, мінеральні, органо-мінеральні); рН водної витяжки ґрунтів; характер поширення різних класів западин (площа (Sz), кількість (Nz) та щільність западин (Gz)); відносна площа лісу (Sf); меліорованість (Lr); ступінь зарегулювання мережі (Rf) (умовно сталий показник). Ступінь впливу цих показників на міграцію та водне винесення ^{90}Sr змінюється в часі залежно від трансформацій та перерозподілу радіонукліда по поверхні і на глибину [191,211,223]. За хронологічними змінами коефіцієнтів кореляції (див. рис. 2.12, 2.13, 2.15-2.17 та ін.) можна виділити періоди, які характеризуються переважанням певних фізико-хімічних форм забруднювача, що обумовлює його поведінку і відповідну реакцію на зовнішні динамічні чинники. Так, за кореляційними зв'язками винесення і біогеохімічних чинників, вплив яких найбільш відчутно змінюється при збільшенні мобільних форм ^{90}Sr (площа лісу, провідних западин), помітні якісні зміни коефіцієнтів кореляції відбулись в проміжку 2001-2004 рр., у зв'язку із чим можна стверджувати, що етап масової деструкції паливних частинок і значущого переходу ^{90}Sr в

мобільні форми завершився наприкінці цього періоду. Кожен цикл з переважанням певної форми міграції забруднювача, або навіть кожен рік, будуть відрізнятися набором пріоритетних чинників. Для різних територій (правобережжя або лівобережжя р. Прип'ять) набір пріоритетних чинників за один і той самий рік також може відрізнятися (табл. 7.8, Додаток Р.1).

Таблиця 7.8

Результати множинного кореляційного аналізу за Пірсоном для 1997 і 1998 багатоводних років (усі змінні не підпадають під нормальний закон розподілу за виключенням 5-го показника; кореляція значима при $p < 0,05$)

Сторонні показники (ознаки водозбірних басейнів)		Коефіцієнти кореляції з винесенням			
		Всі басейни		Лівобережні басейни	
		1997	1998	1997	1998
1	Кількість западин з водою і перезволожених	0,56	0,84	-0,30	-0,16
2	Кількість усіх западин	0,48	0,68	-0,35	-0,25
3	Площа кислих ґрунтів, %	-0,29	-0,15	0,91	0,98
4	Площа нейтральних ґрунтів, %	0,24	0,11	-0,91	-0,88
5	Площа сухих западин, % від площі басейну	0,26	-0,09	0,82	0,66
6	Щільність западин, шт./км ²	0,19	0,48	0,58	0,58
7	Меліорованість, %	-0,02	0,22	0,53	0,56
8	Щільність гідромережі, км/км ²	-0,13	0,09	0,34	0,5

Шляхом варіативного підбору по три незалежних предиктори, в процедурі статистичного аналізу [17] вдалось визначити найбільш достовірні регресійні рівняння, що описують винесення ^{90}Sr і дозволяють прогнозувати його для років із подібним розподілом опадів. Достовірність рівнянь визначається високими значеннями коефіцієнтів кореляції ($K_{\text{кор.}}$) та рівнем значущості критерію Фішера (p). Найбільш достовірними вважаються моделі для яких $R^2 > 0,95$, $p < 0,05$, а графіки згладжування і

співпадіння реальних та промодельованих значень мають найменші відхилення (рис.7.5).

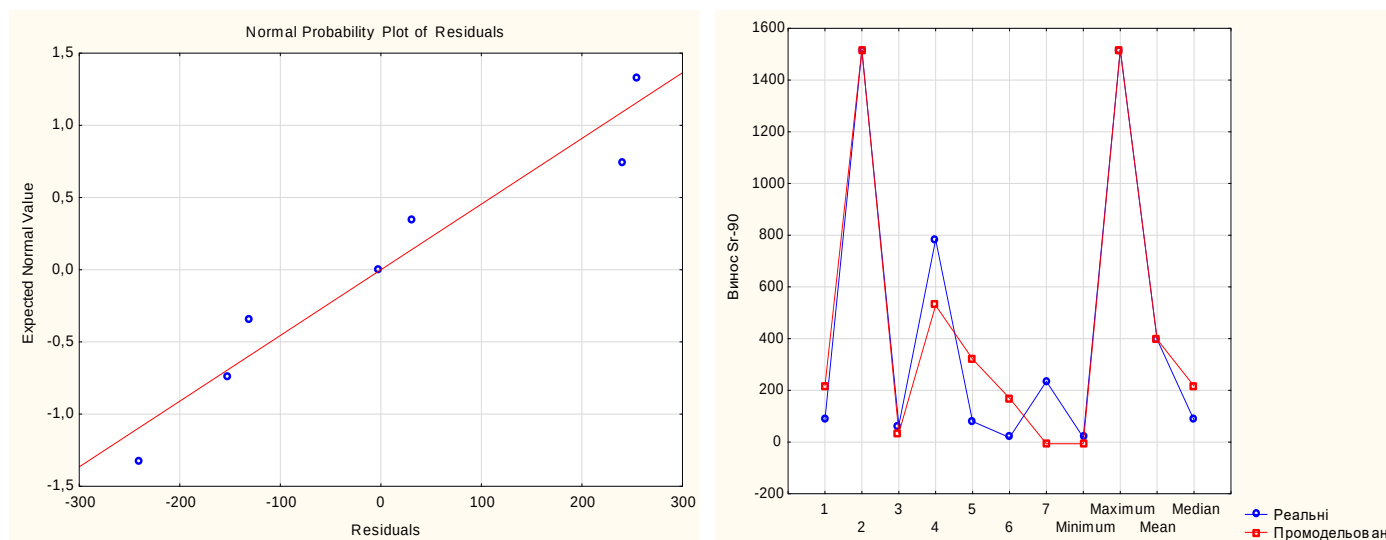


Рис. 7.5. Графіки згладжування і співпадіння реальних та промодельованих значень водного винесення ^{90}Sr з лівобережних басейнів за 1998 р. для квадратичного оптимізованого рівняння.

Для виділення груп близьких за рядом показників об'єктів виконано *кластерний аналіз* (Додаток С.1).

За критерієм «відстані» між об'єктами, тобто наближеності значень сталих ландшафтно-геохімічних ознак [68, 267], найближчими аналогами виявились водотоки із близькими за площею водозбірними басейнами: МК-1, МК-7 та Ілля (Додаток Т.1), а також басейни з близьким ступенем меліорованості та зарегульованості: МК-6 та МК-5 Прип'ятської системи і МК-2 системи Усів.

Для груп, що мають статистично достатню кількість об'єктів (лівобережні басейни) за множинним кореляційним аналізом по Спірмену, який є найбільш коректним для подібного типу вибірок даних (природні об'єкти), виведено коефіцієнти кореляції (див. табл. 7.8, Додаток Р.1) та регресійні залежності (Додаток У.1), що є більш точними, ніж побудовані для всієї вибірки.

Підставляючи у такі моделі величини статичних чинників по лівобережних водотоках, для яких винесення ^{90}Sr у свій час не визначалось, можна встановити його з високою достовірністю. Для іншого року найбільш вдала регресійна модель виглядатиме інакше, оскільки більш впливовими можуть виявитись інші чинники (Додатки У.1, Ф.1). Наприклад, найбільш адекватна модель (коефіцієнт множинної кореляції дорівнює 0,96, $R^2=0,93$), що описує винесення ^{90}Sr з правобережних та лівобережних басейнів в 1997р., має кубічний вигляд (Додаток Ф.1) і, крім Z_{Sr} , використовує інші, порівняно із 1998р., предиктори: кількість сухих западин, в т.ч. на піску ($N_{c.n.}$), та ступінь зарегулювання водотоків (Rf , %). Комбінації інших чинників не дають більш точного математичного описання винесення ^{90}Sr за цей рік.

При виконанні прогнозів для схожих за сценаріями водності майбутніх років по формулах (Додатки Ф.1, Ц.1), звичайно, слід враховувати поправку на природний радіоактивний розпад для запасів радіонукліду на водозбірній площі.

Спостереження за винесенням ^{90}Sr на р. Ілля та Вересня після 1999 р. не проводились. Якщо припустити, що в 2000 р. гідрологічна ситуація розвивалась за сценарієм 1998 р., то винесення, розраховане за лінійним рівнянням складе, відповідно 101,8 та 33,4 ГБк, що, з врахуванням зменшення запасу ^{90}Sr на водозбірній площі виглядає цілком можливим. Попередньо, оскільки значення параметру N_{wz} (кількість западин заповнених водою та перезволожених) для обох басейнів не визначалось, вирішувалась обернена задача для року із відомим значенням винесення (для 1997 або 1998). Якщо ж водність 2000 року була близькою до 1997 р., що значно вірогідніше, виходячи із порівняння річних сум атмосферних опадів (623 і 634 мм), то попередньо слід вирішити обернену задачу відносно $N_{c.n.}$ для 1997 р., оскільки значення інших параметрів кубічного рівняння відомі. Отримуємо, що кількість провідних западин на водозборі р. Ілля дорівнює 1027 шт., що виходячи із попередньо визначеної за

лінійним рівнянням кількості акумулюючих западин (перезволожених на луках та заповнених водою) (1235 шт.) та їх щільності (3,26 шт./км²) виглядає цілком вірогідним. Сумарна кількість западин складе приблизно 2300 шт., а їх щільність 6,08 шт./км², що також характерно для водозбірних басейнів правобережжя р. Прип'ять (на водозборі р.Сахан – 4,97, р.Глиниця – 6,02 шт./км²). Так само, шляхом вирішення оберненої задачі для 1997р., отримано $N_{с.п.}$ для р. Вересні (1143 шт.). Вирішивши кубічне рівняння з врахуванням зменшення запасу радіонукліду на водозборі (з 90152 ГБк в 1997р. до 83819 ГБк в 2000р.), отримаємо, що винесення по р. Ілля за 2000р. могло скласти 43,7 ГБк, що також цілком вірогідно (за 1997р. винесення ⁹⁰Sr склало 73 ГБк).

Для визначення загальної кількості западин (N_z) на водозбірній площі р. Брагінка, застосовано квадратичне оптимізоване рівняння, яке має високу достовірність за критерієм Фішера (<0,016). Після підстановки значення винесення ⁹⁰Sr за 1998 рік у 401 ГБк отримали, що $N_z = 1321$ шт. Від кількості западин визначено щільність западин (шт./км²). Останній показник, за результатами кореляційного аналізу виявився вагомим (Додаток Х.1) і був використаний у регресійних рівняннях, які описують винесення ⁹⁰Sr за 1999 рік (Додаток Ц.1). Ці рівняння дозволили визначити обсяги винесення ⁹⁰Sr по чотирьох малих лівобережних басейнах, для яких вони у свій час не визначались, що допомогло забезпечити статистично значущу вибірку за кількістю водозборів із визначеним винесенням за 1999 р.

Розрахунки винесення для басейнів МК-1 і МК-2 Усівської осушувальної системи та МК-5 і МК-6 Прип'ятської системи здебільшого дали завищені результати. Найбільш вірогідними виявились реконструкції винесення на 1999р. за рівнянням поверхні відгуку та рівнянням, що враховує динамічні чинники: запаси ⁹⁰Sr, дренажність, частку ґрунтового стоку (Додаток Ц.1, рівняння Л-7). Так, розрахункове винесення ⁹⁰Sr каналом МК-6 Прип'ятської системи за рівнянням

поверхні відгуку склало 206,1 ГБк, МК-1 системи Усів, що також розташована в Північно-західному басейні, – 17,0 ГБк, що, виходячи із суми винесення по цьому басейну у 1390 ГБк виглядає цілком вірогідно (табл. 7.9). Зауважимо, що до Північно-західного басейну, який об'єднує площі нового та старого польдеру з Прип'ятською та Усівською системами, крім наведених в таблиці входить ще 4 басейни, в тому числі найбільший – МК-7. За рівнянням Л-7 сума винесення по чотирьох басейнах склала 749 ГБк, що цілком задовольняє фактичні значення по сумарному винесенню, при тому що обсяги винесення ^{90}Sr по МК-7 визначено у 589 ГБк.

Таблиця 7.9

Винесення ^{90}Sr за рік (ГБк) з площі окремих басейнів лівобережних осушувальних систем за результатами спостережень (1997-1998 рр.) та розрахунків по рівняннях регресії (1999 р.).

Рік	Винесення ^{90}Sr , ГБк/рік					Примітка
	МК-1 о.с. Усів	МК-2 о.с. Усів	МК-5 Прип'ятської системи	МК-6 Прип'ятської системи	Загальне з Північно- західного басейну	
1997	9,3	2,2	7,3	7,1	350	За результатами спостережень
1998	80	65	18	235	1516	
1999	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.	1390	
1999						За регресійним рівнянням (Додаток Ц. 1):
	*	*	*	391,47		Кубічне 4
	268,47	127,18	86,36	266,93		Лінійне 7

* - значення занадто високі, які не вкладаються в сумарне по Північно-західному басейну винесення.

7.2.5 Моделювання мінімізаційних щодо винесення ^{90}Sr сценаріїв стоку. За допомогою множинної кореляції та регресійних рівнянь виявлено ступінь впливу окремих гідрологічних та ландшафтних чинників на процес водного винесення ^{90}Sr . Використовуючи виведені рівняння (Додатки П.1, У.1, Ф.1, Ц.1) можна підібрати такі значення чинників, за яких

концентрація та/або винесення будуть найменшими, тобто бар'єрні функції домінуватимуть над мобілізаційними. Це є достатнім обґрунтуванням для визначення оптимальних режимів стоку з осушувальних систем та запобіжних водоохоронних заходів з мінімізації винесення радіонуклідів (табл. 7.10).

При зменшенні меліорованості (Lr) на 20% по всіх чотирьох басейнах зниження винесення за рівнянням Л-2 не настільки суттєве, як при зменшенні гідрографічної мережі, або збільшенні площі лісу – всього на 5-7%. Проте, з рівняння поверхні відгуку, за тих самих передумов, отримуємо зменшення винесення для каналу МК-6 на 27%.

Неоднозначний вплив на винесення ^{90}Sr має *ступінь зарегульованості гідромережі (Rf)*. З одного боку, зарегулювання стоку призводить до підйому рівнів води в каналах і суттєвого її забруднення за рахунок вилуговування ^{90}Sr із затоплених ґрунтів, з іншого – зменшуються об'єми стоку, що веде до зменшення винесення радіонуклідів.

Таблиця 7.10

Зменшення винесення ^{90}Sr з площі басейна (% від розрахункового на 1999 р. значення) за умов «регулювання» незалежних чинників по відповідних рівняннях

Басейн каналу	Зменшення щільності гідромережі на 20%					Збільшення відносної площі лісу на 50%		Збільшення відносної площі лісу до 50%	
	Л-1	Кв-1	Л-4	Л-5	К6-5	Л-2	Кв-1	Л-2	Кв-1
МК-1 о.с. Усів	27	52	12	85	59	26	14	44	20
МК-2 о.с. Усів	25	49	15	51	57	19	7	43	12
МК-5	37	60	26	40	58	39*	7	27*	6
МК-6	28	58	30	46	58	46*	6	24*	5

* - сучасна площа лісу на водозборах МК-5 і МК-6 відповідно 37,2% та 39,56%, тобто при збільшенні відносної площі на 50% від існуючого значення, площа лісу перевищить 50% від загальної площі водозбору. Відносна площа лісу на водозборах МК-1 та МК-2 відповідно 27 і 23%.

Рівняння регресії, що враховують кілька чинників, дозволяють відповісти на питання: за якого гідрологічного сценарію, характерного для певного року, переважатиме позитивний чи негативний вплив штучного утримання стоку. Хоча коефіцієнти кореляції між винесенням та зарегульованістю мережі позитивні і достатньо вагомі (Додаток Х.1), згідно рівнянь Л-4 і К-4, що спираються на суто сторонні чинники, зменшення зарегульованості призводить до збільшення винесення ^{90}Sr (на 17-120%) в 1999 році, який відзначався надзвичайно високою весняною повіддю. Однак, згідно рівняння Л-6, що враховує також прямий чинник впливу (Z_{Sr}) (Додаток Ц.1), зменшення зарегульованості на 20% призводить до зменшення винесення на 23 (МК-6) – 29% (МК-5).

Збільшення частки стоку ґрунтових вод (до 35%: МК-1 – на 47%, МК-2 – на 17%, МК-5 – на 13%, МК-6 – на 55%) в загальному стоці у всіх випадках в 1999 р. приводило до суттєвого зменшення винесення ^{90}Sr (табл. 7.11).

Таблиця 7.11

Зменшення винесення ^{90}Sr з площі басейна (% від розрахункового на 1999 р. значення) за умов «регулювання» «водних» чинників

Басейн	Дійсне значення $Wg, \%$	Збільшення частки стоку ґрунтових вод до 35%			Дійсне значення Dr , тис. $\text{м}^3/\text{га}/\text{рік}$	Зменшення дренованості на 25%
		Л-6	Кор.-6	Л-7		Л-7
МК-1 Усів	о.с. 23,8	21	68	92	0,42	5
МК-2 Усів	о.с. 30	11	44	98	0,41	10
МК-5	31	9	37	98	0,25	9
МК-6	22,6	21	71	87	0,23	3

Збільшення дренованості на 25% в 1999 р., тобто відповідне збільшення стоку, могло привести до збільшення винесення на 3-10% (за рівнянням Л-7), а її зменшення на ті ж 25% – до зниження винесення на ті ж відсотки.

Таким чином, навіть за невисокої точності прогнозу вдалося досягти головної мети – можливості посилювати бар'єрні функції водозборів і досягати зменшення винесення шляхом впливу на контрольовані чинники.

За результатами кореляційного аналізу виділено визначальні чинники впливу (окрім запасів забруднювача на водозборі) для окремих метеорологічних і трансформаційних етапів (Додаток Ю.1).

Отримана за результатами кореляційного, факторного та кластерного аналізів інформація, а також вирішення регресійних рівнянь з підбором показників для мінімізації водного винесення радіонукліду, в сукупності дозволяє оцінити роль (позитивну чи негативну) і значимість (високу, низьку) чинника у формуванні винесення і за реальними значеннями цих чинників визначити для кожного із басейнів природну бар'єрну стійкість по відношенню до водного винесення певного радіонукліду (Додаток Я.1, рис. 7.6). Стійкість оцінюється за бальною рейтинговою шкалою, розробленою з врахуванням принципів кваліметрії (Додаток А.2). Визначення рейтингу техногенних і природних показників, тобто встановлення для них оціночного балу, виконується на основі ступеню їх впливу на винесення ^{90}Sr (за коефіцієнтами кореляції).

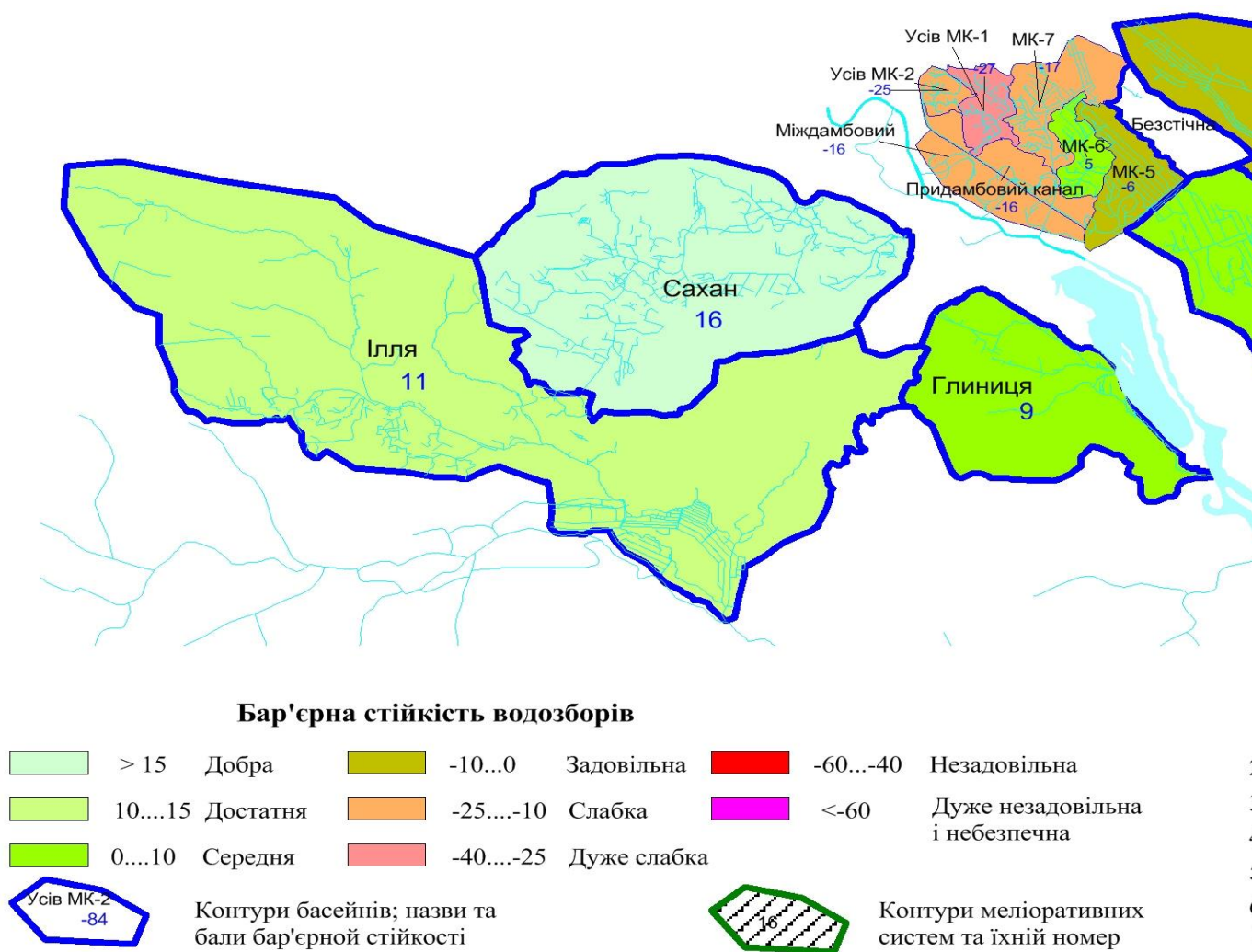


Рис. 7.6. Районування водозбірних басейнів ЧЗВ за бар'єрною стійкістю, обумовленою природними ландшафтними ознаками.

7.3. Оцінка бар'єрної стійкості водозбірних басейнів на регіональному рівні

Комплекс певних природних чинників (без врахування гідрографічної мережі) виконує *природні* бар'єрні функції ландшафту. В разі, якщо вони превалюють над мобілізаційними чинниками, це позитивно відображається на бар'єрній стійкості ландшафту по відношенню до водного винесення радіонуклідів за межі водозбору (рис. 7.6). Але рівень природної бар'єрної стійкості поліських ландшафтів напередодні Чорнобильської катастрофи був суттєво знижений облаштуванням штучної осушувальної мережі. Крім того, зміни бар'єрної стійкості відбулися і під час «ліквідаційних» робіт після аварії на ЧАЕС. Для з'ясування сучасної, техногенно порушеної стійкості виконано оцінку з врахуванням щільності гідромережі, меліорованості і зарегульованості водотоків (Додаток Б.2). Такий підхід до оцінки бар'єрної стійкості водозборів відповідає принципам індексно-рейтингових методів оцінки захищеності або вразливості підземних вод до забруднення [234].

Осушувальна мережа та став-охолоджувач ЧАЕС мають більший вплив на винесення ніж природні чинники, що впливає з більших значень позитивних коефіцієнтів кореляції винесення ^{90}Sr з техногенними чинниками (рис. 2.12, 2.13), ніж із окремими природними показниками (2.16-2.19). За меліорованості порядку 40% стійкість водозбору р. Сахан погіршується в 3,7 рази і переходить із доброї у задовільну (рис. 7.7). За меліорованості від 60 до 70% стійкість водозбору зменшується від середньої із позитивним балом до слабкої із від'ємним балом; коли ж меліорованість більша 70%, бар'єрна стійкість погіршується до незадовільної і дуже незадовільної та небезпечної, що відбивається на стабільно підвищеному винесенні ^{90}Sr .

Меліорованість на рівні 10-20% суттєво не впливає на стійкість, яка може залишатись на тому ж якісному рівні (басейн р.Глиниці без врахування ставу охолоджувача).

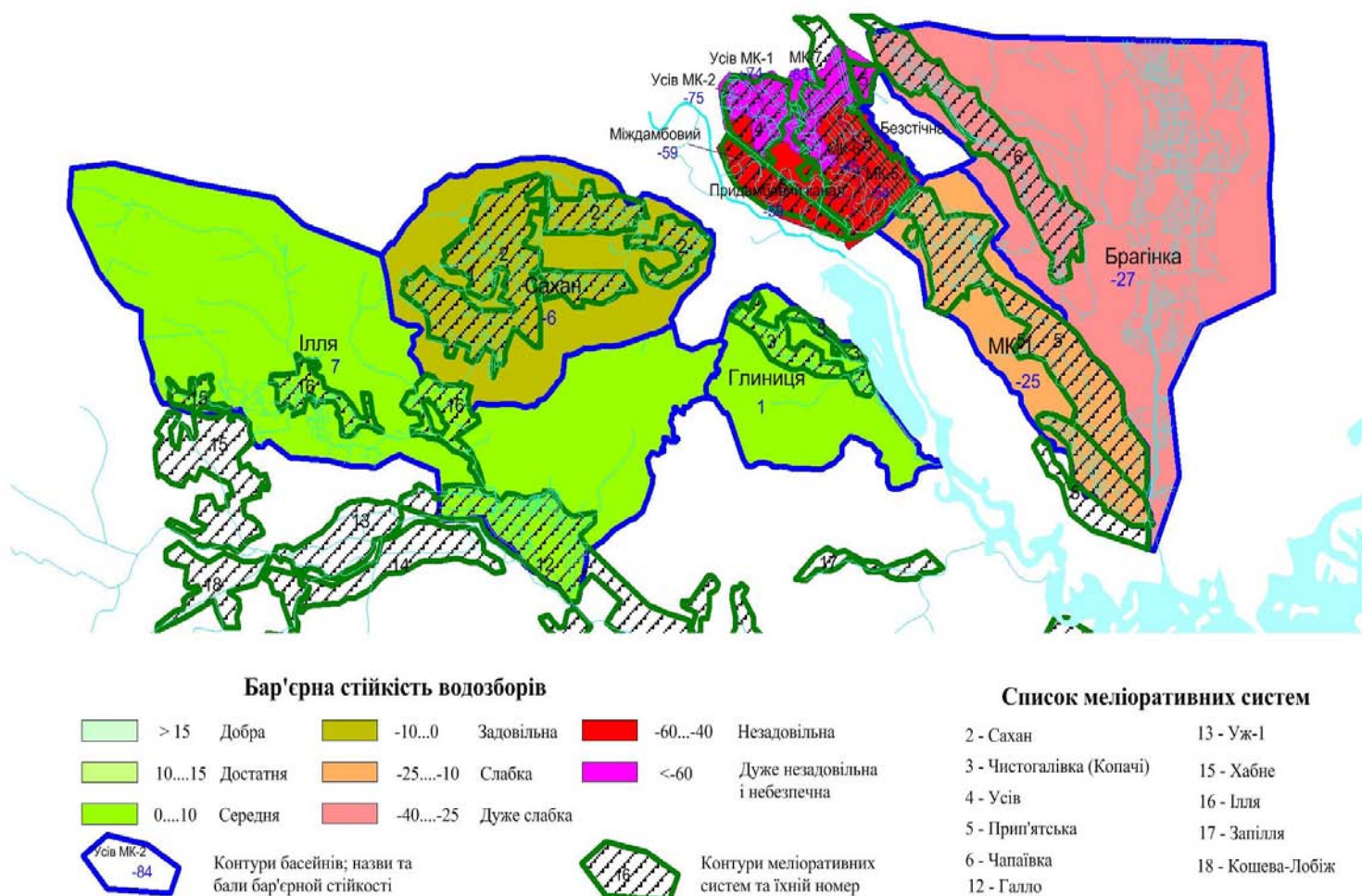


Рис. 7.7. Районування водозбірних басейнів ЧЗВ за стійкістю до винесення ^{90}Sr , з врахуванням штучної осушувальної мережі.

Зниження бар'єрної стійкості добре проявляється через модулі винесення і, особливо, через зміни з часом модуля бар'єрних та мобілізаційних функцій ($M_{нбм}$) щодо ^{90}Sr . На водозборах з достатньою і середньою природною стійкістю інтенсивність зменшення винесення ^{90}Sr більша, ніж на водозборах із слабкою та дуже слабкою природною бар'єрною стійкістю. Перехід до від'ємних значень $M_{нбм}$ відбувається в першу чергу на тих водозборах, де сума балів, що визначають природну бар'єрну стійкість, більша 10 (водозбори р.р. Сахан, Ілля), а меліорованість менша 20% (за виключенням басейну р. Глиниця, де на загальне винесення впливає приуроченість до ставу охолоджувача ЧАЕС), причому, практично незалежно від ступеню радіоактивного забруднення (водозбір р. Ілля). Це свідчить про більше поширення та ефективну дію утримуючих чинників на таких водозборах, а також більші обсяги притоку менш забруднених ґрунтових вод (згідно із тенденціями, відміченими на рис. 2.11). Очевидно, що більша природна стійкість водозбору р. Сахан (16 балів) суттєво зменшується при врахуванні техногенних чинників саме за рахунок більш високої меліорованості та щільності гідромережі, порівняно із водозбором р. Ілля, для якого значення стійкості дорівнює 11. Скоріш за все, що саме із цим пов'язано для нього запізнення переходу до від'ємних значень $M_{нбм}$ (рис. 7.8, а,б). Отже швидкість досягнення прийнятних $M_{нбм}$, 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.

Висновки:

В Чорнобильській зоні відчуження радіоактивне забруднення має розподілений, нерівномірний характер, що вносить значні труднощі під час схематизації та реалізації математичного моделювання вторинного забруднення

ґрунтових вод та поверхневих вод меліоративних каналів. Для отримання задовільного динамічного балансу кількості радіонукліду в системі

водозбір- водоприймач, у кожному конкретному випадку доводиться спиратись на результати безпосередніх польових досліджень. *Внесок головних джерел та*

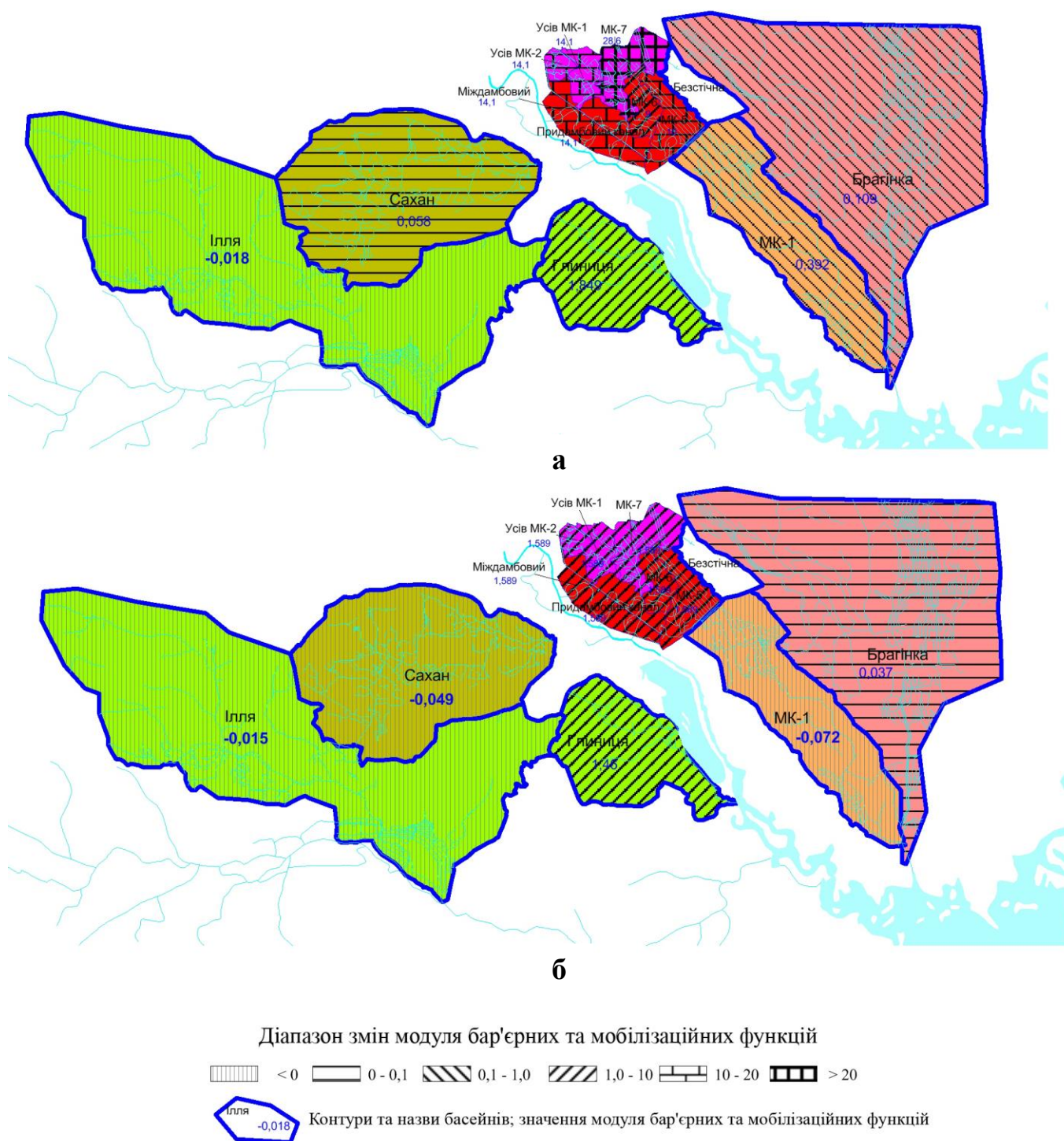


Рис. 7.8. Вплив порушення бар'єрної стійкості водозбору за рахунок техногенних надбудов на зміни модуля бар'єрних та мобілізаційних

функцій ($M_{нбм}$) з 1998 р. (а) по 2012 р. (б). Кольори відповідають градації до рис. 7.6.

процесів у вторинне забруднення водотоків визначено шляхом вирішення емпіричних балансових рівнянь, систем рівнянь та компартментної моделі: роль донних відкладів та площинного стоку у вторинному забрудненні поверхневих вод каналів була максимальною у 1995-1996 рр. (відповідно, 45 і 2,7%); вилуговування із затоплених укосів та стік з боліт – у 1997-1998 рр. (54 і 7,8%); ґрунтових вод – в 1989, 2004-2007 і 2010-2014 рр. (від 25 до 35-36 %, на ділянках з гончарним дренажем – до 70%). Виділення головних джерел вторинного радіоактивного забруднення водотоків (в т.ч. за рахунок надходження ґрунтових вод) за результатами досліджень на балансових майданчиках, необхідне для коригування водоохоронних заходів з метою мінімізації забруднення дренажних вод та водного винесення активності. При тому, що частка винесення радіонуклідів ґрунтовими водами з часом зростає і стає провідним джерелом забруднення водотоків, необхідно вивчати ландшафтно-геохімічну обстановку на всій водозбірній площі каналу, де відбувається живлення ґрунтових вод.

Захисні властивості геологічного середовища у першому наближенні можна оцінити за швидкістю розповсюдження фронту забруднення за потоком ґрунтових вод. Відповідно до розрахунків для двох свердловин, швидкість лінійного перенесення ^{90}Sr не перевищила 3,7 м/рік (при градієнті 0,002), що складає 18,5% від швидкості потоку ґрунтових вод. Це відповідає фактору затримки 5,4. Швидкість міграції ^{137}Cs з ґрунтовим потоком значно нижча.

Оскільки такі характеристики поліського ландшафту, як штучна дренажна мережа, площа лісу, органогенні ґрунти, мікрозападини носять регіональний характер, то і вивчати їх вплив на винесення радіонуклідів необхідно на регіональному рівні. Розроблено *методологію оцінки*

бар'єрної стійкості водозбірних басейнів на основі статистичного аналізу моніторингових даних, який дозволяє: виділяти головні статичні (ландшафтні) та динамічні чинники, що відповідають за утримання радіонуклідів на водозборі або сприяють їх водному винесенню, і трансформаційні етапи, що характеризують якісні переходи забруднюючих речовин; отримувати регресійні залежності для різних етапів післяаварійного циклу з можливістю адаптації моделей до слабо вивчених водозбірних басейнів та виконання епігностичних і прогнозних задач; коригувати впливові чинники водного винесення з метою мінімізації забруднення водоприймачів. Метод прогнозування водного винесення забруднюючих речовин та їх концентрацій у воді спирається на параметризацію гідродинамічних та біогеохімічних показників не лише водотоку, а і його водозбірної площі. Практичне значення розробленої методології полягає у можливості визначення ефективних на поточний час водоохоронних заходів, що сприяють посиленню бар'єрної стійкості водозбору, як то: збільшення або зменшення дренажності, додаткове заліснення водозбору, вапнування кислих ґрунтів тощо.

За допомогою ретроспективного аналізу досліджено зміни ступеню впливу статичних та динамічних чинників на водне винесення ^{90}Sr протягом тривалого періоду після аварії на ЧАЕС, який можна розділити на етапи за набором визначальних чинників. У різний час до провідних статичних чинників належали: западинні форми, густина гідрографічної мережі, площа лісу, тип ґрунту, рН водної витяжки, меліорованість, ступінь зарегулювання гідрографічної мережі. Серед динамічних чинників важливу роль у формуванні концентрації ^{90}Sr посідають: окиснюваність, рН води, швидкість потоку. Неабияке значення повинні мати коливання рівня ґрунтових вод. Прогнозування ступеню забруднення ґрунтових вод може бути пов'язане з моделями, в яких комбінуються як статичні, так і динамічні чинники: щільність забруднення водозбірної поверхні,

інфільтраційне живлення, потужність зони аерації, рН води, вміст сульфатів.

За результатами факторного аналізу різних варіантів вибірок параметрів ландшафту чітко виділяються групи взаємозалежних природних і техногенних характеристик водозбірних басейнів. До однієї із груп увійшли переважно «водні» показники: щільність гідромережі, меліорованість, зарегульованість, частка підземного стоку в загальному, а також щільність западин, що підтверджує значну роль останніх у формуванні інфільтраційного живлення ґрунтових вод та у загальному водообміні. Крім того, факторний аналіз обґрунтував доцільність поділу вибірок басейнів на лівобережні та правобережні, що дало підстави для висновків про різні чинники та механізми утримання і винесення стронцію, а також для розподілу басейнів на відповідні групи в процедурі статистичного аналізу. Водне винесення ^{90}Sr з площі водозбору поєднується в групи з показниками поширення органогенних ґрунтів, запасами ^{90}Sr та щільністю западин на водозборі.

Природну бар'єрну стійкість водозборів ЧЗВ запропоновано оцінювати за сумою балів, еквівалентних ступеню впливу (за коефіцієнтами кореляції) ландшафтних показників на водне винесення радіонуклідів. Бар'єрні функції ландшафту виконують такі чинники: лісова рослинність, приплив ґрунтових вод (до їх суттєвого забруднення з 2001 р.), нейтральні та слаболужні ґрунти, органо-мінеральні ґрунти, меліорованість до 20%.

Головні ландшафтні характеристики, що послаблюють бар'єрну стійкість – густа гідрографічна мережа та сухі западини. Штучно згущена дренажна мережа суттєво знижує бар'єрну стійкість водозборів. Загалом проявляється *значно більша залежність винесення ^{90}Sr від техногенних чинників, ніж від природних*. За меліорованості порядку 40% стійкість водозбору погіршується в 3,7 рази, за меліорованості від 60 до 70% – змінюється від середньої до слабкої; при 70% і більше – погіршується до

незадовільної і дуже незадовільної та небезпечної, що відбивається на стабільно підвищеному виносі ^{90}Sr . Проте меліорованість на рівні 10-20% істотно не впливає на бар'єрну стійкість водозбору, зокрема по відношенню до ^{90}Sr . Зарегульовані осушувальні системи в маловодні роки здатні утримувати значну частину стоку, що позначається на зменшенні виносу радіонуклідів і сприяє посиленню бар'єрних функцій.

Поєднання результатів детальних, локальних досліджень та узагальнень на регіональному рівні є основою для розробки реабілітаційних заходів, науково-прикладних засад поводження з меліоративними системами на забруднених територіях та вдосконалення систем захисту водних об'єктів в санітарних зонах АЕС на території Українського Полісся.

РОЗДІЛ 8

НАУКОВО-ПРИКЛАДНІ ЗАСАДИ ПОВОДЖЕННЯ ІЗ ОСУШУВАЛЬНИМИ СИСТЕМАМИ В ЗОНАХ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ (НА ПРИКЛАДІ ЧЗВ)

Осушувальні системи, займаючи близько 13% сучасної території Чорнобильської зони відчуження, контролюють практично усі притоки р.Прип'ять і є найважливішим елементом формування режиму, стоку, радіо-логічних показників (концентрації, винесення) поверхневих і ґрунтових вод. До того ж осушувальні системи впливають на прилеглі до ЧЗВ населені території.

Нормативно-правову базу даної розробки складають відповідні положення Конституції України щодо подолання наслідків Чорнобильської катастрофи та ряд Законів України: “Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи”, “Про охорону навколишнього природного середовища”, “Про поводження з радіоактивними відходами”, “Про радіаційний захист людини”, Водний кодекс України а також інші закони і нормативно-правові акти України, в т.ч. НРБУ-97. Поводження з меліоративними системами в зонах відчуження повинне узгоджуватись в першу чергу з основними принципами, визначеними Концепцією діяльності в ЗВ та ЗБ(О)В на території України (1998р.): «Будь-яка діяльність у Зоні щодо покращення радіоекологічної обстановки має здійснюватися з максимальним використанням природних факторів і мінімальним втручанням у природне середовище», що зобов'язує використовувати природні бар'єрні властивості ландшафтів. Проте, осушувальні системи, за науково обґрунтованого їх використання, можуть служити ефективним інструментом в управлінні процесами, що формують активність вод, а також засобом регулювання забрудненого стоку та радіоекологічної обстановки в цілому [265]. Згідно 13 статті 2-го розділу

Закону України "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи", діяльність на цих системах можна розглядати як "заходи щодо запобігання винесенню радіонуклідів з території зон і радіоактивному забрудненню навколишнього середовища". Прикладний зміст поводження з осушувальними системами пов'язаний також із заходами щодо реабілітації відносно чистих територій зони безумовного (обов'язкового) відселення (колишнього Поліського району).

Характер заходів на меліоративних системах визначається призначенням функціональних частин Зони: промислової, загального режиму, заповідної та зони першочергової реабілітації.

8.1 Головні критерії вибору сценаріїв поводження із осушувальними системами

Рішення щодо яких завгодно заходів на меліоративних системах повинні обґрунтовуватись аналізом гідрологічних умов (Додаток В.2), бар'єрної стійкості меліорованих водозборів (Додатки Я.1 - Б.2), комплексом досліджень щодо визначення джерел формування радіоактивного забруднення дренажного стоку та базуватись на прогнозах радіоекологічної ефективності цих заходів і можливих побічних негативних ефектів від них. Бар'єрна стійкість водозбору оцінюється за комплексом ландшафтних показників. Вичерпання бар'єрних функцій ландшафтно-системи водозбору відбувається в екстремальні періоди – під час високих повеней та паводків, за значного перезволоження.

Головними критеріями, що визначатимуть характер поводження з осушувальною системою слід вважати [208,258]:

- ступінь відповідності природно-меліоративної обстановки на системі або осушуваному водозборі річки основному призначенню зони відчуження – виконанню бар'єрних функцій;

- ступінь поверхневого забруднення водозбору та концентрації радіонуклідів у дренажних водах;
- об'єми забрудненого поверхневого стоку та можливість і економічна доцільність їх регулювання;
- ландшафтну приуроченість та ступінь відповідності процесів, що протікають на території системи і прилеглих до неї землях ландшафто-відновлювальним та автореабілітаційним процесам;
- відносну площу та характер поширення торфовищ і торф'яно-болотних ґрунтів, які повинні перебувати в підтопленому стані;
- водорегулюючу здатність осушувальної системи, її технічний стан, конструктивні особливості і параметри;
- домінуючі процеси вторинного забруднення поверхневих вод;
- приуроченість системи до однієї з чотирьох функціональних зон ЗВ і ЗБ(О)В.

Природно-меліоративна обстановка на системі повинна забезпечувати максимальне водоутримання на багатоводний період, у зв'язку із чим слід підтримувати високу регулюючу ємність зони аерації та недопускати переповнення каналів напередодні повені. Під час зимової межені концентрації радіонуклідів звичайно менші, ніж під час літньої (Додаток В.2), тому збільшення стоку під час зимової межені і зменшення під час літньої сприятливо позначається на зменшенні обсягів винесення радіонуклідів.

Інформація про щільність забруднення системи особливо важлива під час вирішення питання про першочерговість реабілітації території в зоні безумовного відселення.

Поводження із осушувальними системами також залежить від терміну після початку забруднення, який обумовлює характер перерозподілу, ступінь заглиблення та співвідношення рухливих і фіксованих форм радіонуклідів.

Висока, порівняно із іншими басейнами, частка винесення та позитивний і великий модуль бар'єрних і мобілізаційних функцій дають підстави для розробки додаткових заходів щодо посилення бар'єрної стійкості водозборів.

До підтримання режимів відтворення боліт та торфовищ слід відноситись вибірково, оскільки торф'яні ґрунти поширені досить локально, займаючи лише 4,5% площі зони відчуження [74] і не більше 20% площі меліоративних систем. На ділянках поширення торф'яних ґрунтів, для збереження пожежної безпеки та відновлення ґрунтоутворюючого процесу допускається перекриття регулюючих споруд. За високої щільності забруднення (>185 Бк/м² за ⁹⁰Sr і > 555 Бк/м² за ¹³⁷Cs) відновлення болотних ценозів можна визнати доцільним лише якщо поверхневий стік з таких ділянок повністю виключається. Поступове осушення боліт після відновлення експлуатації дренажної мережі веде спочатку до збільшення винесення радіонуклідів, а через деякий час (3-5 років) – до його зменшення за рахунок самоочищення водної системи [231]. Слід враховувати, що збільшення загальної площі затоплених западин на низькій лівобережній заплаві р. Прип'ять сприяє збільшенню винесення ⁹⁰Sr, а на території правобережжя р. Прип'ять – його зменшенню.

8.2 Функції меліоративних систем в регулюванні водно-радіаційної обстановки на водозборах

Осушувально-зволожуючі системи (в робочому стані) 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, проте сприяють їх прискореній реабілітації. Тому, у випадках, коли скид дренажних вод відбувається у

водотоки, що є джерелами господарсько-питного або зрошувального водопостачання, розміщення осушувальних систем в санітарних зонах навколо потенційних об'єктів забруднення недоцільне. Якщо осушувальні системи були побудовані до виникнення цих об'єктів, то з їх допомогою можна регулювати поверхневий стік. Регулювання найбільш забрудненого поверхневого і паводкового стоку виконується за допомогою водосховищ, обвалування русла, використання обвалованих дамбами територій як полів фільтрації для найбільш забрудненого стоку, відведення найбільш забрудненої частини стоку по обвідних каналах в інші водотоки або через відчужену територію з кращими бар'єрними функціями, збільшення частки стоку ґрунтових вод в разі їх незначного забруднення та зниження рівня ґрунтових вод для збільшення регулюючої ємності зони аерації. Гідротехнічні заходи можуть бути доповнені протиерозійними заходами на схилах.

Осушення западин без застосування закритого дренажу або за умов відведення дренажних вод у колодязі-поглиначі, поглинаючі свердловини чи замкнені штучні ставки може сприяти депонуванню та розсіюванню радіонуклідів у геологічному середовищі та зменшенню винесення їх у канали.

Якщо головним завданням є реабілітація забруднених земель, то за допомогою осушувальної мережі цей процес можна прискорити [231], але такі території повинні мати перехідні «буферні» зони з високими бар'єрними функціями, здатні до самоочищення підземного та поверхневого стоку.

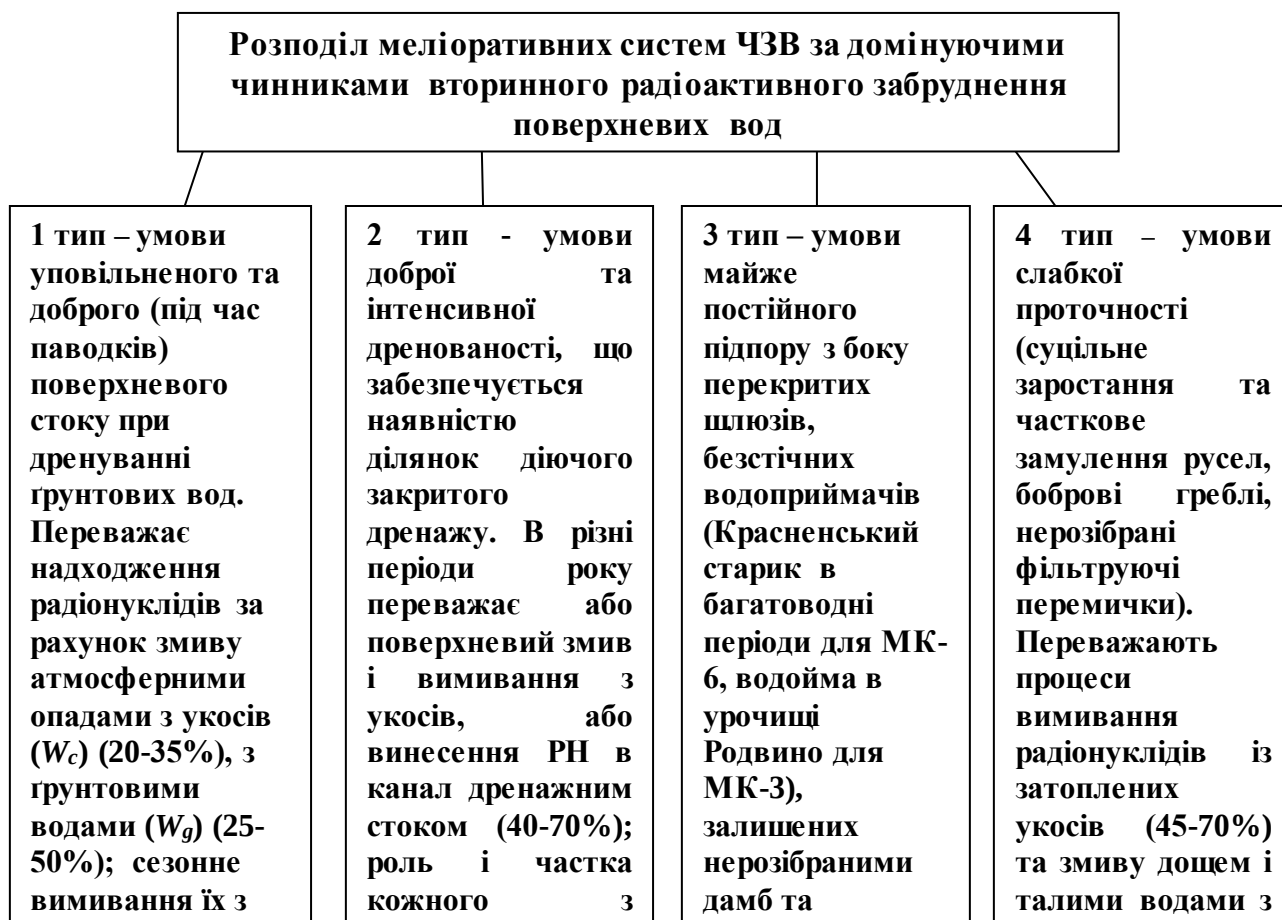
8.3 Типізація умов вторинного забруднення поверхневих вод каналів

За домінуючими процесами вторинного забруднення поверхневого стоку ^{90}Sr виділено чотири типи умов на меліоративних системах ЧЗВ (рис. 8.1) :

1 тип – умови уповільненого та доброго (під час паводків) поверхневого стоку при майже постійному дренаванні ґрунтових вод (виключаючи короткі періоди зворотного живлення на піках повені). Переважає надходження радіонуклідів з ґрунтовими водами (W_g) (25-50%) та за рахунок змиву атмосферними опадами з укосів (W_c) (20-35%);

2 тип – умови доброї та інтенсивної дренаваності, що забезпечуються наявністю ділянок діючого закритого дренажу, або дренажних закритих колекторів; здебільшого в річному балансі переважає винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами;

3 тип – умови майже постійного підпору з боку перекритих шлюзів, безстічних водоприймачів, залишених нерозібраними дамб та перемичок, завалів під переїздами через канали. Тут переважають процеси вимивання



радіонуклідів із затоплених укосів та ґрунтів прилеглої території ($K_{\text{вм}}$), особливо під час спаду повені коли відбувається стік в канали дуже забруднених болотних вод (65-97%). Для даних умов загальний баланс радіонукліду можна представити у вигляді:

$$W_t = [W_{\delta} + W_c + I_t] \cdot K_{\text{вм}} - W_f, \quad (8.1)$$

де W_{δ} – кількість радіонукліду що надходить на даному відрізьку каналу з бокової відкритої мережі; I_t – надходження з опадами на дзеркало водотоку; вилучення радіонукліду з фільтраційними втратами в борти каналу (W_f) може скласти до 15% від суми прибуткових складових; $K_{\text{вм}}$ максимальний і досягає 1,65-2,0, хоча при цьому донні відклади у забрудненні приймають участь наприкінці зими та в періоди значного підвищення вмісту гумусових кислот, W_c – змив дощовими і талими водами з укосів мінімальний, а притік ґрунтових вод майже виключений.

4 тип – умови слабкої проточності за рахунок майже суцільного заростання русла та часткового його замулення, наявності бобрових гребель (до 3-х на 1 км), а також нерозібраних фільтруючих перемичок, побудованих в 1986 р. Тут переважають процеси вимивання радіонуклідів із затоплених укосів (45-70%).

Умови різних типів можуть формуватися в межах одного водотоку в залежності від розміщення підпірних споруд. Наприклад, якщо боброва гребля, або зачинений шлюз знаходяться у верхній частині каналу, створюють умови 3-го типу лише у досить короткому верхньому б'єфі. В нижньому б'єфі, до гирла, умови вторинного забруднення відповідатимуть 4-му або навіть 1-му типу. Якщо ж перегороджуюча споруда знаходиться у нижній, гирловій частині каналу, умови 3-го типу можуть поширюватися майже на всю його довжину; в окремих випадках стік спостерігається вище зони підпору де формуються умови 1-го або 4-го типу.

8.4 Поводження з меліоративними системами, обумовлене функціональним розподілом території ЗВ і ЗБ(О)В

Характер поведінки з меліоративною системою зумовлюється функціональним статусом території, в межах якої вона знаходиться. Концепцією діяльності в ЗВ та ЗБ(О)В [89] визначений розподіл території за наступними функціональними ознаками:

Промислова територія становить 80-100 км² (тобто до 2,5% території ЗВ і ЗБ(О)В) і складається з двох частин, що відрізняються щільністю та складом радіонуклідного забруднення і характером діяльності в її межах. Перша частина - території проведення відновлювальних робіт з ліквідації наслідків катастрофи на ЧАЕС та запобігання розповсюдженню радіонуклідів. Друга частина (характеризується кращим радіаційним станом) - території, на яких розташовані об'єкти інфраструктури, що забезпечують виробничу діяльність.

На радіаційно забруднених територіях цієї зони осушувальні системи покликані забезпечувати найбільш сприятливий рівневий режим ґрунтових вод для запобігання підтоплення ППРВ і ПТЛРВ, функціонування промислових об'єктів, в т.ч. на площах, прилеглих до споруд, що входять до комплексу обслуговування об'єкту "Укриття", до інфраструктури ЗВ і ЗБ(О)В, важливих водоохоронних об'єктів, таких як правобережна протиповенева дамба, а також управляти напрямками відтоку ґрунтових вод. Осушувальні системи в цій зоні використовуються, в основному, для відведення надлишкових вод, запобігання затопленню та підтопленню земель, мінімізації винесення радіонуклідів до водоприймачів [209]. На цій території розміщені менші частини (до 40%) о.с. Сахан, Чистогалівська, польдерна частина системи Прип'ятської.

Заповідна територія включає об'єкти, що мають природоохоронний статус, а також типові ландшафти, характерні для Зони – лісові масиви,

болотисті і суходільні луки, перелоги та покинуті населені пункти. На цій території підтримується режим заповідності, який виключає порушення процесу природного самовідновлення [88].

До Чорнобильської катастрофи на сучасній території ЗВ і ЗБ(О)В існувало 11 об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ) України. У затвердженій в 1994р. "Концепції Чорнобильської зони відчуження на території України" задекларовано, що заповідна зона займає не менше 10% природних угідь. Поводження з осушувальними системами на цій території спирається на висновок про те, що болота здатні відігравати роль бар'єрів, які акумулюють значний запас радіоактивних речовин. Відновлення режимів постійного надмірного зволоження осушених в минулому боліт можливе шляхом закладання ґрунтом або перекриття у гирловій частині регулюючих каналів. Підтримання в робочому стані гідротехнічних споруд необхідне для попередження підтоплення та затоплення радіоактивно забруднених площ або переосушення торфовищ, що загрожує виникненням пожеж.

Торфовища слід підтримувати у підтопленому стані, а на автоморфних мінеральних ґрунтах забезпечувати самотічний режим [123]. Для цього слід підтримувати регулюючі функції гідротехнічних споруд та пропускну здатність каналів.

За допомогою діючих систем можливо акумулювати поверхневий стік, підвищувати базис ерозії, створюючи умови для відтворення торф'яників. В режимі повеневого живлення болотні ценози на низинних торфово-болотних ґрунтах дають значний внесок у винесення радіонуклідів річками і вимагають ізоляції шляхом одамбування. Відновлення болотних ценозів можна визнати доцільним лише на незатоплюваних річками і практично безстічних ділянках колишніх осушувальних систем. Доцільність відновлення боліт в цьому випадку обумовлюється збереженням біорізноманіття та значенням боліт у балансі вуглекислого газу в атмосфері. Виділення таких ландшафтів у заповідну частину ЗВ і

ЗБ(О)В потребуватиме не лише перекриття дренажних каналів, а, передусім, відновлення режимів постійного надмірного зволоження найнижчого гіпсометричного рівня осушених в минулому земель. Затоплені меліоративні канали і прилеглі до них зниження у рельєфі стають осередками відновлення торфонакопичення та відтворення болотних ценозів (Додаток В.2).

Заболочені заплави Прип'яті та її приток разом з окремими болотами на водозборі, являють цінність для загальних біосферних процесів та збереження біорізноманіття у зв'язку з тим, що знаходяться на двох великих шляхах міграції водно-болотних птахів: великому Дніпровському в напрямку південь-північ-південь і Поліському в напрямку схід-захід-схід [111]. За визначенням Рамсарської конвенції «торфовища є особливо цінними угіддями через те, що вони виконують надзвичайно важливу геофункцію по депонуванню вуглекислого газу». Ці ділянки не можуть знаходитись в межах впливу водоохоронних споруд, що експлуатуються. Це можуть бути практично безстічні понижені ділянки з рівнем радіоактивного забруднення від дуже високого до низького, або заплавні незахищені від повеней масиви з достатньо низьким ($< 37 \text{ кБк/м}^2$ за ^{90}Sr) рівнем забруднення. Якщо відносити до заповідної зони меліоративні системи, або їх ділянки, то для таких земель повинні бути притаманні режими надмірного зволоження (згідно рішення КабМінУ №935 від 23.11.1995 «Про заходи щодо охорони водно-болотних угідь, які мають міжнародне значення» до таких віднесено заплаву р.Прип'ять). На заповідній території слід сприяти розвитку природних сукцесій [5], але спрямовувати розвиток вторинних посттехногенних процесів у напрямку максимальної радіоекологічної безпеки і користі [90]. Бажано відновити водорегулюючі функції гідротехнічних споруд лише на магістральних каналах або в нижній їх частині, а також тих вузлів на бічній мережі, що відповідають за водний режим торфовищ. Необхідні заходи щодо збереження та примноження лісового фонду [5], оскільки заростання

водозбору лісом зменшує об'єми стоку і, відповідно, – обсяги водного винесення радіонуклідів, так само як вирубка лісів – призводить до їх збільшення.

Таким чином, на меліоративних системах *заповідної зони*, на ділянках поширення торфовищ, де не витримується болотний режим слід відновити регулюючі функції гідротехнічних споруд (шлюзів-регуляторів) без розчищення каналів (для створення замкненого, дуже уповільненого водообмінного режиму і мінімізації стоку забруднених болотних вод).

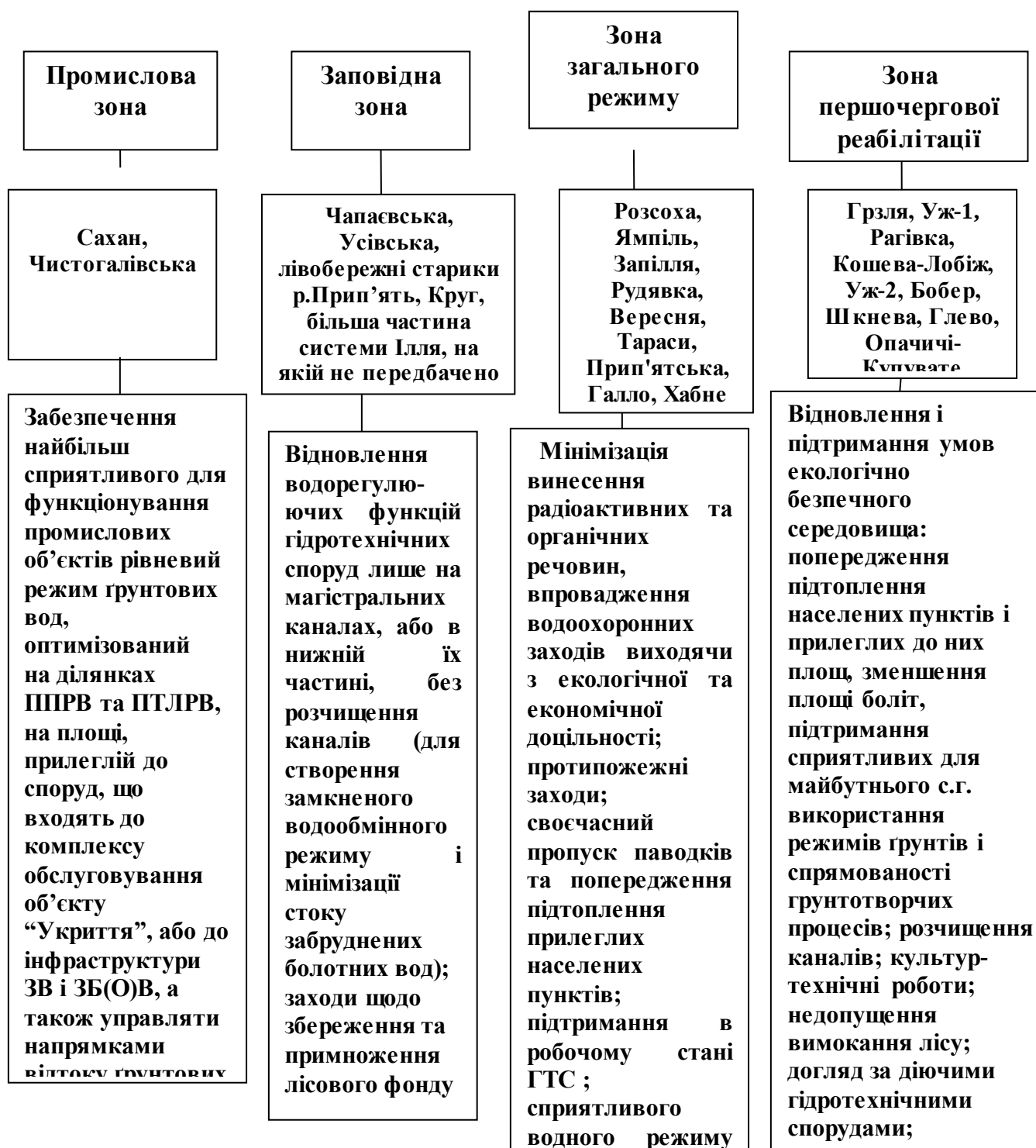


Рис. 8.2. Поводження з меліоративними системами згідно їх приналежності до функціональних зон території ЗВ і ЗБ(О)В

територія першочергової ревітації охоплює ділянки, на яких до 2015р. щільність радіоактивного забруднення радіоізотопами цезію і стронцію буде нижче значень, регламентованих Законом України “Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи”, використання яких може дати суспільно-економічний ефект у короткостроковий період. В межах цієї території передбачається проведення лісовідновлювальних заходів, а також заходів з їх утримання, з урахуванням перспективи повернення у народногосподарський обіг [5]. Деякі ділянки можуть використовуватися як науково-дослідні та інші полігони [88,89].

Територія що відводиться під реабілітацію повинна відповідати щонайменше двом критеріям: дозовому і економічному. Значна територія зон радіоактивного забруднення в наш час може бути використана для ведення сільського господарства [43]. Відродження господарської інфраструктури, а тим більше рослинництва, або тваринництва, неможливе без відновлення відповідного водно-повітряного та поживного режиму ґрунтів, дотримання норм осушення. Такі умови можливо створити лише завдяки відновленню роботи осушувально-зволожувальних систем. За умов дотримання допустимих концентрацій у дренажному стоці, можна прискорити реабілітацію родючого шару ґрунту і зони аерації в цілому, а також прискорити самоочищення ґрунтових вод на територіях першочергової реабілітації [123] (див. рис. 8.2).

В тій частині зони відчуження, що виконує буферні функції, слід стимулювати процеси самоочищення та попереджати погіршення якісних показників вод [90,133].

Пріоритетність і послідовність робіт з реабілітації раніш осушуваних земель визначається наступними принципами:

- першочерговому поверненню підлягають землі з меншою щільністю забруднення, при цьому враховується, що кращий ефект досягається на більш родючих землях;
- першочерговій реабілітації підлягають землі, що знаходяться в межах діючих господарств або прилягають до їх території, при цьому пріоритет віддається мінеральним ґрунтам із щільністю забруднення ^{137}Cs до 555 кБк/м²;
- реабілітацію угідь на органогенних ґрунтах із щільністю забруднення ^{137}Cs більш ніж 111 кБк/м² в наш час виконувати недоцільно;
- отримувана продукція повинна відповідати санітарно-гігієнічним (в т.ч. радіаційним) нормам, а дозове навантаження на персонал - допустимим;
- виробництво повинно бути рентабельним;
- повинні бути найбільш сприятливі умови щодо налагодження інфраструктури.

Задачі діяльності на меліоративних системах зон першочергової реабілітації [90,155]:

- відновлення і підтримання умов безпечного середовища існування, в тому числі попередження підтоплення населених пунктів і прилеглих до них площ, оздоровлення природної екосистеми, зменшення площі боліт, підтримання сприятливих для майбутнього сільськогосподарського використання водно-повітряних режимів ґрунтів і спрямованості ґрунтоутворчих процесів;
- видалення в осінній період з каналів рослинності, що виконала фіторе mediaційні функції та утруднює стік [113]; культуртехнічні роботи;

-недопущення вимокання лісу; забезпечення пожежної безпеки торфовищ;

-догляд за дамбами та діючими гідротехнічними спорудами, підтримання в робочому стані переїздів через канали для забезпечення необхідної господарської діяльності на території [155];

Проведенню реконструкцій систем повинна передувати екологічна експертиза.

Територія загального режиму не підпадає під вищезгадані визначення. За своїм статусом це заказник, в якому передбачається проведення необхідних природоохоронних заходів, наукових досліджень, а також робіт, спрямованих на дотримання певного режиму та збереження культурних цінностей [88].

На території загального режиму а також в промисловій зоні, де бар'єрні функції ландшафту мають вирішальну роль, слід дотримуватись пріоритету зменшення винесення радіонуклідів. Але водоохоронні та інші заходи, що тут проводяться, не повинні суперечити автореабілітаційним процесам на прилеглих, менш забруднених площах [123, 204].

Системи, щільність поверхневого забруднення яких не перевищує 370 кБк/м², розміщені далеко від населених пунктів, можуть розглядатися як перехідні до зони першочергової реабілітації, тобто їх статус може бути визначений як перспективних до 2-ї черги реабілітації. На цих системах заходи не викликатимуть загрози значного винесення радіонуклідів за межі ЧЗВ, тому тут слід стимулювати автореабілітаційні процеси та попередити надлишкове заболочення і втрату земель з фонду перспективного використання [90].

Експлуатаційна діяльність на меліоративних системах даної території може бути спрямована на: мінімізацію винесення радіоактивних речовин поверхневими і ґрунтовими водами (виходячи з екологічної та економічної доцільності впровадження водоохоронних заходів); протипожежні заходи; своєчасний пропуск паводків та попередження підтоплення площ

прилеглих населених пунктів; підтримання в робочому стані відремонтованих гідротехнічних споруд; підтримання сприятливого водного режиму на заліснених площах; недопущення розмиву дорожніх насипів та дамб; проведення радіоекологічного моніторингу.

8.5 Загальні засади поводження із осушувальними системами з врахуванням водності періоду

1. Штучна дренажна мережа викликає порушення бар'єрної стійкості ландшафтів водозбірних басейнів, що виражається у підвищених обсягах стоку і винесення радіонуклідів. Проте, меліорованість на рівні 10-20% суттєво не впливає на бар'єрні функції, які можуть залишатись на тому ж якісному рівні.

2. *Стратегія* керування радіоекологічною ситуацією на меліоративних системах ЗВ і ЗБ(О)В базується на комплексних дослідженнях, що виконуються в три етапи: 1) оцінка доцільності втручання, 2) вибір водоохоронних заходів, 3) аналіз можливих, в першу чергу негативних, ефектів.

3. З плином часу після початкового радіоактивного забруднення пріоритетні джерела і процеси вторинного забруднення змінюються. Тому водоохоронні заходи повинні виконуватись у відповідності із тим, які із цих джерел визначають забруднення дренажного стоку на даний час: на початку періоду, коли переважає винесення із донних відкладів, – виконати розчищення каналів, перед початком багатоводного періоду – ліквідувати нерегульовані підпірні споруди, через які йде перелив поверхневого стоку. В багатоводні роки і роки середньої водності створювати можливості для переведення частини стоку із найбільш забруднених систем на сполучені із ними системи, розташовані на менш забрудненій території; використовувати замкнені міждамбові області для

переведення забрудненого поверхневого стоку із затоплених ділянок у фільтраційний (очищення через повільні піщані фільтри).

4. *В маловодні роки* та частково у роки середньої водності перекрита осушувальна мережа здатна утримувати стік в межах русел. Отже, якщо концентрації радіонуклідів на цей час високі, можна утримувати і зменшувати винесення, за рахунок шлюзування регулюючої (переважно бічної) мережі каналів [201]. Особливо важливо зменшити винесення в наступний після багатоводного рік на найбільш меліорованих водозборах. *У багатоводні роки* та періоди слід пропускати більшу частину стоку в межах русел каналів, затримуючи його наприкінці повені чи паводку.

У зв'язку з тим, що в динамічних умовах максимальний вихід радіонуклідів у розчин спостерігається через 17-21 добу, необхідно пропускати стік саме до цього часу від початку значного підйому рівня, а затримувати стік в статичних умовах на термін не менше 42 діб.

5. Оскільки до початку помітного забруднення ґрунтових вод від моменту радіоактивного забруднення проходить 9-13 років, бажано на цей час стимулювати збільшення участі ґрунтових вод у загальному стоці, тобто створювати проточний режим [214]. І навпаки, в наступні роки, очищувати меженний стік на бічній мережі каналів [201].

8.6 Поводження з осушувальними системами на різних етапах після радіоактивного забруднення території

Стратегія поведінки з осушувальними системами підпорядковується характеру трансформацій забруднюючих речовин та водності років [208].

Згідно досвіду мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи, виведення систем з експлуатації в зарегульованому стані веде до затоплення забруднених площ. За умов прямого надходження вод з

осушувальних систем до річок водоохоронні заходи повинні бути в першу чергу спрямовані на попередження затоплення і вимивання радіонуклідів з ґрунту і використання ландшафтних чинників, які у поточний період регулюють бар'єрну стійкість водозборів по відношенню до радіонуклідів. Тому, *на першому, аерозольному етапі* радіоактивного забруднення, зарегулювання провідної магістральної мережі у багатоводні роки є неприпустимим. У зв'язку з переважанням у випадіннях слаботорозчинних форм ^{90}Sr і домінуванням завислих його форм у воді, регулюючі гідротехнічні споруди можуть відігравати суттєву роль в процесах осадження радіонуклідів у верхніх б'єфах каналів і зменшенні водного їх винесення у маловодні роки. Регулювання, тобто затримка стоку матиме найкращу ефективність після видалення дернини на найбільш забруднених ділянках укосів каналів відразу після закінчення випадання радіоактивних аерозолів на поверхню ґрунту. Після цього доцільно проводити затримку стоку: у багатоводні роки – лише на бічній мережі каналів (табл. 8.1), у маловодні – на бічній мережі і вибірково (на ділянках торфовищ) – на провідній. Створення декількох секцій на водотоці за допомогою шлюзів обумовлює краще очищення води, ніж на водотоці такої ж довжини з малою швидкістю без перегороджуючих засобів. При цьому, споруди повинні бути лише регулюючими (не «глухими»), або ж греблі повинні мати достатньо низький поріг, щоб не допускати підняття рівнів ґрунтових вод і змикання їх з поверхнею в багатоводні періоди. Контроль за підтопленням і поширенням водної поверхні в разі розвитку процесів заболочення слід виконувати з використанням матеріалів багатозональної космічної зйомки [207].

На третій рік (при накопиченні шару мулу у верхніх б'єфах споруд не менше 15 см), в осінній маловодний період, слід видалити радіоактивні донні відклади разом з рослинністю і поховати в екрановані глиняним шаром (до 20 см) траншеї на віддалі не менше 200 м від найближчих водоприймачів. Розчищення каналів сприятиме також підтриманню

низького базису ерозії, попередженню широкого забруднення ґрунтових вод та їх розвантаженню. Після розчищення каналів затримувати поверхневий стік не доцільно.

На період, коли вміст радіонуклідів в ґрунтових водах на 1-2 порядки менший за їх вміст в поверхневих водах:

- у *маловодні роки* – слід 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;

- 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 [214], підтримувати дієздатність польдерів для запобігання затоплення забруднених ділянок; на найбільш забруднених системах допускається зарегулювання поверхневого стоку та розвантаження ґрунтовим стоком, проте слід уникати розвитку заболочування мінеральних автоморфних ґрунтів.

Таблиця 8.1.- Заходи з посилення бар'єрних функцій та мінімізації водного винесення радіонуклідів з осушувальних систем на різних етапах післяаварійного циклу (на прикладі аварії на ЧАЕС).

Етап	Характер розподілу радіонуклідів у воді	Можливі заходи
1 (1986 – літо 1987 рр.)	Переважають завислих (30-40% ^{137}Cs і до 70% ^{90}Sr) і слабозрочинних форм. Більш високі об'ємні активності і рухливість ^{137}Cs в порівнянні із ^{90}Sr (співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} = 0,81$)	Акумуляція стоку в бічній мережі каналів та седиментація зависей за допомогою ГТС. Застосування плаваючих пінополістирольних фільтрів, пропуск води по каналах на рівнях нижче "берегових аномалій". Зняття та поховання дернини з найбільш забруднених берегових укосів. Застосування повільних піщаних фільтрів.
2	Вирівнювання і поступова	Розчищення бортів та русел у верхніх

Етап	Характер розподілу радіонуклідів у воді	Можливі заходи
(осінь 1987 – 1992 рр.) маловодні роки	перевага рухливості ^{90}Sr над ^{137}Cs (співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} = 2-3,6$). Винос ^{137}Cs р.Прип'ять знизився в 4 рази. Високий вміст колоїдних форм. Частка ^{137}Cs на зависях збільшилась до 50%. Розчинних форм ^{90}Sr до 82%. Основний винос радіонуклідів – за рахунок повеней. Зниження об'ємних активностей ^{137}Cs , а часто і ^{90}Sr практично в усіх добре проточних водотоках.	б'єфах споруд на каналах. Пропуск високих вод без затримки при допустимих об'ємних активностях і акумуляція частини стоку в розчищених каналах за високого вмісту радіонуклідів у воді. Використання: пилюватої фракції мінеральних сорбентів після попередньої очистки води (сітчастими фільтрами і біофільтрами) у водотоках із витратами < 100 л/с; міжканальних полів фільтрації з мінеральними наповнювачами і піщаних дамб, як повільних фільтрів; плаваючих фільтрів, біоплато, статичної сорбції для об'єктів з уповільненим стоком.
3 (1993 – 2000 рр.) багатоводні роки	Перезволоження водозбірної площі. Перевага розчинених форм ^{90}Sr (до 96%). Більш рівномірний розподіл виносу на протязі року. Істотне, нижче ГДК, зниження об'ємної активності ^{137}Cs (спів-відношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} = 4$). Високий вміст органогенних зависей та розчинених органічних речовин. З 1996 р. – суттєвого зниження об'ємної активності ^{90}Sr не відбувається.	Використання біоплато, волокнистих насадок типу “Вія” і переводу стоку на великі відстані по мережі каналів. Попередження заболочування та затоплення. Інтенсифікація дренажування для збільшення притоку більш чистих ґрунтових вод у відкриту мережу, переведення частини поверхневого стоку в ґрунтовий, обладнання каскадних систем і примусової аерації води. Використання існуючих насосних станцій для запобігання затоплення ділянок заплав і аерації води.
4. 2001-2007 маловодні роки	Переважа розчинних форм ^{90}Sr (до 95%). У виносенні ^{90}Sr за межі ЧЗВ одну з головних ролей відіграють ґрунтові води, що контактують з ПЗРВ і ПТЛРВ, фільтруються із ставу охолоджувача із затонів та ін.	Утримання стоку на ділянках з потужною зоною аерації, на пожежезабезпечених ділянках; регулювання рівнів, ізоляція виходів дренажних колекторів, осушення поховань радіоактивних відходів. Вапнування води та біологічні методи сорбції радіонуклідів. Заліснення.

Після завершення руйнування основного запасу паливних частинок і переходу ^{90}Sr у розчинні форми (через 11-13 років) його видалення або зменшення виносення у головні водоприймачі може бути пов'язано з біологічними методами [136, 204] (табл. 8.1). В цей час відбувається значне забруднення ґрунтових вод, у зв'язку із чим слід використовувати та посилювати біогеохімічні бар'єрні властивості ландшафту (сприяти

поширенню лісу, використовувати піщані дамби як повільні фільтри); підтримувати РГВ нижче рівня поховання радіоактивних відходів, ізолювати виходи дренажних колекторів; використовувати біологічні методи дезактивації вод. При цьому слід видаляти водну рослинність з каналів наприкінці кожного року. Видалення донних відкладів в цей час вже не приносить бажаного ефекту. В маловодні періоди на системах із закритим дренажем частково знизити об'ємну активність дренажних вод можна за допомогою «водоочисних елементів» вмонтованих у дренажних гирлах колекторів. Це можуть бути конусні розсіювачі-аератори з фільтруючою підсипкою тощо.

На етапі переважання розчинних форм ^{90}Sr послаблення дренажу ґрунтових вод після виведення систем з експлуатації з утворенням підпірних режимів та зменшенням градієнтів підземного стоку сприятиме зменшенню його винесення в канали, проте розтягненню в часі стоку забруднених вод.

Часто лише здійснення комплексу заходів може призвести до відчутного ефекту [186]. Сумарний радіоекологічний ефект від реалізації всіх експлуатаційних і водоохоронних заходів реалізується впродовж багатьох років [133]. Для того, щоб він був максимальним необхідно підтримувати досягнуті ефекти при експлуатації меліоративних систем. Тобто експлуатація осушувальних систем в зоні відчуження та безумовного відселення не менш доцільна і важлива ніж на сільськогосподарських угіддях, хоча й несе інше функціональне навантаження.

Поводження з осушувальними системами спирається на визначення основних джерел забруднення ґрунтових та поверхневих вод та їх нейтралізацію з максимальним використанням природного бар'єрного потенціалу водозбірних басейнів. Техногенні надбудови (дороги, насипи, греблі, дамби тощо) не забезпечені водовідведенням сприяють

підтопленню та вторинному заболоченню території, що погіршує бар'єрну стійкість водозборів у багатоводні роки.

Отже, осушувальні системи здатні забезпечувати головні напрямки діяльності в зоні відчуження, задекларовані в «Концепції реалізації державної політики у сфері розвитку діяльності в окремих зонах радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи (2012 р.)»:

- «підтримку бар'єрної функції та забезпечення функціонування об'єктів інфраструктури»;
- «підтримання у безпечному стані об'єктів локалізації радіоактивних відходів».

Крім того, осушувальні системи є необхідною складовою для реалізації проектів у сфері зеленої енергетики та збереження природних біотопів, зокрема підтримання необхідних норм осушення в межах:

- лісових масивів, що виконують необхідні бар'єрні функції, або входять до заповідних зон;
- ділянок перспективного вирощування сільськогосподарських енергетичних культур (ріпаку, сої, швидкорослого верболозу);
- поширення ендемічних та лікарських рослин Полісся;
- родючих автоморфних мінеральних ґрунтів, заболочення яких приводить до їх деградації.

Осушувальні системи є дієвим і необхідним технологічним засобом під час реалізації заходів з поетапної реабілітації і повернення зони відчуження до господарського використання, виходячи із вимог «Концепції...(2012 р.)» та сучасних нагальних задач щодо енергетичної незалежності держави, працевлаштування, забезпечення достойних умов проживання населення Поліського регіону України.

ВИСНОВКИ

У результаті вирішення поставлених в роботі задач отримано ряд важливих результатів, з аналізу яких можна зробити наступні висновки:

1. У дисертації обґрунтовано і розвинуто новий науковий напрямок радіогідрогеології – радіогідрогеологію осушуваних ландшафтів, виділення якого обумовлено визначальною роллю штучно згущеної гідрографічної мережі у формуванні винесення радіонуклідів та порушенні природної бар'єрної стійкості. За меліорованості більше 70% природні бар'єрні функції ландшафту практично повністю нівелюються. За рахунок перехоплення вертикальних потоків хімічних елементів закритим горизонтальним дренажем та прискореним каналізованим їх відведенням до водоприймачів суттєво знижується асиміляційна роль геологічного середовища. Специфічні умови тісного водо- і масообміну між водоносним горизонтом ґрунтових вод та відкритими руслами каналів забезпечуються більш потужною зоною височування, що формується на крутих укосах над рівнем води в каналі за рахунок фільтраційного опору та завдяки відсутності заплави. За умов посиленої штучної дренажності значно зростає інтенсивність вертикальної водної міграції радіонуклідів, швидкість забруднення ґрунтових вод. Проте прискорюється і швидкість самоочищення ландшафту та ґрунтових вод. Особливістю таких ландшафтів є також наявність можливостей щодо регулювання режиму ґрунтових і поверхневих вод та розподілу поверхневого стоку.

Радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів відчужених територій розглядає методи визначення та способи мінімізації водного винесення радіонуклідів підземним і поверхневим стоком. Вміст забруднювача у водах каналу відображає сукупну дію чинників і процесів забруднення і самоочищення ґрунтових та поверхневих вод в межах всього водозбору. З гідрогеохімічних позицій *теоретичною основою* цього напрямку є

положення про те, що кожен природний ландшафт по відношенню до певного забруднювача має буферну ємність, яка може бути порушена або посилена меліоративними, в тому числі гідротехнічними заходами, які регулюють режим ґрунтових вод. Після надходження радіонуклідів на площу меліоративної системи починають діяти вторинні процеси винесення їх в ґрунтові води і відкриті канали. Роль цих процесів змінюється з плином часу, що пов'язано із перерозподілом та трансформацією первинних радіоактивних випадінь. У зв'язку із цими змінами відповідно повинні коригуватись і види діяльності щодо мінімізації водного винесення радіонуклідів за межі систем.

2. Автором 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 чинники забруднення ґрунтового і поверхневого стоку та обґрунтувати характер поведінки із меліоративними системами в зонах забруднення: 1) детальний – на балансових майданчиках зі застосуванням натурних спостережень та експериментальних методів, 2) локальний – на окремих меліорованих водозборах, 3) регіональний – узагальнення закономірностей та порівняння утримуючих здатностей (бар'єрних функцій) усіх досліджуваних басейнів на території забруднення.

Завдяки дослідженням на балансових майданчиках вдалось кількісно оцінити та звести до емпіричного балансового рівняння основні джерела і процеси вторинного забруднення вод каналів, що дозволило встановити відносний внесок процесів вторинного забруднення поверхневих вод. Згідно вирішення цих рівнянь, роль донних відкладів та площинного стоку у вторинному забрудненні була максимальною у 1995-1996 рр. (відповідно, 45 і 2,7%); вилуговування із затоплених укосів та стік з боліт – у 1997-1998 рр. (54 і 7,8%); ґрунтових вод – в 1989, 2004-2007 і 2010-2014 рр. (від 25 до 35-36 %, а на ділянках гончарного дренажу – до 70%).

Запропонований метод прогнозування водного винесення забруднювальних речовин та їх концентрацій у воді для басейнового рівня спирається на параметризацію біогеохімічної обстановки водотоку та/або всієї його водозбірної площі, чим відрізняється від існуючих моделей, що описують процеси вторинного забруднення і самоочищення лише в межах русла. Водне винесення ^{90}Sr протягом тривалого періоду після аварії на ЧАЕС визначається низкою статичних (ландшафтних) і динамічних чинників (крім запасу та фізико-хімічних форм радіонуклідів). Сукупна дія цих чинників забезпечує бар'єрну стійкість водозбору. Статичні чинники використовуються для визначення причин, що обумовлюють різні обсяги винесення певного забруднювача з різних водозбірних басейнів за один рік; динамічні – для визначення причин щорічних змін винесення забруднювача з кожного окремого басейну впродовж тривалого періоду і для прогнозування або відтворення концентрації забруднювача у воді певного водотоку за різні роки. Аналіз змін ступеню впливу чинника на винесення впродовж тривалого періоду після початку забруднення дозволив виявити «внутрішні» зміни, що відбувались із мігрантом – переважаючий перехід у рухливі форми впродовж 1999-2004 рр., що повністю збігається з прогнозним піком накопичення ^{90}Sr за межами твердої фази паливних частинок [49].

Отримані регресійні залежності забезпечили: вирішення епігнозних задач, в т.ч. і для водозбірних басейнів, на яких не проводились регулярні спостереження; прогнозування концентрації та винесення; визначення найбільш прийнятних значень динамічних і відносно сталих чинників з метою мінімізації водного винесення радіонуклідів до водоприймачів.

Для ранжирування утримуючих здатностей водозборів запропоновано інтегральний показник – модуль винесення, що є похідною частки винесення від запасів активності на водозборі і являє собою відношення кількості винесеної водотоком за одиницю часу активності радіонуклідів до площі водозбору цього водотоку. Граничним показником виснаження

бар'єрних функцій ландшафту є модуль бар'єрних та мобілізаційних функцій. Оцінка природної та порушеної (осушувальною мережею) утримуючої здатності 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 бар'єрною стійкістю. З підвищенням ступеня меліорованості бар'єрна стійкість водозбору погіршується, що призводить до зростання винесення ^{90}Sr .

Бар'єрну стійкість водозборів ЧЗВ запропоновано оцінювати за сумою балів, еквівалентних ступеню впливу ландшафтних показників на водне винесення радіонуклідів. До цих показників входять: відносна площа лісу, кислих ґрунтів, органо-мінеральних та органогенних ґрунтів, сухих та, окремо, перезволожених западин, їх щільність, а також щільність природної гідрографічної мережі. Штучно згущена дренажна мережа суттєво послаблює бар'єрну стійкість водозборів.

3. На детальному та локальному рівнях визначено цілий *ряд закономірностей* формування радіоактивного забруднення ґрунтових і поверхневих вод осушуваних ландшафтів (більш повний їх перелік викладено в Додатку В.2):

1) Після виведення осушувальних систем з експлуатації, в 1987-1999 рр. зменшувались обсяги стоку з ЧЗВ порівняно із природним (в 1992-1999 рр. Відсутній приріст стоку порівняно з постом у м. Мозир), а також частка стоку ґрунтових вод, (більшою мірою у багатоводні роки), відбулось зростання середньорічних РГВ, зменшення амплітуд їх коливання, градієнтів потоків; це супроводжувалось збільшенням концентрації ^{90}Sr в поверхневому і підземному стоці; *винесення* радіонуклідів з осушувальних систем у маловодні роки зменшувалося а у багатоводні – було вищим ніж в природних умовах стоку.

2) Вперше виділено *чотири типи водообміну* між поверхневими та ґрунтовими водами у межах осушуваних ландшафтів ЧЗВ, що визначають

перерозподіл техногенних радіонуклідів: 1) за наявності діючого матеріального дренажу, 2) без нього при роботі каналу як дрени, 3) за постійного підпору від гідротехнічних споруд, 4) перемінного типу; на ділянках різного типу виконано оцінку розподілу радіонуклідів в окремих компонентах: ґрунтах укосів, донних відкладах, ґрунтових і поверхневих водах.

3) 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. За відсутності додаткових джерел забруднення самоочищення підземних вод може відбутися за 1,5-2 роки. Константа швидкості самоочищення (k) від штучно внесеного забруднення ($4,4-8,0 \text{ Бк/дм}^3$) досягає $2,55 \pm 0,07 \text{ рік}^{-1}$, що до 100 разів перевищує темпи радіоактивного розпаду. Рівновага процесів сорбції-десорбції у водонасиченій зоні, складеній алювіальними пісками, головним чином визначається швидкістю водообміну.

4) Особливості міграції ^{90}Sr і ^{137}Cs для осушувальних систем ЧЗВ визначаються наступними закономірностями у водообміні:

- об'ємна активність ^{90}Sr в ґрунтових водах у більшій мірі залежить від інтенсивності водопритоку, ніж від РГВ; найбільші концентрації ^{90}Sr характерні для добре промитих ділянок дренажування підземних потоків;

- інтенсивність водної міграції визначається щільністю гідрографічної мережі та ступенем дренажності території; проте меліорованість на рівні 10-20% істотно не впливає на бар'єрні функції водозбору;

- у роки малої 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;

- серед чинників інфільтраційного живлення ґрунтових вод (кількість опадів, РГВ, тощо) провідним для осушуваних водозборів є інтенсивність дренажності. На добре дренажних ділянках інфільтраційне живлення 200-320 мм/рік є визначальним фактором 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. За відсутності водообміну, після збільшення концентрацій обох радіонуклідів у розчині, на 40-57 добу від початку затоплення ґрунтів відбувається зменшення і певна стабілізація їх концентрацій. Найвища швидкість виходу ^{90}Sr в розчин – близько 0,3 %/добу – до 16 діб затоплення. Частка ^{90}Sr в розчині зростає зі зменшенням часу усіх попередніх затоплень ґрунтового шару, і навпаки, - більш часте і тривале затоплення сприяє збільшенню валового виходу ^{137}Cs ;

- 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. В перші роки (1990-1991) частка винесення із незарегульованих водозборів була більшою за таку із зарегульованих у 10-18 разів, а наприкінці терміну порівняння (2009-2012 рр.) вони були достатньо близькі: відповідно 0,027-0,04% і 0,013-0,04%. Порівняння 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. У воді застійних зон каналів концентрація ^{90}Sr може бути в декілька разів більшою, ніж на ділянках із стрімкою течією.

5) 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); $\text{SrSO}_4 \leq 4,5\%$.

6) Переважання розчинних або нерозчинних форм ^{90}Sr визначає характер впливу мікрозападин на формування радіоактивного забруднення ґрунтових і поверхневих вод. Більша частина площі мікрозападин забезпечує утримання або переведення ^{90}Sr в глибокі горизонти геологічного середовища. Проте, наявні у більшості западин палеокріогенні псевдоморфози (центральна частина, 4-10% площі) забезпечують вагомий внесок у масоперенесення рухомої частини ^{90}Sr до водоприймачів через ґрунтові води, що проявляється у позитивних коефіцієнтах кореляції між кількістю западин та винесенням ^{90}Sr . Причому транзитна роль западин з роками, в міру збільшення частки водорозчинних форм ^{90}Sr зростає, відповідно зменшується їх бар'єрна, утримуюча роль. За результатами факторного аналізу щільність мікрозападин потрапила до групи «водних» показників разом з обсягами стоку ґрунтових вод в канал, що підтверджує висновок про значну роль западин у формуванні інфільтраційного живлення ґрунтових вод і загальному водному винесенні розчинних форм радіонуклідів до відкритих дрен.

7) Однією з особливих регіональних характеристик стоку є висока концентрація гумусових речовин в поверхневих водах. Середньорічний коефіцієнт кореляції між концентрацією ^{90}Sr та перманганатною окиснюваністю у водах меліоративних каналів лівобережжя р. Прип'ять досягає 0,85, що дозволяє з високим ступенем вірогідності прогнозувати концентрацію ^{90}Sr у воді за допомогою регресійних моделей. 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.

8) Негативна роль техногенного впливу виявляється на польдерних системах за умов перекачування забруднених поверхневих вод насосами в річку. Винесення ^{90}Sr фільтраційним потоком через тіло дамб істотно менше (у 250-330 разів).

За меліорованості від 60 до 70% стійкість водозбору зменшується від середньої із позитивним балом до слабкої із від'ємним балом; коли ж меліорованість більша 70%, бар'єрна стійкість погіршується до незадовільної і дуже незадовільної та небезпечної, що відбивається на стабільно підвищеному винесенні ^{90}Sr . Меліорованість на рівні 10-20% суттєво не впливає на бар'єрні функції, які можуть залишатись на тому ж якісному рівні.

9) В залежності від технічного стану та конструктивних особливостей систем виділено закономірності вторинного забруднення поверхневих вод:

- на зарегульованих системах відкритого типу із зарослими каналами вторинне забруднення головним чином визначають процеси вилуговування із затоплених укосів і приток з прилеглих заболочених ділянок;

- для таких самих за конструкцією систем, але з добре проточною мережею значну роль відіграє винесення радіонуклідів ґрунтовими водами та десорбція з донних відкладів;

- для систем з гончарним дренажем та підпруженими каналами властиві процеси вилуговування з укосів та водні потоки змінних напрямків по лініях дренажу, що призводить до забруднення як ґрунтових, так і поверхневих вод;

- для реконструйованих або незарегульованих систем із закритим дренажем значну частку у загальному винесенні ^{90}Sr визначає ґрунтовий дренажний стік, в меншій мірі – вилуговування з донних відкладів та

водної і водно-повітряної рослинності, що розкладається.

4. Зміни ролі підземних (грунтових) вод у формуванні радіоактивного забруднення поверхневих вод та загальному винесенні радіонуклідів з меліорованих і природних ландшафтів мають певну стадійність. За період з 1991 по 1999 рр. простежувалась тенденція повсюдного зменшення частки ґрунтового стоку, що привело до збільшення концентрацій, і навіть до збільшення обсягів винесення ^{90}Sr поверхневим стоком. З часом розподіл складових радіоактивного забруднення суттєво змінюється. Частково – за рахунок виконаних у 2000-2002 рр. реконструкцій, головним наслідком яких стало зменшення вилуговування із розчищених укосів і збільшення абсолютного та відносного винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами. Проте головна причина не тимчасового, а постійного *збільшення* (до певної часової межі, пов'язаної із природним розпадом) *ролі ґрунтових вод у винесенні ^{90}Sr до водоприймачів* пов'язана із нарощуванням частки обмінних та розчинних форм ^{90}Sr в ґрунтах водозбору і поступовим надходженням ^{90}Sr від «провідних» западин цих форм. До початку помітного забруднення ґрунтових вод від моменту радіоактивних випадів проходить 9-13 років. Винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами в канали в багатоводні 1998-2000 рр. складало 0,22-2,5% від щорічного винесення каналом, для каналів на менш забруднених територіях – 1,1-20,0%; у маловодні роки (2004-2007 рр.) ця частка збільшується до 35%. На 2013-2015 рр. вона зросла до 25-36 % незалежно від водності року і ґрунтові води стали одним з провідних джерел забруднення водотоків.

На період 1986-2001 рр., коли концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах були звичайно нижчі ніж в поверхневих, зниження концентрації ^{90}Sr в каналах можна було досягти шляхом збільшення частки стоку ґрунтових вод в балансі водотоку (за незмінної швидкості і рН розчину). Згідно виконаних епігнозних побудов, збільшення частки стоку ґрунтових вод до 35% в загальному стоці в 1999 р. могло б призвести до зменшення винесення ^{90}Sr на 10-98%.

5. У зв'язку із змінами в часі пріоритетних процесів та чинників вторинного забруднення дренажного стоку відповідними повинні бути і зміни у спрямуванні діяльності щодо мінімізації водного винесення радіонуклідів за межі осушувальних систем. *Науково-прикладні засади поводження з меліоративними системами* на різних етапах післяаварійного циклу в зонах техногенного радіоактивного забруднення полягають у підтриманні стоку чистих ґрунтових вод до їх суттєвого забруднення (на 10-12 рік після випадіння), видаленні донних відкладів у перші роки, підтримання рівня базису ерозії, використання та посилення біогеохімічних бар'єрних функцій ландшафту. За результатами факторного аналізу, найбільш ефективними водоохоронними заходами для правобережної частини є заліснення території та геохімічні меліорації, для лівобережної – збалансоване осушення мінеральних ґрунтів та підтримання у підтопленому стані торфовищ. Зарегулювання стоку допускається із початком суттєвого забруднення ґрунтових вод, у маловодні роки, після розчищення найбільш забруднених ділянок укосів каналів. Найбільш ефективними на сьогоднішній день регулюючими заходами на меліоративних системах ЧЗВ, незалежно від водності року, є переведення поверхневого стоку із сильно забрудненої частини системи у водозбірний басейн із значно меншою щільністю забруднення. В останньому випадку, при проходженні забрудненого стоку по каналах на велику відстань (15-30 км і більше), внаслідок розбавлення більш чистими ґрунтовими водами та біоре mediaції, відбувається самоочищення поверхневих вод від ^{90}Sr у 10-20 разів. У зв'язку із виходом ^{90}Sr в розчин при відмиранні рослин, слід видаляти рослинність з каналів в осінній період за можливості її утилізації. Ґрунтові води, у зв'язку із інерційністю процесів забруднення та бар'єрною стійкістю водозбірних ландшафтів, завжди будуть мати менші концентрації техногенних радіонуклідів на фонових ділянках, ніж поверхневі води (крім ділянок діючого закритого дренажу) і тому виконуватимуть розбавлюючу функцію у формуванні

вторинного забруднення поверхневого стоку з осушувальних систем.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. 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.
2. Аналіз ефективності та варіанти експлуатації водоохоронного комплексу Лівобережної польдерної системи / О.Л. Шевченко [та ін.] // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 2001. – Вип. 7 – С. 112–125.
3. Андреев А.Д. Устойчивость водных экосистем / А.Д. Андреев– К.: Общество «Знание» Украины, 1995. – 23 с. – (Препринт / НАН Украины).
4. Анисимов В.С. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / В.С. Анисимов, Н.И.Санжарова, Р.М. Алексахин // Почвоведение. – 1991. – № 9. – С.31–40.
5. Архипов М.П. Роль природних факторів у фіксації радіонуклідів у Зоні відчуження / М.П.Архипов, М.Д.Кучма, В.С.Давидчук, А.М.Архипов // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження. – 2001. – №17. – С.36–42.
6. Бакин О.В. Проблема устойчивости природных систем и подходы к ее изучению / О.В. Бакин // Казанский медицинский журнал. – 1992. – Т.73, № 4. – С. 244–248.
7. Белицкий А.С. Охрана подземных вод от радиоактивных загрязнений. / А.С. Белицкий, Е.И. Орлова – М.: Медицина, 1968. – 208 с.
8. Бондаренко Г.Н. Формообразование радионуклидов в почвах / Г.Н. Бондаренко, Л.В. Кононенко // Геохимия техногенных радионуклидов;

отв. ред. Э.В. Собонович и Г.Н. Бондаренко. – Киев.: Наукова думка. – 2002. – С. 79–151.

9. Борисенко Е.Н. Геохимические барьеры и трансформация радиоцезиевых «пятен» чернобыльского загрязнения. / Е.Н. Борисенко, А.Е.Самонов // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях : междунар. конф., 24-26 апр. 2000 г.: труды – Москва, 2000. – С.749–758.
- 10.Бублясь В.М. Аномальные зоны и их роль в перераспределении радионуклидов из поверхности почв в подземные воды / В.М. Бублясь, В.М. Шестопапов // Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа. Распространение чернобыльских радионуклидов в гидрогеологических структурах. – К., 2001. – Ч. 1. – С. 251–356.
- 11.Бублясь В.М. Западинний мікрорельєф та його роль у перерозподілі радіонуклідів / В.М. Бублясь, В.М. Шестопапов // Закономірності міграції техногенних радіонуклідів на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (за результатами досліджень 1986-2004 рр.); гол. ред. В.А. Сташук – Херсон: Олді-плюс, 2011. – С.160–182.
- 12.Бугай Д.А. Прогнозы геомиграции, оценки риска и принципы водоохранной деятельности в связи с радиоактивным загрязнением подземных вод в Чернобыльской зоне отчуждения. / Д.А. Бугай, С.П. Джепо, А.С. Скальский // Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС; под ред. О.В. Войцеховича – К.: Чернобыльинтеринформ, 1998. – Т.2.– С. 219–221.
- 13.Булавко А.Г. Водный баланс речных водосборов. / А.Г. Булавко – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – 304 с.
- 14.Булдей В.Р. Гидромелиоративное строительство и охрана окружающей среды / В.Р. Булдей. – К.: Будівельник. 1980. – 199 с.
- 15.Буреєва Н.Н. Многомерный статистический анализ с использованием ППП “STATISTICA”: учеб.-метод. мат. по прогр. повыш. квалиф. / Н.Н. Буреєва. – Нижний Новгород, 2007. – 112 с.

- 16.Бут Ю.С. Формирование баланса грунтовых вод Полесья / Ю.С.Бут, И.Ю. Наседкин. – К.: Наук. думка, 1981. – 172 с.
- 17.Бююль Ахим. SPSS искусство обработки информации. Анализ статистических данных и восстановление опытных закономерностей: пер. с нем. / Ахим Бююль, Петер Цёфель. – Ст.-Пб.: ООО "ДиаСофтЮП", 2005 – 608 с.
- 18.Васенко А.Г. Трансграничный перенос загрязняющих веществ / А.Г.Васенко, А.П. Станкевич, В.Н. Счисленок // Мониторинг, использование и управление водными ресурсами бассейна р.Припять; под ред. М.Ю.Калинина и А.Г. Ободовского. – Минск: Белсэнс, 2003. – С.138–146.
- 19.Вишневський В.І. Про зміни клімату і стоку річок в Україні. / Вишневський В.І. // Меліорація і водне господарство. – 1996. – № 83. – С. 72.
- 20.Вишневський П.Ф. Гідрологічні розрахунки для річок України (при відсутності спостережень). / П.Ф. Вишневський, М.Й.Дрозд, І.А. Желєзняк – К.: Вид. АН УРСР, 1961. – 380 с.
- 21.Владимиров А.М. Сток рек в маловодный период года / А.М. Владимирова – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – С. 45–47.
- 22.Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа: [науч. монограф. / под ред. В.М. Шестопалова [и др.]. – К.: ТОВ "Карбон ЛТД", 2001. – Часть 1. – 398 с.
- 23.Возженников О.И. Моделирование десорбции ^{90}Sr и ^{137}Cs с затопленной поймы / О.И. Возженников, А.И. Бурков, Е.Н. Морозов // Чернобыль-94: междунар. конф., 5–10 дек.1994 г.: сб. тезисов. – Зеленый Мыс, 1994. – С.106.
- 24.Вольфцун И.Б. Расчеты элементов баланса грунтовых вод / И.Б. Вольфцун – Ленинград: Гидрометеиздат, 1972. – С. 58–62.
- 25.Войцехович О.В. Экспериментальные методы параметризации физико-математических моделей прогнозирования вторичного загрязнения

- поверхностных вод / О.В. Войцехович, Г.В. Лаптев, В.В. Лутковский // Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС; под ред. О.В. Войцеховича – К.: Чернобыль-интеринформ, 1998. – Т.2. – С. 54–65.
- 26.Галущенко Н.Г. Водобалансовая оценка сезонного и годового стока рек бассейна Припяти / Н.Г. Галущенко // Труды УкрНИГМИ. – 1991. – вып. 240. – С. 14 – 25.
- 27.Гахов В.Ф. Шляхи зниження процесів забруднення радіонуклідами сільськогосподарських рослин, ґрунтових та поверхневих вод / В.Ф. Гахов // Екологія Полісся: проблеми, сучасність, майбутнє: міжнар. наук.-практ. конф., 28.06–3.07.1993 р.: тези доп. – Луцьк, 1993.– Ч.2. – С. 138–139.
- 28.Геохимия ландшафтов России и радиоэкология / А.И. Перельман [и др.] // Современные изменения в литосфере под влиянием природных и антропогенных факторов: [сб. науч. тр.] – М.: Недра, 1996. – С. 194–217.
- 29.Геохімічні потоки абіогенної та біогенної міграції радіонуклідів у наземних екосистемах. / [Г.М.Бондаренко [та ін.] // Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження; під ред. Ю.О.Іванова, В.В. Доліна. – К., 2001. – С. 157–188.
- 30.Геохимия техногенеза / [Соботович Э.В. [и др.]; под. ред. Э.В. Соботовича. – К.: Наукова думка, 1991.– 228 с.
- 31.Геохимия техногенных радионуклидов: [науч. монограф. / отв. ред. Э.В. Соботович, Г.Н. Бондаренко [и др.]. – К.: Наук. Думка, 2002. – С. 99–253.
- 32.Гидрогеологическая роль болот и влияние их осушения на водный режим / [сост. Барановская Г.Н., Пиковская И.Г.] – Минск: ЦНИИКИВР, 1977.– 153 с. – (аннотирован. библиограф. указ.).
- 33.Гідрогеохімічні умови формування вторинного забруднення поверхневих і ґрунтових вод меліоративних систем Зони відчуження / Шевченко О.Л. [та ін.] // Геологічний журнал. – 2001. – № 3 – С. 51–60.

34. Гидрологические изменения и их влияние на радиологические показатели в Чернобыльской зоне отчуждения / Шевченко А.Л. [и др.] // Водные ресурсы. – 2002. – Т. 29, № 4. – С. 489–504.
35. Гідрохімія та радіогеохімія річок і боліт Житомирської області: [наук. моногр. / за ред. Сніжка С.І., Орлова О.О. [та ін.]. – Житомир: Волинь, 2002. – С. 181.
36. Гидрохимия Днепра, его водохранилищ и притоков / [Алмазов А.М., Денисова А.И., Майстренко Ю.Г., Нахшина Е.П.]. – К. : Наукова думка, 1967. – 316 с.
37. Глазовская М.А. Способность окружающей среды к самоочищению / М.А. Глазовская // Природа. – 1979. – № 3. – С. 71–79.
38. Гопченко Е.Д. О влиянии хозяйственной деятельности на годовой сток юга Украины / Е.Д. Гопченко, Н.С. Лобода // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета. – 1984. – Вып. 200. – С. 76–88.
39. Давидчук В.С. Надмірно зволожені землі зони відчуження ЧАЕС під впливом меліоративних систем / В.С. Давидчук // Бюлетень екологічного стану зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1998. – №11. – С. 28–30.
40. Давидчук В.С. Основні процеси, що впливають на швидкість і спрямованість автореабілітації в системі “ландшафт-геологічне середовище” / В.С. Давидчук // Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження; під ред. Ю.О.Іванова, В.В. Доліна. – К., 2001. – С.145–156.
41. Давидчук В.С. Оцінка передумов реабілітації радіоактивно забруднених земель на ландшафтній основі / В.С. Давидчук, Н.Р. Грицюк // Бюлетень екологічного стану зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2001. – №18. – С. 40–46.
42. Данович В.А. Анализ минимального стока и обуславливающих его факторов на примере рек БССР / В.А. Данович // Труды ГГИ. – 1950. – Вып. 27. – С. 121–147.

- 43.Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього (укр., рус., англ.) / [І.В.Авраменко,...О.Л.Шевченко [та ін.]; під ред. В.І. Балоги, В.І. Холоші, О.М. Євдіна, Г.П. Перепелятнікова. – К.: КІМ, 2011. – 356 с.
- 44.Дзекунов Н.Е. Термодинамические методы изучения водного режима зоны аэрации. / Н.Е.Дзекунов, И.Е.Жернов, Б.А.Файбишенко – М.: Недра, 1987. – С. 58–96.
- 45.Динамика вымывания из почвы поверхностным стоком долгоживущих радионуклидов в районе Чернобыльской АЭС / А.А. Булгаков [и др.] // Почвоведение. – 1990. – № 4. – С. 47–54.
- 46.Долин В.В. Динамика формообразования ^{137}Cs и ^{90}Sr в речной воде / В.В.Долин, А.Л.Шевченко, Б.Г.Шабалин // Вода: проблемы и решения: V междунар. науч.-практ. конф., 5–6 июня 1999г.: мат.-лы. – Днепропетровск, 1999. – С.46–52.
- 47.Долін В.В. Експериментальна оцінка донних відкладів як можливого джерела забруднення поверхневих вод стронцієм-90 / В.В.Долін, О.Л.Шевченко, Б.Г. Шабалін // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: X-я междунар. науч.-тех. конф., 10–14 июня 2002 г., Щелкино, АР Крым: сб-к науч. статей. – Харьков, 2002. – Т.2. – С. 379–383.
- 48.Долін В.В. Перспективи мінімізації впливу радіаційного забруднення на якість поверхневих вод / В.В. Долін, О.Л. Шевченко // Геохімія та екологія. Збірник наук. праць Держ. наук. центру радіогеох. навкол. середовища. – 2000. – Вип.2. – С. 331–338.
- 49.Долін В.В. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. / В.В. Долін, Г.М. Бондаренко, О.О. Орлов. – К.: Наукова думка, 2004. – 221 с.
- 50.Долін В.В. Форми знаходження і міграції ^{90}Sr та ^{137}Cs у поверхневих водах лівобережної заплави р.Прип'ять / В.В.Долін, О.Л. Шевченко, С.О. Ситий // Минералогический журнал. – 2002. – 24, №1 – С. 43–52.

51. Дослідження міграції радіонуклідів на експериментальній ділянці-полігоні в ПТЛРВ “Рудий ліс”. Ч. 2: Міграція радіонуклідів в геологічному середовищі / Д.О. Бугай [та ін.] // Чорнобил. наук. вісн. – 2007. – №2 (30). – С. 16–33.
52. Дубнов П.Ю. Обработка статистической информации с помощью SPSS / П.Ю. Дубнов. – М.:ООО "Издательство АСТ"; "НТ Пресс", 2004. – 221[3]с.
53. Есакова Е.В. Стронций-90 в почвах полесских ландшафтов Киевской области / Е.В.Есакова, А.И. Ивлиев, Е.М. Коробова // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: IV конф. НС при ГЕОХИ АН СССР по программе “АЭС-ВО”: окт. 1990 г.: тез. докл. – Гомель, 1990. – С. 41.
54. Железняк И.А. Внутригодовое распределение стока малых рек Украины и Молдавии / И.А. Железняк, И.Я. Подольская // Тр. Укр НИИ Госкомгидромета. – 1982. – Вып. 190 – С.91–102.
55. Жукова О.М. Результаты трансграничного мониторинга радиоактивного загрязнения поверхностных вод в республике Беларусь / О.М. Жукова, Ж.В.Бакарикова, А.П. Кореньяк // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: междунар. конф., 5-6 дек. 2005 г., Москва: тезисы докл.; под ред. Ю.А. Израэля. – СПб: Гидрометеиздат, 2005. – С. 1–24.
56. Закономірності міграції техногенних радіонуклідів на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (за результатами досліджень 1986-2004 рр.) / [Шевченко О.Л. [та ін.]; гол. ред. В.А. Сташук. – Херсон: Олді-плюс, 2011. – 415 с.
57. Запольский И. А. Влияние мелиорации на водный баланс Украинского Полесья (на примере бассейна р. Труберж) / И. А. Запольский. – Киев: Наук. думка, 1991. – 168 с.

- 58.Зарубін О.Л. Радіоактивне забруднення прісноводних екосистем 30-кілометрової зони відчуження / О.Л.Зарубін, В.В. Тришин // Чорнобиль. Зона відчуження [зб.наук.праць]. – К.: Наукова думка, 2001. – С.100–107.
- 59.Заславский М.Н. Эрозия почв/ М.Н. Заславский – М.: Мысль, 1979 – С.245.
- 60.Зекцер И.С. Подземные воды как компонент окружающей среды / И.С. Зекцер – М.: Научный мир, 2001. – 327 с.
- 61.Змиева Е.С. Состояние и научно-методические основы ландшафтно-гидрологических наблюдений на малых водосборах в СРСР и за рубежом / Е.С.Змиева, А.И. Субботин // Ландшафт и воды. Вопросы географии. – М.: Мысль, 1976. – сб. 102. – С.47–65.
- 62.Зубарева И.Ф. Перенос ^{90}Sr из дренируемых почв во время процессов водной эрозии / И.Ф.Зубарева, Л.П.Москалевич, С.В. Ковеня // Почвоведение. –1989. – №4. – С.144–147.
- 63.Иванов К.Е. Гидрология болот. / К.Е. Иванов – Л.: Гидрометеиздат, 1963. – 298 с.
- 64.Иванов Ю.А. Динамика перераспределения радионуклидов в профиле почв *in situ* / Ю.А. Иванов, В.А. Кашпаров, С.Е. Левчук, С.И. Зварич // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. трудов УкрНИИСХР. – К.: УНИИСХР, 1996. – Вып.4. – С. 18–28.
- 65.Иванов Ю.О. Динаміка перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах і рослинності / Ю.О.Іванов // Чорнобиль. Зона відчуження [зб. наук. праць]. – К.: Наукова думка, 2001. – С.47–76.
- 66.Иванушкина Н.И. Исследования природных вод и почвогрунтов у пруда-охладителя ЧАЭС для целей прогнозирования миграционных процессов / Н.И.Иванушкина, Г.П.Рябцева // Охрана природы при мелиорации земель: сб. науч. трудов УкрНИИГиМ. – К.: УкрНИИГиМ, 1991. – С.55–71.
- 67.Исследования загрязнений радиоактивными продуктами аварии на ЧАЭС донных отложений и биоты малых водоемов и водотоков России

- и Украины / Назаров Л.Е. [и др.] // Чернобыль-94: междунар. конф., 5–10 дек. 1994 г.: сб. тезисов. – Зеленый Мыс, 1994. – С. 71 – 72.
68. Йереског К.Г., Клован Д.И., Реймент Р.А. Геологический факторный анализ / К.Г.Йереског, Д.И.Клован, Р.А. Реймент – Ленинград: Недра, 1980. – 223с.
69. Казаков С.В. Радиологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС. / С.В.Казаков, П.С.Вовк, Л.П. Фильчагов // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 1994. – Вип. 1. – С. 130–131.
70. Казмирук В.Д. Зарастающие водотоки и водоемы: Динамические процессы формирования донных отложений. / В.Д.Казмирук, Т.Н.Казмирук, В.Ф. Бреховский – М.: Наука, 2004. – 310 с.
71. Каменский Г.Н. Гидродинамические принципы изучения режима грунтовых вод / Г.Н. Каменский // Вопросы гидрогеологии и инженерной геологии. – М.: Госгеолиздат, 1953. – С.4 –13.
72. Канивец В.В. Анализ основных тенденций развития радиационной обстановки в Днепровской водной системе после Чернобыльской аварии / В.В.Канивец // Вісник аграрної науки. – 1996. – № 4. – С. 39–48.
73. Кац Д.М. Мелиоративная гидрогеология. / Д.М. Кац, И.С. Пашковский. – М.: ВО “Агропромиздат”, 1988. – 256 с.
74. Кашпаров В.О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період / В.О. Кашпаров // Чорнобиль. Зона відчуження [зб.наук.праць]. – К.: Наукова думка, 2001. – С. 11–46.
75. Кашпаров В.А. Кинетика растворения чернобыльских топливных частиц в естественных условиях и модельных средах. / В.А. Кашпаров, С.И. Зварич, В.П. Процак // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: междунар. конф., 24-26 апр. 2000 г., Москва: тез. докл. – Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2000. – С. 49.

76. Кинетика трансформации форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве; учет обратимости фиксации радионуклидов почвенным комплексом / Г.Н.Бондаренко [та ін.] // Зб. наук. пр. ДНЦ РНС. – 2000. – С. 49–58.
77. 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 // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. – 2001. – Вип. 7 – С. 186–199.
78. Кіреєв С.І. Експериментальні дослідження джерел забруднення поверхневих вод меліоративних каналів в різноманітних гідрологічних умовах / С.І. Кіреєв, О.Л. Шевченко, Д.А. Лісний // Наука. Чорнобиль–97: наук. – практ. конф., 11-12 лют. 1998 р., Київ: зб. тез. – К.: УРУЦ, 1998. – С. 64–65.
79. Киреев С.И Миграция радионуклидов в ландшафтах 10-км зоны ЧАЭС / С.И.Киреев, В.В. Быщуля, Д.Д. Ганжа, А.Л. Шевченко // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: междунар. конф., 24-26 апр. 2000 г., Москва: тез. докл. – Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2000.– С. 367–373.
80. Клибышев К.П. Гидрологические расчеты / К.П.Клибышев, И.В.Горошков. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 460 с.
81. Ковалевский В.С. Условия формирования и прогнозы естественного режима подземных вод / В.С. Ковалевский. – М.: Недра, 1973. – 152 с.
82. 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.
83. Козлов М.Ф. Гидрогеология Припятского Полесья: в 2 т. / М.Ф. Козлов. – Минск: Наука и техника, 1977. – . – Т.2. – 1977. – 272 с.
84. Козловський Б.І. Наукові основи моніторингу осушених земель. / Б.І. Козловський – Львів, 1995. – 189 с.

85. Кокотов Ю.А. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами / Ю.А. Кокотов, Р.Ф. Попова, А.П. Урбанюк // Радиохимия. – 1961. – т.3, № 2. – С. 199 – 206.
86. Комплексообразование благородных металлов с фульвокислотами природных вод и геохимическая роль этих процессов / Варшал Г.М. [и др.] // Аналитическая химия редких элементов. – М.: Наука, 1988. – С. 112–146.
87. Коноплянцев А.А. Изучение, прогноз и картирование режима подземных вод / А.А. Коноплянцев, С.М. Семенов – М.: Недра, 1979. – 193 с.
88. Концепція Чорнобильської зони відчуження на території України / В.І.Холоша, Е.В. Соботович [та ін.] // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 1994. – Вип. 1. – С. 3 – 17.
89. Концепція діяльності в Зоні відчуження та Зоні безумовного (обов'язкового) відселення на території України / [Холоша В.І. [та ін.]; під ред. Е.В. Соботовича, В.І. Холоші, М.І. Проскури. – К.- Чорнобиль: АЗВ і ЗБ(О)В, 1998. – 36 с.
90. Коригування і розвиток «Схеми водоохоронних заходів по захисту від радіоактивного забруднення поверхневих і підземних вод у Зоні відчуження ЧАЕС» на період 2005–2010 рр. // звіт про НДР № ДР 0104U008627; наук. кер. В.М. Шестопапов, О.Л. Шевченко. – К., 2004. – 128 с.
91. Коронкевич Н.И. Вопросы формирования стока и влияния на него хозяйственной деятельности / Н.И. Коронкевич // Ландшафт и воды. Вопросы географии. – 1976. – сб. 102. – С.29–46.
92. Куликов Н.В. О прочности фиксации стронция-90 и цезия-137 живыми и мертвыми тканями пресноводных растений / Н.В.Куликов, С.А.Любимова, Н.А. Тимофеева // Радиобиология. – 1968. – №8, Вып.5. – С. 700–703.

93. Куликов Н.В. Радиоэкология почвенно-растительного покрова / Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. – Свердловск: УрАН СССР, 1990. – 170 с.
94. Лаврик В.И. Математическое моделирование в гидроэкологических исследованиях / В.И. Лаврик, Н.А. Никифорович. – К.: Фитосоциоцентр, 1998. – 288 с.
95. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології / В.І. Лаврик. – К.: видавничий дім «КМ Академія», 2002. – 203 с.
96. Лапин И.А. Анализ органических форм нахождения тяжелых металлов в поверхностных водах / И.А. Лапин, В.Н. Красюков. – Ростов-на-Дону, 1986. – 13 с. – Деп. в ВИНТИ, № 1124-ХП-86.
97. Лаптев Г.В. Экспериментальные исследования вымывания радионуклидов из пойменных почв Припяти в условиях их затопления / Г.В. Лаптев, О.В. Войцехович // Тр. УкрНИГМИ. – М.: Гидрометеиздат, – 1993. – Вып. 245. – С. 127– 143.
98. Леонов Е.А. Некоторые характеристики зарастающего русла в связи с методикой учета стока воды / Е.А. Леонов // Труды ГГИ. – Л.: Гидрометеиздат, 1960. – Вып. 77. – С. 74–86.
99. Линник П.М. Десорбція сполук азоту, фосфору і заліза з донних відкладів за дії різних чинників / П.М. Линник, А.О. Морозова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – т. 10 – С. 73–80.
100. Линник П.Н. Роль гумусовых веществ в процессах комплексообразования и детоксикации (на примере водохранилищ Днепра)/ П.Н. Линник, Т.А. Васильчук // Гидробиологический журнал. – 2001. – т.37, № 4. – С. 98–112.
101. Лукашев Д.В. Накопление радионуклидов раковинами отмерших двустворчатых моллюсков / Д.В. Лукашев, О.Л. Зарубин // Зб. наук. праць Інституту ядер. досліджень. – 2001. – т.1, №3. – С.171–174.
102. Манская С.М. Геохимия лигнина / С.М. Манская, Л.А. Кодина. – М.: Наука, 1975. – 229 с.

103. Маслов Б.С. Мелиорация и охрана природы / Б.С. Маслов, И.В. Минаев – М.: Россельхозиздат. – 1985. – 271 с.
104. Математическое моделирование вертикальной миграции радионуклидов в почвах / В.М. Прохоров [и др.] // Почвоведение. – 1973. – №5. – С. 59–67.
105. Меліоративна гідрогеологія. / [Жернов І.Є., Солдак А.Г., Куш П.Ю., Гриза О.О.]. – К.: Вища школа, 1972. – 332 с.
106. Методи та засоби математичного моделювання міграції радіонуклідів у природних екосистемах: в 2 т. / [В.М. Янчук [та ін.]. – Житомир: ЖІТІ, 2002. – Т.1. – 142 с.
107. Миграция стронция-90 в грунтовые воды из захоронений радиоактивных отходов “Рыжий лес”. / Д.А.Бугай [и др.] // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. – 2001. – Вип. 7. – С. 20–31.
108. Мкртчян О.С. Моделювання басейнових систем у базі даних ГІС / О.С. Мкртчян // Труды УкрНИГМИ. – 2003. – вып. 251. – С. 59– 67.
109. Модельні групи безхребетних тварин як індикатори радіоактивного забруднення екосистем / [Балан П.Г. [та ін.]. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – С. 116–119.
110. Модельное изучение миграционного поведения Am и Eu, связанных с гумусовым веществом, в пойменных почвах р.Енисей в условиях паводка / Е.К.Легин [и др.] // Радиохимия. – 2001. – т. 43, №2. – С. 178–183.
111. Мониторинг, использование и управление водными ресурсами бассейна р.Припять / под общ. ред. М.Ю. Калинина и А.Г. Ободовского [и др.]. – Минск: Бэлсэнс, 2003. – 269 с.
112. Надточій П.П. Екологія ґрунту та його забруднення / П.П. Надточій, В.Г.Гермашенко, Ф.В. Вольвач. – К.: Аграрна наука, 1998. – С. 194–209.
113. Обґрунтування режимів стоку поверхневих вод з меліоративних систем для запобігання підтоплення та погіршення гідрохімічних

показників поверхневих та ґрунтових вод ЗВ і ЗБ(О)В) // звіт з НДР № ДР 0199U000865; наук. кер. В.М. Шестопапов, О.Л. Шевченко, НІЦ РПД НАНУ. – К., 2000. – 100 с.

114. Одинцов А.А. О распределении радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am чернобыльских выпадений по фракциям органического вещества почвы / А.А. Одинцов, Э.М. Пазухин, А.Д. Саженьюк // 6-та конф. Міжнар. Чорнобильського центру, 9–12 верес. 2003 р., Славутич: матеріали. – Славутич, 2003. – С.202–203.
115. Одум Ю. Основы экологии / Одум Ю. – М.: Мир, 1975. – С. 276–283.
116. Определить состояние мелиоративных систем в урочищах «Пни-Борщи-Родвино» // отчет о НИР, науч. рук. Г.П. Рябцева. – Киев: ИГиМ УААН, 1995. – 54 с.
117. Опыт сброса радиоактивных отходов в грунт / Brown R.E. [и др.] // Химия радиоэлементов и радиационных превращений: 2-я междунар. конф. по мирн. использованию атомной энергии, 1958, Женева: избр. докл. иностр. ученых. – М., 1959. – Т.5. – С. 482.
118. Осадчая Н.Н. Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ / Н.Н. Осадчая, В.И. Осадчий // Труды УкрНИГМИ. – 1999. – вып. 247. – С.189–201.
119. Осадчая Н.Н. Оценка выноса растворенных органических веществ гумусовой природы со стоком р.Припять / Н.Н. Осадчая, В.И. Осадчий // Труды УкрНИГМИ. – 2001. – вып. 249. – С.161–177.
120. Осадча Н.М. Стік розчинених гумусових речовин з басейну Прип'яті: розрахунок, чинники, річний розподіл / Н.М. Осадча, В.І. Осадчий // Український географічний журнал. – 2002. – №1. – С.51–57.
121. Основы лісової радіоекології / під. ред. М.М. Калетника, І.М. Палатного, В.П. Краснова [та ін.] – К.: Ярмарок, 1999. – С. 126–147.
122. Основы гидрогеологических расчетов / [Бочеввер Ф.М., Гармонов И.В., Лебедев А.В., Шестаков В.М.]. – М.: Недра, 1969. – 368 с.

123. Основні процеси, що впливають на автореабілітацію водних систем та їх компонентів / О.Л. Шевченко [та ін.] // Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження: наук. моногр. / під ред. Ю.О. Іванова, В.В. Доліна. – Чернівці-Київ: АНТ Лтд, 2001. – С. 67–115.
124. Остапеня А.П. Биологические механизмы миграции радионуклидов в озерных' екосистемах / А.П. Остапеня // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: междунар. конф., 24-26. апр. 2000 г., Москва: тез. докл. – Москва, 2000. – С. 249.
125. Оценка радиологических последствий и защитных мер. Междунар. Чернобыльский проект: Технический доклад Междунар. консультатив. комитета. – IAEA, 1992. – 740 с.
126. Оценка состояния и степени радиационного загрязнения мелиоративных объектов 30-км зоны ЧАЭС / А.Л. Шевченко [та ін.] // Наука. Чернобыль-96: наук.-практ. конф., 11-12 лют. 1997 р., Київ: зб. доп. – К., 1997. – С. 206–213.
127. Оцінка параметрів радіоємності як показників стійкості екосистем в умовах радіаційних аварій та інших впливів / Ю.О. Кутлахмедов [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2002. – № 19 – С.50–55.
128. Паламарчук И.К. Оценка последствий Чернобыльской аварии и меры по реабилитации здоровья населения / И.К. Паламарчук // Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на ЧАЭС: науч. конф., 27–30 мар. 1991 г., Киев: мат.-лы. – К.: СОПС АН УССР, 1991. – Ч.1. – С.132.
129. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
130. Паскевич С.А. Вынос ^{90}Sr и ^{137}Cs надземной фитомассой растительных сообществ лугов и залежей Чернобыльской зоны отчуждения / С.А.

Паскевич // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – т. 45, №3. – С. 281–286.

131. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. / А.И. Перельман – М.: Высш. школа, 1975. – 345 с.
132. Перераспределение радионуклидов на ландшафтных полигонах за период после аварии на ЧАЭС / Л.В. Перепелятникова, О.Л. Шевченко [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. трудов УкрНИИСХР. – К.: УкрНИИСХР, 1996. – Вып.4. – С. 78–90.
133. Перспективи водоохоронної діяльності в Чорнобильській зоні відчуження / В.М. Шестопапов, О.Л. Шевченко [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2006. – № 27. – С. 66– 77.
134. Перспективні заходи щодо мінімізації впливу ядерних аварій на забруднення водного басейну / Шевченко О.Л. [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.
135. Плещов В.М. Радиология ландшафта: итоги работ, оценка уровня экологического состояния ландшафтов в современных условиях и перспективы исследований / В.М. Плещов // Радиоэкол. и эконом.-прав. аспекты землепользования после аварии на ЧАЭС: науч. конф., 27–30 мар. 1991 г., Киев: мат.-лы. – К.: СОПС АН УССР, 1991. – Ч.1. – С. 100–103.
136. Применение неорганических и биологических методов дезактивации природных вод в Чернобыльской зоне отчуждения / Шевченко А.Л. [та ін.] // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 2005. – Вип. 8 – С. 131–144.
137. Пристер Б.С. Вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов в агроландшафтах зоны аварии на Чернобыльской

- АЭС / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, Н.П. Омеляненко // Докл. АН Украины. – 1993. – №1. – С.163–170.
138. Прогноз качества подземных вод в связи с их охраной от загрязнения. / [Тютюнова Ф.И. [и др.] – М.: Наука, 1978. – 207 с.
139. Проскура М.І. Водоохоронна діяльність у зоні відчуження та відселеній частині зони безумовного (обов'язкового) відселення / М.І. Проскура, Е.Л.Панасевич, Ю.Є. Ямбуренко // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2002. – №20. – С. 3–8.
140. Проскура Н.И. Трансформация форм нахождения продуктов деления в речной воде акватории Киевского водохранилища в 1986-1991 гг. / Н.И. Проскура, В.В. Долин // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. – 1994. – Вип. 1. – С. 100–108.
141. Протодяконов И.О. Гидродинамика и массообмен в дисперсных системах жидкость–твердое тело / И.О. Протодяконов, И.Е. Люблинская, А.Е. Рыжков. – Л.: Химия, 1987. – 334 с.
142. Пути миграции «чернобыльских» радионуклидов в наземных ландшафтах / Шестопалов В.М. [и др.] // Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления: междунар. конф., 18-20 апр. 2001 г., Киев: мат.-лы. – К.: Чернобыльинтеринформ, 2001. – С.96 – 117.
143. Радіаційний стан зони відчуження в 2003 році / В.В. Деревець [та ін.] // Бюлетень екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2004. – № 1 (23). – С. 6–32.
144. Радіаційний стан на території зони відчуження у 2008 році / С.І. Кіреєв [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2009. – № 33. – С.3 –23.
145. Радиогидрогеологический мониторинг 30-км зоны и обоснование природоохранных мероприятий на основе постоянно действующей

гидрогеологической модели // отчет о НИР, ИГиМ УААН. – К., 1992. – 91с.

146. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіоти Зони відчуження / [Кузьменко М.І. та ін.]. – К.: Чорнобильінтерінформ. – 2001. – С. 104–201.
147. Радионуклиды чернобыльского происхождения в речном стоке Беларуси А.В. Кудельский [и др.] // Водные ресурсы. – 1997. – т. 24. № 3. – С. 304.
148. Радиоэкологический мониторинг водоемов 30-ти км зоны ЧАЭС / Кленус В.Г. [и др.] // Чернобыль–94: IV междунар. науч.-тех. конф., 6-9 дек. 1994 г., Зеленый Мыс: сб. докл. – Чернобыль: НПО Припять, 1996. – Т.1. – С. 165–179.
149. Разработать мероприятия по локализации последствий радиоактивного загрязнения мелиорированных земель, вызванных аварийными ситуациями на АЭС и по предупреждению распространения радиоактивного загрязнения на поверхностные и грунтовые воды // отчет о НИР (заключ.); науч. рук. Н.И.Иванушкина, ИГиМ УААН. – К., 1989. – 130с.
150. Рахманов В.В. Лесная гидрогеология / В.В.Рахманов // Лесоведение и лесоводство. – М.: ВИНТИ, 1981. – 180 с. – (сер. Итоги науки и техники, т. 3).
151. Результати досліджень процесів водної міграції стронцію-90 на малому експериментальному водозборі «Борщі» в ближній зоні ЧАЕС / Д.О Бугай [та ін.] // Бюлетень екологічного стану зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2005. – № 25. – С. 57–67.
152. Ресурсы поверхностных вод СССР: в 8 т. – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – . – Т. 6: Украина и Молдавия. – Вып. 2. – 655 с.
153. Роде А.А. Основы учения о почвенной влаге: в 2 т. / сост. А.А. Роде – М.: Гидрометеиздат, 1965– . – Т.1: Водные свойства почв и передвижение почвенной влаги. – 1965. – 661 с.

154. Розрахунок водно-радіаційного балансу осушувальних систем лівобережної заплави р. Прип'ять в 30-км зоні ЧАЕС // звіт про НДР № ДР 0197U013344; наук. кер. О.Л. Шевченко, НІЦ РПД НАНУ. – К., 1998. – Т.1. – 213 с.
155. 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 // звіт про НДР № ДР 0198U003406; наук. кер. В.М. Шестопапов, О.Л. Шевченко, НІЦ РПД НАНУ – К., 1998. – 129 с.
156. Рошаль А.А. Методы определения миграционных параметров / А.А. Рошаль. – М.: ВИЭМС, 1980. – 62 с.
157. Рыбалко С.И. Влияние условий эксперимента на степень водного выщелачивания радионуклидов из почв Зоны отчуждения ЧАЭС / С.И. Рыбалко, Е.П. Скоробогатько, В.В. Долин // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – 1994. – № 1. – С.83–87.
158. 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. конф., 5–10 дек. 1994 г., Зеленый Мыс: сб. докл. – Чернобыль: НПО Припять, 1996. – Т.1. – С. 188–194.
159. 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.
160. Рябцева Г.И. Формирование загрязнения грунтовых вод радионуклидами в зоне аварии на Чернобыльской атомной станции /

- Г.И. Рябцева, Н.И.Иванушкина, Е.П. Буравлев // Охрана природы при мелиорации земель [зб. наук. праць]. – К.: УкрНИИГиМ, 1991. – С.9–15.
161. Самарина В.С. Гидрогеохимия. / В.С. Самарина – Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1977. – 359 с.
162. Сизоненко В.П. К вопросу об оценке влияния режима эксплуатации Киевской ГЭС на концентрацию стронция-90 на вытоке из Киевского водохранилища / В.П. Сизоненко // Проблемы загальної енергетики: Науковий збірник. – 2000. – №2. – С. 58–63.
163. Силантьев А.Н. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС / А.Н. Силантьев, И.Г. Шкуратова, Ц.И. Бобовникова // Атомная энергия. – 1989. – вып. 66, №3. – С.194–197.
164. Силантьев А.Н. Миграция цезия-137 в почвах районов АЭС / А.Н. Силантьев, И.Г. Шкуратова, Р.Н. Хацкевич // Обеспечение радиационной безопасности при эксплуатации АЭС. – М.: Энергоатомиздат, 1984, – кн. 5. – С. 133–138.
165. Сироткина И.С. Систематические схемы анализа органических веществ природных вод / И.С. Сироткина // Методы анализа природных и сточных вод. – М.: Наука, 1977. – Т.5. – С.196–203. (Серия «Проблемы аналитической химии»).
166. Сироткина И.С. Хроматографическое разделение органических веществ речных вод на сефадексах / И.С. Сироткина, Н.С. Загудаева, Г.М. Варшал // Гидрохим. матер. – 1973. – Т.57. – С.38–44.
167. Ситников А.Б. Водная равновесная и неравновесная миграция веществ (радионуклидов) в почвогрунтах / А.Б. Ситников. – К.: Фитоцентр, 2003. – 168 с.
168. Ситников А.Б. Гидрогеологическая станция «Феофания»: многолетние исследования и результаты / А.Б. Ситников, Ю.Г. Головченко, К.Д.Ткаченко; НАН Украины. Ин-т геол. наук. – К., 2003.

– 200 с.

169. Ситников А.Б. Моделирование миграции веществ (радионуклидов) в почвогрунтах суши / А.Б. Ситников; НАН Украины. Ин-т геол. наук. – К., 1998. – 56 с.
170. Ситников А.Б. Параметры миграции веществ в геологической среде / А.Б. Ситников // Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа. Распространение чернобыльских радионуклидов в гидрогеологических структурах. – К., 2001. – Ч. 2. – С. 397–425.
171. Смирнов С.И. Историческая гидрогеология / С.И. Смирнов– М.: Недра, 1991. – С. 184–186.
172. Соотношение латерального и вертикального выноса радионуклидов из почв Чернобыльской зоны / В.М. Шестопапов [и др.] // Доповіді Національної академії наук України. – 2000. – №5. – С.195–198.
173. Страдомский В.Б. О факторах, влияющих на распределение долгоживущих осколочных нуклидов в поверхностных водах суши / В.Б. Страдомский // Труды ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР. – 1971. – С.53–57.
174. Сучасна радіоекологічна обстановка на меліоративних системах Зони відчуження / Панасевич Е.Л., Шевченко О.Л. [та ін.] // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1998. – № 11. – С. 22–27.
175. Сушик Ю.Я. Природные условия миграции радионуклидов в наземных экосистемах / Ю.Я. Сушик // Геохимия техногенных радионуклидов; отв. ред. Э.В. Соболевич и Г.Н. Бондаренко. – К.: Наукова думка, 2002. – С. 152–163.
176. Схема водоохранных мероприятий по защите от радиационного загрязнения поверхностных и подземных вод в зоне отчуждения ЧАЭС. Т. IV. Водоохранные мероприятия // отчет о НИР (заключ.);

науч. рук. О.В. Войцехович [и др.], Госводхоз Украины, УкрВодпроект. – К., 1993. – 176 с.

177. Тимофеева-Ресовская Е.А. О судьбе радиоизотопов в водоемах / Е.А.Тимофеева-Ресовская, Б.М. Агафонов, Н.В. Тимофеев-Ресовский // Тр. ин-та биологии УФ АН СССР. – 1962. – Вып. 22. – С. 49–67.
178. Титлянова А.А. Сорбция радиоактивных изотопов почвой / А.А. Титлянова, Н.А. Тимофеева // Тр. ин-та биологии УФ АН СССР. – 1962. – Вып. 22. – С.17–29.
179. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы / Ф.А. Тихомиров. – М.: Атомиздат, 1972. – 176 с.
180. Тихомиров Ф.А. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС / Ф.А. Тихомиров, А.И. Щеглов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1997. – Т.37, вып.4. – С. 664–672.
181. Тищенко Ю.Є. Закономірності біогеохімічної міграції радіонуклідів у лісових екосистемах Українського Полісся: автореф. дис. канд. геол. наук: 21.06.01 / Тищенко Юрій Євгенович; Інст. геохім. навкол. середов. НАН та МНС України. – К., 2004. – 20 с.
182. Трансурановые элементы в окружающей среде: пер. с англ. / под. ред. У.С. Хэнсона. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 345 с.
183. Тютюнник Ю.Г. Экогеохимия ландшафтов в зонах техногенеза: автореф. дис. докт. геогр. наук: 11.00.01 / Тютюнник Юлиан Григорьевич; Инст. географ. НАН Украины. – К., 2002. – 34 с.
184. Факторный анализ в геологии: [учебное пособие] / [Бахтин А.И., Низамутдинов Н.М., Хасанова Н.М., Нуриева Е.М.]. – Казань: Казанский государственный университет, 2007. – 32 с.
185. Фільтрація та седиментація зависів з води двостулковими молюсками водойми-охолоджувача ЧАЕС / Лукашов Д.В. [та ін.] // Модельні групи безхребетних тварин як індикатори радіоактивного забруднення екосистем. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – С.106–121.

186. 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.
187. Цыбко В.А. Обоснование природоохранных мероприятий при осушительных мелиорациях Припятского полесья Украины: автореф. дис. канд. техн. наук: 06.01.02 / Цыбко Валентина Алексеевна; УкрНИИ гидротех. и мелиор. Минводхоза СССР. – К., 1984. – 18 с.
188. Шагалова Э.Д. Особенности миграции чернобыльских радионуклидов в почвах Беларуси / Э.Д. Шагалова, И.И. Матвеев, О.М. Жукова, М.Г.Герменчук // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: междунар. конф., 24-26 апр. 2000 г.; Москва: тез. докл. – М., 2000. – С. 133.
189. Шебеко В.Ф. Испарение с болот и баланс почвенной влаги / В.Ф. Шебеко. – Минск: Ураджай, 1965. – 396 с.
190. 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.
191. Шевченко О. Використання сторонніх показників для радіологічної оцінки підґрунтових вод / О. Шевченко // Актуальні проблеми екогеології України: конф. КНУ ім. Т. Шевченка, 24-25 квіт. 1997 р.: зб. матер. – К., 1997. – С.35–36.
192. 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. конф., 5–10 дек. 1994 г., Зеленый Мыс: сб. докл. – Чернобыль: НПО “Припять”, 1996. – Т.1. – С. 218–222.
193. Шевченко О.Л. Водно-радіаційно-балансові дослідження для обґрунтування водоохоронних заходів у Чорнобильській зоні

відчуження / О.Л. Шевченко, І.Ю.Наседкін // Меліорація і водне господарство.– 2003. – Вип.89.– С. 157–170.

194. Шевченко А.Л. Дифференциация условий загрязнения и деконтаминации подземных вод в Чернобыльской зоне отчуждения (по данным мониторинговых наблюдений) / А.Л. Шевченко, В.Н. Бублясь, В.В.Гудзенко, Н.И. Панасюк // Моніторинг небезпечних геологічних процесів та екологічного стану середовища: VI міжнар. наук. конф., 6-8 жовт. 2005 р., Київ: матер. – К., 2005. – С. 209–211.
195. Шевченко О.Л. Донні відклади, як одне із джерел вторинного радіоактивного забруднення водних екосистем / О.Л. Шевченко, В.М. Бублясь, Д.А. Лісний, І.Ю. Наседкін // Наука. Чорнобиль–96: наук.-практ. конф., 11-12 лют. 1997 р., Київ: зб. тез. – К.: УРУЦ, 1997. – С 45–46.
196. Шевченко А.Л. Естественные и техногенные предпосылки деконтаминации водного бассейна радиационно загрязненных территорий / А.Л. Шевченко, В.В. Долин // Геохимия техногенных радионуклидов [науч. моногр. / отв. ред. Э.В. Собонович, Г.Н. Бондаренко]. – К.: Наукова думка, 2002. – С. 254–290.
197. Шевченко А.Л. Естественные-антропогенные особенности формирования водообмена и распространения радиоактивных веществ на мелиоративных системах гумидной зоны / А.Л. Шевченко, И.Ю. Наседкин // Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа; под ред. В.М. Шестопалова – К.: Карбон ЛТД, 2001. – Ч.1. – С. 162–232.
198. Шевченко О.Л. Забруднення і деконтамінація підземних вод у Чорнобильській зоні відчуження / О.Л. Шевченко, С.І. Кірсєв, В.В. Гудзенко // Вісник Київського національного університету ім. Тараса Шевченка (Геологія). – 2006. – Вип.38 – С. 9–14.
199. Шевченко А.Л. Зависимость загрязнения грунтовых вод на осушительных системах Полесья от суммы осадков и уровня

- грунтовых вод / А.Л.Шевченко, Г.П. Рябцева // Экологические аспекты загрязнения окружающей среды: междунар. науч.-практ. конф., 26-28. мар. 1996 г., Киев: тез. докл. – К., 1996. – Ч.2. – С. 130–131.
200. 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-досл. гідрометеорологіч. інституту. – 2003. – Вип.252. – С. 131–143.
201. Шевченко О.Л. Заходи щодо зменшення виносу ^{90}Sr з меліоративних 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.
202. 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.
203. 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.
204. 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.

205. Шевченко О.Л. Метод інтегральної оцінки бар'єрної здатності водозборів / О.Л. Шевченко, С.І. Кіреєв // Екологія і ресурси. – 2005.– Вип. 11.– С. 77–86.
206. Шевченко О.Л. Моделювання вторинного радіоактивного забруднення вод меліоративних каналів / О.Л. Шевченко, С.І. Кіреєв, В.В. Гудзенко, Ю.О. Михайлов // Меліорація і водне господарство. – 2001 – Вип. 87. – С. 72 – 85.
207. 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: метод. посіб. / відп. ред. В.І. Лялько. – К.: ЦАКДЗ ІГН НАНУ, 1999. – С. 125–129.
208. 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: труды / под ред. Ю.А. Израэля. – С-Пб, 2006, – Т.3. – С. 363–370.
209. Шевченко А.Л. Обращение с осушительно-увлажнительными системами в зонах радиоактивного загрязнения / А.Л. Шевченко, И.Ю. Наседкин // 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання: міжнар. конф., 18-20 квіт. 2001 р., Київ.: зб. тез – К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. – С. 138.
210. 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.
211. 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.
212. 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.
213. Шевченко А.Л. Оценка водного переноса Cs-137 и Sr-90 в элементарных ландшафтах зоны отчуждения, на примере полигонов “Копачи” и “Залесье”/ А.Л. Шевченко, В.И. Шматок, Н.П. Омеляненко, Н.Р. Грицюк // Чернобыль-96 – Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: V междунар. науч.-тех. конф., 11-15 мар. 1996 г., Зеленый Мыс: сб. тез. – Зеленый Мыс: НПО «Припять», 1996. – С. 76.
214. 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.
215. Шевченко О.Л. Підсумки наукових досліджень на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження / О.Л. Шевченко // Водне господарство України. – 2011. – №2 – С. 17–25.
216. Шевченко О.Л. Порухені режими рівнів ґрунтових вод Чорнобильської 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.
217. 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.
218. 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.
219. 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.
220. Шевченко О. Проблеми та перспективи прогнозування стану питних вод водозабору міста Кривий Ріг / О. Шевченко, В. Сизоненко, О. Козицький // Вісник Київ. нац. унів. ім. Т. Шевченка (Геологія). – 2008. – Вип. 44. – С. 62–67.
221. 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.
222. Шевченко А.Л. Радиобиогеохимические аспекты ухудшения проточности осушительной сети в Полесье / А.Л. Шевченко, В.А. Нестеровский, Н.Н. Осадчая // Геоэкологические проблемы современности: междун. конф., 23-25 сент. 2010г., Владимир: мат.-лы. – Владимир, 2010. – С. 213–217.
223. 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.

224. Шевченко О.Л. Розробка та застосування методів прогнозу вторинного забруднення поверхневих вод меліорованих водозборів Зони відчуження / О.Л. Шевченко, С.І. Кіреєв, Е.К. Тіханов, Ю.О. Михайлов // Наука. Чорнобиль-98: наук.-практ. конф., 1-2 квіт. 1999 р., Київ: зб. тез. – К., 1999. – С. 122–123.
225. 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.
226. Шевченко А.Л. Связь изменений объемной активности радиоактивных стронция и цезия и концентраций стабильных макрокомпонентов в грунтовых водах осушаемых участков вблизи Ровенской и Хмельницкой АЭС / А.Л. Шевченко // Экологические аспекты загрязнения окружающей среды: междунар. науч.-практ. конф., 26-28 мар. 1996 г., Киев: тез. докл. – К., 1996. – Ч.1. – С.169.
227. 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.
228. Шевченко О.Л. Схематизація та моделювання вторинного радіоактивного забруднення вод дренажних каналів / О.Л. Шевченко // Вісник Київського національного університету ім. Тараса Шевченка (Геологія). – 2007. – Вип.42. – С. 113 –117.
229. 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. – Х., 2000. – Т.3. – С. 483–490.

230. Шевченко А.Л. Трансформация первоначальных выпадений радионуклидов и скорость их проникновения на глубину в различных типах почв / А.Л. Шевченко // Охрана природы при мелиорации земель: сб. науч. тр. / науч. ред. Коваленко П.И. [и др.] – К.: УкрНИИГиМ, 1991. – С.21–27.
231. Шевченко О. Штучне дренування підґрунтових вод, як засіб керування радіоекологічною ситуацією на меліорованих землях Полісся / О.Шевченко // Актуальні проблеми екогеології України: конф. КНУ ім. Т. Шевченка, 24-25 квіт. 1997 р.: зб. матер. – К., 1997. – С. 36–37.
232. Шестопапов В.М. Зони інтенсивної міграції радіонуклідів у геологічне середовище Чорнобильської зони відчуження / В.М. Шестопапов, В.М. Бублясь // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – № 16. – С. 9–12.
233. Шестопапов В.М. Ідентифікація автореабілітаційних процесів у водотоках Зони відчуження та можливе спрямування реабілітаційної діяльності / В.М. Шестопапов, О.Л. Шевченко, О.М. Козицький, С.І. Кірєєв, Ю.О.Іванов // Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – №16. – С. 18–23.
234. Шестопапов В.М. Оценка защищенности и уязвимости подземных вод с учетом зон быстрой миграции / В.М. Шестопапов, А.С. Богуславский, В.М. Бублясь. – К.: НИЦ РПИ НАНУ, 2007. – 120 с.
235. Шикломанов И.А. Влияние хозяйственной деятельности на речной сток / И.А. Шикломанов. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. – 334 с.
236. Щеглов А.И. Динамика радиоэкологической обстановки в лесных экосистемах в постчернобыльский период / А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: междунар. конф., 5-6 дек.2005 г., Москва: тез. докл. – Ст.-Петербург: Гидрометеиздат, 2005. – С. 11–34.

237. Экспериментальная оценка гидрологических и гидрогеологических процессов миграции стронция-90 в поверхностный водоток / Бугай Д.А. [и др.] // Распространение чернобыльских радионуклидов в гидрогео-логических структурах. – К., 2001. – С. 233-250. – (Водообмен в гидрогео-логических структурах и Чернобыльская катастрофа: в 2 кн; кн.1).
238. Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на ЧАЭС / В.А. Борзилов [и др.] // Метеорология и гидрология. – 1988. – № 11. – С.43–53.
239. Экспериментальное моделирование вертикального переноса радионуклидов в профиле почвы / Ю.А. Иванов [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. трудов УкрНИИСХР. – К.: УНИИСХР, 1996. – Вып.4. – С. 29–32.
240. Эффективность водоохраных сооружений в зоне влияния ЧАЭС / Л.П.Бочков [и др.] // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. – [Обнинск] –1988. – Т.1, №6. – С.373–377.
241. Bakker W.E. The role of humic acid from Tasmanian podzolic soils in mineral degradation and metal mobilization / W.E. Bakker // *Geochim. et cosmochim. Acta.* – 1973. – vol. 37, №. 2. – P. 269–281.
242. Belli M. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments: ECP-5. Final Report. / M. Belli, F. Tikhomirov. – 1996. – 142 p.
243. Bublías' V. Groundwater contamination after the Chernobyl disaster / V. Bublías', V. Gudzenko, I. Onyshchenko, Y. Rudenko, A. Shevchenko, V. Shestopalov // *Hydrogeology and land use management: XXIX International Congr. IAH*, 6-10 Sept. 1999, Bratislava: proceed. – Bratislava, 1999. – P. 347–352.
244. Choppin G.R. / *Humics and Radionuclide Migration* / G.R. Choppin // *Radiochim. Acta.* – 1988. – nos. 44–45. – P.23–28.

245. Corney P.A. Tide generated currents in the Hauraki Gulf using MIKE21 / P.A. Corney, C.D. Christian // Third International Conference on Hydroinformatics, 24-26 August 1998, Copenhagen, Denmark: proceedings. – Rotterdam: A.A.Balkema, 1998. – Vol.2. – P. 1311 – 1318.
246. 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.
247. Förstner U. Metal pollution in the aquatic environment / U. Förstner, G.Wittmann. – Berlin etc.: Springer Verlag, 1979. – 486 p.
248. Interstitial soil solution – medium and factor of active redistribution of radionuclides in the system “soil substratum – groundwater” / Kudelsky A. [et al] // The radiological consequences of the Chernobyl accident. – Luxemburg, 1996. – P. 185–188.
249. Ivanushkina N. Groundwaters in location of Chernobyl Atomic Station and their contamination with radionuclides after the accident / N. Ivanushkina and G. Ryabtseva // Wat.Sci.Tech (Great Britain). – 1991. – vol.24, № 11, – P. 1–7.
250. Methods of calculating and forecasting pollutant transport in water bodies / Burkov A. [et al] // Hydrological aspects of accidental pollution of water bodies – Geneva, Switzerland, 1992. – P.65–92. – (Operational Hydrological Report № 37, Ch.6, WMO–№754).
251. Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl // Experimental Collaboration Project No.3 (Final Report), eds. U.Sansone and O.Voitsekhovich. – Brussels-Luxemburg, 1996. – 184 p. – (EUR 16529, European Commission, DG XII).
252. On the use Monte Carlo simulation methods for data assimilation in MIKE 21 // Internal Report, scien. lead. H. Madsen, International Research

- Centre for Computational Hydrodynamics, Danish Hydraulic Institute. – Denmark, 1997. – 38 p. – (Agern Alle 5, DK-2970 Horsholm).
253. Radionuclide transfer to meadow plants / Sanzharova N. [et al] // The radiological consequences of the Chernobyl accident: First international conference, 18-22 March 1996, Minsk: proceedings. – Brussels, Luxembourg, 1996. – P. 507–510. – (EUR 16544 EN).
254. Research into vertical radionuclide migration at the R&D Center of radioenvironmental studies on field test sites / Shestopalov V.M. [et al] // 5-th International Conference on radioactive waste management and environment remediation: ICEM-95, 3-7 Sept. 1995, Berlin. – Berlin, 1995. – P.1347–1351. – (Management of Low-Level Waste and Remediation of Contaminated Sites and Facilities. vol.2).
255. River water quality modeling: III. future of the art / Shanahan P. [et al] // Water Science and Technology. – 1998. – vol. 38, №11. – P. 245 – 252.
256. Samanidou V. Mobilizaion of heavy metals from river sediments of Northern Greece by humic substances / V. Samanidou, I. Papadoyannis, G. Vasilicotis // J. Environ. Sci. and Health. A. – 1991. – vol. 26, № 7. – P. 1055–1068.
257. Shestopalov V. Anomalous zones of radionuclide migration in geological environment / V. Shestopalov, V. Bubljas, A. Bohuslavsky // Chernobyl Disaster and Groundwater. – A.A.Balkema Publisher, Lissie / Abingdon /Exton (Pa)/Tokyo, 2002. – P. 201–253.
258. 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.
259. Shevchenko A. Distribution and Migration of Radionuclides in Meliorated Areas / A. Shevchenko // Chernobyl disaster and groundwater / editor

V.Shestopalov. // A.A. Balkema. Publisher
Lisse/Abingdon/Exton(pa)/Tokyo. Printed in India, 2002. – P. 133–186.

260. Shevchenko O. Groundwater regime as the Pripiat'- river contamination factor / O. Shevchenko, V. Gudzenko // Современное состояние, проблемы и перспективы использования трансграничных водных объектов: междунар. водный форум, 1-2 марта 2006г., Минск: мат-лы. – Минск, 2006. – С. 53.
261. 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.
262. 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 [et al.] // Hydrogeology and land use management: XXIX International Congress IAHH-10 Sept. 1999, Bratislava: proceed. – Bratislava, 1999. – P. 491–497.
263. 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.
264. 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.
265. 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.

266. Snyder S.F. A conception of RINOFF – Phenomena / S.F. Snyder // National research Council. Transactions of the American Geophysical Union: 20 t.h. annual Meeting, 26-29 April 1933. – 1939. – Part 4. – P. 725–738.
267. Strahler A.N. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology / A.N. Strahler // Transactions of the American Geophysical Union. – 1957. – vol. 8, Numb. 6, – P. 913 – 920.
268. The transfer capability of long-lived Chernobyl radionuclides from surface soil to river water in dissolved forms / Amano H. [et al] // Organic Geochemistry. – 1999. – vol. 30. – P. 437–442.
269. Wood J.M. Biological cycles for toxic elements in the environment / J.M. Wood // Science. – 1974. – vol. 183. – P. 1049–1054.