



Віктор Романенко
доктор біол. наук,
академік НАН України,
директор Інституту гідробіології
НАН України,
м. Київ



Михайло Кузьменко
доктор біол. наук,
професор, пров. наук. спів.
Інституту гідробіології НАН України,
м. Київ



Олена Волкова
доктор біол. наук,
пров. наук. спів.
Інституту гідробіології НАН України,
м. Київ

Радіонуклідне забруднення басейну Дніпра

Головна водна артерія України — Дніпро, його довжина становить 2200 км, площа басейну — 504 000 км². Від витoku на Валдайській височині ріка долає шлях у 485 км по території Росії, 595 км — по території Білорусі та 115 км по кордону Білорусі з Україною. Далі Дніпро тече територією нашої держави, наповнюючи каскад водосховищ, спрямовується до гирла і зливається з водами Дніпровсько-Бузького лиману Чорного моря.

Серед приток Дніпра найбільшою є р. Прип'ять, площа басейну якої становить 106 000 км². Від витoku у Волинській області України Прип'ять долає шлях по території Брестської і Гомельської областей Білорусі. Загальна довжина Прип'яті становить 748 км, середній річний стік — 13,2 км³. Для ріки характерні звивисте русло з численними меандрами і тривала весняна повінь із затопленням великих площ заплави.

На користь прийняття рішення про будівництво АЕС у регіоні українського Полісся існувало немало передумов, серед яких особливо приваблювали висока забезпеченість регіону високоякісною маломінералізованою водою, яка для АЕС необхідна у великих об'ємах, а також низький рівень промисловості у регіоні. Введення в дію АЕС відповідно відкривало великі перспективи для промислового і соціального розвитку регіону.

Проте в екологічному обґрунтуванні будівництва АЕС не надавалось належної уваги фізико-хімічним властивостям поверхневих вод і ґрунтів, здатних забезпечувати високу інтенсивність біогеохімічної міграції радіонуклідів у наземних та водних екосистемах. Та чи не найважливішою помилкою, з погляду гідроеколога, було нехтування потенційною небезпекою розміщення такого об'єкта у верхів'ї великої ріки. Але можливість аварії з наслідками радіонуклідного забруднення величезних територій басейну Дніпра повністю відкидалась. Так у 1971 р. в Українському Поліссі на правому березі р. Прип'ять і за 90 км від Києва було розпочато будівництво Чорнобильської АЕС. У грудні 1983 р. в експлуатацію було введено четвертий блок з фатальним реактором РБМК-1000*, у який було завантажено 180 т ядерного палива.

26 квітня 1986 р. сталася катастрофа, яка не має аналогів за всю історію техногенних катастроф. Внаслідок руйнування активної зони реактора в навколишнє природне середовище було викинуто $1,3 \cdot 10^{19}$ Бк радіонуклідів. Температура палаючого реактора досягала 2000°C, а викид гарячого високорадіоактивного струменя на висоту 2000 м і більше зумовив тропосферний перенос близько 200 радіоактивних ізотопів, серед яких домінували ¹³¹I і ¹³⁷Cs, на тисячі кілометрів.

Швидкість і напрям вітру спрямовували радіоактивні хмари і формували так звані радіоактивні сліди: західний — у напрямку країн північно-західної Європи, північний — до Прибалтики і Скандинавії, південний — до Києва, Канева і далі на південь. Основна кількість радіоактивних речовин випала на площу водозабору Дніпра, його приток та водосховищ.

Найбільш забруднена особливо біологічно небезпечними радіонуклідами ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{238,239,240,241}Pu і ²⁴¹Am площа близько 2600 км² навколо ЧАЕС була оголошена Зоною відчуження і зоною безумовного (обов'язкового) відселення. Трагічною волею долі величезна територія багатого річками та озерами Полісся стала непридатною для постійного проживання населення. По мальовничій території Зони відчуження протікають ріки Прип'ять, Уж, Сахан, Брагінка, Глиниця. Тут розташовано багато заплавних озер і велика штучна водойма-охолоджувач ЧАЕС, площею близько 22,7 км².

У зв'язку з виведенням з експлуатації АЕС відпала необхідність у водоймі-охолоджувачі. А постійне підтримання встановленого рівня води на 6-7 м вище від рівня води у р. Прип'яті досить затратне. Вирішення долі водойми-охолоджувача потребує невідкладного і прогнозованого розв'язання складного комплексу радіоекологічних проблемних завдань з тим, щоб запобігти можливому вітровому переносу радіонуклідів з осушених ділянок водойми.

До введення в експлуатацію ЧАЕС об'ємна питома активність радіонуклідів у воді річки Прип'ять визначалась гло-



ВИПРОБУВАННЯ ДНІПРА РАДІОАКТИВНІСТЮ

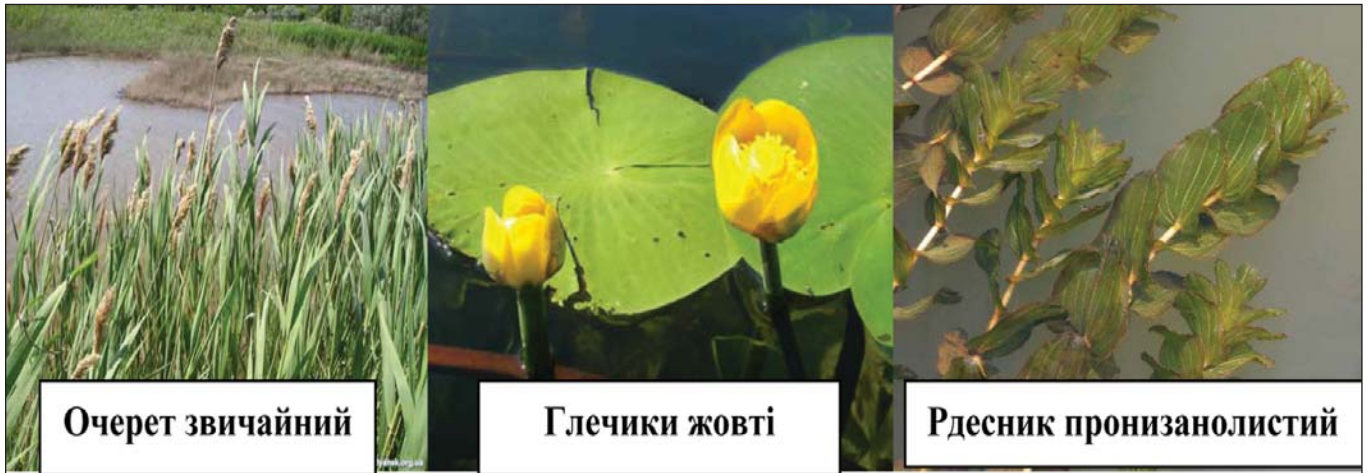


Рис. 1. Типові представники вищих водяних рослин різних екологічних груп

бальними випадіннями і реєструвалась у межах: ^{90}Sr — $(0,37-1,59) \cdot 10^{-2}$ Бк/л; ^{137}Cs — $(0,37-1,33) \cdot 10^{-2}$ Бк/л. За умов безаварійної роботи ЧАЕС істотно не впливала на вміст радіонуклідів в екосистемах прилеглих водойм: водойми-охолоджувача, р. Прип'ять та Київського водосховища. У 1982 р. у водоймі-охолоджувачі питома активність ^{137}Cs становила: у ляща — 3,3-6,7; у щуки — 3,7-4,1 Бк/кг. У 1978-1979 рр. у молюсках Київського водосховища питому активність радіонуклідів реєстрували в межах: дрейсена — ^{90}Sr — 0,2-6,7; ^{137}Cs — 0,6-2,0; живородка річкового — ^{90}Sr — 0,1-7,3; ^{137}Cs — 0,1-0,7 Бк/кг [1].

У перший період аварії, коли відбувались інтенсивні викиди радіоактивних речовин зі зруйнованого реактора, до Дніпровських водосховищ у великих кількостях радіонукліди надійшли повітряним шляхом. Проте водний шлях транспорту радіонуклідів, особливо у перші післяаварійні місяці-роки відіграв основну роль і до останнього часу залишається визначальним у транспорті радіонуклідів до каскаду водосховищ. До численних екологічних негараздів у життєдіяльності багатого і дивовижного рослинного і тваринного світу, що населяє Дніпро, його притоки та водосховища, додалися тривалоіснуючі радіонукліди — активні ксенобіотики, які на багато післяаварійних десятиліть стали всюдисущими: у воді, донних відкладах та гідробіонтах різних трофічних рівнів і систематичного положення.

У перші тижні після аварії радіонуклідне забруднення води Дніпровських водосховищ формували ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{134}I , ^{137}Cs , ^{141}I , ^{144}Ce , ^{140}Ba , ^{140}La , при цьому близько 90% сумарної активності зумовлювали короткоіснуючі радіонукліди. Упродовж вегетаційного сезону 1986 р. концентрація короткоіснуючих радіонуклідів у воді зменшувалася і взимку 1986-1987 рр. радіонуклідне забруднення водних мас формували ^{90}Sr та ^{137}Cs .

Безпосередньо після надходження уламків поділу урану до екосистем Дніпровських водосховищ почалися процеси їхнього розподілу між абіотичними та біотичними компонентами і накопичення радіонуклідів гідробіонтами. Флора та фауна Дніпровських водосховищ надзвичайно різноманітна і налічує близько 1200 видів планктонних водоростей, 140 видів вищих водяних рослин, більше 1000 видів безхребетних тварин, 61 вид риб [2, 3, 4]. Нами було встановлено, що гідробіонти різних трофічних рівнів накопичували усі зареєстровані у воді радіонукліди. Особливості формування радіонуклідного забруднення водних організмів у часі та просторі доцільно розглянути на прикладі вищих водяних рослин, які у прісноводних екосистемах домінують за біомасою, та риб — представників кінцевих ланок трофічних ланцюгів, які ведуть безпосередньо до людини.

Різні види вищих водяних рослин значно відрізняються за анатомо-морфологічними ознаками та умовами існування. Рослини прийнято розподіляти на три великі екологічні групи, які відображують ступінь контакту рослинного організму із водним середовищем. До першої групи належать повітряно-водяні рослини, у яких вегетативні органи в основному розташовані у повітряному середовищі. Типовим представником цієї групи є очерет звичайний (рис. 1). До другої належать рослини із плаваючим на поверхні води листям (глечики жовті). Третю групу становлять рослини із повністю зануреними у воду органами, такі, як рдесник пронизанолистий. Зазвичай, в екосистемах, які перебувають у стані відносної радіоекологічної рівноваги, найвищі рівні радіонуклідного забруднення спостерігають у занурених видів, тобто у рослин, які мають найбільшу площу контакту із водним середовищем. Дещо менше радіонуклідів накопичують рослини з плаваючим на поверхні води листям, і найнижчі рівні притаманні повітряно-водяним рослинам.

У травні-червні 1986 р. у вищих водяних рослинах Київського та Канівського водосховищ було зареєстровано 10 радіонуклідів (рис. 2), при цьому найбільші показники питомих активностей були характерні для короткоіснуючих радіонук-

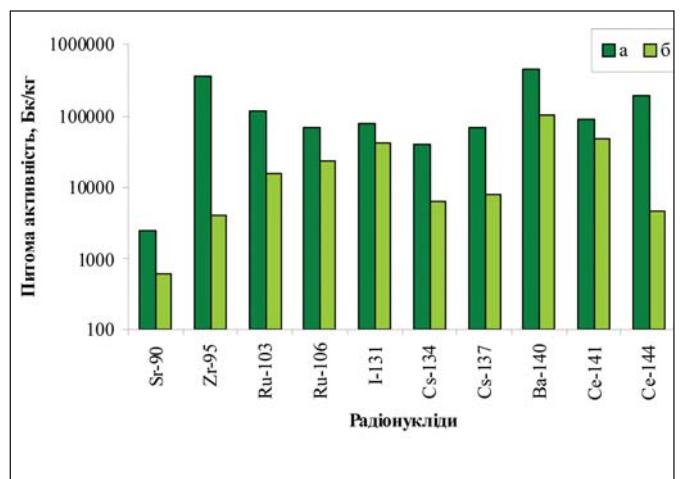


Рис. 2. Максимальна зареєстрована у травні-червні 1986 р. активність радіонуклідів у вищих водяних рослинах Київського (а) та Канівського (б) водосховищ

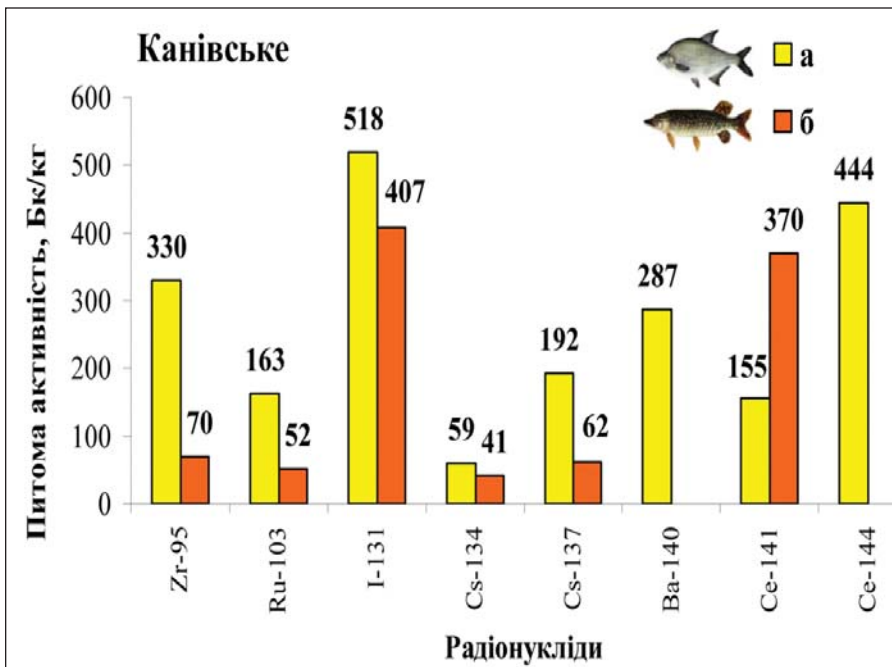
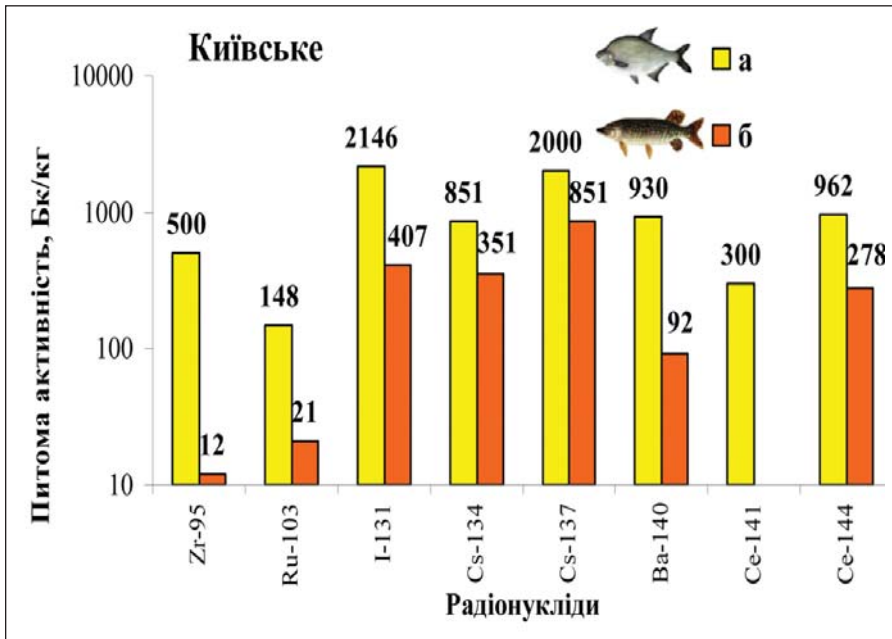


Рис. 3, 4. Максимальний вміст радіонуклідів у мирних (а) та хижих (б) рибах Дніпровських водосховищ, червень 1986 р.

лідів — ^{95}Zr , ^{131}I , ^{140}Ba з періодом напіврозпаду 64, 8,06 та 12,8 діб, відповідно. В цей період найвищими рівнями радіонуклідного забруднення відрізнялися повітряно-водні рослини, що пояснюється випадінням продуктів поділу на контактуючу із повітряним середовищем поверхню рослин. У другій декаді травня вміст ^{95}Zr в очереті звичайному з Київського водосховища досягав 107 000 Бк/кг, а сумарна активність усіх радіонуклідів — 629 000 Бк/кг, тоді як сумарна активність рдесника пронизанолістого не перевищувала 100 000 Бк/кг. Сумарний вміст радіонуклідів у вищих водяних рослинах Канівського водосховища досягав 224 000, Кременчуцького — 11000, Каховського — 3 000 Бк/кг. Отже, внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС рівень радіонуклідного забруднення вищих водяних рослин Дніпровських водосховищ збільшився у тисячі й сотні тисяч разів.

У перші тижні-місяці після аварії надзвичайно важливе значення мали дослідження особливостей формування радіонуклідного забруднення промислової іхтіофауни Дніпровських водосховищ, оскільки з рибною продукцією радіонукліди потрапляють до організму людини. Основу промислових уловів у Дніпровських водосховищах становлять лящ, плоскирка, плітка та у Каховському водосховищі тюлька. Внесок у промисловий вилов щуки, судака, линна, та багатьох інших видів, як правило, незначний, але ці риби є об'єктами аматорського вилову, а за деякими оцінками, у Дніпровських водосховищах вилов риби аматорами та бракон'єрами за об'ємами досягає промислової квоти [4]. На відміну від вищих водяних рослин, які поглинають радіонукліди безпосередньо із водного середовища, риби отримують більшість радіоактивних ізотопів з об'єктами живлення, тобто відбувається міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами. У водних екосистемах, які перебувають у стані радіо-

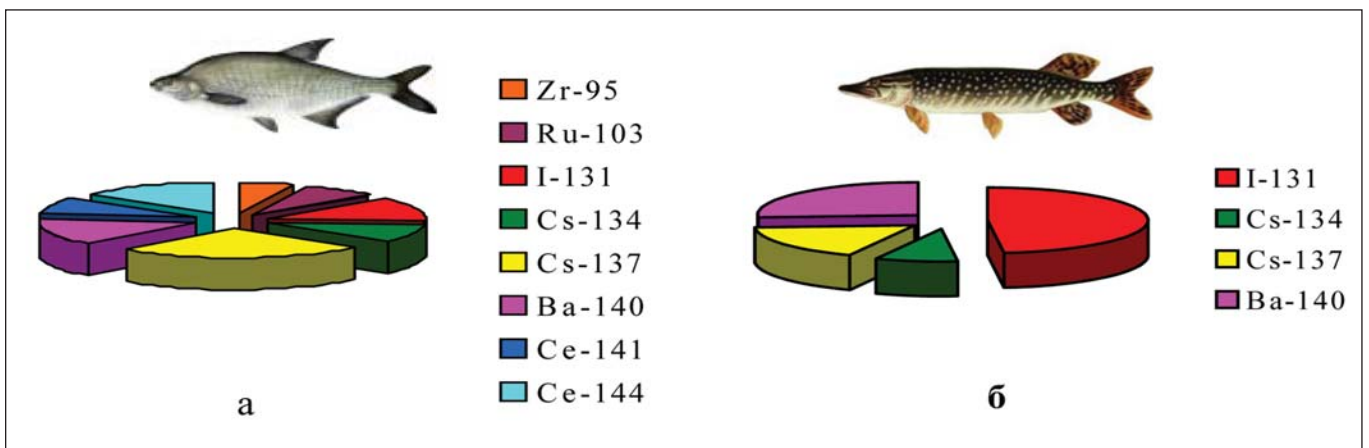


Рис. 5. Внесок радіонуклідів до сумарної активності ляща (а) та щуки (б) Київського водосховища, червень 1986 р.



Рис. 6. Питова активність ¹³⁷Cs у вищих водяних рослинах Дніпровських водосховищ у 1989 р.

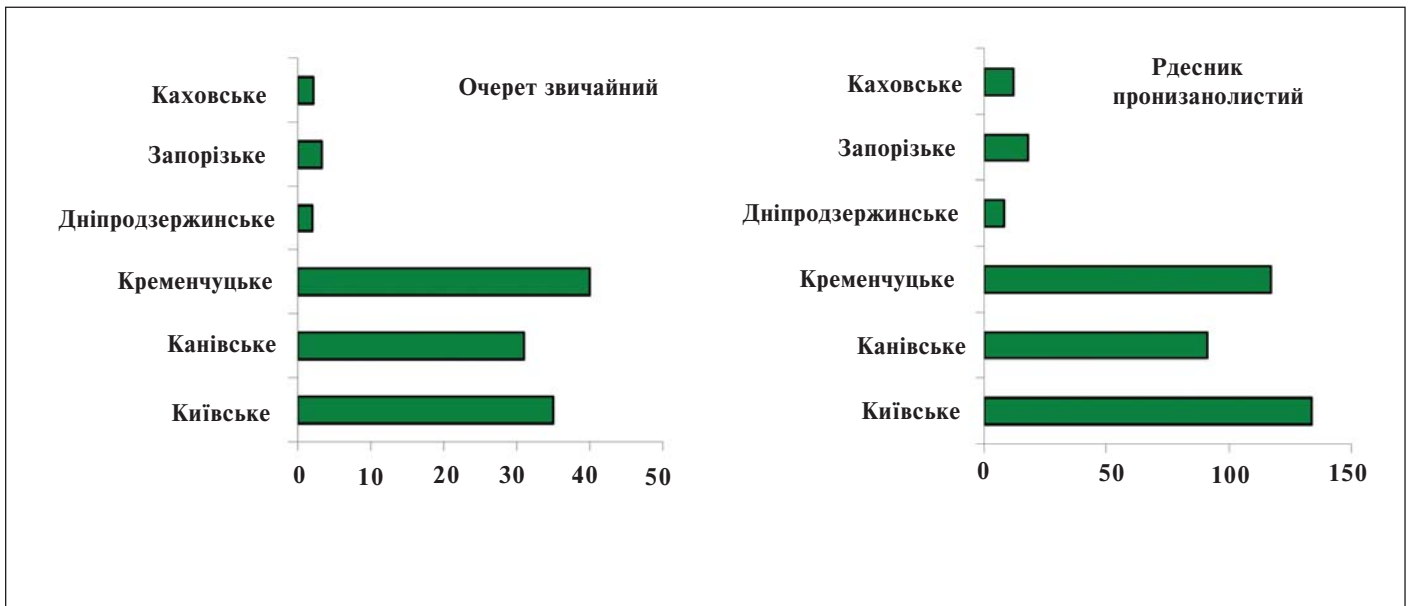


Рис. 7. Вміст ¹³⁷Cs у рослинах Дніпровських водосховищ, 2003 р.

екологічної рівноваги, спостерігаються так звані "ефекти трофічних рівнів", тобто вміст одних радіонуклідів, наприклад ¹³⁷Cs, в організмі риб збільшується у напрямку жертва-хижак, інших, таких, як ⁹⁰Sr, зменшується.

Вперше після аварії вміст радіонуклідів у рибках Київського та Канівського водосховищ визначили у червні 1986 р. (рис. 3, 4). Серед "мирних" видів були досліджені бентосоїдні — лящ, плоскирка, плітка та лин, серед хижих — щука, судак, окунь та білизна. Видно, що рівні радіонуклідного забруднення бентосоїдних риб обох водосховищ були вищими, ніж хижих видів, а спектр накопичених радіонуклідів — ширшим (рис. 5). Максимальна сумарна активність радіонуклідів в організмі мирних та хижих риб Київського водосховища становила 4 670 та 1 290, Канівського — 1 560 та 880 Бк/кг, відповідно. При цьому значний внесок до сумарної активності належав короткоіснуючим радіонуклідам. Отже, як і у випадку вищих водяних рослин, виникли порушення співвідношень рівнів накопичення радіонуклідів гідробіонтами різних екологічних груп та трофічних рівнів. Таке явище

пояснюється швидким підвищенням рівнів вмісту радіонуклідів у харчових об'єктах "мирних риб" — планктонних організмах, водяних рослинах та бентосних безхребетних, які поглинали радіонукліди безпосередньо із водних мас або донних відкладів.

Отже, мирні риби відреагували на підвищення вмісту радіонуклідів у водному середовищі швидше, ніж хижаки. У свою чергу, питова активність ¹³⁷Cs в організмі хижаків збільшувалася поступово і досягла максимальних величин у 1987-1988 рр.

Із плином часу, внаслідок фізичного розпаду короткоіснуючих продуктів поділу, внесок у сумарну радіоактивність водних організмів тривалоіснуючих радіонуклідів ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs зростає. Період напіврозпаду ⁹⁰Sr становить 28,1 років, ¹³⁷Cs — 30 років, а їхня особлива біологічна небезпека полягає у тому, що ці ізотопи є хімічними аналогами Са та К, які відіграють надзвичайно важливу роль у метаболізмі живих організмів. Гідробіонти поглинають ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs разом із їхніми аналогами, і, таким чином, радіоактивні елементи включаються у

структурні елементи клітин і накопичуються в організмах. Починаючи з 1987 р. радіонуклідне забруднення риб Дніпровських водосховищ, а також вищих водяних рослин на ділянці каскаду Кременчуцьке-Каховське водосховища обумовлювали саме ^{90}Sr та ^{137}Cs , а приблизно з 1990 р. зазначені радіонукліди формували радіоактивність водної флори і фауни усіх Дніпровських водосховищ.

Щодо особливостей накопичення ^{90}Sr представниками водної флори, можна відзначити, що найвищу питому активність радіонукліда реєстрували у вищих водяних рослинах Київського водосховища у період 1986-1989 рр., спочатку у повітряно-водяних (до 2 200 Бк/кг), потім — у занурених (до 4 200 Бк/кг). На ділянці каскаду Канівське-Каховське водосховище питому активність ^{90}Sr у рослинах реєстрували у діапазоні величин 3,7 - 440 Бк/кг, при цьому максимальний вміст радіонукліда у рослинах Канівського водосховища досягав 440, Каховського — 320 Бк/кг. Впродовж 1989-2003 рр. спостерігалась тенденція до зниження у часі та просторі вмісту ^{90}Sr у рослинах Дніпровських водосховищ. За цей період питома активність зазначеного радіонукліда у занурених вищих водяних рослинах Київського водосховища зменшилася у середньому до (17 ± 5) Бк/кг, у рослинах Каховського — до (5 ± 1) Бк/кг.

Максимальні рівні накопичення ^{90}Sr у рибах (до 140 Бк/кг) реєстрували у 1987-1988 рр. в організмі плітки з Київського та Канівського водосховищ, а надалі відзначено поступове зменшення питомої активності радіонукліда в організмах риб. Через 10 років після аварії на ЧАЕС питома активність ^{90}Sr у рибах усіх, окрім Київського, Дніпровських водосховищ в основному не перевищувала величин, характерних для доаварійного періоду.

Найвища за весь період досліджень питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах — до 67 000 Бк/кг зареєстрована у 1986 р. в Київському водосховищі. У рослинах Канівського та Кременчуцького водосховища показники були приблизно на порядок, Каховського — на два порядки нижчими. Упродовж наступних кількох років, на фоні загальної тенденції до зменшення вмісту ^{137}Cs у рослинах, просторові особливості рівнів накопичення радіонукліда не змінювалися, тобто спостерігалось зменшення питомої активності ^{137}Cs у вищих водяних рослинах від Київського до розташованих нижче за течією Дніпра водосховищ (рис. 6). Таке явище цілком закономірне і було пов'язане з тим, що щільність випадіння радіоактивних аерозолів на поверхню водосховищ, щільність забруднення ^{137}Cs донних відкладів та середньорічна концентрація вищезгаданого радіонукліда у водних масах зменшувалася зі зростанням відстані від ЧАЕС.

Але упродовж наступних років закономірності формування у просторі радіонуклідного забруднення водної флори Дніпровських водосховищ дещо змінилися. У той час, як рівні вмісту ^{137}Cs у рослинах Київського водосховища поступово зменшувалися, питома активність радіонукліда у вищих водяних рослинах Канівського і Кременчуцького водосховищ упродовж тривалого часу залишалася практично незмінною. За період 1989-2003 рр. вміст ^{137}Cs у рдеснику пронизанолістому Київського водосховища зменшився від 2400 до 134 Бк/кг, тобто у 18 разів, Канівського та Кременчуцького — від 120 до 90 та від 150 до 120 Бк/кг відповідно. Через 17 років після аварії сформувалися порівняно близькі рівні вмісту ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського та Кременчуцького водосховищ, проте виникла значна різниця між питомою активністю зазначеного радіонукліда у рослинах трьох верхніх Дніпровських водосховищ та водосховищ, розташованих нижче за течією Дніпра (рис. 7).

Причина такого явища пов'язана з особливостями надходження радіонуклідів до Дніпровських водосховищ та особливостями гідрологічного режиму водою. Після припинення випадіння радіоактивних аерозолів на дзеркало водою основним джерелом забруднення водних мас водосховищ

вважається водозбір Прип'яті [5]. Радіонукліди надходили до екосистеми каскаду водосховищ з повеневими водами, і у воді р. Прип'ять питома активність розчиненого у воді ^{137}Cs підвищувалася, відносно середньорічних величин, у 2-3, інколи у 10 разів. У середній за водністю рік фронт забруднених радіонуклідами повеневих вод проходить Київське водосховище за 17 діб, Канівське — за 10, Кременчуцьке — за 51 добу. При цьому за час проходження Канівського водосховища концентрація ^{137}Cs у водах забрудненого фронту зменшується у 2 рази, Кременчуцького — у 5 разів. Отже, саме у Кременчуцькому водосховищі затримується основна кількість ^{137}Cs , який кожен рік надходить до каскаду водосховищ у період водопілля. Важливе значення має те, що забруднені радіонуклідом повеневі води потрапляють до Кременчуцького водосховища у період активної вегетації вищих водяних рослин, що й сприяє накопиченню ^{137}Cs .

Дещо іншим був характер формування у просторі та часі рівнів вмісту ^{137}Cs у рибах. Впродовж 1986-2003 рр. питома активність ^{137}Cs у рибах Київського та Канівського водосховищ була вищою, ніж у представниках іхтіофауни Кременчуцького, Запорізького та Каховського водосховищ (рис. 8). Через 17 років після аварії відповідно до рівнів накопичення ^{137}Cs рибами каскад Дніпровських водосховищ можна було розподілити на дві ділянки — Київське і Канівське водосховища та водосховища, які розташовані нижче за течією Дніпра, при цьому питома активність ^{137}Cs у рибах Кременчуцького, Запорізького та Каховського водосховищ, вірогідно, не перевищувала характерних для доаварійного періоду величин. Отже, формування рівнів накопичення ^{137}Cs рибами більшою мірою залежало від первинного забруднення водосховищ та від загальної кількості цього радіонукліда, зосередженого в екосистемах, ніж від особливостей транспорту у каскаді забруднених радіонуклідами під час весняних повеней водних мас.

Загалом можна відзначити, що у 2003 р. рівні накопичення ^{90}Sr лише у гідробіонтах Київського водосховища достовірно перевищували доаварійні значення (рис. 9). Питомий вміст ^{137}Cs у вищих водяних рослинах водосховищ Дніпровського каскаду був вищим за характерні для доаварійного періоду величини, у рибах — перевищував доаварійні значення тільки у двох верхніх водосховищах [6].

Упродовж наступних 6-ти років питома активність ^{137}Cs у рибах двох верхніх Дніпровських водосховищ продовжувала зменшуватись. Згідно з результатами багаторічних досліджень, упродовж періоду 1989-2009 рр. вміст ^{137}Cs в організмах представників промислової іхтіофауни Київського та Канівського водосховищ зменшувався удвічі приблизно за 5-6 років, що свідчило про наявність відносно рівноважного стану у системі водне середовище — організм гідробіонтів.

Згідно зі встановленими законодавством нормативами, максимальна допустима активність ^{90}Sr у рибній продукції становить 35 Бк/кг, ^{137}Cs — 150 Бк/кг [7]. Перевищення допустимих норм вмісту ^{90}Sr спостерігали упродовж 1987-1988 рр. у рибній продукції Київського, Канівського та Кременчуцького водосховищ. Середні показники питомої активності ^{137}Cs перевищували нормативи у хижих видах риб Кременчуцького водосховища у 1987 р, Канівського — у 1987-1989 рр, Київського — у 1987-1999 рр. (рис. 10). Але слід відзначити, що до теперішнього часу в окремих екземплярах риб Київського водосховища реєструють питому активність ^{137}Cs у 165-220 Бк/кг.

Отже, формування радіонуклідного забруднення водної флори і фауни великою мірою залежало від особливостей міграції радіонуклідів із водними масами. Найбільш інтенсивно процеси седиментаційного виведення ^{137}Cs із водного шару відбувалися у Київському та Канівському водосховищах, де щорічно затримувалося близько 75% радіонукліда, який надходив до каскаду. Значну акумуляцію ^{137}Cs спостерігали у Кременчуцькому водосховищі. У Каховському

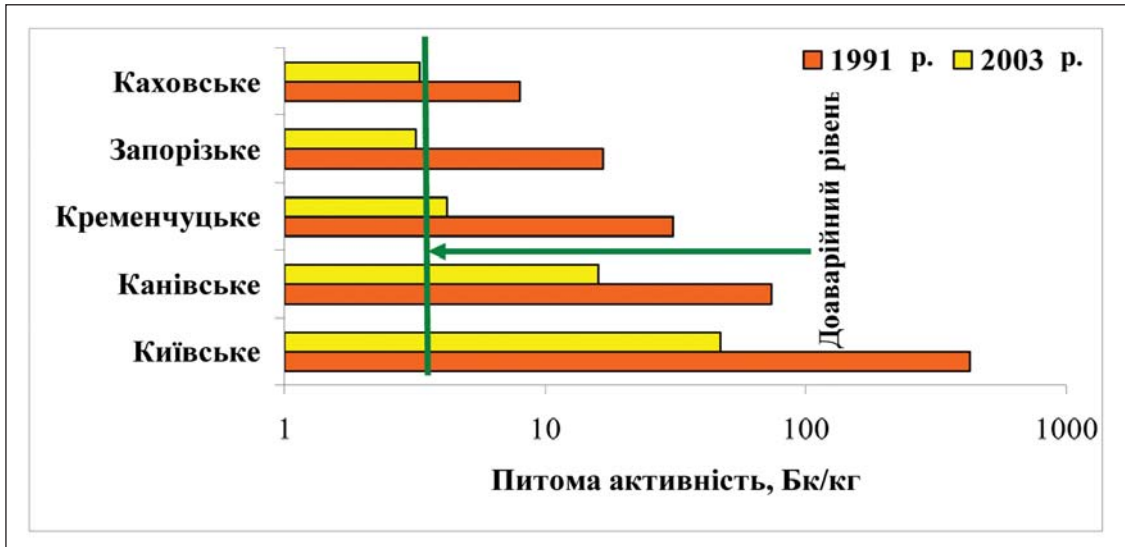


Рис. 8. Середній вміст ¹³⁷Cs у рибах Дніпровських водосховищ

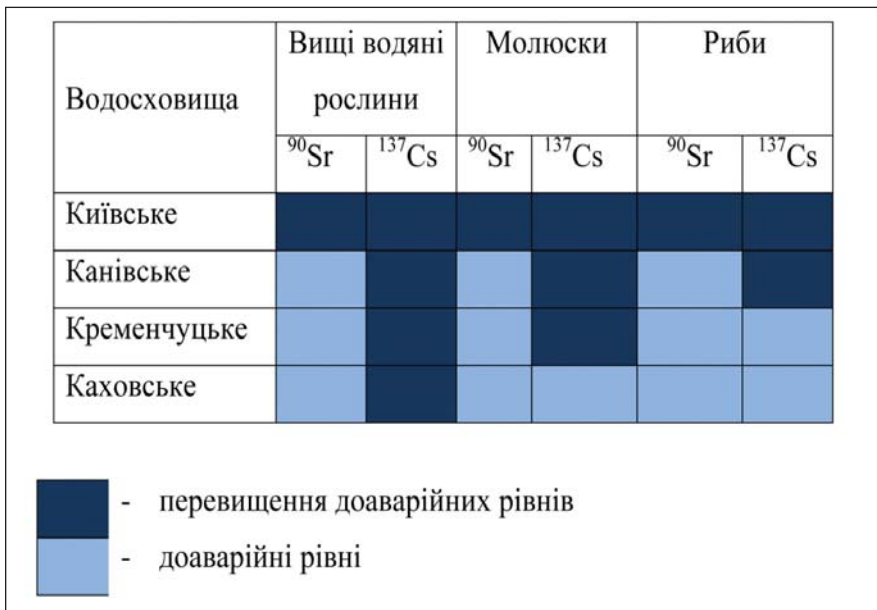


Рис. 9. Радіонуклідне забруднення гідробіонтів Дніпровських водосховищ порівнянно з доаварійним періодом, 2003 р.

водосховищі також існують сприятливі умови до седиментаційного накопичення ¹³⁷Cs у донних відкладах, але дослідження показали, що із транзитним стоком цей радіонуклід практично не досягає нижнього водосховища. Зниження у воді концентрації ⁹⁰Sr у 6-10 разів на ділянці від р. Прип'ять біля м. Чорнобиль до Каховського водосховища відбувалося за рахунок розрідження прип'ятських вод водами Дніпра та бокових приток. Від Київського до Канівського, далі до Кременчуцького та Дніпродзержинського вміст радіонуклідів у донних відкладах суміжних водосховищ зменшувався на порядок. У трьох нижніх водосховищах рівні радіонуклідного забруднення донних відкладів були приблизно однаковими [8].

Таким чином, шляхом просування водних мас із верхньої частини Дніпровської водної системи до Чорного моря відбувається зниження концентрацій радіонуклідів за рахунок розрідження забруднених водних мас чистими водами бічних приток та внаслідок седиментаційного переведення радіонуклідів до донних відкладів. Дніпровські водосховища, у першу чергу Київське, Канівське та Кременчуцьке, відіграють роль величезних седиментаційних пасток для радіонуклідів, внаслідок чого уповільнюється проходження радіонуклідів крізь емність каскаду та виникають сприятливі умо-

ви для накопичення радіонуклідів усіма компонентами екосистем. Цими обставинами пояснюється незвичайне, на перший погляд, співвідношення величин виносу радіонуклідів Дніпром та Дунаєм після Чорнобильської аварії — маючи на водозбірній території незрівнянно більші запаси ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs, р. Дніпро виносить до Чорного моря однакову із Дунаєм кількість ⁹⁰Sr та значно меншу кількість ¹³⁷Cs.

В останні десятиліття поширення набули методологія і методи моніторингу як комплексної системи спостережень, контролю стану і прогнозування змін, що відбуваються в екосистемах. Проте у переважній більшості практична реалізація моніторингу для оцінки стану екосистем обмежується встановленням вмісту і поведінки радіонуклідів, важких металів та інших токсичних речовин, що також необхідно. Але вичерпну характеристику біологічної якості води і загалом екологічного стану екосистеми можна отримати на основі оцінки вмісту і поведінки забруднень в екосистемі, біотестування та характеристики структурно-функціональної організації біосистем різних рівнів організації. Зважаючи на складність природних біосистем, моніторинг біоценотичних процесів має здійснюватись з урахуванням, перш за все, сезонних та річних змін.

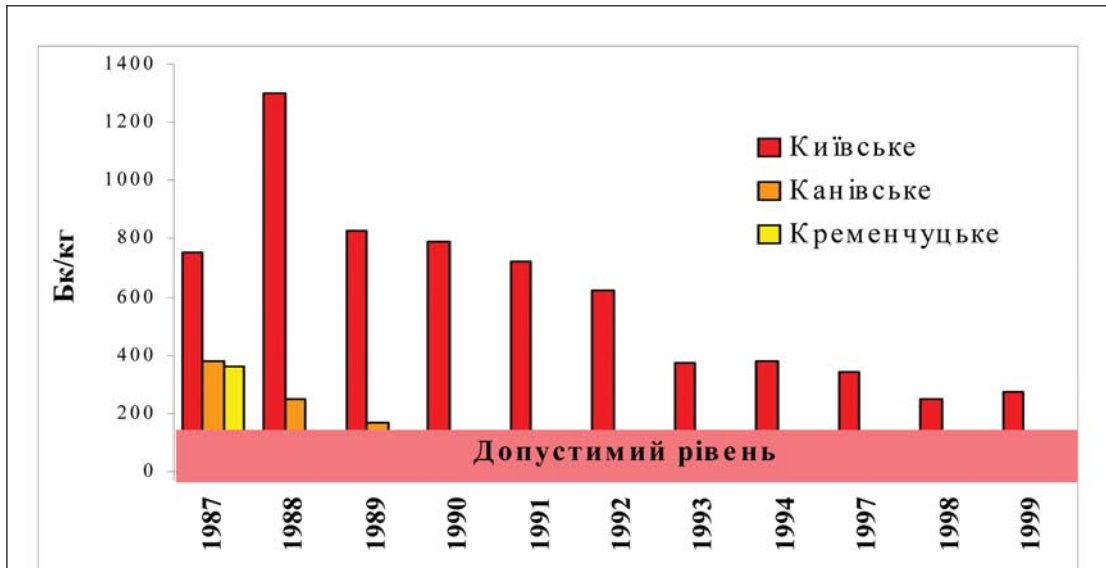


Рис. 10. Перевищення допустимого рівня вмісту ¹³⁷Cs у рибах Дніпровських водосховищ

Каскад Дніпровських водосховищ має життєво важливе значення як джерело питного водопостачання, зрошувального землеробства і забезпечення промислового комплексу України. Тому при розгляді проектів і прийнятті рішень, пов'язаних з подальшим нарощуванням ядерних промислових потужностей, необхідно враховувати досить складну радіоекологічну ситуацію, яка продовжує зберігатись у басейні Дніпра.

Транспорт радіонуклідів із річковим стоком до Чорного моря

Завдяки багаторічним дослідженням Г. Г. Полікарпова зі співробітниками вивчено тенденції, закономірності та часові масштаби радіоекологічного відгуку компонентів екосистеми Чорного моря на Чорнобильську катастрофу [9]. Після аварії вміст ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs у морській воді збільшився приблизно у 2-3 рази. Віддаленість Чорного моря зберегла його від інтенсивного радіонуклідного забруднення. Відносно невеликі кількості радіонуклідів, які транспортувалися до акваторії моря повітряним шляхом, з річковим та поверхневим стоком, швидко розбавлялися у великих об'ємах водних мас і включалися до трофічних ланцюгів гідробіонтів. Частина радіонуклідів у складі зависів та відмерлих організмів осідала на дно, що також сприяло очищенню морської води від радіонуклідного забруднення. Дослідженнями було з'ясовано, що Чорне море не є кінцевим депо захоронення чорнобильських радіонуклідів. Щорічний винос ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs крізь Босфор до Мармурового моря становив 1,6-1,9% від вмісту цих радіонуклідів у верхньому шарі чорноморської води і за 1987-2000 рр. склав 110 ТБк ⁹⁰Sr та 250 ТБк ¹³⁷Cs.

Висновки

І через чверть століття від дня Чорнобильської катастрофи Дніпро та його водосховища продовжують зазнавати негативної дії радіонуклідного забруднення на біологічну якість води. У Київському водосховищі питома активність чорнобильських радіонуклідів ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs у гідробіонтах основних систематичних груп — рослинності, молюсках і рибах — перевищує доаварійні рівні, а донні відклади, особливо на горішніх замулених ділянках водосховища, до останнього часу за вмістом ¹³⁷Cs оцінюються як тверді радіоактивні відходи.

Радіонуклідне забруднення величезних територій, транспорт і міграція радіоактивних речовин на площі водозбору, у Дніпрі та каскаді його водосховищ свідчать про те, що вибір майданчика для будівництва АЕС у верхів'ї такої великої ріки, як Дніпро, з гідроекологічних позицій виявився неприйнятним. Основна кількість радіоактивних речовин, викинутих зі зруйнованого реактора, осіла в 30-кілометровій зоні, на площі водозбору Дніпра і його основних приток. Уже в перші дні-тижні після аварії радіонукліди практично безперешкодно повітряним і водним шляхом надійшли до головного у каскаді Київського водосховища. Радіонукліди з віддалених територій дніпровського басейну і зони відчуження в основному транспортуються з водним стоком р. Прип'яті. Міграція і транспорт радіонуклідів у басейні Дніпра триватиме упродовж багатьох десятиліть і триватиме упродовж часу зіставного з часом повного розпаду аварійних тривалоіснуючих радіонуклідів ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs.

Література

1. Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко М.Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. — К.: Наук. думка, 1992. — 194 с.
2. Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. — К.: Наук. думка, 1989. — 232 с.
3. Зимбалевская Л.Н., Сухойван П.Г., Черногоренко М.И. и др. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. — К.: Наук. думка, 1989. — 248 с.
4. Романенко В.Д., Афанасьев С.А., Петухов В.Б. и др. Влияние рыбного хозяйства на биологическое разнообразие в бассейне реки Днепр. — К.: Академперіодика, 2003. — 188 с.

5. Кузьменко М.И., Гудков Д.И., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. — К.: Наук. думка, 2010. — 263 с.
6. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водоєм різного типу: Автореф. дис. доктора біол. наук. — Київ, 34 с.
7. Державні гігієнічні нормативи "Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у продуктах харчування та питній воді". Затв. Наказом Міністерства охорони здоров'я України від 3.05.2006р. № 256.
8. Кузьменко М.И., Романенко В.Д., Деревець В.В. та ін. Радіонукліди у водних екосистемах України — К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. — 318 с.
9. Полікарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б. и др. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую аварию. — Севастополь: НПС "ЭКОСИ - Гидрофизика", 2008. — 667 с.