

**SOME ASPECTS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION  
OF AQUATIC PLANTS OF THE RAIGHT-BANK AREA  
OF KIYV WATER RESERVOIR**

*Z. Shirokaya, V. Klenus, D. Gudkov, A. Kaglyan, S. Krajan*

Paper contains the results of study the peculiarities of radionuclides accumulation of the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  by aquatic plants of the raight-bank area of Kiyv water reservoir from 1991 to 2008. The modern state of vegetation coverage of Kiyv reservoir are estimated.

УДК [(577.34:574.522) : 615.9] (282.243. 761)

**КОНЦЕНТРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ І ДОЗИ  
ОПРОМІНЕННЯ ГІДРОБІОНТІВ, А ТАКОЖ ЛЮДЕЙ  
КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ ДО ТА ПІСЛЯ АВАРІЇ  
НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС**

**Ю.М. Ситник<sup>1</sup>, П.І. Дробот, С.В. Курганський<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

<sup>2</sup> Інститут рибного господарства УААН

*Показано практичне використання радіоекологічних показників — коефіцієнтів накопичення довгоживучих радіонуклідів стронцію-90 та цезію-137 в рибах для розрахунків контрольних концентрацій радіонуклідів у воді та доз опромінення гідробіонтів і людини. Вперше дано порівняння потужності доз опромінення гідробіонтів та людини з придунайського регіону України до та після аварії на Чорнобильській АЕС. Наведені контрольні концентрації радіонуклідів є базовими при розрахунках радіоекологічних навантажень на гідроекосистему української ділянки Дунаю.*

Контрольні рівні або контрольні концентрації (КК) — це радіаційно-гігієнічні регламенти першої групи, чисельні значення яких встановлюються виходячи з фактично досягнутого на цій території рівня радіаційного благополуччя [17].

У радіоекологічній та радіаційно-гігієнічній практиці одним з основних вихідних критеріїв для розробки та нормування контрольних концентрацій у воді водойм комплексного користування використовуються коефіцієнти граничного (максимального) накопичення радіонуклідів у істивних частинах водних організмів. Коефіцієнт накопичення (КН) — це відношення концентрації радіонукліда в організмі (чи тканинах) гідробіонтів до концентрації у воді [7, 17]. Величина цього відношення у період рівноваги, яка встановлюється в системі: вода — донні відклади — гідробіонти і називається

граничним або максимальним КН. Відповідно до вимог, які висувають до КН при розробці КК радіонуклідів останні повинні гарантувати безпечне використання продуктів рибної промисловості населенням при безмежному в часі радіоактивному забрудненні води відкритих водойм на рівні КК. Ці вимоги будуть виконані тільки тоді, коли розрахунки КК проведуть за максимальним КН.

**МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ**

Проби води, донних відкладів та гідробіонтів відбирали під час експедиційних виїздів на основне русло та Кілійську дельту Дунаю в межах України в 1978–1988 рр. Рибу отримували у Вилковському філіалі Чорноморського виробничого об'єднання рибної промисловості “Антарктика” при здаванні уловів, а також на риболовецьких пунктах Ста-

ростамбульського (Большое) та Полуденного гирла [12]. Отримані матеріали стали основою для розрахунків КН стронцію-90 та цезію-137 у гідробіонтах. Розрахунок КК радіонуклідів у воді Дунаю на основі передання радіоактивних забруднювальних речовин по рибному харчовому ланцюжку проводили за формулою:

$$КК = \frac{\alpha \cdot ГРН \cdot 10^{-6}}{P \cdot КН},$$

де  $\alpha$  — частина від границі (межі) дози, яка виділяється на це джерело забруднення водойми; ГРН — граничне річне надходження  $i$ -го радіонукліда обмеженій частині населення, Бк/рік;  $P$  — річне споживання риби, кг/рік; КН — коефіцієнт накопичення  $i$ -го радіонукліда в істивній частині риби. Розрахунки індивідуальних доз внутрішнього опромінення критичних груп населення, які споживають у їжу рибу та воду з Дунаю, за рахунок стронцію-90 та цезію-137 проводили за формулами, запропонованими в роботі Д. Керекеша та ін. [3]. Значення дозових коефіцієнтів для розрахунків були використані також з цієї роботи. Потужність дози опромінення гідробіонтів розраховували в залежностях, запропонованих у монографії А.Є. Каткова [2]. Були використані дані наукових джерел за 2000–2004 рр.

### РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Для розрахунків КК довгоживучих радіонуклідів у воді використовують граничні КН, визначені в природних умовах. Аналіз літературних матеріалів [1–3, 6–11] показує, що рівноважний стан радіонуклідів у системі вода — водорості в умовах досліду настає протягом кількох днів перебування останніх у радіоактивній воді. Для м'яких тканин молюсків, ракоподібних та риб у подібних системах цей рівноважний показник встановлюється за кілька тижнів, для скелетних утворень та раковин молюсків — кілька місяців і більше. При відборі КН для радіаційно-гігієнічного нормування необхідно враховувати, що цей показник не є абсолютно постійною величиною в межах типу, класу або родини гідробіонтів. Навіть у одного і того самого виду гідробіонтів спостерігається коливання КН

під дією біологічних та фізико-хімічних факторів. Встановлено [1–3, 6–11, 13], що термін дії процесу накопичення радіонуклідів та КН у водних тварин змінюються залежно від стадії розвитку, віку та характеру і спектра харчування останніх, сезону року, температури води, ступеня її мінералізації, концентрації в ній ізотопних та неізотопних носіїв, водневих іонів, фізичного стану та хімічної форми сполук радіонуклідів у воді тощо.

Вищенаведені докази засвідчують, що при розробці КК радіонуклідів у воді до вибору КН (для цих цілей) слід ставитися з великою обережністю. Можна констатувати, що тільки величини КН радіонуклідів, встановлені в природних умовах, можливо розглядати як вихідні показники для радіоекологічного та радіаційно-гігієнічного нормування. У результаті проведених досліджень за період 1978–1983 рр. встановлено значення середніх та граничних (максимальних) КН стронцію-90 та цезію-137 (табл. 1, 2, 3) у риб та інших гідробіонтів Кілійської дельти та прилягаючої до неї руслової ділянки Дунаю в межах України. За матеріалами робіт [4, 5, 10] проведені розрахунки КН досліджуваних радіонуклідів у післяаварійний період на цій ділянці Дунаю.

Згідно з вимогами НРБУ-97 [17], які були розроблені на основі раніше діючих НРБ-76/87 та ОСП-72/87 [6, 11], при проведенні оперативного контролю за вмістом радіонуклідів у воді поверхневих водойм встановлюється КК (або контрольні рівні) з урахуванням можливого потрапляння їх населенню по харчовому ланцюжку. При цьому використання цих розроблюваних КК радіонуклідів у воді відкритих водойм має на увазі регіональний підхід до їх розробки. При встановленні КК за основу береться не повне граничне річне надходження (ГРН) радіонуклідів обмеженій частині населення, а частина його, яку називають контрольним річним надходженням (КН<sub>Г</sub>). Величина останнього, звичайно, залежить від народногосподарської значимості досліджуваної водойми, чисельності опроміненої популяції та характеристики джерел забруднення водойми і становить кілька відсотків від ГРН. Наприклад, відповідно до Санітарних правил проектування та

Таблиця 1. Коефіцієнти накопичення стронцію-90 та цезію-137 рибами Кілійської дельти Дунаю (1978–1983 рр.)

Вид риби	КН		Вид риби	КН	
	стронцій-90	цезій-137		стронцій-90	цезій-137
Сазан	156	188	Умбра	104	236
Карась срібний	63	116	В'юн	118	297
Карась золотий	77	150	Товстолобик білий	62	165
Плітка	174	122	Товстолобик строкатий	49	232
Сонячна риба (американський вухастий окунь)	118	403	Амур білий	61	233
Лин	104	243	Верховодка	69	163
Плоскирка	81	82	Марена звичайна	158	311
Лящ	78	124	Йорж	80	237
Оселедець дунайський	94	275	Окунь	83	247
Щука	157	399	Лосось дунайський	163	379
Сом	138	251	В'язь	47	152
Судак	170	409	Йорж-носар	80	255
Білізна	290	211	Чехоня	127	192
Осетер	78	329	Підуст	51	145
Рибець	120	165	Бичок-кругляк	99	169
Стерлядь	190	252	Бичок-пісочник	89	196

Таблиця 2. Коефіцієнти накопичення стронцію-90 та цезію-137 рибами Кілійської дельти Дунаю в 1988 р. (розраховані за матеріалами робіт [4, 5, 10])

Вид риби	КН	
	стронцій-90	цезій-137
Білізна	47	152
Плітка	127	127
Карась срібний	48	250
Лящ	51	177

Таблиця 3. Граничні значення коефіцієнтів накопичення стронцію-90 та цезію-137 промисловими гідробіонтами (тільки їстівні та умовно-їстівні частини) української ділянки Дунаю

Гідробіонт	КН		КН <sub>д</sub>	
	стронцій-90	цезій-137	стронцій-90	цезій-137
Риби	110	250	1,0	0,5
Річкові раки	200	420	1,6	0,6
Молюски	175	940	1,3	1,2

експлуатації АЕС для встановлення КК радіонуклідів у воді водойм-охолоджувачів АЕС виділяється тільки 1% дози допустимого опромінення обмеженої частини населення. Тобто 5, 15 та 30 мбер/рік для 1-ї, 2-ї та 3-ї груп критичних органів. Таким чином, рівень контрольного річного надходження населенню радіонуклідів по харчовому ланцюжку з водойм-охолоджувачів АЕС становить лише 0,01 КНІ<sub>б</sub>. При цьому за основу беруть лише критичний шлях потрапляння радіонуклідів.

При вирішенні питань про рівні допустимих викидів радіонуклідів зі стічними водами у водойми як один з основних критеріїв також застосовують КК їх (в основному довгоживучих) у воді.

Для нормування КК радіонуклідів у воді поверхневих водойм необхідно оперувати радіоекологічними показниками, що характеризують концентраційну здатність істивних тканин риби та харчових гідробіонтів щодо радіонуклідів, тобто КН. При споживанні риби критичною групою населення 40 кг/рік, що відповідає приблизно 25 кг істивної частини риби, та виділення на забруднення водойми 0,01 граничної дози (0,01) розрахункова формула для встановлення КК радіонукліда у воді водойми по рибному харчовому ланцюжку матиме такий вигляд:

$$КК = \frac{ГРН \cdot 10^{-8}}{25 \cdot КН} = 4 \cdot 10^{-10} \frac{ГРН}{КН} = 2,7 \cdot 10^{-14} \text{Ки/л} = \text{Бк/л} \cdot 1000 = \text{Бк/м}^3.$$

За результатами наших досліджень (1978–1983 рр.) КН стронцію-90 та цезію-137 в істивних тканинах дунайських риби становили 42 та 560 од., відповідно. Ці результати були використані для розрахунку КК названих радіонуклідів у воді досліджуваної екосистеми, які представлені в табл. 4.

За результатами цієї таблиці можна стверджувати, що КК стронцію-90 та цезію-137 у воді української ділянки Дунаю перебувають у доволі низьких межах, усього лише сотні бекерелів на кубічний метр (лише одиниці пКи/л). За період досліджень 1978–1983 рр. концентрація стронцію-90 у воді української частини Дунаю становила в середньому 11, а цезію — 137–3,10 Бк/м<sup>3</sup>, що, відповідно, в 10 та 140 раз нижче значень орієнтованих КК, розрахованих нами. В 1988 р., за 2 роки після аварії на Чорнобильській АЕС, концентрація стронцію-90 та цезію-137 у воді досліджуваної ділянки Дунаю збільшилася і становила в середньому 47 Бк/м<sup>3</sup> (1,1·10<sup>-12</sup> Ки/л) та 61 Бк/м<sup>3</sup> (1,3·10<sup>-12</sup> Ки/л) [4, 5, 10], що всього лише в 3 і 6 разів нижче значень КК (табл. 5).

Таблиця 4. Контрольні концентрації стронцію-90 та цезію-137 у воді української ділянки Дунаю

Радіонуклід	ГРН, мКи/рік	КН	Контрольні концентрації	
			Бк/м <sup>3</sup>	Ки/л
Стронцій-90	0,32	42	114,54	3,0·10 <sup>-12</sup>
Цезій-137	12,00	560	328,36	8,6·10 <sup>-12</sup>

Таблиця 5. Доза внутрішнього опромінення людини, яка використовує в їжу рибу та воду з української ділянки Дунаю, мбер/рік

Об'єкт досліджень	1979–1983 рр.			1988 р.		
	стронцій-90	цезій-137	Σ	стронцій-90	цезій-137	Σ
Вода	0,0218	0,0024	0,0242	0,0832	0,036	0,1182
Риба	0,0342	0,0441	0,0783	0,063	0,22	0,283
Σ	0,0560	0,0465	0,1025	0,1462	0,256	0,4012

Отримані в наших дослідженнях у 1978–1983 рр. результати вмісту стронцію-90 та цезію-137 у воді, донних відкладах та гідробіонтах, у тому числі і промислових, дають змогу провести розрахунки індивідуальних доз внутрішнього опромінення критичних груп населення, які вживають воду та рибу з Дунаю, за рахунок досліджуваних довгоживучих радіонуклідів.

Результати розрахунків засвідчують, що більш високий вклад у формування дози опромінення людей за рахунок стронцію-90 та цезію-137, які живуть у районі української ділянки Дунаю, вносить рибний харчовий ланцюжок. У результаті аварії на АЕС радіоекологічна ситуація в цьому районі дещо погіршилася. Зокрема доза внутрішнього опромінення людини, що споживає воду й рибу з цієї водної системи, підвищилася в 4 рази порівняно з доаварійним періодом.

Вище наведено гігієнічний принцип нормування КК радіонуклідів у воді відкритих водойм. Сучасні вимоги до охорони природних вод від забруднення радіоактивними речовинами при викидах та зливах стоків ставлять мету забезпечити безпеку як власне людини, так і самих гідробіонтів. Останнє досягається забезпеченням не перебільшення встановленим за екологічними показниками доз допустимого опромінення риб, особливо їх кровотворної, сечовидільної та відтворювальної систем, як найбільш радіочутливої ланки біоценозу водойми. Ці вимоги і параметри допустимих доз опромінення нирок та гонад риб детально викладені в роботі І.А. Шеханової [14]. Зазначимо лише, що цим автором встановлена межа не вражаючої риб дози опромінення близько 4–5 рад/рік, а це становить приблизно 0,01 рад/добу. При цьому показано, що основна доза зовнішнього опромінення у риб формується за рахунок опромінення від радіоактивних донних відкладів та водоростей.

Доволі значним є також внутрішнє опромінення критичних органів риб за рахунок радіонуклідів, які накопичуються в м'яких тканинах та скелетних формуваннях, а також тих, що містяться у шлунково-кишковому тракті риб. Оскільки більша частина радіонуклідів, які надійшли у водойми, концентрується переважно у

верхньому шарі (10 см) донних відкладів, то їх забруднення призводить до підвищеного опромінення бентосних форм водних організмів. При цьому доза опромінення гідробіонтів лінійно залежить від часу перебування у місцях забруднення та швидкості природної дезактивації. Тому найбільш небезпечними в радіоекологічному аспекті є місця інтенсивного радіоактивного забруднення і, передусім, відносно довгоживучими радіонуклідами — стронцієм-90 та цезієм-137.

Результат розрахунків потужності доз опромінення риб та бентосних гідробіонтів української ділянки Дунаю, наведено в табл. 6. Отримані результати засвідчують, що потужність дози опромінення бентосних організмів та риб за рахунок вищевказаних радіонуклідів за період досліджень 1979–1983 рр. становить величини від 0,08 до 0,3 мрад/рік [12, 15, 16]. Внаслідок Чорнобильської аварії дози опромінення гідробіонтів підвищилися для риб у 3,6 раза, річкових раків — в 4,6 та для моллюсків — у 5 разів. Числові значення зросли і змінювалися в межах від 0,5 до 1,6 мрад/рік. Д.І. Гусев та інші [1] показали, що доза опромінення риби української ділянки Дунаю в 1976–1980 рр. за рахунок природного радіонукліда радію-226 та штучних — стронцію-90 та цезію-137 становить 51 мбер/рік. Якщо прийняти за 100% дозу опромінення риби, яка формується цими радіонуклідами, то вклад стронцію-90 та цезію-137 в 1979 р. становив 0,5% [1].

Згідно з нашими дослідженнями у цей самий період вклад у цю дозу стронцію-90 та цезію-137 становив від 0,16 до 0,42%. Після Чорнобиля їх вклад у цю дозу зріс і становив в 1988 р. 0,95–1,60%. Якщо оцінювати отримані значення дозових навантажень, що формуються стронцієм-90 та цезієм-137, у період до і після аварії на ЧАЕС з позицій принципу зональності прояву дії різних потужностей дози іонізуючого опромінення, запропонованого академіком НАН України Г.Г. Полікарповим [9], то вищенаведені дози опромінення гідробіонтів належать до зони фізіологічного маскування, яка зумовлює фізіологічний відгук порівнюваний з природними флуктуаціями.

Найвищі концентрації  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у воді за період досліджень 1967–1990 рр.

Таблиця 6. Потужність дози опромінення гідробіонтів Кілійської дельти та прилеглих до неї руслових ділянок Дунаю в межах України

Гідробіонти	стронцій-90		цезій-137		Σ	
	мрад/добу	мГр/добу	мрад/добу	мГр/добу	мрад/добу	мГр/добу
<b>1979–1983</b>						
Риби	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$5,6 \cdot 10^{-5}$	$5,6 \cdot 10^{-7}$	$2,26 \cdot 10^{-4}$	$2,26 \cdot 10^{-6}$
	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$4,8 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$5,9 \cdot 10^{-6}$
Річкові раки	$2,74 \cdot 10^{-4}$	$2,74 \cdot 10^{-6}$	$7,33 \cdot 10^{-5}$	$7,33 \cdot 10^{-6}$	$3,47 \cdot 10^{-4}$	$3,47 \cdot 10^{-6}$
	$7,7 \cdot 10^{-4}$	$7,7 \cdot 10^{-6}$	$1,33 \cdot 10^{-4}$	$1,33 \cdot 10^{-6}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$9,0 \cdot 10^{-6}$
Молюски	$2,22 \cdot 10^{-4}$	$2,22 \cdot 10^{-6}$	$1,47 \cdot 10^{-4}$	$1,47 \cdot 10^{-6}$	$3,69 \cdot 10^{-4}$	$3,69 \cdot 10^{-6}$
	$6,25 \cdot 10^{-4}$	$6,25 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$8,85 \cdot 10^{-4}$	$8,85 \cdot 10^{-6}$
<b>1988 р.</b>						
Риби	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$7,4 \cdot 10^{-4}$	$7,4 \cdot 10^{-6}$	$1,34 \cdot 10^{-3}$	$1,34 \cdot 10^{-5}$
	$9,3 \cdot 10^{-4}$	$9,3 \cdot 10^{-6}$	$1,24 \cdot 10^{-3}$	$1,24 \cdot 10^{-5}$	$2,17 \cdot 10^{-3}$	$2,17 \cdot 10^{-5}$
Річкові раки	$9,62 \cdot 10^{-4}$	$9,62 \cdot 10^{-6}$	$1,62 \cdot 10^{-3}$	$1,62 \cdot 10^{-5}$	$2,58 \cdot 10^{-3}$	$2,58 \cdot 10^{-5}$
	$1,49 \cdot 10^{-3}$	$1,49 \cdot 10^{-5}$	$2,72 \cdot 10^{-3}$	$2,72 \cdot 10^{-5}$	$4,21 \cdot 10^{-3}$	$4,21 \cdot 10^{-5}$
Молюски	$7,82 \cdot 10^{-4}$	$7,82 \cdot 10^{-6}$	$1,87 \cdot 10^{-3}$	$1,87 \cdot 10^{-5}$	$2,65 \cdot 10^{-3}$	$2,65 \cdot 10^{-5}$
	$1,21 \cdot 10^{-3}$	$1,21 \cdot 10^{-5}$	$3,15 \cdot 10^{-3}$	$3,15 \cdot 10^{-5}$	$4,36 \cdot 10^{-3}$	$4,36 \cdot 10^{-5}$

Примітка. В чисельнику наведені мінімальні значення, у знаменнику — максимальні величини.

[1, 4, 5, 8–10, 12, 15, 18] фіксували в 1989–1990 рр. і становили понад 30 Бк/м<sup>3</sup> і більше 230 Бк/м<sup>3</sup>, відповідно.

У 2002 р. радіоекологічні дослідження на українській ділянці Дунаю проводили в м. Ізмаїлі (Дунайська гідрометеообсерваторія) [18]. Тоді вміст <sup>90</sup>Sr у воді української ділянки Дунаю фіксувався на рівні 12 Бк/м<sup>3</sup> — 76 Бк/м<sup>3</sup>, при середньорічних значеннях 28 Бк/м<sup>3</sup>. Протягом останніх 10 років (1993–2002 рр.), середньорічні концентрації <sup>90</sup>Sr практично не змінювалися [18]. На підтвердження останнього свідчать також і концентрації <sup>90</sup>Sr, які досліджували на межі ХХ–ХХІ ст., які, знову ж таки, мало змінювалися [18].

Концентрацію <sup>137</sup>Cs у 2002 р. фіксували в діапазоні величин від 0,54 до 6,90 Бк/м<sup>3</sup> при середньорічній величині 1,75 Бк/м<sup>3</sup> [18]. До речі, за ствердженням (Коваленко, 2004), в 2000 р. середньорічна концентрація <sup>137</sup>Cs фіксувалася на рівні 1,38 Бк/м<sup>3</sup> [18], що свідчить про повернення до доаварійних значень.

### ВИСНОВКИ

Проведеними дослідженнями встановлено, що контрольні рівні стронцію-90

та цезію-137 у воді української ділянки Дунаю перебувають у доволі низьких межах. У 1978–1983 рр. концентрації стронцію-90 та цезію-137 у воді досліджуваної ділянки були в 10 та 140 разів нижчими від значень розрахованих нами КК, відповідно, а в 1988 р. всього лише в 3 і 6 разів. Результати наших розрахунків свідчать, що більший вклад у формування дози опромінення людей за рахунок стронцію-90 та цезію-137, які живуть у районі української ділянки Дунаю, вносить рибний харчовий ланцюжок. Унаслідок Чорнобильської аварії радіологічна ситуація в цьому районі погіршилася, а доза внутрішнього опромінення людини підвищилася у 4 рази порівняно з доаварійним періодом. У післяаварійний період потужність дози опромінення гідробіонтів підвищилася для риб у 3,6 раза, річкових раків — у 4,6 та для молюсків — у 5 разів.

На межі ХХ–ХХІ ст. середньорічні концентрації <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr у воді фіксували на рівні, що свідчить про повернення до доаварійних значень. Останнє підтверджує правильність та актуальність проведених розрахунків.

**ЛІТЕРАТУРА**

1. Гусев Д.И., Гедеонов Л.И., Иванова Л.М. и др. Гигиеническая и радиоэкологическая оценки радиоактивности советской части р. Дунай по исследованиям 1976–1980 гг. // Обеспечение радиационной безопасности при эксплуатации АЭС: Сб. докл. научно-техн. конф. СЭВ, г. Вильнюс, май 1982 г. — М.: Энергоатомиздат, 1984. — Кн. 4. — С. 144–154.
2. Катков А.Е. Введение в региональную радиоэкологию моря. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 160 с.
3. Керекеш Д. и др. Оценка индивидуальных и коллективных доз облучения населения за счет радиоактивного загрязнения р. Дунай // ОРБ № 14. — М.: СЭВ, 1982. — 60 с.
4. Кленус В.Г., Кузьменко М.И., Насвит О.И. и др. Содержание радионуклидов в экосистеме Дуная // Материалы первой Междунар. компл. экспедиции по изучению Дуная, март 1988 г. — Киев, 1989. — Ч. I. — С. 203–219. Деп. в ВИНТИ 09.01.1989, № 209 — В89.
5. Кузьменко М.И., Кленус В.Г., Насвит О.И. и др. Искусственные радионуклиды в экосистеме р. Дунай // Водные ресурсы. — 1990. — № 4. — С. 58–63.
6. Нормы радиационной безопасности НРБ — 76/87 и Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП — 72/87. — М.: Энергоатомиздат, 1988. — 160 с.
7. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. — М.: Атомиздат, 1964. — 260 с.
8. Поликарпов Г.Г., Рисик Н.С., Зесенко А.Я. и др. Радиохемозология Черного моря / Под ред. Г.Г. Поликарпова и Н.С. Рисика. — К.: Наукова думка, 1977. — 232 с.
9. Поликарпов Г.Г. Развитие радиоэкологических исследований на морских и пресноводных водоемах СССР // Гидробиологический журнал. — 1987. — 23, № 6. — С. 29–30.
10. Поликарпов Г.Г., Кулебакина Л.Г. Результаты многолетнего радиоэкологического исследования в устье Дуная и прилегающей части Черного моря // Доповіді АН УРСР. Серія Б.: Геол., хім. та біол. науки. — 1990, № 3. — С. 65–68.
11. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных электростанций СПАЭС — 79. — М.: Атомиздат, 1981. — 40 с.
12. Сытник Ю.М. Накопление стронция-90 и цезия-137 в компонентах экосистемы Килийской дельты Дуная: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. — К., 1992. — 19 с.
13. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение изотопов по основным компонентам пресноводных водоемов // Тр. Ин-та биологии УФ АН СССР.— Свердловск, 1963. — Т. 30. — 78 с.
14. Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. — М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1983. — 208 с.
15. Сытник Ю.М. Радиоэкологическое изучение украинского участка Дуная // Развитие гидробиологических исследований в Украине: Сб. научных работ. — К.: Наукова думка, 1993. — С. 199–206.
16. Сытник Ю.М., Дробот П.И. Дозы облучения гидробионтов украинского участка Дуная до и после аварии на Чернобыльской АЭС // Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ: Материалы междунар. науч. конф., 6–8 сентября 1995 г., г. Киев. — К., 1995. — С. 159–160.
17. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. — Київ: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. — 121 с.
18. Коваленко Г.Д. Радиоэкологическое состояние поверхностных вод // Материалы наук.-практ. конф. II Міжнар. Водного Форуму “АКВА Україна — 2004”. 21–23 вересня 2004 р. — К.: СПД Коляда О.П., 2004. — С. 60–67.

**КОНЦЕНТРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ И ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ ГИДРОБИОНТОВ,  
А ТАКЖЕ ЛЮДЕЙ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ,  
ДО И ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС**

*Ю.М. Сытник, П.И. Дробот, С.И. Курганский*

Показано практическое использование радиоэкологических показателей — коэффициентов накопления долгоживущих радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в рыбах, речных раках и моллюсках для расчетов контрольных концентраций радионуклидов в воде Килийской дельты Дуная, а также доз облучения рыбы, других гидробионтов и человека.

**CONCENTRATION OF RADIONUCLIDES AND DOSES OF RAY OF HYDROBIONTS  
AND MAN OF KILIYA DELTA OF DANUBE RIVER  
TO AND AFTER CHERNOBIL ACCIDENT**

*Yu. Sytnik, P. Drobot, S. Kurgansky*

Practical use of coefficient of concentrations of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in fish and other hydrobionts for calculation of control concentrations of this radionuclides in water of Kiliya delta of Danube river and doses of ray of fish, other hydrobionts and man are show in this article.