Ukrainian Journal of Remote Sensing

journal homepage: www.ujrs.org.ua

https://doi.org/10.36023/ujrs.2022.9.2.213

УДК 528.83/.88:[550.8.05:(55:004)]:504:(627/.628.8:624.1)](477.41)

Геоінформаційний аналіз даних космічних знімань з метою оцінювання змін радіогідрологічних умов територій

О. Т. Азімов[1]*, О. Л. Шевченко[2], О. В. Томченко[1]

[1] *Державна установа "Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України", вул. Олеся Гончара, 55-Б, Київ, 01054, Україна*

[2] *Український гідрометеорологічний інститут Державної служби України з надзвичайних ситуацій та Національної академії наук України, пр-т Науки, 37, Київ, 03028, Україна*

У статті розглядається актуальність застосування комплексу наземних гідрологічних, радіоекологічних і сучасних дистанційних методів у процесі моніторингових досліджень територій, які є важкодоступними, заболоченими, значною мірою радіонуклідно забрудненими. На прикладі української частини лівобережної Прип'ятської осушувальної системи в межах Чорнобильської зони відчуження показано, що дистанційно отримані дані спільно з матеріалами інтегрованих у географічні інформаційні системи наземних вимірювань дають адекватну моніторингову інформацію про просторово-часові зміни гідролого-радіоекологічної ситуації загалом. Поміж методів досліджень найуживанішими були моделювання, методи гідрометричного, балансового, дистанційного дослідження водних об'єктів. Головна мета досліджень полягає у виконанні ретроспективного та поточного аналізу гідрологічної обстановки за архівними та новітніми супутниковими знімками, в оцінюванні ефективності експлуатації водоохоронного комплексу на лівобережжі р. Прип'ять, насамперед після запровадження у цьому районі гідротехнічних заходів щодо покращення його радіоекологічного стану. Під час досліджень використовувалися знімки з космічних апаратів LANDSAT, SPOT, IRS, WorldView. Зокрема, встановлено значну чутливість системи "поверхневі води–суходіл" до змін довкілля території, виконано картування об'єктів відкритої водної поверхні, простежено її просторово-часову мінливість. Порівнюючи результати розрахунків водного винесення радіонуклідів (зокрема, ^{90}Sr) до та після вжиття відповідних заходів на водоохоронному комплексі, виявлено досить відчутні негативні наслідки від його впровадження та функціонування протягом 1986–2001 років. З'ясовано, що відвернуте одноразове винесення ^{90}Sr за рахунок будівництва "нової" лівобережної дамби (за сценарієм повені 1999 р.) "компенсується" на 40% розтягнутим у часі збільшенням його винесення внаслідок роботи польдерної насосної станції (ПНС) та затопленням забруднених ділянок. Останнє викликане ускладненими за рахунок "нової" та "старої" дамб умовами розвантаження поверхневого і підземного стоків. Екологічна доцільність і обґрунтованість проведених гідротехнічних заходів (розчищення каналів, реконструкція пропускних споруд) та рекомендованої форми експлуатації комплексу (без використання ПНС, із природним фільтраційним розвантаженням стоку через тіло "нової" піщаної дамби у р. Прип'ять) підтверджені результатами тематичного дешифрування багатозональних космознімків. У межах комплексу встановлено незначне обводнення та заболочення міждамбової ділянки, а також ділянки північно-східніше "старої" дамби. Перспективи подальших досліджень різноманітних гідрологічних процесів та радіоекологічної обстановки на лівобережжі р. Прип'ять вбачаються у використанні даних дистанційних знімань високої розрізненості, що виконували б через порівняно невеликі часові інтервали. Якісний інформативний результат можна отримати, застосовуючи технології безпілотних літальних апаратів.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, лівобережний водоохоронний комплекс, міждамбова ділянка, водойми, поверхневий стік, винесення радіонуклідів, моделювання, дистанційні методи.

© О. Т. Азімов, О. Л. Шевченко, О. В. Томченко. 2022

Постановка проблеми досліджень

Незважаючи на існуючий на сьогодні великий досвід боротьби з наслідками аварій, що супроводжувались радіоактивним забрудненням водойм та водотоків (р. Теча, оз. Карачай, р. Прип'ять та ін.), досі не вироблено достатньо зважених, досконалих, а тим більше універсальних підходів щодо захисту відкритих водних об'єктів як від первинного, так і від вторинного забруднення техногенними радіонуклідами. Зрозуміло лише, що найефективнішим упереджувальним заходом є недопущення аварійних ситуацій на об'єктах ядерного циклу. Жодна з відомих спроб зменшення вмісту радіонуклідів у поверхневих водах після ядерних аварій не мала повного ефекту. У кращому випадку природоохоронний захід мав виражений позитивний ефект, але носив він тимчасовий характер. Окремі контрзаходи навіть викликали важко передбачувані

* E-mail: azimov@casre.kiev.ua
https://orcid.org/0000-0002-5210-3920
https://www.scopus.com/authid/detail.uri?authorId=5608453320

побічні негативні наслідки. Локалізація одних джерел забруднення часто призводила до появи або інтенсифікації інших, боротьба з головними на поточний період чинниками або спроби уповільнення певних процесів виявлялись неефективними внаслідок неврахування або недооцінювання інших факторів та процесів, здебільшого природного характеру.

До стратегії планування водоохоронних заходів у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ), як у межах України, так і Республіки Білорусь (РБ), у зв'язку з розташуванням її у верхній частині Дніпровського басейну, слід висувати особливо жорсткі вимоги. Обґрунтування таких заходів слід забезпечити всебічними водобалансовими, радіаційно-балансовими, техніко-економічними розрахунками, а також порівнянням можливих колективних доз опромінення персоналу під час виконання заходів із очікуваною економією (зменшенням) колективної дози опромінення населення загалом у результаті проведення цих заходів. Іншими словами, основою для прийняття рішень щодо доцільності проведення будь-якого водоохоронного заходу є оцінювання і порівняння очікуваної користі від його впровадження з можливими збитками або шкодою (опромінення персоналу, вилучення коштів із соціальних складових бюджету, побічні негативні екологічні ефекти тощо). Користь прийнято оцінювати за критерієм відвернутої дози опромінення населення. Це оцінювання звичайно є дуже наближеним, однак саме за колективною дозою опромінення визначають грошовий еквівалент ефективності контрзаходів (Optimization…, 1988).

Для водоохоронного будівництва в Чорнобильській зоні відчуження і зоні безумовного (обов'язкового) відселення Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи рекомендувало вважати оптимальними витрати з розрахунку 8400 доларів США на відвернення колективної дози в 1 люд.-Зв (1999 р.). Так, контрзахід вважається виправданим, якщо користь від його застосування буде більшою за сумарний збиток (у грошовому еквіваленті), а оптимальним тоді, коли чиста користь від нього (різниця між загальною користю і збитком) буде максимальною. Практика впровадження водоохоронних заходів у межах ЧЗВ свідчить, що роль збитків завжди недооцінювалась, а користі – переоцінювалась, хоча і та й інша на етапі обґрунтування носить значною мірою уявний, або навіть віртуальний характер.

У багатьох випадках достатньо показовим є порівняння величин очікуваного водного винесення активності (або концентрації основних дозоформувальних радіонуклідів у джерелах водопостачання) без впровадження заходу та в результаті його застосування. Проте зрозуміло, що реальний характер збитків і користі можна оцінити лише через деякий час після впровадження заходу. Для оцінювання ефективності водоохоронних заходів головне значення має їх випробування в багатоводні періоди із щонайменшою забезпеченістю (<10%). Якщо за тривалий час після впровадження заходу (10–15 років) таких подій не відбувається, радіоекологічна доцільність впровадження заходу різко знижується за рахунок зменшення міграційно здатного запасу активності і, відповідно, значущості відвернутої дози. Тому під час виконання процедури оптимізації водоохоронної діяльності необхідно оцінювати ризик прояву негативних природних явищ, проти яких переважно спрямований водоохоронний захід.

Очевидно, що вирішення конкретного завдання з визначення причин аномально високого водного винесення радіонукліда стронцій-90 (^{90}Sr) з певної території та оцінювання можливості його зменшення, слід починати з виділення факторів, які відрізняють цю територію від інших, з меншими показниками винесення (основну увагу зосереджено саме на ^{90}Sr, бо, порівняно з іншими, це є один з найрухоміших у водних екосистемах радіонуклідів. Скажімо, для території лівобережної заплави р. Прип'ять такими явними факторами є дуже високе радіоактивне забруднення поверхні паливною компонентою випадінь, що містить максимальну кількість ^{90}Sr, а також перезволоження цього району. Якщо врегулювати перший фактор практично неможливо, то слід розглянути причини, що зумовили перезволоження території. У разі, якщо вони носять керований характер, потрібно обґрунтувати заходи щодо мінімізації негативного впливу чинника перезволоження або ж обґрунтувати комплекс досліджень і робіт стосовно кардинального покращення обстановки загалом (наприклад, шляхом осушення території тощо). Звісно, при цьому необхідно врахувати перетворення в екосистемах, що можуть бути пов'язані з процесами глобальних змін клімату (переважно глобального потепління з тенденцією до зменшення кількості атмосферних опадів).

У процесі відповідних досліджень важливо не лише встановити осередки максимального забруднення ґрунтів та поверхневих вод, а й визначити джерела основного пролонгованого винесення радіонуклідів до водоприймачів, що може бути пов'язано з іншими чинниками (наприклад, типом ґрунту, наявністю закритого дренажу, техногенними порушеннями ландшафту тощо). Ці та інші фактори здатні вплинути на фазові переходи та інтенсивність водної міграції радіонуклідів. Серед гідродинамічних змін, що мають, на наш погляд, істотне радіоекологічне значення, особливої уваги заслуговують такі: затоплення та підтоплення територій, виникнення підпорів ґрунтових вод, зміни балансу, напрямків та обсягів поверхневого і підземного стоків, співвідношення латерального та вертикального водообміну. Ці зміни значною мірою впливають не лише на перерозподіл радіонуклідів, але й на процеси ґрунтоутворення, склад фітоценозів, пожежну безпеку та інші складові загальної природно-техногенної обстановки.

Отже, у рамках охарактеризованої загальної проблеми ***актуальними*** є дослідження, пов'язані з вказаними змінами процесів та наслідків від них комплексом сучасних методів, отримання адекватних результатів і формування рекомендацій

стосовно превентивних управлінських заходів щодо запобігання відповідних негативних ситуацій на прикладі однієї з водно-болотних екосистем, які є меліорованими (тобто осушувальних систем – о. с.), на радіаційно забруднених територіях. Врахування їх у подальшому сприятиме забезпеченню сталого розвитку цієї системи. Зважаючи на наявні в її межах об'єкти природного й антропогенного походження, район цієї системи являє собою своєрідний, досить складно побудований природно-територіальний комплекс. Таким чином, висвітлення одержаних у ході досліджень науково обґрунтованих результатів та їх всебічне обговорення є ***метою*** публікації.

Район робіт, методи й об'єкт досліджень

У контексті зазначеного вище розглянемо водно-болотну екосистему в межах української частини території ЧЗВ, а саме: *лівобережну Прип'ятську осушувальну систему*, міждамбова площа якої (між "старою" та "новою" лівобережними дамбами) є основною ***ділянкою досліджень*** детального масштабного рівня (Рис. 1, 2). Адже для неї характерна ця ж проблематика. ***Головними завданнями*** з-поміж комплексу інших у її вирішенні нами поставлені такі: виконати ретроспективний аналіз ситуації (за наявними актуальними даними – поточної) та оцінити ефективність експлуатації водоохоронного комплексу на лівобережній Прип'ятській системі, а на основі відповідних результатів – проаналізувати доцільність обґрунтування та запровадження гідротехнічних заходів щодо покращення радіоекологічної обстановки насамперед у цьому районі. Адже у разі позитивних наслідків це, зрештою, сприятиме сталому розвитку в сенсі екології як власне ЧЗВ, так і регіону загалом.

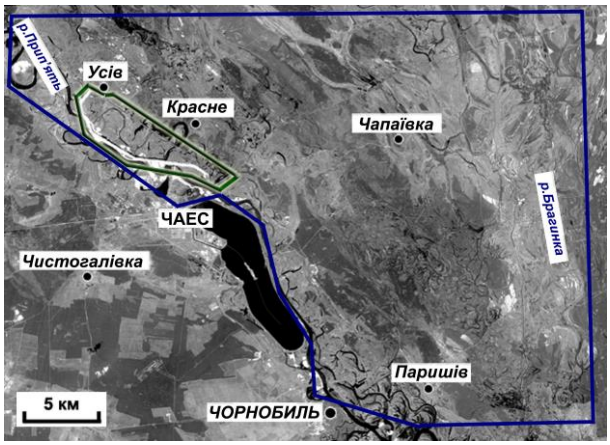


Рис. 1. Територія лівобережної Прип'ятської системи в межах ЧЗВ, що досліджується (окреслена контуром синього кольору), та міждамбова ділянка детального вивчення (окреслена контуром зеленого кольору). Як підкладку використано фрагмент космічного знімка із супутника IRS-1D від 29.04.1997 р. (1-й, панхроматичний, канал, 0,50–0,75 мкм). Підкреслюються гідрографічна мережа і заболочені площі, виявляється ерозійна мережа та площі відкритих ґрунтів і поверхневих відкладів різного мінералогічного складу

З метою вивчення зазначених аспектів діяльності *водоохоронного комплексу* на лівобережній Прип'ятській системі, який і являє ***об'єкт досліджень***, у процесі роботи застосовано низку методів. Серед ***методів досліджень*** найчастіше використовувались *моделювання, методи гідрометричного, балансового, дистанційного дослідження* водних об'єктів. Отож, їх спільне використання спрямовувалося на вивчення і отримання достовірної інформації про ***предмет досліджень***, яким є *оцінювання ефективності функціонування водоохоронного комплексу*.

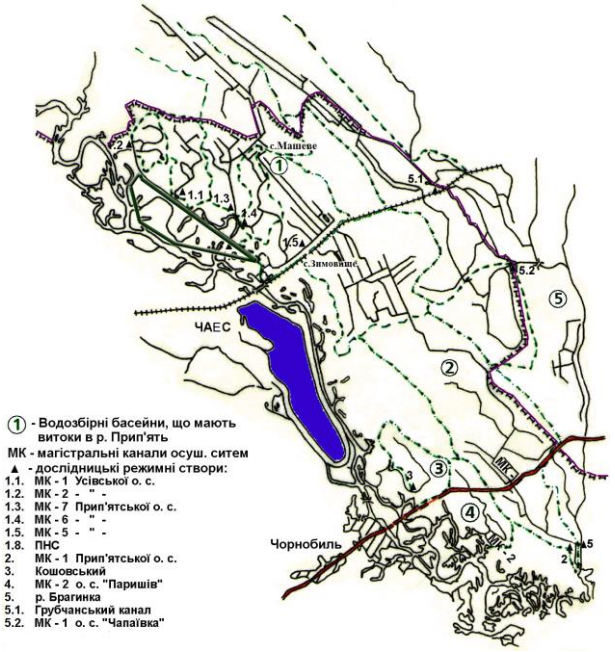


Рис. 2. Карта-схема Прип'ятської лівобережної осушувальної системи з досліджуваною ділянкою замкненого польдера на північ від ЧАЕС (окреслена суцільним контуром зеленого кольору)

Фактометричною і фактологічною базою при цьому були фактичні матеріали *наземних вимірювань* в межах ЧЗВ, що виконані як авторами особисто (Рис. 3), так і фахівцями ряду профільних організацій і установ протягом достатніх для проведення узагальнень років (Схема…, 1993; Толкач, Ищук, 1994; Деревец и др., 1996; Кленус и др., 1996; Радиоэкология…, 1997; Шевченко та ін., 1998а, б, 1999а, б, 2001, 2004, 2006; Звіт…, 1999; Азімов, Шевченко, 2003, 2005; та ін.), *дані дистанційного зондування Землі* (ДЗЗ), представлені багатозональними космічними знімками (КЗ) тривалого часового періоду із супутників LANDSAT-4, -7 (від 16.04.1984 р., 20.04.2003 р. і 14.04.2004 р.), SPOT-1, -3, -4 (від 06.05.1986 р., 18.04.1994 р., 23.08.1995 р. і 14.07.1998 р.), IRS-1D (від 29.04.1997 р., див. Рис. 1), WorldView-2 (від 26.05.2018 р.), *апріорні результати* раніше здійснених ландшафтно-геологічних досліджень території тощо.

Стосовно отримання важливої вихідної інформації з *багатозональних КЗ* високої й навіть середньої просторової розрізненості зазначимо, що в ідеалі, використовуючи їх, можна виявляти характер просторового розподілу та площу водної поверхні (так зване "дзеркало води") на час певного гідрологічного явища (повінь, паводок, межінь

тощо), визначати температуру поверхневого шару води, глибину та об'єм водойми (з обов'язковою завіркою глибини на місцевості), встановлювати області тривалого накопичення води, можливого підтоплення, розмиву водоохоронних дамб, досліджувати відповідні супутні процеси, оцінювати характер заростання затоплюваної частини заплави та широких русел водотоків (Кондратьев, Поздняков, 1985; Кронберг, 1988; Шевченко та ін., 1998а, 1999а, б, 2001, 2004; Федоровський та ін., 1999; Довгий та ін., 2001; Лялько та ін., 2001; Азімов, Шевченко, 2003, 2005; Красовський, Петросов, 2003; Азімов, Проскура, 2005; Красовський та ін., 2005; Heiskary et al., 2005; Olmanson et al., 2008; Advances…, 2009; Байрак, Муха, 2010; Підгородецька та ін., 2010; Campbell, Wynne, 2011; Вишняков та ін., 2013; Rubin et al., 2021; та ін.). Останнє дуже важливо для визначення коефіцієнтів шорсткості й проточності русел. Шорсткість поверхні заплави значною мірою зумовлює швидкість проходження паводкових вод, а ступінь проточності русел річок та каналів визначає гідрохімічний режим та режим рівня, а також впливає на співвідношення поверхневої та підземної балансових складових, а головне – на темпи водообміну та інтенсивність самоочищення вод від радіонуклідів (без урахування їх природного розпаду). Зниження ступеня проточності викликає збільшення рівнів води у багатоводні періоди, заростання русла, евтрофікацію та сапробність водотоків.

Рис. 3. Проведення фактичних вимірювань характеристик водних об'єктів у районі нової дамби в межах лівобережної осушувальної системи ЧЗВ.
На фото: О. Л. Шевченко (зліва), О. Т. Азімов (справа). Літо 1998 р.

Тобто дані ДЗЗ стають в нагоді під час вирішення завдань щодо оцінювання та прогнозування водного винесення радіонуклідів із затоплюваних заплав під час повеней різної водозабезпеченості, об'ємів води у водоймах, їх балансу, а також при визначенні ефективності таких водоохоронних споруд, як протиповеневі дамби тощо. Для цього достатньо мати дистанційні знімки на календарні дати максимальних рівнів води в річці для повеней різної забезпеченості.

Нижче насамперед розглянемо ретроспективу формування природно-техногенної обстановки на території досліджень.

Історичний аспект

Водоохоронний комплекс у межах території досліджень складається з огородженої дамбами частини лівобережної (Красненської) заплави р. Прип'ять, насосної станції, обвідного каналу К-90А, гідротехнічної споруди (ГТС) на магістральному каналі № 5 (МК-5). Останній розташований у північно-західній частині Прип'ятської о. с. – від с. Машеве на півночі до с. Зимовище на півдні (див. Рис. 1, 2). Огороджена ділянка та прилегла до неї площа у верхньому б'єфі (ВБ) дамби розташована на відстані 4–6 км від Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС), у напрямку північного сліду радіоактивних випадінь 1986 р. Вона являє собою одне з найнебезпечніших перманентних джерел радіоактивного забруднення водної системи Дніпра. На цій частині Прип'ятської системи зосереджено понад половина запасу ^{90}Sr від його сумарного вмісту на всій заплавній території ЧЗВ. Якщо загальні запаси активності ^{90}Sr на Прип'ятській системі загалом станом на 2000 р., за нашими оцінками (Шевченко та ін., 1998а), становили близько 605 ТБк (з урахуванням басейнів МК-1 і МК-2), то з них на той час близько 560 ТБк зосереджувалось лише на північно-західній її частині загальною площею 103 км^2, що відгороджена з південного сходу насипом залізничної колії Янів–Славутич. Баланс для цієї ділянки складався на основі визначення водообміну на межі замкненого між дамбами польдера з розташованим вище водозбором та з річкою Прип'ять (Рис. 1, 2).

Більшу частину водозбірної площі Північного басейну займають колишні осушувальні системи "Усівська" і "Прип'ятська". До аварії ця площа розподілялась на два основні витоки в р. Прип'ять: магістральний канал МК-5 та МК-2 Усівської системи. Окрім того, частина стоку МК-5 розвантажувалась через дюкер під залізничним насипом у канал МК-1-2 і далі по МК-1 до річки Брагинка. До 1977 р. з водозбору каналу МК-1 Усівської системи вода самоплинно стікала до р. Буряковиці й далі через оз. Лесковець – до Прип'яті.

У північній частині ЧЗВ з лівого берега у р. Прип'ять впадає Погонянський канал, водозбір якого розташований на території Республіки Білорусь (РБ). Територія старого польдера, крім опадів, що випадають на неї, підтоплюється відносно чистими водами з Білорусі. Ці води, минаючи свій природний водоприймач – Погонянський канал, після посушливого і багатого на пожежі 1992 р. направлялися на торф'яні й заліснені площі в межах РБ для попередження пожеж, а звідти потрапляли на значно забруднену радіонуклідами територію Красненського польдера. Дотепер Погонянський канал біля с. Борщівка наглухо перекритий, його стік безпосередньо в р. Прип'ять надходить тільки з пригирлової частини водозбору. Переважна частина стоку з кінця 1994 р. направляється в систему р. Несвіч і далі в р. Брагинка. Частина в багатоводні періоди потрапляє через Уласівський (с. Молочки–с. Усів) і магістральний № 7 канали на польдер біля

с. Красне, а з нього через придамбовий канал та гирлову частину каналу МК-5 – у р. Прип'ять. Уласівський канал було побудовано в 1986 р. для переведення "білоруського" стоку на водозбір Прип'ятської осушувальної системи (Схема…, 1993).

Після будівництва так званих "старої" (1977–1978 рр.) та "нової" (1992 р.) лівобережних дамб (Рис. 4) стік з водозбору північно-західної частини Прип'ятської осушувальної системи загальною площею понад 100 км^2 тривалий час (до 2001 р.) забезпечувався лише прораном у водоохоронній насипній дамбі № 7, що була споруджена у 1986 р. на каналі МК-5 (Рис. 5), а також регульованою ГТС у старій дамбі, що в 10 м нижче за течією того ж каналу.

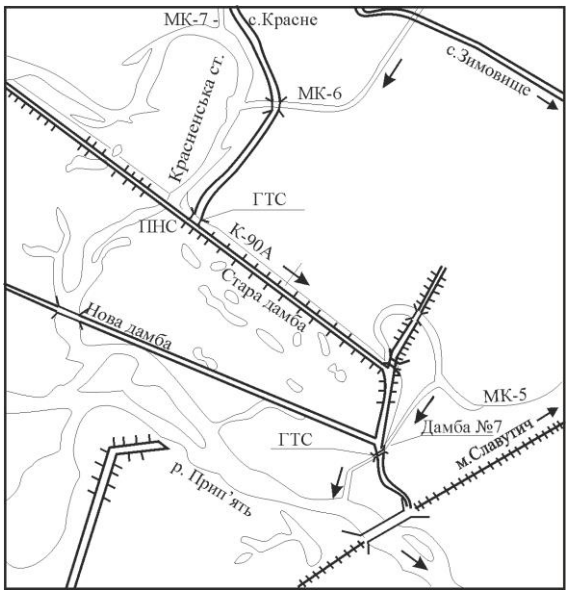


Рис. 4. Схема ділянки розвантаження поверхневого стоку з лівобережної польдерної системи в р. Прип'ять (ГТС – гідротехнічна споруда у вигляді шлюза-регулятора; ПНС – польдерна насосна станція; ст. – стариця)

Рис. 5. Проран у дамбі № 7 у нижній частині каналу МК-5. Вигляд з гідротехнічної регулювальної споруди, що розташована нижче. Фото 1997 р., літо

Спорудження нової дамби призвело до перекриття стоку двох каналів Усівської системи та значно ускладнило розвантаження каналів МК-7, МК-6 і МК-5 Прип'ятської системи. Відбулась зміна контурів водної поверхні, уповільнення режимів стоку, тобто істотно змінилась гідрологічна обстановка у цьому басейні загалом.

Необхідність будівництва нової лівобережної дамби, як відомо, була викликана великими запасами активності, зосередженими на ділянці низької заплави р. Прип'ять від Янівського залізничного мосту до ур. Цянка, що на кордоні з РБ (близько 220 ТБк ^{90}Sr станом на 1992 р.). Частина відповідних радіонуклідів могла бути змита при очікуваних повенях 5–15% забезпеченості. Отож, починаючи з 1993 р., після будівництва нової дамби на замкненій площі між нею і старою дамбою були локалізовані значні запаси активності. У результаті рівні об'ємної активності вод р. Прип'ять на періоди зимових зажорів дійсно знизились (Деревец и др., 1996; Радиоэкология…, 1997). Проте, якщо до будівництва нової дамби винесення ^{90}Sr через проран у дамбі № 7 не перевищувало 570 ГБк на рік (у середньому 2–6 Кі/рік, або 74–222 ГБк/рік), то в наступні 2 роки (1993, 1994), за рахунок підтягування на забруднену площу значної кількості води з р. Прип'ять під час роботи насосної станції, воно вже становило 1794,5 і 1605,8 ГБк/рік відповідно. Очевидно, що надходження шляхом фільтрації чистих вод Прип'яті в огороджені, сильно забруднені водойми істотно змінило рівновагу між розчином та донними відкладами і призвело до активної десорбції (ремобілізації) радіонуклідів.

Головним чинником збільшення обсягів водного стоку і винесення ^{90}Sr до р. Прип'ять у районі, що характеризується, стала робота ПНС. Її функція полягала в перекачуванні істотно забруднених вод із замкненого польдера разом з фільтраційними водами р. Прип'ять до обвідного каналу, яким вода знову стікала в річку. Абсолютна відмітка, на якій ПНС повинна була утримувати рівень, виявилася надто низькою (105,2 м Балтійської системи висот – БС), що змушувало перекачувати значні обсяги води. При цьому в багатоводні періоди вода в замкнену міждамбову область фільтрувалась і через нову, і через стару дамби. Незважаючи на те, що після зміни регламенту роботи ПНС наприкінці 1993 р. (було підвищено допустимий рівень) винесення радіонуклідів дещо зменшилось, концентрації ^{90}Sr у водах, що скидалися через проран, залишались високими (25–50 Бк/дм^3). До 2001 р. вони періодично зростали, досягаючи значень 70 Бк/дм^3 (переважно в літній період).

Очевидно, що рівень затоплення, а отже і величина винесення активності через проран у дамбі № 7, мають залежати від кількості атмосферних опадів. Дійсно, коефіцієнт кореляції ($K_{кор}$) між обсягами винесення та річною сумою опадів набуває стійких високих значень (0,75) саме з 1993 року! Для попереднього ж періоду коефіцієнт кореляції між цими показниками становив 0,32. Тобто тоді винесення формувалось за рахунок інших чинників (переважно це рівень р. Прип'ять під час весняної

повені). Для періоду 1989–2000 рр. $K_{кор}$ також був низьким, і становив 0,4. Якщо ж оцінити період після реконструкції Прип'ятської системи (2002–2011 рр.), то він відрізняється певним зниженням залежності обсягів винесення активності від кількості опадів ($K_{кор}$ = 0,67), що можна пояснити дієвим втручанням таких факторів, як густота та провідна здатність регулювальної мережі каналів.

Слід також відзначити, що під час будівництва нової дамби гідронамивним способом частина води з пульпи профільтрувалась у четвертинний водоносний горизонт. Крім того, забруднення було локально внесено і під час буріння спостережних свердловин. За даними Науково-виробничого об'єднання (НВО) "Прип'ять" (1992 р.) при концентрації ^{90}Sr у зворотній воді з пульпи 30–60 Бк/дм^3 об'ємна активність ґрунтових вод досягла 10–52 Бк/дм^3 за природних значень на той час близько 0,8 Бк/дм^3. У результаті водообміну основна частка цієї активності протягом наступних років потрапила у р. Прип'ять, і до 1997 р. активність ґрунтових вод знизилась до 0,4–1,5 Бк/дм^3. Аналіз цього явища дав змогу визначити період самоочищення (автореабілітації) підземних вод після їх штучного забруднення за рахунок наявності бічного відтоку або водообміну з водоносним горизонтом, що залягає нижче (Шевченко та ін., 2006).

Оскільки до 2001 р. поріг прорану в дамбі № 7 був вищий за меженний рівень води в р. Прип'ять на 2,5 м, поверхневий стік з розташованого вище водозбору разом з перекачаними ПНС водами акумулювався в межах придамбової області, тим самим розтікаючись на істотно радіоактивно забрудненій площі. І якщо із загальної площі водозбору за рік виносилось до 0,3% запасів ^{90}Sr за рік, то із затопленої та підтопленої території – близько 2,3%. Тобто досить високому винесенню активності сприяли саме недосконало виконані водоохоронні заходи.

Викладення основного матеріалу досліджень та обговорення одержаних наукових результатів

Таким чином, ретельний **аналіз тривалих у часі процесів і створених відповідних ситуацій**, пов'язаних з формуванням природно-техногенної обстановки в умовах експлуатації водоохоронного комплексу **на території лівобережної Прип'ятської системи в межах ЧЗВ**, дає аргументовані підстави стверджувати, що значна роль у надлишковому винесенні радіонуклідів через проран, крім високого ступеня радіаційного забруднення території, належала також її перезволоженню. Цей очевидний висновок також було підтверджено (Шевченко та ін., 1998а) розрахунками балансу поверхневого стоку. Перезволоження виникло через невідповідність можливостей відтоку поверхневих вод із перекритої дамбами території об'ємам їх притоку з водозбору (Рис. 6).

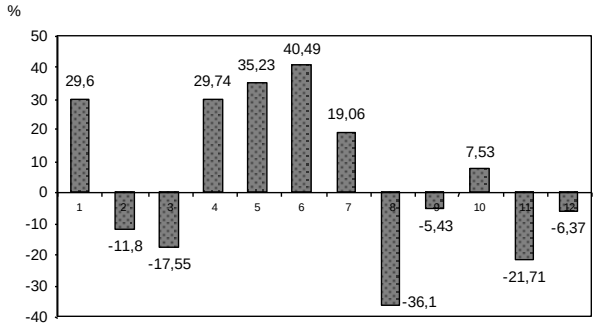


Рис. 6. Різниця між відтоком через проран та припливом з боку Красненської стариці (з урахуванням роботи ПНС) та МК-5 по місяцях протягом 1998 р. (у % від об'ємів стоку через проран). Значення менше "0" вказують на акумуляцію стоку на забрудненій площі у верхньому б'єфі старої дамби, понад "0" – на перевагу відтоку через проран

Дійсно, з Рис. 6 добре видно, що перевищення обсягів притоку у ВБ старої дамби над відтоком через проран спостерігалось протягом 6 місяців (Табл. 1).

Таблиця 1. Порівняння відтоку поверхневих вод через проран та притоку у верхній б'єф з боку Красненської стариці, з урахуванням роботи ПНС, протягом 1998 р., млн м^3

Місяць	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Приток у придамбовий канал	2,53	4,1	6,2	5,9	4,3	2,63	2,97	3,13	1,41	1,34	2,82	3,28
У тому числі перекачано ПНС	0,95	1,05	1,37	1,51	0,94	0,68	0,58	0,59	0,3	0,57	0,84	1,3
Стік через проран	3,6	3,64	5,28	8,45	6,62	4,43	3,53	2,3	1,34	1,46	2,3	3,1
Обсяги води, що залишились на площі у ВБ		0,46	0,92					0,83	0,07		0,52	0,18

Диспропорція між притоком з водозбору і відтоком через проран може бути проілюстрована порівнянням модулів поверхневого стоку. Так станом на травень 1998 р. середні заміряні модулі стоку для басейну найбільшого на водозборі магістрального каналу МК-7 були вищими, ніж для всього водозбору до прорану, і становили, відповідно, 60 і 22,8 л/с·км^2. Стік через проран у меженні періоди 1997–1998 рр., на відміну від попередніх років, практично не припинявся. Тобто об'єми води, що накопичувались вище дамби за час паводку, не встигали сходити до початку межені і період високих витрат через проран був неприродно розтягнутий у часі.

У роки високої водності додаткові об'єми води у ВБ старої дамби створювались також за рахунок більш інтенсивної роботи ПНС. Так, якщо в 1997 р., за даними Державного спеціалізованого виробничого комплексного водоохоронного підприємства (ДСВКВП) "Чорнобильводексплуатація", ПНС було

перекачано 0,66 млн м^3 води, що становило 5,5% стоку через проран, то у 1998 р. – майже 10,68 млн м^3, або 23,3% стоку (Табл. 2).

Таблиця 2. Елементи балансу ^{90}Sr у поверхневому стоці з лівобережної польдерної системи за 1998 р. (за басейнами)

№ з/п бас.	Назва басейну	Площа водозбору, км^2	Об'єми стоку, млн м^3 // %	Діапазон зміни концентрацій ^{90}Sr у воді за рік, мін.–макс. // середні, кБк/м^3	Величина винесеної активності ^{90}Sr, ГБк // %
	Північний басейн – стік через проран у дамбі № 7, ***зокрема:***	102,7	46,2 // 100	23–50,5 // 31	1554,1 (1515,7*) // 100
1	Усівський МК-1	11	1,38 // 3,0	26–47,8 // 33,3	82,3 // 5,4
2	Усівський МК-2	5,0	1,0 // 2,2	17–133,5 // 64,5	68 // 4,5
3	МК-7 (Україна) + Уласівський канал (РБ)	27	20,46 // 44,2	13–210 // 41,2	783 // 57,3
4	МК-6	10	5,66 // 12,3	2,3–88,8 // 39,5	240 // 15,8
5	МК-5	19,4	4,72 // 10	8,1–75,7 // 30	17,9 // 1,2
6	Водозбір придамбового каналу	7,5	0,66 // 1,4		
7	Красненська стариця	4,8	1,64 // 3,6		
8	Міждамбова замкнена площа (ПНС)	18,0	10,68 // 23,3	25–72 // 34,5	362,9 // 23,9

* Визначено за прямими вимірами у створі нижче прорану в дамбі № 7.

Слід пояснити (Табл. 2), що деяке перевищення сумарного винесення ^{90}Sr каналами над виносом через проран (на 2,5%) було зумовлено віддаленістю створів від прорану (Рис. 2) та переходом частини винесеного каналом МК-7 ^{90}Sr у донні відклади та гідробіонти Красненської стариці й придамбового каналу К-90А. В останніх швидкості водних потоків, що надходять з каналів (передусім МК-7), помітно уповільнюються.

У процесі вирішення завдань щодо оцінювання та прогнозування водного винесення радіонуклідів із затоплюваних заплав під час повеней різної водозабезпеченості, об'ємів води у водоймах, їх балансу, а також з метою визначення ефективності таких водоохоронних споруд, як протиповеневі дамби тощо, інформативними стали результати використання даних космічних знімань земної поверхні. Для цього є ***теоретичне підґрунтя***, що базується на відомостях про специфіку ***взаємодії електромагнітних хвиль*** (ЕМХ) різного діапазону ***з водною поверхнею***. І насамперед це стосується оптичного випромінювання. Як відомо (Doerffer, 1978; Кронберг, 1988; та ін.), поглинання *чистою водою* мінімальне для світлового потоку *видимої частини спектра* довжиною близько 0,47 мкм. Натомість у діапазоні понад 0,6 мкм це випромінювання дуже істотно зростає.

Вже у *ближньому інфрачервоному діапазоні* спектра води озер, річок і морів (особливо чисті) майже повністю поглинають світловий потік і мають яскравість у 5–10 разів меншу, ніж поверхня суходолу (Байрак, Муха, 2010). Розсіювання ж зі збільшенням довжини ЕМХ значно зменшується, при цьому зменшується й глибина проникнення сонячних променів. У *дальньому інфрачервоному* (*тепловому*) *діапазоні* (8–14 мкм) поведінка води аналогічна до поведінки абсолютно чорного тіла, яке поглинає всю енергію потоку випромінювання, що падає на нього, і виділяє її залежно від власної температури. Таким чином, на даних ДЗЗ, зроблених в інфрачервоній (ІЧ) зоні ЕМХ, непрогріта водна поверхня чітко виділяється і на вузькозональних знімках виглядає чорною.

Разом з тим наявні у воді *різноманітні домішки* (органічні та неорганічні речовини) впливають на спрямований уверх від неї потік випромінювання. Їх об'єднують у три основні групи (Doerffer, 1979; та ін.). Присутність у воді *завислої речовини* (твердий стік) зумовлює дуже сильне розсіювання в ній світла, що загалом не залежить від довжини хвилі випромінювання. Проте у видимій частині спектра зі збільшенням концентрації у водному середовищі *завислої* твердої фракції відзначається зростання її яскравості (Campbell, Wynne, 2011). Однак стосовно цієї групи домішок потрібно зазначити таке. На території досліджень вірогідна наявність частинок глинистих мінералів, піску лише в потоках, що проходять через проран та ПНС, або ж у воді безпосередньо прилеглих до них локальних ділянок водойм. Переважна ж більшість поверхневих водних об'єктів є або замкненими, або швидкість потоків у їх межах не призводить до видимих змулень.

Розчинні у воді *органічні сполуки* (гелі) сильно поглинають ультрафіолетові та блакитні промені. *Фітопланктон* утворює третю, особливу групу суспензії. Необхідний в його складі для фотосинтезу пігмент завдяки хлорофілу дає дуже інтенсивні смуги поглинання у блакитній і червоній (максимум поглинання цим пігментом припадає на інтервал 0,67–0,69 мкм) зонах спектра ЕМХ, за якими за даними ДЗЗ й визначається наявність власне фітопланктону у воді (Кондратьев, Поздняков, 1985; Красовський та ін., 2005; Шумаков, Азімов, 2013; та ін.). У разі присутності у воді *макрофітів* (крупних багатоклітинних водоростей та водної вищої рослинності) на кривих спектральної відбивної здатності водоймищ у зоні 0,55 мкм іноді спостерігається невеликий максимум (Байрак, Муха, 2010). Для водойм досліджуваної нами території характерним є розвиток таких вільноплаваючих гідрофітів як елодея канадська (*Elodea canadensis*), ряска (*Lemna L.*), рослин з плаваючими листками

(латаття білого – *Nymphaea alba)*, глечиків жовтих – *Nuphar lutea*, водяного горіха – *Trapa natans L.*), зануреної рослинності (водопериці колосистої – *Myriophyllum spicatum L.*, рдесника гостролистого – *Potamogeton acutifolius*). Серед плавневих масивів повітряно-водної рослинності наявні рогоз широколистий (*Typha latifolia*) та очерет звичайний (*Phragmites australis*). Проте, у весняний період року для району, що розглядається, зазвичай притаманним є відсутність в її поверхневих водах органічних речовин.

Охарактеризовані вище особливості взаємодії ЕМХ з водою та наявними в ній речовинами і сполуками враховано нами при виборі інформативних для вирішення поставлених завдань багатозональних КЗ у певних спектральних каналах та при застосуванні відповідної методики.

Характеризуючи ***методику комп'ютерного оброблення КЗ та аналізу одержаних результатів*** зазначимо, що відповідні процедури проводились із застосуванням різноманітних існуючих програмних продуктів, серед яких найширше використовувалися пакети програм ERDAS Imagine, географічні інформаційні системи (ГІС) MapInfo Professional, ArcGIS та деякі інші (Шевченко та ін., 1998а, 1999а, б, 2001, 2004; Азімов, Шевченко, 2003, 2005; та ін.). Перед обробкою знімків усі вони були прив'язані до прямокутної системи координат Гаусса-Крюгера (1942 р.) не менш ніж за 20 точками за допомогою програми ERDAS Imagine. Це дало змогу геометрично скоригувати усі КЗ з точністю близько 1 піксела.

Крім того, для урахування впливу різних умов знімання на інтенсивність спектральних яскравостей об'єктів на земній поверхні (кут нахилу Сонця, прозорість атмосфери тощо) була виконана радіометрична корекція КЗ. Це дало змогу привести різнотермінові знімки до рівня одного з них (базовим обрано знімок із супутника SPOT-1 від 06.05.1986 р.), після чого стало можливим їх зіставляти. З метою радіометричної корекції КЗ бралися до уваги природні об'єкти території досліджень, спектральні яскравості яких більшу частину року можна вважати постійними.

Виділення відкритої водної поверхні проводилось за допомогою програми ***класифікації значень спектральних яскравостей*** у трьох спектральних каналах для кожного піксела знімка території, яка досліджувалася. Із спектральних каналів, у яких зроблено КЗ, використовувалися три: зелений з довжиною ЕМХ у діапазоні 0,50–0,59 мкм у супутників SPOT, 0,52/0,525–0,60/0,605 мкм у супутників LANDSAT-4, -7 і 0,51–0,58 мкм у супутника WorldView-2; червоний (0,61–0,68 мкм у супутників SPOT і 0,63–0,69 мкм у супутників LANDSAT-4, -7 та WorldView-2) і ближній ІЧ (0,79–0,89 мкм, 0,76/0,75–0,90 мкм і 0,770–0,895 мкм відповідно). Зображення LANDSAT'у в дальньому ІЧ діапазоні у процес класифікації не залучалися через їх незадовільну просторову розрізненість в ідентифікації окремих, здебільшого невеликих за своїми геометричними параметрами водних об'єктів, що наявні на ділянці детальних досліджень.

Як показав досвід робіт (Шевченко та ін., 1998а, 1999а, б, 2001, 2004; Лялько та ін., 2001; Азімов, Шевченко, 2003, 2005; та ін.), у межах ЧЗВ водна поверхня на КЗ характеризується значною неоднорідністю за своїми спектральними властивостями. На це впливає глибина водоймищ, кількість та склад завислих у них частинок, наявність або відсутність водної рослинності та інші чинники. Наприклад, діапазон коливання глибин водойм лівобережної заплави становить 0,2–14 м. За цих умов найкращі результати були отримані шляхом спільного використання програми класифікації багатозональних КЗ без навчання з програмою класифікації з навчанням в інтерактивному режимі. Класифікація без навчання виконувалася на 100 класів, що дало змогу зменшити площі перехідних класів та точніше встановити межі між суходолом та поверхнею води. Перехідні класи складали перезволожені та заболочені площі суходолу і мілководдя. Результати класифікації без навчання надалі пройшли класифікацію з навчанням в інтерактивному режимі з виділенням тільки двох класів: "вода" та "суходіл" (Рис. 7). При цьому застосовувалися топографічні карти детальних масштабів, дані польових спостережень (Рис. 3) та аналізувався просторовий розподіл класів. Саме для розмежування перехідних класів, які складають площі мілководних водойм та заболочені ділянки, важливе значення мають особливості їх просторового розташування щодо відомих озер, проток, каналів, долин та русел річок різних порядків, від'ємних форм рельєфу, а також щодо ділянок суходолу з підвищеними значеннями відміток рельєфу.

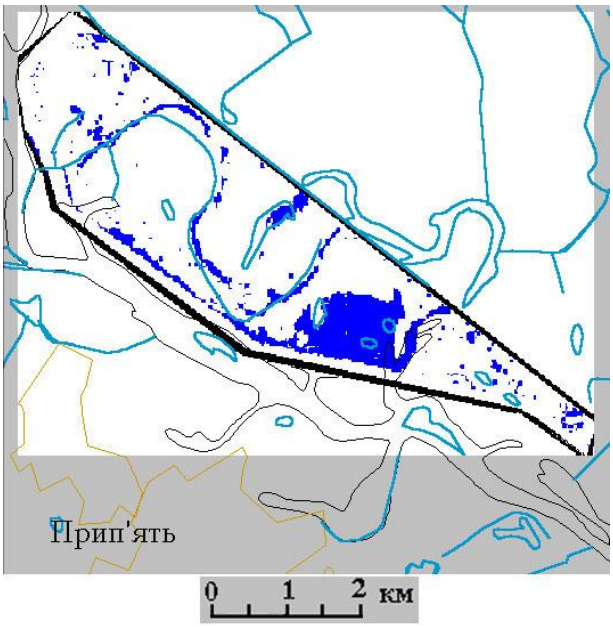


Рис. 7. Ділянка між старою та новою лівобережними дамбами (окреслена контуром чорного кольору) з виділенням площ відкритої водної поверхні (синій колір) та суходолу (білий колір) за матеріалами багатозональної космічної зйомки із супутника SPOT-3 від 23.08.1995 р.

З метою оцінювання змін площ, зайнятих суходолом та водною поверхнею, за час, що минув між певними термінами зйомки, та наочного подання

цих змін у межах досліджуваної території були побудовані відповідні *різницеві знімки*. Для цього попіксельно виявлялася різниця між двома класифікованими КЗ. При цьому виникали три ситуації: пікселі, що зіставлялися, належали до одного класу (ситуація залишилася без змін) або ж вони належнали до різних класів на різних КЗ. Площі, де з'явилася відкрита водна поверхня, де виник суходіл та де зміни не відбулися, на результуючих картосхемах отримували своє умовне забарвлення. На різницевих знімках добре простежувалися площі виникнення (приросту) насамперед відкритої водної поверхні (Рис. 8).

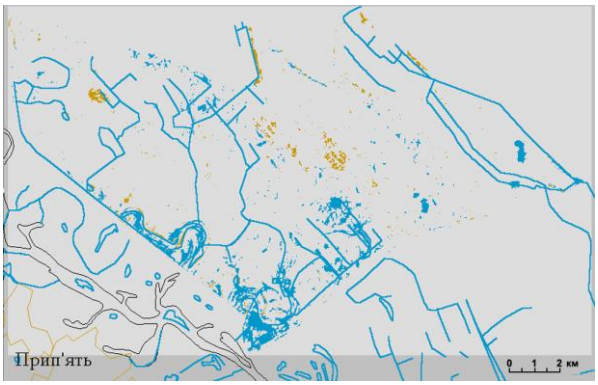


Рис. 8. Зміна співвідношення між відкритою водною поверхнею та суходолом на північний схід від старої лівобережної дамби за матеріалами багатозональної космічної зйомки, травень 1986 р. – квітень 1994 р. Складено з використанням матеріалів публікації (Шевченко та ін., 1999а), з виправленнями. Синій колір – площі приросту відкритої водної поверхні, коричневий – площі приросту суходолу

Таким чином, на підставі ***аналізу матеріалів*** комп'ютерного оброблення ***багатозональних КЗ*** отримано тематично ***нові*** адекватні ***результати***, що стали інформативними у процесі подальшого оцінювання ефективності експлуатації водоохоронного комплексу на лівобережній Прип'ятській системі. Найперше – *визначено розподіл* закартованих за даними космознімків *площ*, що в різні роки в межах кожної з виділених окремих ділянок деталізації були зайняті *водною поверхнею або суходолом* (Табл. 3). Використання дешифрованих КЗ дало змогу *визначати точне просторове розміщення, контури та площі* (зокрема, й відхилення від проєктних) *водоохоронних об'єктів*, що були споруджені вже після останніх доповнень та видання топокарт місцевості. Так, була визначена площа міждамбової ділянки – 15,13 км^2, що досить істотно відрізняється від проєктної (20 км^2). Також було *встановлено деякі побічні ефекти*, що стали наслідком будівництва водоохоронних об'єктів (наприклад, затоплення у верхніх б'єфах дамб).

Точне визначення за КЗ площі, а також об'ємів затоплення на території досліджень при відповідних рівнях води у р. Прип'ять у подальшому дало змогу (при відомій тривалості затоплення, коефіцієнтах вилуговування та прогнозних рівнях води у річці) розрахувати очікувані концентрації ^{90}Sr у поверхневих водах на прогнозовані екстремальні ситуації. Експлуатаційні ж заходи на водоохоронному комплексі плануються відповідно до певних концентрацій забруднень.

Аналіз наведених у Таблиці 3 значень показує, що будівництво нової лівобережної дамби не мало істотного впливу на процентний розподіл площ, зайнятих водною поверхнею та суходолом, але позначилось на їх просторовому перерозподілі. Наприклад, у межах ділянки на північний схід від старої дамби добре видно нерівномірне за площею розповсюдження відкритої водної поверхні. Встановлюється поступове збільшення водної поверхні з півночі на південь, особливо багато відкритої водної поверхні поблизу залізничної колії. Поблизу дамб фіксуються площі відкритої водної поверхні, формування яких пов'язане з утрудненим стоком через проран та фільтрацією крізь тіло дамб. Добре прочитуються на післяаварійних знімках області підпору та утворення вимочок у верхніх б'єфах фільтруючих перемичок.

Таблиця 3. Площі відкритої водної поверхні та суходолу в межах окремих ділянок водозборів лівобережжя р. Прип'ять (за матеріалами космічних зйомок) (Шевченко та ін., 1999а; Шевченко, Азімов, 2004; Азімов, Шевченко, 2005)

Окремі ділянки водозборів	Дата зйомки			
	16.04.1984 р.	06.05.1986 р.	18.04.1994 р.	23.08.1995 р.
Міждамбова ділянка:				
площа поверхні води (км^2)	4,43	4,09	7,56	2,44
у % від сумарної площі	29,28	27,03	49,97	16,13
площа суходолу (км^2)	10,70	11,04	7,57	12,69
Ділянка на північний схід від старої дамби:				
площа поверхні води (км^2)	7,07	2,73	6,68	2,24
у % від сумарної площі	6,38	2,46	6,02	2,02
площа суходолу (км^2)	103,82	108,16	104,21	108,65
Ділянка на південний схід від залізниці:				
площа поверхні води (км^2)	12,59	1,44	9,44	–
у % від сумарної площі	5,66	0,65	4,25	–
площа суходолу (км^2)	209,74	220,89	212,89	–

Отже, ретельний аналіз матеріалів дешифрування багатозональних КЗ і результатів їх проблемно орієнтованої інтерпретації підтвердив (Шевченко та ін., 1999а, 2004; Азімов, Шевченко, 2003, 2005; та ін.), що на площі вздовж насипу залізничної колії, старої дамби та вище перемички на каналі МК-5 (ВБ старої дамби) водна поверхня з року в рік збільшувалась (загальна оцінка зміни площі водної поверхні може коливатись в межах 5%) (Рис. 8). Перезволоження території проявлялось не лише у зростанні площі дзеркала води (порівнюються тільки близькі за водністю періоди 1995 та 1998 рр.) (Табл. 4), але й у піднятті рівня ґрунтових вод (РҐВ) і збільшенні сумарної площі заболочених ділянок.

Надлишок води, що збирався у придамбовій зоні ВБ (старий польдер), зумовлював збільшення дзеркала водної поверхні та випаровування з неї, що призводило до вилуговування і концентрування радіонуклідів. Щільність забруднення ними земної поверхні у ВБ старої дамби (між селами Усів–Красне–Зимовище) була не набагато менша, ніж на огородженій двома дамбами території, де станом на 1998 р. було зосереджено близько 118 ТБк ^{90}Sr.

Таблиця 4. Зіставлення площ водної поверхні та суходолу на ділянці між старою та новою дамбами на лівобережжі р. Прип'ять за матеріалами багатозональної космічної зйомки 1994–1998 рр. Складено з використанням даних праці (Шевченко та ін., 2001), з уточненнями

Характеристика площ, виділених на різницевому знімку	км^2	% від загальної площі
Площа суходолу, яка не була зайнята водою у 1994–1998 рр.	5,86	38,7
Площа, що була під водою лише у квітні 1994 р.	4,52	29,8
Площа, що була під водою лише у серпні 1995 р.	0,83	5,5
Площа, що була під водою лише у липні 1998 р.	0,82	5,4
Загальна площа водної поверхні у квітні 1994 р.	7,56	49,97
Загальна площа водної поверхні у серпні 1995 р.	2,44	16,13
Загальна площа водної поверхні у липні 1998 р.	3,16	20,84
Площа, що була під водою у квітні 1994 р. та серпні 1995 р.	0,76	5,0
Площа, що була під водою у квітні 1994 р. та липні 1998 р.	1,51	10
Площа, що була під водою у серпні 1995 р. та липні 1998 р.	0,18	1,1
Площа, що постійно була під водою у 1994–1998 рр.	0,64	4,2
Загальна площа, що була покрита водою у квітні 1994 р., серпні 1995 р. та липні 1998 р.	9,26	61,0

За час повені 1999 р. відбулось відчутне збільшення концентрації ^{90}Sr у поверхневих водах ВБ, ніж в аванкамері при перевищенні в ній регламентних рівнів на 80 см (Рис. 9, 10). Порівняно з 1998 р. (Рис. 11) максимальні річні рівні в аванкамері ПНС в 1999 р. збільшились на 66 см (Рис. 9), але максимальні зафіксовані активності ^{90}Sr при цьому (48,5 Бк/дм^3 навесні 1999 р.) не перевищили ті, що були у травні 1998 р. – близько 70 Бк/дм^3 (Шевченко та ін., 2001). Середні об'ємні активності ^{90}Sr також майже не змінилися: 34,5 Бк/дм^3 в 1998 р. і 35,6 Бк/дм^3 у 1999 р. Разом з тим у ВБ відбулось помітне підвищення максимальних об'ємних активностей ^{90}Sr (з 51 до 63 Бк/дм^3 – у травні 1999 р., див. Рис. 10) та його середніх об'ємних активностей: з 31 Бк/дм^3 у 1998 р. до 37,6 Бк/дм^3 в 1999 р.

До будівництва водоохоронного комплексу (нової лівобережної дамби та ПНС) у Красненській стариці на незахищеній частині заплави (нижній б'єф – НБ) вміст ^{90}Sr істотно відрізнявся (був у 3–4 рази більше) від його вмісту у водах старці вище дамби (Кленус и др., 1996). У червні 1992 р. вміст ^{90}Sr у НБ був 79,9 Бк/дм^3, а у верхньому – 19,35 Бк/дм^3.

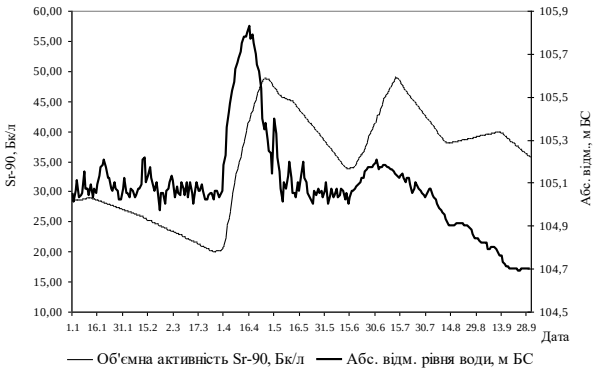


Рис. 9. Зміни рівня води та об'ємної активності ^{90}Sr у воді аванкамери ПНС у 1999 р. (за даними Центру радіаційно-екологічного моніторингу зони відчуження (ЦРЕМЗВ) Державного науково-виробничого підприємства регіонального моніторингу навколишнього середовища і дозиметричного контролю (ДНВП) "РАДЕК" та ДСВКВП "Чорнобильводексплуатація")

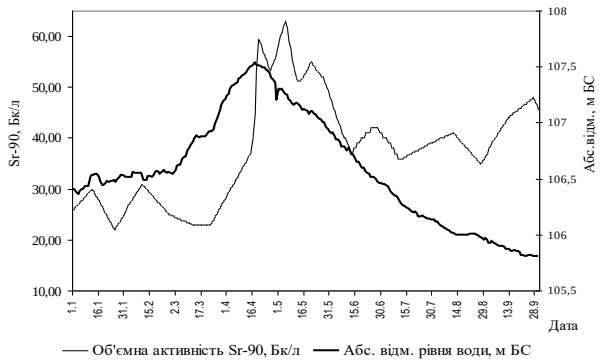


Рис. 10. Зміни рівня води та об'ємної активності ^{90}Sr у воді верхнього б'єфу старої дамби, 1999 р. (за даними ЦРЕМЗВ "РАДЕК" та ДСВКВП "Чорнобильводексплуатація")

Після будівництва нової дамби, що відсікла НБ Красненської стариці від річки, концентрація ^{90}Sr у його водах дещо зменшилась, тоді як у ВБ старої дамби, навпаки, – зросла (Радиоэкология…, 1997). Вже у травні 1993 р. спостерігалась інверсія концентрацій ^{90}Sr: 49,6 Бк/дм^3 у ВБ проти 46,3 Бк/дм^3 нижче дамби, що можна пояснити роботою ПНС. За рахунок інтенсивної відкачки води з огородженого дамбами польдера на його території РҐВ протягом

1993 р. знизились на 0,3–0,5 м (Толкач, Ищук, 1994). Водночас вище старої дамби РҐВ піднялись на 0,2–0,4 м. Постійне наростання рівнів та об'ємів води у ВБ спричинило поступове вирівнювання, а інколи й перевищення тут концентрацій ^{90}Sr над його вмістом у водах аванкамери ПНС. Це, зокрема, демонструють дані про зміни об'ємної активності ^{90}Sr у витоках через проран непогано корелюють (з деяким, не витриманим по сезонах запізненням) з коливаннями рівнів води у ВБ старої дамби (Рис. 12).

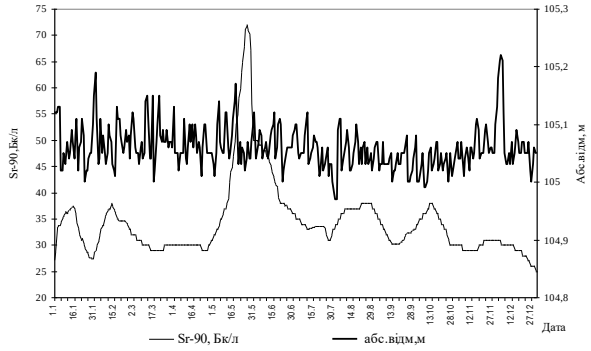


Рис. 11. Зміни рівня води та об'ємної активності ^{90}Sr у воді аванкамери ПНС на лівобережній заплаві р. Прип'ять в 1998 р.

Рис. 12. Зміни рівня води у верхньому б'єфі старої дамби та об'ємної активності ^{90}Sr у витоках через проран у 1998 р.

За результатами дешифрування багатозональних КЗ, отриманих в ІЧ діапазоні спектра ЕМХ, досить чітко простежується поширення водної поверхні на міждамбовій площі для різних сезонів року. Зокрема встановлено, що після аномально високої кількості атмосферних опадів у березні 1994 р. на 18 квітня цього ж року площа поверхні води становила понад 49% загальної площі між дамбами (Шевченко та ін., 1999а). Натомість на 23 серпня 1995 р. площа поверхні води була лише 2,44 км^2 (Табл. 3, 4), тобто близько 16% міждамбової площі. Але при цьому, як свідчать дані інтерпретації різницевих КЗ (Табл. 5), 0,83 км^2 з них не входили в контур затоплення 1994 р.

За даними КЗ, що зроблений у липні 1998 р., було затоплено 3,16 км^2, або 20,84% площі. У різний час протягом 1994–1998 рр. на території між старою та новою дамбами постійно було затоплено 9,26 км^2, або 61% міждамбової площі (Рис. 13), що можна порівняти з можливими паводковими затопленнями району упродовж цього понад чотирирічного періоду в разі відсутності дамби. Вочевидь, що площа водної поверхні досить мінлива, залежить від багатьох факторів: інтенсивності атмосферних опадів, температури і вологості атмосферного повітря, рівня води в р. Прип'ять, регламенту роботи ПНС тощо. У зв'язку з цим цілком імовірно, що починаючи з 1994 р. сумарна площа затоплення міждамбової ділянки в дійсності була більшою, ніж це демонструють дані у Табл. 4, а отже для її адекватного оцінювання слід було б проаналізувати дистанційні знімки, які фіксували б усі екстремальні гідрологічні ситуації в районі, що розглядається.

Таблиця 5. Зіставлення площ відкритої водної поверхні та суходолу для окремих ділянок водозборів лівобережжя р. Прип'ять (за матеріалами космічних зйомок/різницевих КЗ). Складено за матеріалами публікацій (Шевченко та ін., 1999а; Шевченко, Азімов, 2004; Азімов, Шевченко, 2005), з уточненнями

Окремі ділянки водозборів	Дати зйомок			
	16.04.1984 р.—18.04.1994 р.	06.05.1986 р.—18.04.1994 р.	18.04.1994 р.—23.08.1995 р.	06.05.1986 р.—23.08.1995 р.
Міждамбова ділянка: зміна площі води (км^2) до попереднього року, що порівнюється	3,13	3,47	0,83	–1,65
у % до попереднього року, що порівнюється	70,65	84,84	18,4	–40,34
зміна площі суходолу (км^2) до попереднього року, що порівнюється	–3,13	–3,47	5,12	1,65
у % до попереднього року, що порівнюється	–29,25	–31,43	67,64	14,95
Площа на північний схід від старої дамби: зміна площі води (км^2) до попереднього року, що порівнюється	–0,39	3,95	–4,44	–0,49
у % до попереднього року, що порівнюється	–5,51	144,69	–66,47	–17,95
зміна площі суходолу (км^2) до попереднього року, що порівнюється	0,39	–3,95	4,44	0,49
у % до попереднього року, що порівнюється	0,38	–3,65	4,26	0,45
Ділянка на південний схід від залізниці: зміна площі води (км^2) до попереднього року, що порівнюється	–3,15	8,0	–	–
у % до попереднього року, що порівнюється	–25,02	555,56	–	–
зміна площі суходолу (км^2) до попереднього року, що порівнюється	3,15	–8,0	–	–
у % до попереднього року, що порівнюється	1,5	–3,62	–	–

Примітка: Знак "–" означає зменшення площі.

Затримка води на площі старого польдера (вище старої дамби) призвела до підтоплення та заболочення території, зростання площі водної поверхні та підвищеного винесення радіонуклідів з відповідної ділянки водозбору у Прип'ять. Тобто за

період після введення в експлуатацію лівобережного водоохоронного комплексу набули істотного значення побічні негативні ефекти, що безперечно знизили загальний позитивний ефект від локалізації забруднення на огородженій частині заплави.

З описаної вище ситуації зрозуміло, що **визначити ефективність водоохоронного комплексу на лівобережній Прип'ятській системі** можна двома шляхами. Перший з них – це ***порівняльний аналіз позитивних і негативних ефектів від впровадження*** відповідних ***заходів*** під час функціонування комплексу (порівняння кумулятивного винесення ^{90}Sr через проран у р. Прип'ять до і після введення в дію комплексу). Другим шляхом є ***аналіз і кількісне оцінювання локалізованих та нових джерел забруднення***, що з'явились після будівництва комплексу.

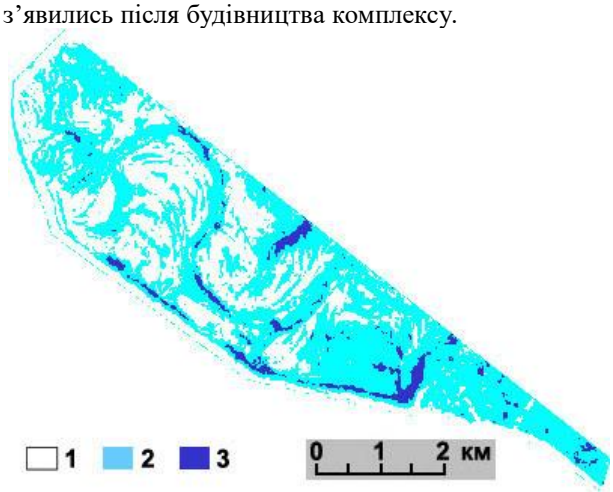


Рис. 13. Характеристика сумарного затоплення міждамбової площі за час будівництва нової лівобережної дамби, тобто з 1994 по 1998 рр. (за матеріалами багатозонального космічного знімання з супутників SPOT-3, -4 від 18.04.1994 р., 23.08.1995 р. та 14.07.1998 р.). 1 – площі суходолу, що не були зайняті водою у 1994–1998 рр., 2 – площі, що періодично були під водою у 1994–1998 рр., 3 – площі, що постійно були під водою у 1994–1998 рр. Складено за матеріалами публікації (Шевченко та ін., 2001), з виправленнями

Як ми вже з'ясували з викладеного, після початку експлуатації комплексу виникло нове джерело винесення – ПНС і обсяги відкачаної нею води. Крім того, проявились зміни площі водної поверхні у верхньому б'єфі старої дамби до і після введення комплексу в дію. При цьому слід брати до уваги також винесення ^{90}Sr з огородженої площі фільтраційним шляхом – через тіло нової дамби. Позитивний ефект від локалізації джерела забруднення традиційно оцінюється шляхом епігнозних розрахунків можливого змиву з огородженої площі за відсутності дамби під час високих повеней.

Отже, насамперед детальніше зупинимося на ***аналізі негативних ефектів від впровадження комплексу водоохоронних заходів*** на лівобережній заплаві. Звісно, захисну ефективність дамби можна оцінити лише за багатоводні періоди із забезпеченістю не вище 20%, які трапляються не частіше 1 разу на 5 років. За оцінками (Радиоэкология…, 1997) спорудження нової дамби напередодні зимової повені 1994 р., зумовленої льодовими зажорами, дало змогу відвернути додатковий змив у р. Прип'ять 3700–5550 ГБк ^{90}Sr. Проте, під час весняної повені 1994 р. було затоплено значну площу забруднених земель (Табл. 4), що призвело до змиву додаткової кількості активності. У межінь 1998 р. площа поверхні води на ділянці старого польдера (Рис. 8) була навіть більшою за її площу під час повені 1986 р., тобто до будівництва дамби.

Отож, затоплення у ВБ старої дамби за рахунок підтоку з водозбору відбувалось щороку, збільшуючи фільтрацію через тіло старої дамби. Саме тому і ПНС, починаючи з 1994 р., працювала щороку, скидаючи при цьому забруднену воду в Прип'ять. Тим самим станція робила те, чого після перекриття старичних водойм могло не відбуватись. Як наслідок, результатом функціонування насосної станції стало таке:

1. За час експлуатації ПНС з 1993 по 1999 рр. було перекачано і додатково винесено у Прип'ять близько 1610 ГБк ^{90}Sr (за даними ДСВКВП "Чорнобильводексплуатація").

2. Через нижню межу замкненої області (нову дамбу) відбувається нестала, різноспрямована фільтрація. У багатоводні роки та окремі сезони року переважає приток у замкнену область, натомість у маловодні – відтік у річку. Розглянемо це аналітично.

Регламент роботи насосної станції передбачає відкачку надлишків води (W) для запобігання затоплення сильнозабруднених ділянок. Отож, запишемо балансове рівняння стосовно надлишків поверхневих вод у замкненій між дамбами області:

$$W = W_{\text{ниж гр}} + W_{\text{верх гр}} + X - E, \quad (1)$$

$$W_{\text{ниж гр}} = W_{\text{прит}} - W_{\text{відтік}}, \quad (2)$$

а також для всіх W:

$$W = Q \cdot T = \frac{T \cdot K_{\text{ф}} \cdot \omega \cdot \Delta H}{L}, \quad (3)$$

де $W_{\text{ниж гр}}$ – різниця між фільтраційним притоком та відтоком через нову дамбу протягом року; $W_{\text{прит}}$, $W_{\text{верх гр}}$ і X – прибуткові статті балансу: $W_{\text{прит}}$ – приток через нижню межу або границю (у цьому випадку – фільтрація через нову дамбу з р. Прип'ять при високих рівнях у річці), $W_{\text{верх гр}}$ – фільтраційний приток через верхню межу (стару дамбу), X – атмосферні опади; $W_{\text{відтік}}$, E – видаткові статті: відповідно, обсяги фільтраційного відтоку через нижню межу і випаровування з водної поверхні; Q – одинична витрата (м^3/добу); T – період (діб); $K_{\text{ф}}$ – коефіцієнт фільтрації; ω – площа перерізу потоку (м^2); ΔH – різниця напорів на верхній та нижній межах потоку; L – відстань між верхньою та нижньою межею потоку.

Таким чином, за даними розрахунків (Шевченко та ін., 1998а) надходження води на площу між дамбами за рахунок фільтрації через стару дамбу ($W_{\text{верх гр}}$) становило 8,113 млн м^3 за рік (при $K_{\text{ф}}$ = 8,5 м/добу за даними дослідно-фільтраційних випробувань Українського проєктно-розвідувального науково-дослідного інституту водного господарства

“Укрводпроєкт”). Постійний перепад рівнів у 1,5 м між каналом у ВБ й аванкамерою забезпечувався за рахунок насосної станції, що за регламентом повинна підтримувати рівень на позначці не вище 105,2 м. В існуючих умовах 1998 р., тобто під час роботи насосної станції, водообмін польдера з р. Прип’ять практично був збалансований. Річне розвантаження фільтраційного потоку з боку польдера в р. Прип’ять ($W_{відтік}$) становило 316368 м^3 (при $K_ф$ = 13 м/добу), а зворотний потік ($W_{прит}$), при підняттях рівня води в р. Прип’ять, становив 499200 м^3. Тобто у міждамбовому просторі залишалося 34632 м^3 ($W_{ниж\ гр}$). Сума фільтраційного припливу з боку верхнього і нижнього б’єфів становила 8,147 млн м^3 за рік. З урахуванням різниці між сумою опадів та випаровуванням (2,93 млн м^3) розрахункове W = 11,077 млн м^3. Насосною станцією фактично відкачано 10,6755 млн м^3 (Табл. 2).

Отже, наведені результати свідчать про достатню точність розрахунків і правильність вибору розрахункової схеми та значень параметрів. З перекачаними станцією об’ємами води (об’ємні активності ^{90}Sr коливаються в межах 26–65 кБк/м^3) і з фільтраційним потоком через нову дамбу (0,5–2 кБк/м^3) у р. Прип’ять за 1998 р. надійшло близько 363 ГБк ^{90}Sr. Причому з фільтраційним потоком надходило лише близько 1 ГБк. Крім високого винесення активності робота насосної станції приводила до затоплення забруднених ділянок суходолу у верхній, гіпсометрично піднятій частині водозбору, що підтверджує аналіз різницевих КЗ (Рис. 8).

3. Відбувся приріст концентрації та водного винесення ^{90}Sr за рахунок затоплення площ, які не були б затоплені за умов вільного відтоку води з водозбору вище старої дамби (Рис. 8) за відсутності ПНС. Оцінимо цей приріст. Аналіз різницевих супутникових знімків за період з 1986 по 1999 рр. свідчить, що істотне збільшення дзеркала водної поверхні на площі старого польдера траплялось починаючи з березня 1994 р. Цей приріст (порівняно з весняним періодом 1991 р.) у різні періоди коливався в межах 5–22%. Інтегральний приріст винесення з урахуванням нерівномірності затоплення та стоку через проран за період з 1993 по 1999 рр. склав 1173,5 ГБк.

Тепер спробуємо ***оцінити позитивний ефект від існування водоохоронного комплексу*** за період високої повені 1999 р. Для цього спочатку звернемо увагу на Табл. 6. У ній наведено розрахункові рівні й витрати р. Прип’ять 1; 10; 50% забезпеченості (P) максимального стоку весняної повені та дощових паводків за матеріалами гідрометслужби ЧЗВ та інформаційними даними. Очевидно, що небезпека затоплення заплави під час весняної повені виникає майже щороку, під час дощових паводків – частіше, ніж 1 раз у 3 роки.

Слід зауважити, що за історичними та архівними даними, згідно з дослідженнями Г. І. Швеця, найбільш катастрофічні історичні повені сформувались в басейнах річок Прип’ять, Десна і Дніпро у 1845 і 1877 рр., коли рівні повеней над сучасним нулем графіка гідрометричного поста біля м. Мозир досягли, відповідно, 675 і 589 см. При цьому максимальні витрати, що оцінені Г. І. Швецем, відповідно становили 11000 м^3/с (1845 р.) і 7500 м^3/с (1877 р.).

Максимальні витрати води високих повеней в діапазоні 4000–4500 м^3/с, які спостерігались за останні 80 років (1932, 1940, 1942, 1958, 1970, 1979), мають повторюваність не більше 1 разу на 15–20 років (забезпеченість P = 5–7%). Максимальні витрати понад 5000 м^3/с, що за досліджуваний історичний період у 180 років були лише 4 рази, а саме в 1845, 1877, 1888 і в 1895 рр., мають дуже низьку вірогідність повторення. Витрати у 7500 м^3/с (1877 р.) і 11000 м^3/с (1845 р.) мають вірогідність прояву, відповідно, 1 раз на 300 років (P = 0,3%) і 1 раз на 500–800 років (P = 0,2%).

Таблиця 6. Характеристика максимального стоку р. Прип’ять на гідрометричному посту м. Прип’ять (Шевченко та ін., 2001)

Характеристики	Забезпеченість (P), %		
	1	**10**	**50**
Рівні весняної повені, м БС	110,4	109,2	107,9
Рівні дощових паводків, м БС	107,25	106,01	104,65
Максимальні витрати весняної повені, м^3/с	5550	3050	1740
Максимальні витрати дощових паводків, м^3/с	1300	675	300
Тривалість затоплення заплави під час весняної повені (±5 діб)	60	45	30
Площа затоплення заплави весняною повінню на ділянці Мозир–Київське водосховище, км^2: лівий берег	641	466	376,6
правий берег	220	187	151,4
загальна	861	653	528
Площа затоплення заплави дощовими паводками, км^2: лівий берег	185	147	105
правий берег	100	49	10
загальна	285	196	115

Максимальні витрати води 1% забезпеченості перевищення для р. Прип’ять біля м. Прип’ять становлять близько 1280 м^3/с, що на 6% менше витрат тієї ж забезпеченості поблизу м. Мозир. У 1986 р. співробітниками Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту (УкрНДГМІ; відділ гідрологічних досліджень, завідувач відділу А. В. Щербак) було складено прогноз, який показував, що при проходженні повені 1% забезпеченості (за витрат 5850 м^3/с) площа затоплення лівобережної заплави становитиме 641 км^2, 10% забезпеченості (3390 м^3/с) – 466 км^2, 50% забезпеченості (1550 м^3/с) – 376,6 км^2.

Таким чином, повінь 1999 р. у ЧЗВ з максимальними витратами 2870 м^3/с можна віднести до явища 12% забезпеченості. Кількість активності (A) ^{90}Sr (у ГБк), що могла б надійти у Прип’ять при затопленні лівобережної заплави в межах нині огородженої міждамбової площі, можна визначити за формулою (4) (Шевченко та ін., 2001):

$$A(^{90}\mathrm{Sr}) = K(W_n - W_{бр}) \cdot n \cdot C_t, \qquad (4)$$

де K – коефіцієнт частки стоку на лівобережній заплаві в загальному стоці по заплаві р. Прип'ять у створі дамби (%), W_n – середньодобовий об'єм стоку річки за період (n) повені (м^3), $W_{бр}$ – об'єм стоку в бровках русла за добу (м^3), n – кількість днів зі стоком на заплаві, C_t – об'ємна активність ^{90}Sr, якої набуває вода за час t проходження через площу заплави (встановлюється експериментально, кБк/м^3).

Використовуючи формулу (4) вводимо ряд вимушених припущень, що не відповідають природним умовам проходження паводка, а саме припускається що:

витрата води у бровках русла не змінюється після виходу води на заплаву;

заплава ріки затоплюється на однакову висоту по всій своїй ширині;

вплив огороджувальної дамби на зміну висоти затоплення заплави не враховується.

Площі затоплення лівосторонньої та правосторонньої заплав р. Прип'ять приймаємо за матеріалами розрахунків УкрНДГМІ, які виконано для весняних і дощових паводків різної забезпеченості. Нижче наведемо розрахунки для об'ємів стоку через Красненську заплаву, характерних для повені аварійного 1986 р., що відповідає паводку 75% забезпеченості.

Максимальні позначки рівнів води під час проходження паводка 1986 р. зафіксовано на рівні 105,46 м БС, витрати води при цьому дорівнювали 1000–1020 м^3/с. Тривалість паводка – 23 доби. Об'єм стоку за весь паводок становив 4376 млн м^3, з якого 1590 млн м^3 пройшло в межах бровок русла, а 2786 млн м^3 – через заплаву (включаючи об'єм безпосередньо над руслом річки – вище відміток бровок). Відповідно до схеми затоплення заплави через її лівосторонню частину проходить близько 57% надзаплавного стоку, що відповідає 1588 млн м^3. У такому разі розрахована кількість активності ^{90}Sr, що могла бути винесена з Красненської заплави за відсутності захисної дамби за час проходження паводка 75% забезпеченості, дорівнювала приблизно 27500 ГБк при концентрації ^{90}Sr у воді 17,0 кБк/м^3.

У теплий період 1998 р., коли відбулось декілька досить високих дощових паводків, не було зафіксовано рівнів, вищих за 105,6 м БС (створ дамби № 3, серпень). При цих рівнях було можливе лише незначне затоплення заплави за відсутності дамби, оскільки вихід води на заплаву відбувається при абсолютних позначках води в річці 105,2 м БС.

Точніший прогноз площі затоплення міждамбової ділянки та винесення з неї ^{90}Sr отримано завдяки моделюванню за допомогою програмного модуля Spatial Analyst. З цією метою попередньо було оцифровано карту місцевості: вводилась інформація про висоту земного рельєфу (ізогіпси, додаткові точки висот, висота урізів води), контури водних об'єктів. Тобто було створено цифрову модель рельєфу. Контури дамби та міждамбової області було сформовано за базовим КЗ. Контури водоймищ на послідовних етапах побудови моделі затоплення використовувались тричі: як джерело інформації про висоту місцевості, як обмеження для заборони інтерполяції в задану область і як база для подальшого вилучення цієї території з остаточної моделі суходолу (Шевченко та ін., 2001).

Для кожного рівня можливого затоплення було розраховано сітку (мережу), значення в якій відповідають товщині шару води над точкою поверхні суходолу. Таким чином, за сіткою обчислено (Шевченко та ін., 2001) характеристики, що наводяться в Табл. 7.

Отже, на підставі моделювання встановлено площі, з яких відбувається змив активності в р. Прип'ять (діючі площі) та обсяги води над діючою затопленою поверхнею при можливих сценаріях, зокрема, при таких рівнях: 107,9 м БС – весняна повінь 50% забезпеченості, 108,25 м БС – максимальний рівень у річці за період весняної повені 1999 р. Очевидно (Табл. 7), що за відсутності дамби за час повені 1999 р. майже вся огороджена поверхня (приблизно 16 км^2) була б затоплена. При цьому швидкість течії розраховано за аналогією з повенями за часів до будівництва нової лівобережної дамби.

Таким чином, використання результатів просторового та фізичного моделювання дає змогу спростити рівняння (4) до такого вигляду:

$$A(^{90}\mathrm{Sr}) = \hat{W}_n \cdot C_t\,, \tag{5}$$

де $\hat{W}_n$ – об'єми води, що проходять через затоплену заплаву за період (n) повені (м^3), а об'ємна активність ^{90}Sr (C_t), якої набуває ця вода за час t проходження через площу заплави, встановлюється за такою формулою (6):

$$C_t = \frac{C_е h_е}{h_з} \cdot \frac{t_з}{t_е} \frac{\lambda Z_з}{Z_е}\,. \tag{6}$$

З урахуванням початкової об'ємної активності води, що надійшла на заплаву, рівняння (4) набуває такого вигляду (7):

$$A(^{90}\mathrm{Sr}) = \hat{W}_n \cdot C_t + C_{вх}\,, \tag{7}$$

де $C_{вх}$ – об'ємна активність води, що надходить на заплаву (на вході, кБк/м^3); $C_е$ – об'ємна активність ^{90}Sr, що отримана з фізичного експерименту на монолітах (кБк/м^3); $h_е$ – шар води над монолітом в експерименті (5 см); $h_з$ – середня товщина шару води на заплаві за результатами просторового моделювання (Табл. 7); $t_з$ – час перебування води на заплаві; $t_е$ – час, за який було досягнуто концентрації $C_е$ під час експерименту (діб; при динамічному експерименті підставляється відношення $V_е/V_з$, в якому $V_е$ – швидкість зміни об'ємів води в експерименті, $V_з$ – швидкість потоку на заплаві, м/год.); $Z_е$ – щільність забруднення експериментального моноліту ^{90}Sr (кБк/м^2); $Z_з$ – щільність забруднення заплави (кБк/м^2); λ – коефіцієнт "старіння" запасу активності ^{90}Sr після визначення $Z_з$.

Для консервативного варіанта розрахунків приймемо $C_е$ ^{90}Sr, що отримана для моноліту № 68 (162 кБк/м^3) (Шевченко та ін., 2001), для більш об'єктивного варіанта – для моноліту № 71: 40 кБк/м^3 за 10 діб ($t_е$), при затопленні понад 10 діб – 65 кБк/м^3 за 16 діб.

Коефіцієнт "старіння" запасу ^{90}Sr (λ) приймемо за результатами проведеного Державним спеціалізованим науково-виробничим підприємством "Чорнобильський

радіоекологічний центр” (В. В. Лукачи́на, 2002 р.) експерименту з тривалого сезонного затоплення колонки із ґрунтом у гирлі Семиходівського затону (правий берег р. Прип’ять) та вивчення розподілу ^{90}Sr в затоплюваних ґрунтах лівобережної заплави. Для заповнення колонки використовувався спеціально підготовлений активний шар ґрунту, зрізаний на глибину 4 см, просіяний через сито з отворами 2 мм. Порцію просіяного і перемішаного ґрунту товщиною 5 см було укладено на шар промитого піску, насипаного й утрамбованого у пластикатову колонку.

Таблиця 7. Результати моделювання можливої повені в міждамбовому просторі (за відсутності нової дамби)

Рівень повені у створі дамби № 3, м БС	Тривалість затоплення (n), діб	Площа діючої затопленої поверхні, км^2	Об’єм води над діючою затопленою поверхнею ($W_{зат}$), млн м^3	Ширина затоплення заплави, м	Середня товщина шару води над затопленою поверхнею ($h_з$), м	Площа поперечного перерізу надзаплавного потоку, м^2	Швидкість течії (V), м/с	Витрати (Q), м^3/с	Розрахований об’єм стоку ($\acute{W}_n$), млн м^3	Об’ємна активність ^{90}Sr, без урахування “старіння” запасу, коефіцієнта часу та розбавлення, кБк/м^3	Об’ємна активність ^{90}Sr, з урахуванням “старіння” запасу (C_t), кБк/м^3	Виніс ^{90}Sr за час затоплення (A^{90}Sr), ГБк
108,42		13,79	24,09	1563	1,747	2730						
	4					2597	0,8	2040	700	51	0,35	244,5
108,25		13,707	21,75	1553	1,587	2464						
	9					2215	0,7	1500	1166	47	0,83	962,0
107,9		11,377	17,2	1300	1,512	1965						
	24					1450	0,6	850	1760	42	3,36	5922,3
106,74		6,151	6,174	930,5	1,004	934						
	27					695	0,5	330	770	56,2	6,44	4960,2
106,01		4,124	2,428	774,7	0,59	457						
	19					390	0,4	130	200	90	3,07	614,8
105,8		2,20	1,918	372,6	0,87	324						
	25					210	0,3	63	130	56,5	5,03	653,6
105,5		1,70	1,30	140	0,70	98						

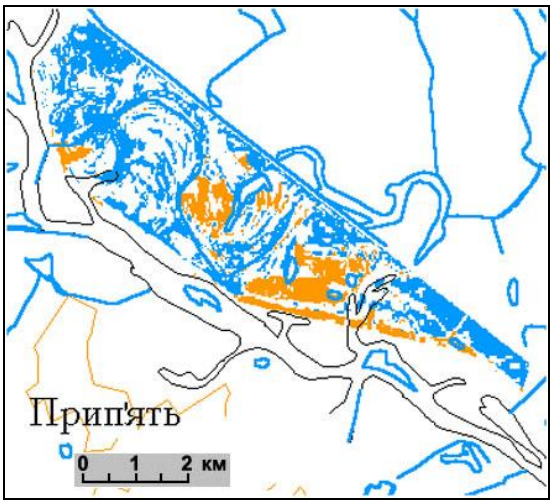
Отож, виходячи з результатів зазначеного експерименту, коефіцієнт “старіння” запасу активності ^{90}Sr з урахуванням того, що у верхньому шарі залишаються переважно фіксовані форми (на 1999 р.), приймемо рівним 0,63.

При виході води на заплаву до відміток 106,0 м БС, що відповідає рівням води 59 см, та повільному її стіканні об’ємні активності ^{90}Sr, згідно з *консервативними розрахунками*, збільшуються максимально – у 134 рази (від 0,7 до 93,0 Бк/дм^3). З урахуванням “старіння” запасу ^{90}Sr, головним чином за рахунок попередніх затоплень та природного розпаду, концентрація не перевищуватиме 7,0 Бк/дм^3. При затопленні вищих ділянок збільшення загальних об’ємних активностей потоку не відбуватиметься завдяки розбавленню більшими об’ємами води (Табл. 7) і зменшуватиметься за рахунок збільшення швидкості потоку. Тим не менш, за рахунок великих об’ємів води, що пройде через заплаву і могло супроводжуватись підйомом рівнів у річці до відміток 106,74 м при товщині шару води на заплаві близько 1,0 м, максимальне винесення ^{90}Sr за 24 доби становитиме 6309,4 ГБк.

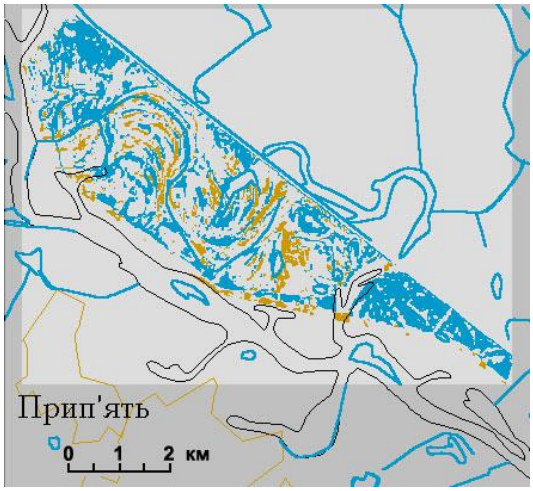
Таким чином, під час повені 1999 р. за відсутності нової дамби при швидкому піднятті води упродовж 33 діб і затопленні заплави до відміток 108,25 м до р. Прип’ять могло б надійти приблизно 6800 ГБк ^{90}Sr (за сумою другого і третього згори значень останньої колонки у Табл. 7).

За даними різнотермінової космічної зйомки виявилось, що за період повені у квітні 1994 р. на міждамбовій ділянці було затоплено близько 7,56 км^2 (Табл. 3, 4, Рис. 14) (Шевченко та ін., 1998а, 1999а, 2001, 2004; Азімов, Шевченко, 2005), що порівняно з можливою загальною площею затоплення при зажорах у листопаді 1998 р. Тобто, за рахунок підпорів, що викликані дамбами, рівні води в окремих водоймах міждамбової площі в 1994 р. були вищими від зафіксованих в аванкамері ПНС – 105,15 м. За даними ЦРЕМЗВ “РАДЕК”, об’ємні активності ^{90}Sr в аванкамері ПНС влітку 1994 р. (при рівнях р. Прип’ять у створі дамби № 3 105,93 м) досягли 63 Бк/дм^3. Пояснюється це високою інтенсивністю дощових опадів, кількість яких у березні 1994 р. становила 255% від середньомісячної норми, що можна порівняти з короткочасним виходом паводкових вод на поверхню заплави.

У 1999 р., при рівнях в аванкамері 105,83 м, об’ємні активності ^{90}Sr не перевищили 50 Бк/дм^3. Зважаючи на те, що вихід поверхневих вод на раніш затоплювану поверхню (наприклад, у 1994 р.) не привів до перевищення тих концентрацій ^{90}Sr, які були при першому затопленні, можна припустити таке: рівні затоплення міждамбової площі в 1994 р. досягали позначок 105,8 м; отримані значення об’ємної активності (Табл. 7) є консервативними. Враховуючи піщаний склад порід і те, що під затопленням у різний час побувало близько 60% площі нового польдера (за даними КЗ), можна стверджувати, що значна частина ^{90}Sr до 1999 р. була винесена інфільтраційними потоками на глибину, сорбувалась, частково розсіялась у геологічному середовищі й частково надійшла з ґрунтовими водами до р. Прип’ять.



А



Б

Рис. 14. Зміна співвідношення між відкритою водною поверхнею та суходолом на міждамбовій ділянці лівобережжя р. Прип'ять за матеріалами багатозональної космічної зйомки до будівництва нової дамби і після нього: А – зміна ситуації між квітнем 1984 р. і квітнем 1994 р., Б – відповідно між травнем 1986 р. і квітнем 1994 р.). Складено за матеріалами публікацій (Шевченко та ін., 1999а, 2001, 2004), з виправленнями. Синій колір – площі приросту відкритої водної поверхні, коричневий – площі приросту суходолу

Винесення ^{90}Sr через проран у дамбі № 7 (після ліквідації дамби у 2001 р. – через МК-5) залишалося одним із найвищих серед джерел притоку до р. Прип'ять. На період виконання балансових досліджень 1997–1999 рр. (Шевченко та ін., 1998а) концентрації ^{90}Sr досягали тут значень 40–60 кБк/м^3. Частка винесення ^{90}Sr через проран у дамбі № 7 у 1997 р. становила 14,5% від обсягів його винесення, що формується в межах Зони (або 20% без урахування виносу річками Уж та Брагинка). І це при тому, що через проран пройшло лише 0,11% водного стоку, сформованого в межах ЧЗВ загалом.

У багатоводному 1998 р. через проран винесено 46 млн м^3 води і 1515,7 ГБк ^{90}Sr, або 23,4% від активності радіонукліда, що винесена річкою в Київське водосховище. До цього слід додати активність, що з перекачаними ПНС водами потрапила в річку, а це ще близько 360 ГБк ^{90}Sr (23,8% від виносу через проран).

Тільки за період весняної повені 1999 р. через проран було винесено 880,6 ГБк ^{90}Sr, що становило приблизно 40% активності ^{90}Sr від сумарного водного винесення з території ЧЗВ. При цьому частка стоку через проран у загальному стоці становила лише 0,00017% (Шевченко та ін., 1999б). Тобто, з 1996 по 1999 рр. включно винесення ^{90}Sr через проран постійно зростало (Рис. 15).

Рис. 15. Частка стоку та виносу ^{90}Sr через проран у дамбі № 7 від загальних обсягів виносу з території Чорнобильської зони відчуження за 1993–1999 рр.

Порівнюючи позитивні й негативні наслідки від експлуатації водоохоронного комплексу на території лівобережної Прип'ятської о. с., особливу увагу слід зосередити на ***аналізі ефективності роботи*** наявної в її межах ПНС *з метою оцінювання напрацювань* з альтернативного регламенту функціонування як власне цієї станції, так і інших гідротехнічних об'єктів на ділянці детальних досліджень, та *з метою оцінювання* **обґрунтування** і запровадження відповідних **заходів, спрямованих на поліпшення радіоекологічної ситуації** у межах ЧЗВ. Передовсім охарактеризуємо особливості роботи ПНС протягом ключових для визначення її подальшого існування 1998–1999 рр. Цей період відзначився такими гідрологічними умовами. Зимовий сезон 1997–1998 рр., літньо-осінній період 1998 р., початок зими 1998–1999 рр. та весняна повінь 1999 р. вирізнялись дуже високою водністю (Звіт…, 1999). При зимових зажорах 1998 р. максимальні рівні води в р. Прип'ять (у створі дамби № 3) відмічались: на початку року – 1–2 лютого – на рівні 105,88 м БС, а також наприкінці року в листопаді (протягом 8 днів) – з позначками 106,07–106,74 м БС.

Робота ПНС у 1998 р. відрізнялась незначними перервами та великими об'ємами перекачаної води. Було перекинуто у ВБ 10,6755 млн м^3 води з концентраціями ^{90}Sr 26…70 кБк/м^3, що забезпечило 363 ГБк/рік або 23,3% від загального виносу цього радіонукліда через проран у р. Прип'ять (Табл. 2).

У 1999 р. через проран у Прип'ять скинуто 1395 ГБк ^{90}Sr. Зокрема, з водами, що перекачані ПНС (9,22 млн м^3), надійшло близько 300 ГБк ^{90}Sr. Це становило 21,4% від його загального виносу через проран.

При перекачуванні води у ВБ збільшувався градієнт напору і рівень в аванкамері (НБ старої дамби) досить швидко відновлювався за рахунок фільтрації через стару дамбу. Так, при перепаді

рівнів між нижнім і верхнім б'єфами в 1,5 м, після зупинки насосів, рівень у НБ підіймався із швидкістю 3–5 см за добу, а у випадках, коли рівень у р. Прип'ять був нижчий, ніж в НБ, – із швидкістю 1–4 см за добу. При цьому у ВБ рівень знижувався із швидкістю 1–2 см/добу, і лише в періоди високих температур атмосферного повітря (>32°С) – на 4 см/добу (наприклад, 29.07.1998 р.) (Табл. 8).

На міждамбову площу значну частину року вода надходила лише за рахунок штучно створеного підпору у ВБ старої дамби: від 43% часу за рік у 1998 р. (Табл. 8) до 55%, відповідно, у 1999 р. (Табл. 9). В інший час приток відбувався з двох сторін: як з ВБ, так із Прип'яті. У 1998 р. протягом значного часу (140 діб) рівень води у р. Прип'ять неістотно (<0,5 м) перевищував рівень у НБ (Табл. 8, 9). Якщо було б допущено вирівнювання води на цей період, тобто підвищення рівня в аванкамері на 0,5 м (такий варіант розглянуто вище), – тоді можна було припинити фільтраційний приток прип'ятської води в міждамбову область. Але в такому разі все ж залишався б приток до неї через стару дамбу зі сторони ВБ.

Таблиця 8. Термін періодів різного співвідношення рівнів у р. Прип'ять (створ дамби № 3), аванкамері ПНС (нижній б'єф старої дамби) та у верхньому б'єфі старої дамби

Інтервал перевищення рівня, м	Місяць												Всього діб
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Перевищення рівня води у Прип'яті над аванкамерою ПНС													
<0,5	11	18	30	16	9	0	3	26	8	4	19	0	140
0,5–1,0	7	10	1	0	0	0	0	5	0	0	3	27	53
>1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	4	12
Всього діб	18	28	31	16	9	0	3	31	8	4	30	31	209
Рівень у р. Прип'ять нижчий або дорівнює рівню в аванкамері ПНС													
0–0,85	13	0	0	13	22	30	28	0	22	27	0	0	156
Рівень води у ВБ старої дамби вищий за рівень у р. Прип'ять													
<0,5	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	5	16	23
0,5–1,0	5	10	0	0	0	0	0	18	4	0	2	15	54
1,0–1,5	16	17	30	0	0	0	6	13	26	26	19	0	153
>1,5	10	0	0	30	31	30	25	0	0	5	0	0	131
Всього діб	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	26	31	361

У 1999 р., порівняно з 1998 р., скоротилась кількість випадків, коли рівень води в Прип'яті був вищим, ніж в аванкамері ПНС на 0,5 і менше метрів. Така ситуація відмічалась протягом 17 діб, упродовж яких ПНС було скинуто лише близько 520 тис. м^3 води. За рахунок високої весняної повені рівні в річці значно перевищували рівні в НБ (>0,5 м) протягом 147 діб. На цей час, за умов виконання тільки тих заходів, що викладені, альтернативи роботі ПНС не було.

Разом з тим 1999 р. вирізнявся низькою літньо-осінньою меженню. Для того, щоб уникнути зайвого перекачування води за такої водності, не слід було скидати воду в разі, коли рівні в річці були нижчими, ніж в аванкамері, тобто протягом 201 доби. Дійсно, за цей час було скинуто лише близько 4% від виносу ^{90}Sr за рік, що можна вважати неістотним. Тобто, на відміну від 1998 р. роботу ПНС у 1999 р. можна вважати значно доцільнішою та ефективнішою.

Помітно (Табл. 9, див. дані із середньої об'ємної активності ^{90}Sr), що у випадку, коли рівень у Прип'яті був вищий, ніж в аванкамері, з польдера до ВБ старої дамби відкачувалась менш забруднена вода, що зумовлено розбавленням її чистими річковими водами, які фільтрувалися через нову дамбу. Така ситуація потребувала б дуже великих витрат роботи ПНС, оскільки при рівних градієнтах фільтраційний приток зі сторони річки був би вищим, ніж з ВБ, за рахунок високих коефіцієнтів фільтрації осадових порід, що складають "тіло" нової дамби.

Таблиця 9. Об'єми активності ^{90}Sr, що надійшли у верхній б'єф за рахунок роботи польдерної станції за різних співвідношень рівнів, або за різних варіантів водного живлення

Водна ситуація	Рік	Об'єм відкачаної води, тис. м^3 // % від суми за рік	Об'єм активності ^{90}Sr, що потрапив у ВБ, ГБк // % від суми за рік	Термін часу, діб // % від суми за рік	Середня об'ємна активність ^{90}Sr, Бк/дм^3
Рівень води у Прип'яті вищий, ніж у НБ ПНС	1998	7085 // 66,4	228 // 64,3	209 // 57,3	32,2
	1999	8887,5 // 96,4	286,4 // 96	164 // 44,9	32,2
Рівень у Прип'яті нижчий або дорівнює рівню в НБ ПНС	1998	3590,5 // 33,6	126,9 // 35,7	156 // 42,7	35,3
	1999	335 // 3,6	12 // 4	201 // 55,1	35,8

Із урахуванням зазначеного для попередження притоку прип'ятської води та вирівнювання рівнів у річці й у водоймах міждамбової ділянки, якщо на останній вони нижчі за 105,6 м, було запропоновано (Шевченко та ін., 1998б) скидати воду у НБ старої

дамби. Тобто було рекомендовано зробити регульований водовипуск у старій дамбі (Рис. 16). Таким чином, частина сильно забрудненого поверхневого стоку переводилася б у ґрунтовий стік, який на шляху до р. Прип'ять очищувався б за рахунок сорбції на водомістких породах.

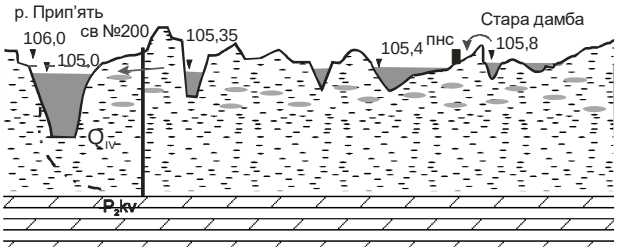
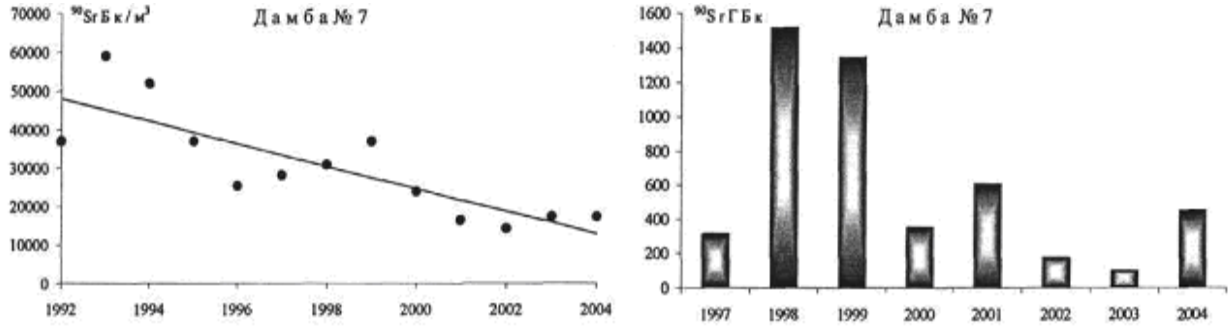


Рис. 16. Рекомендована схема водорозподілу на Прип'ятській польдерній системі

Для з'ясування ефективніших варіантів експлуатації водоохоронного комплексу виконано ***прогнозні розрахунки фільтраційних витрат і обсягів винесення ^{90}Sr у р. Прип'ять при відключенні ПНС*** (Шевченко та ін., 2001). Отримано результати, які свідчать, що річний *фільтраційний стік з польдера в річку не перевищуватиме 3,13 млн м^3*. Тобто, він є утричі меншим за об'єми води, що скинуті насосною станцією. Таким чином, після рекомендованого (Шевченко та ін., 2001; та ін.) відключення ПНС, навіть з урахуванням можливого підвищення концентрацій ^{90}Sr у фільтраційному потоці, річне винесення цього радіонукліда у Прип'ять скоротиться як мінімум у 57 разів (!).

Шляхом розрахунків балансу ^{90}Sr, що надходить з підземним і поверхневим стоком із території лівобережного польдера в р. Прип'ять, вдалося оптимізувати рівневий режим вище старої дамби і на замкненій площі нового польдера. Після виконання рекомендованих (Шевченко та ін., 1998б, 1999б) розчищень, рівні як у верхньому, так і в нижньому б'єфах знизилися, що дало змогу значно скоротити час роботи насосної станції, а головне – знизити концентрації радіонуклідів у поверхневих водах і їхнє винесення у р. Прип'ять (Рис. 17). Крім того, після рекомендованої ліквідації у 2001 р. дамби № 7, що була на 2,5 м вище меженного рівня у р. Прип'ять, ризик затоплення міждамбової площі, а отже, і ризик збільшення концентрації ^{90}Sr у поверхневому стоці й витрати неконтрольованих забруднених фільтраційних потоків, значно зменшилися.



а **б**

Рис. 17. Динаміка об'ємної активності (а) та винесення (б) ^{90}Sr з північно-західної частини водозбору Прип'ятської меліоративної системи до прорану в дамбі № 7

Загалом після розчищення каналів та реконструкції пропускних споруд на Прип'ятській системі, а саме у 2001–2004 рр., відмічається сталість концентрацій ^{90}Sr у витоках через проран у дамбі № 7 (Рис. 17а). Зокрема, 2000–2001 рр. пройшли без надзвичайних сплесків об'ємної активності та винесення ^{90}Sr, у 2002–2004 рр. не відбулось перевищення винесення вказаного радіонукліда за 2001 р., а у 2003 р. простежувалося навіть його зниження.

З огляду на викладені вище міркування, слід відмітити, що величини винесення ^{90}Sr у р. Прип'ять пропорційні обсягам стоку, що є логічним. Зокрема, зменшення стоку через лівобережний польдер опосередковано підтверджують результати комп'ютеризованого дешифрування КЗ за квітень 2003 і 2004 рр., тобто за один з місяців інтенсивного обводнення і перезволоження території ЧЗВ (Рис. 18). Згідно з ними площа відкритої водної поверхні на зазначеній території значно зменшилась (у декілька разів, а то й майже й на порядок) порівняно з аналогічним періодом попередніх років (Табл. 3, 4, Рис. 8). Дзеркало води на ділянці північно-східніше старої дамби закартовано на площі близько 0,76 км^2 станом на 20.04.2003 р. та приблизно 1,54 км^2 станом на 14.04.2004 р. Натомість на міждамбовій ділянці відкрита водна поверхня дешифрована на площі приблизно 0,66 км^2 станом на 20.04.2003 р. та 1,16 км^2 станом на 14.04.2004 р. (Табл. 10). Ці дистанційно отримані результати засвідчують правомірність виконаних на початку 2000-х років різноманітних гідротехнічних заходів (ліквідація дамби № 7, розчищення каналів, конструктивні зміни у водопропускних об'єктах тощо), що були спрямовані на радіоекологічно зумовлене покращення гідрологічної ситуації в межах лівобережної Прип'ятської системи.

У період після припинення постійного функціонування ПНС на лівобережній Прип'ятській системі, що було зроблено у 2015 р., також не відбувається істотного затоплення міждамбової ділянки. Це означає, що концентрація ^{90}Sr у

поверхневому стоці у цьому районі не збільшується, а, відповідно, зменшуються й витрати радіонуклідно забруднених фільтраційних потоків, які є неконтрольованими.

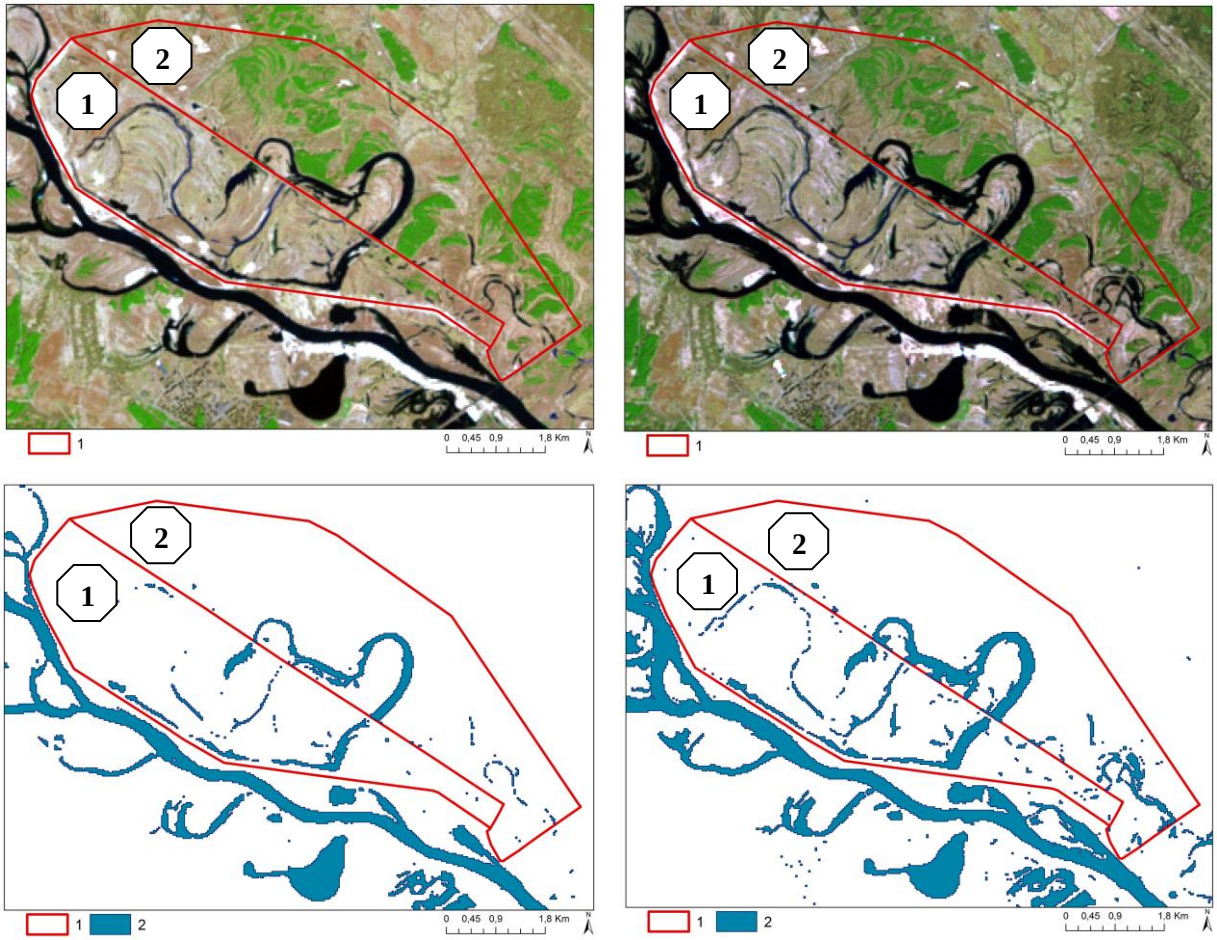


Рис. 18. Космічні знімки LANDSAT-7 ETM+ (верхній ряд) та дешифровані з їх використанням відкриті водні поверхні (нижній ряд) у межах ділянки між старою та новою дамбами (**1**) та на ділянці північно-східніше від старої дамби (**2**) на лівобережжі р. Прип'ять: **а** – станом на 20.04.2003 р., **б** – станом на 14.04.2004 р. 1 – межі ділянок дослідження, 2 – площі, що зайняті відкритою водною поверхнею

Таблиця 10. Площі відкритої водної поверхні та суходолу в межах окремих ділянок водозборів лівобережжя р. Прип'ять, що визначені за матеріалами супутникових знімань 2003, 2004 і 2018 рр.*

Дата знімання	**Міждамбова ділянка (1)**		**Ділянка на північний схід від старої дамби (2)**
	Площа водної поверхні, км^2	Площа суходолу, км^2	Площа водної поверхні, км^2
20.04.2003 р.	0,66	14,77	0,76
14.04.2004 р.	1,164	14,26	1,54
26.05.2018 р.	5,414	10,01	3,64

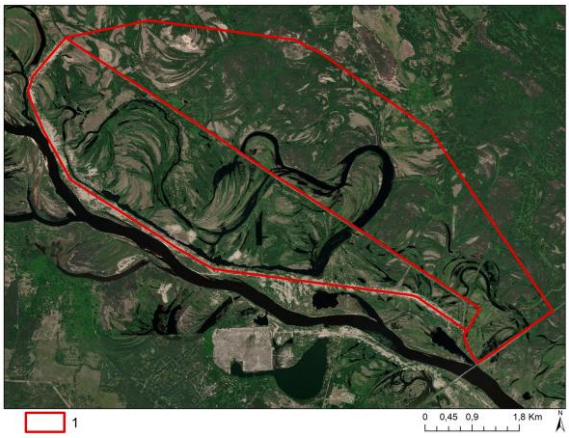
* Результати 2003 і 2004 рр. – за даними знімків з космічного апарата LANDSAT-7, 2018 р. – з супутника WorldView-2.

Ступінь відносно незначного обводнення ділянки між старою та новою дамбами певною мірою відображають результати тематичного дешифрування КЗ високої просторової розрізненості, отриманого з апарата WorldView-2 26 травня 2018 р. (Рис. 19). Зокрема, тут встановлено площу відкритої водної поверхні близько 5,41 км^2 (Табл. 10). А це менше від аналогічного показника – 7,56 км^2, визначеного за КЗ станом на 18.04.1994 р. (Табл. 3, 4). Причому окремі об'єкти поверхневих вод у травні 2018 р. досить рівномірно розміщувалися на міждамбовій ділянці. Натомість у попередні роки їх кількість помітно збільшувалась в генеральному напрямку з півночі на південь, переважно вони зосереджувалися поблизу нової дамби та району, що наближений до залізничної колії (Рис. 7, 13).

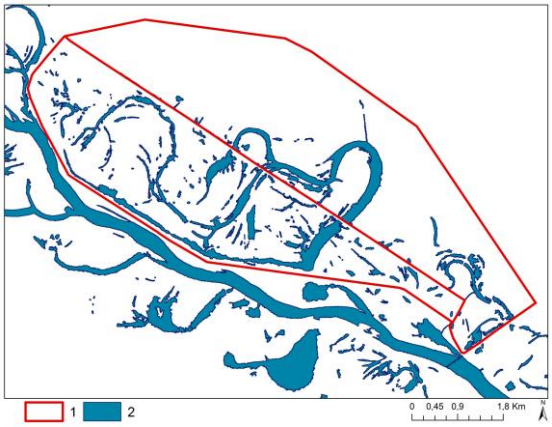
Водночас станом на 26.05.2018 р. спостерігається значне зменшення площі дзеркала води на ділянці, що розляглася північно-східніше від старої дамби (становить 3,64 км^2), якщо порівняти її з такими ж показниками дореконструкційного періоду існування Прип'ятської системи, особливо станом на 16.04.1984 р. (7,07 км^2) і 18.04.1994 р. (6,68 км^2) (Табл. 3, 4, Рис. 8).

Здійснюючи порівняльний аналіз гідрологічної ситуації на території досліджень за даними космознімків різних років, потрібно звертати увагу

на такий технічний параметр, як просторова розрізненість знімальної апаратури, якою їх одержано. Адже на перший погляд може здатися, що виявлена на КЗ WorldView-2 площа відкритої водної поверхні станом на 26.05.2018 р. більша за аналогічну, що встановлена за знімками більш ранніх років з апаратів LANDSAT і SPOT (Табл. 3, 4, 10). Це пояснюється тим, що просторова розрізненість зональних зображень супутника WorldView-2 (1 м/піксель) дала змогу виділити на міждамбовій ділянці детальних досліджень найвужчі протоки і найдрібніші водні об'єкти, що в багатьох випадках залежало від їх просторового взаєморозташування. Ці об'єкти через малі геометричні параметри не можна було виявити на знімках, що отримані з космічних апаратів LANDSAT та SPOT. Імовірно, що за цими КЗ середньої просторової розрізненості малорозмірні водні об'єкти спершу були віднесені до перехідних (або змішаних) класів, які інтерпретувалися як площі із слабкозволоженими ґрунтовими утвореннями або ж площі з розвитком гігрофільної рослинності й тому вважалися за "суходіл". Скоріш за все значна частина з них дійсно була мілководдям з наявністю макрофітів, що також поросло характерною як для нього, так і для боліт вологолюбивою рослинністю, а тому насправді належала до класу об'єктів "вода".



а



б

Рис. 19. Територія лівобережної Прип'ятської осушувальної системи: (**1**) міждамбова ділянка, (**2**) ділянка на північний схід від старої дамби; (а) знімок з космічного апарата WorldView-2 від 26 травня 2018 р., (б) побудована на підставі його застосування картосхема водного дзеркала. 1, 2 – див. Рис. 18

Отож, порівнюючи просторові розрізненості зональних зображень, отриманих із супутника WorldView-2 (1 м/піксель), з аналогічними, наприклад, космічного апарата LANDSAT (30 м/піксель), можна умовно "нормалізувати" значення встановленої за знімком WorldView-2 від 26.05.2018 р. площі водного дзеркала до значень, що дешифровані за КЗ LANDSAT-7 ETM+ (Табл. 10). Для цього значення площі 5,414 км^2 потрібно поділити принаймні на 5 або навіть 10. У такому разі площі відкритої водної поверхні в межах міждамбової ділянки Прип'ятської системи, що виявлені за знімками з названих супутників, припустимо, будуть співвимірними, принаймні, однопорядковими. А це означає, що станом на травень 2018 р. ця ділянка не зазнає значного затоплення порівняно з весняними періодами попередніх років (зокрема, 2003 і 2004 рр.) й може відображати відносну стабілізацію концентрації ^{90}Sr у поверхневому стоці досліджуваного району. Таким чином, результати використання технологій ДЗЗ спільно з геоінформаційним аналізом апріорних матеріалів наземних спостережень і випробувань підтверджують доцільність прийнятого на теперішній час регламенту роботи ПНС та інших гідротехнічних об'єктів на лівобережній Прип'ятській системі ЧЗВ, а також радіоекологічну ефективність її функціонування загалом.

Висновки та наукова новизна

Отже, результати досліджень засвідчили, що застосування технологій ДЗЗ та ГІС є оперативним і ефективним інструментом виявлення і стеження за гідрологічними процесами, оцінювання стану поверхневих водойм на територіях, які є важкодоступними, заболоченими, значною мірою забруднені радіоактивними випадіннями і в межах яких безпосереднє перебування персоналу повинно бути вкрай обмеженим. У комплексі з матеріалами інтегрованих у ГІС наземних вимірювань дистанційно отримані дані дають адекватну моніторингову інформацію про просторово-часові зміни радіаційно-екологічної ситуації загалом на таких територіях, зокрема, у межах Чорнобильської зони відчуження.

У ході проведених робіт здійснено ретроспективний та поточний, за матеріалами багатозонального космічного знімання, аналіз радіогідрологічної ситуації на території лівобережної Прип'ятської осушувальної системи в межах української частини ЧЗВ. За результатами комплексу наземних вимірювань і супутникових даних встановлено значну чутливість системи "поверхневі води–суходіл" до змін довкілля території, виконано картування об'єктів відкритої водної поверхні, простежено її просторово-часову мінливість.

Порівнюючи результати розрахунків водного винесення радіонуклідів (зокрема, ^{90}Sr) до та після впровадження відповідних заходів на водоохоронному комплексі лівобережної системи, оцінено їхню ефективність та ефективність експлуатації комплексу загалом. Такий підхід дав

змогу виявити досить відчутні негативні радіоекологічні ефекти від впровадження водоохоронного комплексу після спорудження нової дамби. З'ясовано, що відвернуте одноразове винесення ^{90}Sr за рахунок будівництва нової дамби (за сценарієм повені 1999 р.) на 40% "компенсується" розтягнутим у часі збільшенням його винесення внаслідок роботи польдерної насосної станції та затопленням забруднених ділянок, яке викликане ускладненими за рахунок обох дамб умовами розвантаження поверхневого і підземного стоку.

Доцільність і обґрунтованість рекомендації стосовно найраціональнішого та найефективнішого варіанта експлуатації лівобережного водоохоронного комплексу – без використання ПНС, із природним фільтраційним розвантаженням стоку через тіло "нової" піщаної дамби у р. Прип'ять – підтверджено результатами тематичного дешифрування багатозональних космознімків. За даними ДЗЗ 2018 р., порівняно з періодом безперервної роботи ПНС, у межах комплексу встановлено незначне обводнення та заболочення ділянки між старою та новою дамбами, а також ділянки північно-східніше старої дамби.

Перспективи подальших досліджень різноманітних гідрологічних процесів та радіоекологічної обстановки на лівобережжі р. Прип'ять з метою значного зменшення або уникнення опромінення персоналу при проведенні відповідних польових робіт, на нашу думку, полягають у використанні даних космозйомки високої просторової, спектральної й радіометричної розрізненості, що виконувалася б з порівняно невеликим часовим інтервалом (у період повеней – щотижня, в інший час – раз на 1–3 місяці). Застосування технологій безпілотних літальних апаратів у ході досліджень (гіперспектральна зйомка по достатній кількості профілів і точок спостережень або ж площова з просторовою розрізненістю сучасних сенсорів близько 2 см/піксель) й активне використання отриманих матеріалів спільно з наземними і супутниковими даними надасть якісно новий поштовх у вивченні території. Отримані у такий спосіб гетерогенні дані у перспективі є сенс інтегрально обробити, залучаючи відповідне програмне забезпечення.

Інформативність вказаного комплексу робіт значно зросте, що допомагатиме точніше визначати водний баланс замкнених водойм, дасть змогу чіткіше встановлювати зміни у гідрографії й скориговувати контури площ водозбірних басейнів, знання про які, у свою чергу, дадуть змогу достовірніше встановлювати такі поточні показники радіологічного моніторингу, як модулі стоку і модулі винесення радіонуклідів, а також вирішувати низку інших тематичних завдань.

Роль дистанційних методів моніторингу природно-територіальних комплексів, уражених техногенними катастрофами, стає надзвичайно важливою в умовах тимчасового припинення роботи різноманітних систем контролю компонентів довкілля, як це відбулося, наприклад, з автоматизованою системою контролю та з комплексом наземних спостережень за радіаційним станом у ЧЗВ навесні 2022 р. під час її окупації воєнізованими угрупованнями Російської Федерації.

Література

Азімов О. Т., Проскура М. І. Актуальні тематичні задачі моніторингу складових довкілля Зони відчуження ЧАЕС, які вирішуються на підставі застосування технологій дистанційного зондування Землі. *Сучасні технології управління екологічною і інформаційною безпекою територій* : матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф. с. Рибаче, 5–9 верес. 2005 р. Харків : НАК України ім. М. Є. Жуковського "ХАІ", 2005. С. 141–144.

Азімов О. Т., Шевченко О. Л. Сучасні дистанційні технології у комплексі радіогідрологічного моніторингу. *Моніторинг небезпечних геологічних процесів та екологічного стану середовища* : тези доп. IV Міжнар. наук. конф. м. Київ, 9–11 жовт. 2003 р. Київ : Обрій, 2003. С. 91–92.

Азімов О. Т., Шевченко О. Л. Впровадження сучасних інформаційних систем як засіб підвищення ефективності водоохоронних заходів на радіоактивно забруднених площах Зони відчуження ЧАЕС. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2005. № 1. С. 37–40.

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.

Байрак Г. Р., Муха Б. П. Дистанційні дослідження Землі : навч. посіб. Львів : Видав. центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2010. 712 с. ISBN 978-966-613-761-9.

Вишняков В. Ю., Охарєв В. О., Радчук І. В., Шумейко В. О. Реалізація геоінформаційних технологій підтримки прийняття рішень для управління водокористуванням та екологічною безпекою озерних екосистем. *Ученые зап. Тавр. нац. ун-та им. В. И. Вернадского. География*. 2013. Т. 26(65), № 1. С. 49–54.

Деревец В. В., Дорошенко Л. А., Сухоручкин А. К., Ткаченко Ю. В. Оценка эффективности водоохранных сооружений на левобережной пойме р. Припять. *Проблеми Чорнобильської зони відчуження*. 1996. Вип. 3. С. 200–203.

Інформатизація аерокосмічного землезнавства / С. О. Довгий та ін. / за ред. С. О. Довгого і В. І. Лялька. Київ : Наук. думка, 2001. 607 с. ISBN 966-00-0743-4.

Кондратьев К. Я., Поздняков Д. В. Дистанционные методы слежения за качеством природных вод. Ленинград : Наука, 1985. 62 с.

Красовський Г. Я., Волошкіна О. С., Пономаренко І. Г., Слободян В. А. Інвентаризація водойм регіону з застосуванням космічних знімків і геоінформаційних систем. *Екологія і ресурси*. 2005. № 11. С. 19–42.

Красовський Г. Я., Петросов В. А. Інформаційні технології космічного моніторингу водних екосистем і пронозу водоспоживання міст. Київ : Наук. думка, 2003. 224 с.

Кронберг П. Дистанционное изучение Земли: основы и методы дистанционных исследований в геологии ; пер. с нем. Москва : Мир, 1988. 343 с. ISBN 5-03-000545-5.

Космос – Україні. Атлас тематично дешифрованих знімків території України з українсько-російського космічного апарата "Океан-О" та інших космічних апаратів Лялько В. І. та ін. / за ред. В. І. Лялька та О. Д. Федоровського. Київ : НАН України, НКА України, 2001. 106 с.

Лівобережна заплава: шляхи вирішення проблеми перезволоження та зростання виносу ^{90}Sr через проран

в дамбі № 7 / Шевченко О. Л. та ін. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 1999б. № 14. С. 51–57.

Підгородецька Л. В., Зуб Л. М., Федоровський О. Д. Використання інформації космічного геомоніторингу для оцінки екологічного стану водойм на прикладі озера Світязь. *Косм. наука і технологія*. 2010. Т. 16, № 4. С. 51–56. https://doi.org/10.15407/knit2010.04.051.

Радіаційний стан на території Зони відчуження у 1998 р.: звіт. Прип'ять : ЦРЕМЗВ ДНВП "РАДЕК", 1999. 249 с.

Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС : в 2-х т. / под общ. ред. О. В. Войцеховича. Т. 1. Мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод Украины (обзор исследований, выполненных за период 1986–1996 гг.). Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. 308 с.

Радиоэкологический мониторинг водоемов 30-ти км зоны ЧАЭС / В. Г. Кленус и др. : сб. докл. IV Междунар. науч.-тех. конф. "Чернобыль-94". Чернобыль : НПО "Припять", 1996. С. 165–179.

Розрахунок водно-радіаційного балансу осушувальних систем лівобережної заплави р. Прип'ять в 30-км зоні ЧАЕС : звіт про НДР НІЦ РПД НАН України. Т. 1 / Шевченко О. Л. та ін. Київ, 1998а. 213 с.

Розрахунок водно-радіаційного балансу осушувальних систем левобережної заплави р. Прип'ять в 30-км зоні ЧАЕС : звіт про НДР НІЦ РПД НАН України. Т. 2: Рекомендації / Шевченко О. Л. та ін. Київ, 1998б. 48 с.

Схема водоохранных мероприятий по защите от радиационного загрязнения поверхностных и подземных вод в Зоне отчуждения ЧАЭС ; науч. рук. О. В. Войцехович. Т. IV: Водоохранные мероприятия. Киев : Госкомводхоз Украины, 1993. С. 59–123.

Толкач В. С., Ищук А. А. Анализ режимних наблюдений за подземными водами Красненской поймы р. Припять : сб. материалов. IV Междунар. науч.-тех. конф. "Чернобыль-94". Чернобыль : НПО "Припять", 1996. С. 81–82.

Федоровський О. Д., Сіренко Л. Я., Якимчук В. Г. Використання космічних знімків для контролю водних об'єктів. Нові методи в аерокосмічному землезнавстві : наук.-метод. посіб. ; відп. ред. В. І. Лялько. Київ : ЦАКДЗ ІГН НАН України, 1999. С. 143–148. ISBN 966-02-1398-0.

Шевченко О. Л., Азімов О. Т., Сахацький О. І. Сучасні дистанційні аерокосмічні технології в комплексі радіогідрологічного моніторингу. *Вісн. Київ. нац. ун-ту ім. Тараса Шевченка. Геологія*. 2004. Вип. 29. С. 40–44.

Шевченко О. Л., Кірєєв С. І., Гудзенко В. В. Забруднення і деконтамінація підземних вод у Чорнобильській зоні відчуження. *Вісник Київського нац. ун-ту ім. Тараса Шевченка. Геологія*. 2006. Вип. 38. С. 9–14.

Шевченко О. Л., Сахацький О. І., Ходоровський А. Я., Азімов О. Т. Обгрунтування водоохоронних заходів на лівобережжі р. Прип'ять у зоні відчуження на основі використання матеріалів багатозональної космічної зйомки. Нові методи в аерокосмічному землезнавстві : наук.-метод. посіб. ; відп. ред. В. І. Лялько. Київ : ЦАКДЗ ІГН НАН України, 1999а. С. 125–129. ISBN 966-02-1398-0.

Шумаков Ф. Т., Азімов О. Т. Використання геоінформаційних технологій і даних дистанційного зондування Землі для оцінки якості води у водоймах. *Геоінформатика*. 2013. № 4(48). С. 58–73. http://nbuv.gov.ua/UJRN/geoinf_2013_4_9.

Advances in geoscience and remote sensing ; Jedlovec G. (Ed.). Vukovar, Croatia : In-Teh, 2009. 741 p.

Campbell J. B., Wynne R. H. Introduction to remote sensing ; 5th ed. New York, London: The Guilford Press, 2011. 718 p. ISBN 978-1-60918-176-5.

Doerffer R. Zum Problem der Fernerkundung von Substanzen im Wasser mit dem Multispektralabtaster. *Bildmessung und Luftbildwesen*. 1978. 4. P. 133–138.

Doerffer R. Untersuchungen über die Verteilung oberflächennaher Substanzen im Elbe-Ästuar mit Hilfe von Fernmeßverfahren. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement*. 1979. 43 (Elbe-Ästuar 4) (2/3). P. 119–224.

Heiskary S. A., Heiskary S. A., Wilson C. B. Minnesota lake water quality assessment report: Developing nutrient criteria. Third ed. Minnesota Pollution Control Agency, September 2005. 188 p.

Olmanson L. G., Bauer M. E., Brezonik P. L. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes. *Remote Sensing of Environment*. 2008. Vol. 112, iss. 11. P. 4086–4097.

Optimization and decision-making in radiological protection. New York : Pergamon Press, 1988. 60 p. (Publication ICRP No 55).

Remote sensing of lake water clarity: Performance and transferability of both historical algorithms and machine learning / H. J. Rubin et al. *Remote Sensing*. 2021. Vol. 13, iss. 8. 1434. Retrieved from https://doi.org/10.3390/rs13081434.

References

Advances in geoscience and remote sensing. (2009). In G. Jedlovec (Ed.). Vukovar, Croatia: In-Teh.

Azimov, O. T., Proskura, M. I. (2005, September). Actual thematic problems of the monitoring for the environment components of the ChNPP Exclusion Zone, which are solved using the technologies of remote sensing of the Earth. Proc. 4th Int. Sci. & Practical Conf. Modern Technologies of the Ecological and Information Management for Territories, 141–144, Kharkiv. (in Ukrainian).

Azimov, O. T., Shevchenko, O. L. (2003, October). Modern remote sensing technologies in the complex of radiohydrological monitoring. Abstr. 4th Int. Sci. Conf. on Monitoring of Dangerous Geological Processes and Ecological Condition of the Environment, 91–92, Kyiv. (in Ukrainian).

Azimov, O. T., Shevchenko, O. L. (2005). Instillation the modern information systems as a means for increasing the effectivity of water protection measures within radioactivity contaminated areas of the Chornobyl Exclusion Zone. *Ecol. Environ. Safety Human Livelihood (Ukraine)*. 1, 37–40. (in Ukrainian with English summary).

Bairak, G. R., Mukha, B. P. (2010). Remote sensing of the Earth: Training manual. Lviv: Ivan Franko Nat. Univ. Publishing center. ISBN 978-966-613-761-9. (in Ukrainian).

Campbell, J.B. & Wynne, R.H. (2011). Introduction to remote sensing; 5th ed. New York, London: The Guilford Press. ISBN 978-1-60918-176-5.

Derevets, V. V., Doroshenko, L. A., Sukhoruchkin, A. K. & Tkachenko, Yu. V. (1996). Estimation of water structures at the left-bank flood plain of the Pripyat river for their efficiency. *Problems Chernobyl Exclusion Zone (Ukraine)*, iss. 3, 200–203. (in Russian with English abstract).

Doerffer, R. (1978). Zum Problem der Fernerkundung von Substanzen im Wasser mit dem Multispektralabtaster. *Bildmessung und Luftbildwesen*, 4, 133–138.

Doerffer, R. (1979). Untersuchungen über die Verteilung oberflächennaher Substanzen im Elbe-Ästuar mit Hilfe von Fernmeßverfahren. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 43, (Elbe-Ästuar 4) (2/3), 119–224.

Dovhyi, S. O., Lyalko, V. I., Trofymchuk, O. M., Fedorovsky, O. D., Azimov, O. T., Veriuzhskyi, G. Yu. ... Yatsenko, O.V. (2001). Informatisation of aerospace Earth

science. In Dovhyi, S. O. & Lyalko, V. I. (Eds.). Kyiv: Naukova dumka. ISBN 966-00-0743-4. (in Ukrainian).

Fedorovsky, O. D., Sirenko, L. Ya., Yakymchuk, V. G. (1999). Using space images for controlling of water objects. In Lyalko, V. I. (Ed.) New methods in the aerospace Earth exploration: Sci. & learning guide, 143–148. Kyiv: CASRE IGS NAS of Ukraine. ISBN 966-02-1398-0. (in Ukrainian).

Heiskary, S. A., Heiskary, S. A., Wilson, C. B. (2005, September). Minnesota lake water quality assessment report: Developing nutrient criteria. Third ed. Minnesota Pollution Control Agency.

Klenus, V. H., Fomovskyi, M. A., Belyaev, V. V., Kaglian, A. E., Matvienko, L. P., Nasvit, O. I. & Yurchuk, L. P. (1996). Radioecological monitoring of water reservoirs in 30-km Zone of the ChNPP. Proc. 4th Int. Sci. & Tech. Conf. Chernobyl-94, vol. 1, 165–179, Zelyonyi Mys. (in Russian).

Kondratiev, K. Ya., Pozdniakov, D. V. (1985). Remote methods of controlling after quality of natural waters. Leningrad: Nauka. (in Russian).

Krasovsky, G. Y., Petrosov, V. A. (2003). Information technologies of the satellite monitoring of aquatic ecosystems and predicting urban water consumption. Kyiv: Naukova dumka. (in Ukrainian).

Krasovsky, G. Y. Voloshkina, O. S., Ponomarenko, I. G. & Slobodian, V. A. (2005). Inventory of water bodies in the region using the satellite images and geoinformation systems. *Ecology & Resources (Ukraine)*, 11, 19–42. (in Ukrainian with English abstract).

Kronberg, P. (1985). Fernerkundung der Erde: Grundlagen und Methoden des Remote Sensing in der Geologie. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag. ISBN 3-432-94601-5.

Lyalko, V. I., Fedorovsky, O. D., Boyev, A. G., Dranovsky, V. Y., Knysh, V. V., Korotaev, G. K. ... Shchepets, M. S. (2001). Space for Ukraine: Atlas. Thematically interpreted images of Ukraine's territory acquired in the frame of Ukrainian-Russian "Okean-O" program and other space missions. In Lyalko, V. I., Fedorovsky, O. D. (Eds.). Kyiv: NAS of Ukraine, Nation. Space Agency of Ukraine.

Olmanson, L. G., Bauer, M. E., Brezonik, P. L. (2008). A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes. *Remote Sens. Environ.*, vol. 112, iss. 11, 4086–4097.

Optimization and decision-making in radiological protection (1988). New York: Pergamon Press, (Publication ICRP No 55).

Podgorodetskaia, L. V., Zub, L. N. & Fedorovskii, O. D. (2010). Tte use of remote sensing data for estimation of ecological state of water bodies by the example of the Svityaz Lake. *Space Sci. Tech. (Ukraine)*, vol. 16, no. 4, 51–56. Retrieved from https://doi.org/10.15407/knit2010.04.051 (in Ukrainian with English abstract).

Radiation conditions in the Exclusion Zone for 1998: Report. (1999). Pripyat: Center for Radiation and Environmental Monitoring of the Exclusion Zone, State Research and Production Enterprise "RADEK". (in Ukrainian).

Radioecology of water bodies in the zone affected by the accidenceat the Chernobyl NPP (1997). Ed. O. V. Voitsekhovich. In two volums. Vol. 1. Monitoring radioactive contamination of natural water in Ukraine (Review of studies for 1986–1996). Kiev: Chernobylinterinform. (in Russian).

Rubin, H. J., Lutz, D. A., Steele, B. G., Cottingham, K. L., Weathers, K. C. Ducey, M. J. ... Chipman, J. W. (2021). Performance and transferability of both historical algorithms and machine learning. *Remote Sens.*, vol. 13, iss. 8, 1434. Retrieved from https://doi.org/10.3390/rs13081434.

Scheme of the water protective measures to protect surface and groundwater against radiationcontamination in the ChNPP Exclusion Zone. (1993). Sci. coord. O. V. Voitsekhovich. Vol. 4: Water protective measures. Kiev: State Water Committee of Ukraine. (in Russian).

Shevchenko, O., Azimov, O. & Sakhatsky, O. (2004). Modern remote aerospace technologies for integral radiohydrological monitoring. *Visnyk (Bull.) Taras Shevchenko Nat. Univ. of Kyiv: Geol. (Ukraine)*, iss. 29, 40–44. (in Ukrainian with English summary).

Shevchenko, O., Kireev, S. & Gudzenko, V. (2006). Groundwater contamination and decontamination in Chornobil Alienation Zone. *Visnyk (Bull.) Taras Shevchenko Nat. Univ. of Kyiv: Geol. (Ukraine)*, iss. 38, 9–14. (in Ukrainian with English summary).

Shevchenko, A. L., Kozitsky, O. M., Nasedkin, I. Yu., Akinfiev, G. A., Kireev, S. I., Sakhatsky, A. I. & Khodorovsky, A. Y. (2001). Performance analysis and the variants of water-protecting complex at Left-bank polder system. *Problems Chernobyl Exclusion Zone (Ukraine)*, iss. 7, 112–125. (in Ukrainian with English abstract).

Shevchenko, O. L., Nasedkin, I. Yu., Kozitsky, O. M., Shabatura, S. S., Khodorovsky, A. Ya., Sakhatsky, O. I. ... Gudzenko, V. V. (1998a). Calculation of the water-radiation balance of reclamative systems of the Left-bank flood plain of the Pripyat river in 30-km Zone of the ChNPP: Report on research. Vol. 1. Kyiv: Radioecological Center, NAS of Ukraine. (in Ukrainian).

Shevchenko, O. L., Nasedkin, I. Yu., Levchenko, A. S., Tyshkevych Yu. O. & Kozitsky, O. M. (1998b). Calculation of the water-radiation balance of reclamative systems of the Left-bank flood plain of the Pripyat river in 30-km Zone of the ChNPP: Report on research. Vol. 2: Recommendations. Kyiv: Radioecological Center, NAS of Ukraine. (in Ukrainian).

Shevchenko, O. L., Sakhatsky, O. I., Khodorovsky, A. Ya. & Azimov, O. T. (1999a). Ground of bank-protection measures at the left-bankness of the Pripyat river within the Exclusion Zone on the basis of using of multispectral space survey data. In Lyalko, V. I. (Ed.) New methods in the aerospace Earth exploration: Sci. & learning guide, 125–129. Kyiv: CASRE IGS NAS of Ukraine. ISBN 966-02-1398-0. (in Ukrainian).

Shevchenko, O. L., Shestopalov, V. M., Sakhatsky, O. I., Nasedkin, I. Yu., Gudzenko, V. V. & Akinfiev, G. O. (1999b). Left-bank floodplain: ways to solve the problem of overwetting and increase ^{90}Sr removal through the duct in the dam No 7. *Bull. Ecol. State Exclusion Zone & Zone Absolute (Mandatory) Resettlement (Ukraine)*, no. 14, 51–57. (in Ukrainian).

Shumakov, F. T., Azimov, O. T. (2013). Geoinformation technologies and remote sensing data in assessing water quality in stagnant reservoirs. *Geoinformatics (Ukraine)*, no. 4 (48), 58–73. Retrieved from http://nbuv.gov.ua/UJRN/geoinf_2013_4_9. (in Ukrainian with English abstract).

Tolkach, V. S., Ishchuk, A. A. (1994). Analysis of the regime observations of groundwater in the Krasnenskaya floodplain of the Pripyat River. Abstr. 4th Int. Sci. & Tech. Conf. Chernobyl-94, 81–82, Zelyonyi Mys. (in Russian).

Vyshnyakov, V. Y., Okhariev, V. O., Radchuk, I. V. & Shumeiko, V. O. (2013). GIS-technologies for decision making in context of water resource management and ecological safety of limnological ecosystems. *Sci. Notes Taurida V. Vernadsky Nat. Univ.: Geography (Ukraine)*, vol. 26 (65), no. 1, 49–54. (in Ukrainian with English summary).

GEOINFORMATION ANALYSIS OF THE SATELLITE IMAGERY DATA IN ORDER TO ASSESS THE CHANGES IN RADIOHYDROLOGICAL CONDITIONS OVER THE STUDY TERRITORIES

O. T. Azimov[1], O. L. Shevchenko[2], O. V. Tomchenko[1]

[1]*State Institution Scientific Centre for Aerospace Research of the Earth of IGS of NAS of Ukraine, 55-B, O. Gonchar st., Kyiv 01054, Ukraine*

[2]*Ukrainian Research Hydrometeorological Institute under the Ministry for Emergencies and NAS Ukraine, 37, Nauky ave., Kyiv 03028, Ukraine*

The article considers the relevance of the application of a set of terrestrial hydrological, radioecological and modern remote sensing methods in the process of monitoring studies of areas that are difficult to access, waterlogged, largely radionuclide contaminated. The example of the Ukrainian part of the left-bank Pripyat drainage system within the Chornobyl Exclusion Zone shows that remotely obtained data together with the materials integrated into the geographic information systems of the terrestrial measurements provide the adequate monitoring information on the spatio-temporal changes in the hydrological and radioecological situation in general. Among the research methods, the simulation, the methods of hydrometric, balancing, remote sensing studies of water bodies were most used. The main purpose of the research is to perform the retrospective and current analyses of the hydrological situation based on archival and recent satellite images, assess the effectiveness of the water protection complex on the left bank of the Pripyat River, especially after the introduction of hydrotechnical measures to improve its radioecological status. In the research process the LANDSAT, SPOT, IRS, WorldView images were used. In particular, a significant sensitivity of the "surface water – dry land" system to the changes in the environment of this area was established and the mapping of objects of open water surface was performed as well as its spatial and temporal variability was followed. When comparing the results of calculations of the radionuclides carry-over by water (in particular, ^{90}Sr) before and after the implementation of appropriate measures at the water protection complex the notable negative consequences of its implementation and operation during a period from 1986 to 2001 were revealed. It was found that the diverted one-time ^{90}Sr carry-over due to the construction of a "new" left-bank dam (according to the 1999 flood scenario) is "compensated" by 40% through the increase of its carry-over prolonged in time as a result of operation of the polder pumping station (PPS) and the inundation of the contaminated areas, which is caused by the complicated conditions for the discharge of surface and underground runoff caused by the "new" and "old" dams. The ecological advisability and validity of hydraulic measures (clearing of canals, reconstruction of culverts) and the recommended form of the operational complex (without the use of PPS, with natural filtration discharge of the body of the "new" sand dam in the Pripyat River) are confirmed by the results of thematic interpretation of the multiband images. Thus, within the complex, minor flooding and waterlogging of the inter-dam section, as well as areas to the north-east from the "old" dam are established. Prospects for the further research of various hydrological processes and radioecological situation on the left bank of the Pripyat River are seen in the use of high resolution remote surveys, which would be performed over the short periods of time. The informative result in good quality can be obtained on the basis of the use of unmanned aerial vehicles technology.

Keywords: Chornobyl Exclusion Zone, left-bank water protection complex, inter-dam section, water bodies, surface runoff, radionuclide carry-over, simulation, remote sensing methods.

Рукопис статті отримано 02.06.2022