

УДК 546.32:577.34:597.08

В. В. Беляев<sup>1</sup>, Е. Н. Волкова<sup>1</sup>, В. В. Скиба<sup>2</sup>

**ОПРЕДЕЛЕНИЕ СКОРОСТИ ПОСТУПЛЕНИЯ <sup>90</sup>Sr И <sup>137</sup>Cs В ОРГАНИЗМ ПРЭСНОВОДНЫХ РЫБ**

Определены уровни содержания радионуклидов у рыб рыбохозяйственных прудов лесостепной зоны, расположенных в Таращанском районе Киевской области. Рассчитана скорость поступления <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в организм 7 видов пресноводных рыб.

***Ключевые слова:** пресноводные рыбы, <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, скорость поступления радионуклидов.*

Использование атомной энергии в мирных и военных целях приводит к радионуклидному загрязнению окружающей среды. Водные экосистемы являются конечным звеном миграции радионуклидов [7, 11] и, с одной стороны, выполняют функции транзита поллютанта, с другой — аккумулятора. Поэтому считается, что радионуклиды, поступающие в организм человека с водой и рыбой, играют существенную роль в формировании дозовых нагрузок на население [9]. В условиях прогрессирующего радионуклидного загрязнения континентальных водоемов важной задачей радиоэкологических исследований является математическое моделирование уровня накопления радиоактивных изотопов промысловыми рыбами. Известны простейшие модели, которые базируются на коэффициентах накопления [13], иногда с учетом концентрации неизотопного носителя [5, 15, 16]. Более сложные динамические модели [1, 2, 4—6] обладают большей точностью, особенно в состояниях, далеких от равновесия. При динамическом моделировании накопления радионуклидов рыбами принято использовать такие параметры, как скорость (поток) поступления и скорость выведения радионуклидов из организма. Скорость выведения радионуклидов из организма рыб изучали в многочисленных экспериментальных исследованиях [1, 2, 8, 12, 18]. Определить экспериментально скорость поступления радионуклидов в организм рыб достаточно сложно с методической точки зрения, поэтому работы в этом направлении практически не проводились. Обычно данный параметр вычисляется при верификации модели для конкретного водоема [3, 5], поэтому его применение ограничено. Целью работы было определение инвариантной величины скорости поступления <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs в организм рыб.

**Материал и методика исследований.** При описании динамики используют однокамерные [3, 5] и многокамерные модели содержания радионукли-

дов в организме рыб [1, 4, 12]. Считается, что скорость выведения радионуклида из камер разная. Понятие доли (фонда) радионуклида, которая аккумулируется в камере, тождественно понятию вклада компонент выведения. При изучении скорости выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма рыб было зафиксировано до трех компонент выведения [1, 2, 12]. Медленной компоненте выведения  $^{90}\text{Sr}$  из организма рыб соответствует часть радионуклида, сосредоточенная в костной ткани,  $^{137}\text{Cs}$  — в мышцах.

В общем случае изменение содержания радионуклида в организме описывается следующим выражением:

$$dA_r/dt = V - \sum A_i A_r p_i, \quad i = 1, n,$$

где  $A_r$  — содержание радионуклида в организме, Бк;  $V$  — поток (скорость поступления) радионуклида в организм в единицу времени, Бк/сут;  $A_i$  — парциальный вклад компонент выведения;  $p_i$  — эффективная скорость выведения парциальных компонент, сут $^{-1}$ , которая связана с периодом полувыведения следующим соотношением:  $p_i = \ln 2/T_i$ ,  $T_i$  — парциальный период полувыведения;  $n$  — количество компонент.

Учитывая, что  $A_r = A_f m$  ( $A_f$  — удельная активность, Бк/кг;  $m$  — масса, кг), получаем следующее выражение:

$$d(A_f m)/dt = V - \sum A_i A_f m p_i, \quad i = 1, n.$$

После деления на массу получаем:

$$dA_f/dt + A_f d \ln(m)/dt = V_1 - \sum A_i A_f p_i, \quad i = 1, n, \quad (1)$$

где  $V_1$  — удельное поступление радионуклида в организм.

Решением уравнения (1) относительно  $V_1$  будет следующее выражение:

$$V_1 = dA_f/dt + A_f d \ln(m)/dt + \sum A_i A_f p_i = dA_f/dt + A_f (d \ln(m)/dt + \sum A_i p_i). \quad (2)$$

Фактический материал был получен в 2005—2007 гг. при радиозэкологическом обследовании прудов полносистемного рыбопроизводного хозяйства ЗАО «Таращаплемсельрыбхоз» [10, 14], размещенных в зоне гарантированного добровольного отселения (III зона) на территории Таращанского р-на Киевской обл. Пруды построены в русле и пойме р. Котлуй — правого притока р. Роси. Вылов рыб осуществлялся при спуске воды с 5 октября по 15 ноября. Наполнение прудов происходило до 5 мая.

Объектами исследований были: двухлетки и трехлетки карпа — *Cyprinus carpio* L., карася серебряного — *Carassius auratus gibelio* (Bloch), толстолобика белого — *Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, толстолобика пестрого — *Aristichthys nobilis* Richardson, амура белого — *Ctenopharyngodon idella*

Valenciennes, окуня речного — *Perca fluviatilis fluviatilis* L., сеголетки и двухлетки щуки — *Esox lucius* L.

Содержание радионуклидов определяли на кафедре безопасности жизнедеятельности Белоцерковского национального аграрного университета:  $^{137}\text{Cs}$  — на сцинтилляционном гамма-спектрометре комплекса «Гамма-плюс»,  $^{90}\text{Sr}$  — после концентрирования на оксалатах на сцинтилляционном бета-спектрометре комплекса «Гамма-плюс» [14]. С целью уменьшения неопределенности расчеты проводились для видов рыб, отловленных в одном пруду. При расчетах потока радионуклидов использовали относительные величины, что позволяет не учитывать ошибки калибровки приборов. Результаты измерений представлены в виде среднего значения  $\pm$  доверительный интервал, результаты расчетов — значение  $\pm$  ошибка.

### **Результаты исследований и их обсуждение**

Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в организме рыб была зафиксирована на уровне 1,5—10 Бк/кг (табл. 1), при этом удельное содержание  $^{90}\text{Sr}$  у трехлеток рыб исследованных видов было выше, чем у двухлеток. Наименьший уровень  $^{90}\text{Sr}$  наблюдали в организме окуня, максимальный — у карпа. В организме карася серебряного содержание радионуклида было на 10—15% ниже, чем у карпа. Удельное содержание  $^{90}\text{Sr}$  в организме белого, пестрого толстолобиков и белого амура было в 1,5 раза, у окуня — в 3 раза меньше, чем в организме карпа (см. табл. 1).

Необходимо отметить, что с увеличением концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде прудов увеличивалось удельное содержание этого радионуклида в организме рыб, при этом наблюдалась значительная вариация коэффициента накопления. Так, для трехлеток карпа величины коэффициента накопления  $^{90}\text{Sr}$  составляли в пруду № 6 —  $2100 \pm 470$ , № 4 —  $1300 \pm 850$ , № 1 —  $1100 \pm 660$ .

Наименьший средний уровень содержания  $^{137}\text{Cs}$  наблюдался в организме карася серебряного, наиболее высокий — в организме ихтиофагов старших возрастов. Среди мирных рыб наивысший уровень удельного содержания радионуклида отмечен у пестрого толстолобика (см. табл. 1).

Увеличение содержания радионуклидов у рыб удобно характеризовать коэффициентом годового возрастания удельной активности ( $R$ ), который равен отношению удельных активностей радионуклидов в организме одних и тех же видов рыб с возрастом (в годах):  $n$  и  $n - 1$ . Максимальное значение  $R$   $^{90}\text{Sr}$  было зарегистрировано у карпа, а минимальное — у щуки (табл. 2). Максимальное увеличение содержания  $^{137}\text{Cs}$  за год отмечено у карася серебряного и щуки (1,6—1,8 раза), для других исследованных видов рыб такое увеличение в среднем составляло 1,3 раза (табл. 3).

Увеличение удельной активности радионуклидов в организме прудовых рыб со временем согласуется с решением уравнения (1) с начальными условиями ( $A(0) = 0$ ,  $V_1 = \text{const}$ ), которое для случая  $dA_f/dt \gg A_f d \ln(m)/dt$  имеет вид:

1. Удельная активность радионуклидов в организме рыб, Бк/кг ( $n = 5$ )

Виды рыб	Возраст рыб	Пруа № 6		Пруа № 4		Пруа № 1	
		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Карп	1+	4,52 ± 0,23	1,31 ± 0,06	5,04 ± 0,35	1,65 ± 0,15	5,95 ± 0,23	2,04 ± 0,24
	2+	6,91 ± 0,35	1,74 ± 0,1	7,67 ± 0,61	2,2 ± 0,25	8,6 ± 0,52	2,76 ± 0,19
Толстолобик белый	1+	2,72 ± 0,18	1,82 ± 0,19	3,07 ± 0,15	2,34 ± 0,21	3,66 ± 0,26	2,89 ± 0,23
	2+	3,86 ± 0,19	2,13 ± 0,11	4,48 ± 0,36	2,9 ± 0,17	5,23 ± 0,58	3,58 ± 0,25
Толстолобик пестрый	1+	3,65 ± 0,19	2,02 ± 0,09	4,14 ± 0,2	2,71 ± 0,22	4,8 ± 0,4	3,19 ± 0,22
	2+	4,95 ± 0,54	2,62 ± 0,23	5,41 ± 0,51	3,33 ± 0,44	6,41 ± 0,51	4,12 ± 0,34
Белый амур	1+	3,34 ± 0,2	1,88 ± 0,16	3,69 ± 0,25	2,33 ± 0,17	4,36 ± 0,37	2,88 ± 0,21
	2+	4,89 ± 0,33	2,41 ± 0,16	5,09 ± 0,43	2,83 ± 0,21	6,01 ± 0,29	3,49 ± 0,34
Карась серебряный	1+	4,36 ± 0,34	0,87 ± 0,07	4,62 ± 0,26	1,07 ± 0,05	5,57 ± 0,33	1,32 ± 0,11
	2+	6,11 ± 0,35	1,45 ± 0,07	6,61 ± 0,19	1,97 ± 0,16	7,61 ± 0,65	2,43 ± 0,16
Окунь	1+	1,71 ± 0,14	2,29 ± 0,22	1,86 ± 0,09	3,25 ± 0,19	2,21 ± 0,2	4,31 ± 0,25
	2+	2,33 ± 0,21	3,36 ± 0,27	2,8 ± 0,27	4,31 ± 0,47	3,42 ± 0,29	5,35 ± 0,63
Щука	0+	3,04 ± 0,24	1,26 ± 0,1	2,6 ± 0,2	3,45 ± 0,3	3,51 ± 0,39	4,75 ± 0,46
	1+	3,32 ± 0,23	2,97 ± 0,21	3,28 ± 0,22	4,44 ± 0,37	3,87 ± 0,3	5,76 ± 0,48

**2. Коэффициент годового возрастания активности  $^{90}\text{Sr}$  в организме прудовых рыб**

Виды рыб	Пруд № 6	Пруд № 4	Пруд № 1
Карп	1,53 ± 0,13	1,52 ± 0,18	1,45 ± 0,12
Толстолобик белый	1,42 ± 0,13	1,46 ± 0,16	1,43 ± 0,22
Толстолобик пестрый	1,36 ± 0,19	1,31 ± 0,16	1,34 ± 0,18
Белый амур	1,46 ± 0,15	1,38 ± 0,17	1,38 ± 0,15
Карась серебряный	1,40 ± 0,16	1,43 ± 0,10	1,37 ± 0,16
Окунь	1,36 ± 0,19	1,51 ± 0,19	1,55 ± 0,22
Щука	1,09 ± 0,13	1,26 ± 0,15	1,10 ± 0,17

**3. Коэффициент годового возрастания активности  $^{137}\text{Cs}$  в организме прудовых рыб**

Виды рыб	Пруд № 6	Пруд № 4	Пруд № 1
Карп	1,33 ± 0,11	1,33 ± 0,22	1,35 ± 0,21
Толстолобик белый	1,17 ± 0,16	1,24 ± 0,15	1,24 ± 0,15
Толстолобик пестрый	1,30 ± 0,15	1,23 ± 0,22	1,29 ± 0,16
Белый амур	1,28 ± 0,16	1,21 ± 0,15	1,21 ± 0,17
Карась серебряный	1,67 ± 0,18	1,84 ± 0,20	1,84 ± 0,22
Окунь	1,47 ± 0,21	1,33 ± 0,19	1,24 ± 0,19
Щука	2,36 ± 0,29	1,29 ± 0,18	1,21 ± 0,18

$$A_i(t) = \Sigma A_i V_i T_i / \ln 2 [1 - \exp(-t \ln 2 / T_i)], \quad i = 1, 3. \quad (3)$$

Для расчета потока поступления радионуклида в организм рыб подставим в уравнение (2) значения R. Известно, что  $^{90}\text{Sr}$  в организм рыб поступает из водных масс [17],  $^{137}\text{Cs}$  — с кормовыми объектами [15], поэтому для  $^{90}\text{Sr}$  период поступления был выбран равным одному году, для  $^{137}\text{Cs}$  — времени нагула. Принимаем, что время нагула мирных видов продолжается с 5 мая по 25 октября (170 сут), хищных — составляет 365 сут. Фактический средний прирост массы за это время составлял: для карпа — 834 ± 29, белого толстолобика — 593 ± 32, пестрого толстолобика — 619 ± 23, белого амурса — 684 ± 25, карася серебряного — 109 ± 8, окуня — 99 ± 9, щуки — 361 ± 27 г. При этом средняя масса двухлеток (для щуки 0+) равна соответственно 503 ± 14 г, 637 ± 17, 809 ± 14, 762 ± 14, 153 ± 5, 108 ± 6, 344 ± 14 г [10, 14].

Оценка литературных данных [5, 8, 17] показывает, что для  $^{90}\text{Sr}$   $T_3$  составляет около 900 сут и вкладом быстрых компонент выведения можно пренебречь, поэтому принимаем  $A_3 = 1$ . В экспериментальных работах по изучению скорости выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма рыб было получено, что  $A_1 \approx A_2$

#### 4. Удельный поток поступления $^{90}\text{Sr}$ в организм прудовых рыб, $n \cdot 10^{-2}$ Бк/(кг·сут)

Виды рыб	Пруд № 6	Пруд № 4	Пруд № 1
Карп	$2,6 \pm 0,2$	$2,9 \pm 0,3$	$3,2 \pm 0,2$
Толстолобик белый	$1,2 \pm 0,1$	$1,4 \pm 0,2$	$1,6 \pm 0,2$
Толстолобик пестрый	$1,4 \pm 0,2$	$1,5 \pm 0,2$	$1,7 \pm 0,2$
Белый амур	$1,4 \pm 0,1$	$1,5 \pm 0,2$	$1,7 \pm 0,2$
Карась серебряный	$1,7 \pm 0,2$	$1,8 \pm 0,2$	$2,0 \pm 0,3$
Окунь	$0,7 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0,1$
Щука	$0,9 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0,1$	$1,1 \pm 0,2$

$\approx 1/3 A_3$ ;  $T_1 = 1$  сут.,  $T_2 = 10$  сут.,  $T_3 = 100$  сут [1, 2, 12]. Подставляя эти значения в формулу (3), получаем, что на промежутках времени больше 150 сут вкладом быстрых компонент выведения можно пренебречь. Тогда формула (2) приобретает вид:

$$V_1 = dA_f/dt + A_f(d \ln(m)/dt + A_3 p_3), \quad (4)$$

Расчеты показывают, что в организм мирных рыб  $^{90}\text{Sr}$  поступает со скоростью  $0,018 \pm 0,006$ , хищных в два раза медленнее —  $0,009 \pm 0,002$  Бк/(кг·сут) (табл. 4). Удельный поток поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм мирных видов рыб составляет  $0,023 \pm 0,006$ ; хищных —  $0,026 \pm 0,007$  Бк/(кг·сут) (табл. 5).

То, что удельная скорость поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм хищных и мирных рыб достоверно не отличается, а удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  у ихтиофагов, как правило, в 2—3 раза выше, объясняется тем, что исследованные виды мирных рыб питаются только в сезон нагула, а хищные — круглогодично. Следовательно, радионуклид в организм рыб одного типа питания поступает только в период нагула, другого — во все сезоны.

Применение полученных нами величин удельного потока поступления радионуклидов в организм рыб ограничено водоемами со сходным уровнем радионуклидного загрязнения. Для инвариантности применения этого параметра нормируем выражение (4) на удельную активность:

$$V_2 = A_f^{-1} dA_f/dt + d(\ln(m))/dt + A_3 p_3, \quad (5)$$

где  $V_2$  — удельный относительный поток радионуклидов в организм пресноводных рыб.

Удельный относительный поток поступления  $^{90}\text{Sr}$  в организм мирных видов рыб составляет  $0,0036 \pm 0,0005$ ,  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,0099 \pm 0,0011$ ; хищных видов — соответственно  $0,0034 \pm 0,0003$  и  $0,0070 \pm 0,0007$  сут $^{-1}$  (табл. 6, 7).

**5. Удельный поток поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм прудовых рыб,  $n \cdot 10^{-2}$  Бк/(кг·сут)**

Виды рыб	Пруд № 6	Пруд № 4	Пруд № 1
Карп	1,8 ± 0,1	2,2 ± 0,3	2,8 ± 0,3
Толстолобик белый	1,8 ± 0,2	2,4 ± 0,3	3,0 ± 0,3
Толстолобик пестрый	2,1 ± 0,2	2,6 ± 0,4	3,3 ± 0,4
Белый амур	2,0 ± 0,2	2,3 ± 0,3	2,8 ± 0,4
Карась серебряный	1,2 ± 0,1	1,6 ± 0,2	2,0 ± 0,2
Окунь	2,0 ± 0,3	2,5 ± 0,4	3,2 ± 0,5
Щука	1,8 ± 0,2	2,7 ± 0,4	3,5 ± 0,6

**6. Относительный удельный поток поступления  $^{90}\text{Sr}$  в организм прудовых рыб,  $n \cdot 10^{-3}$  сут $^{-1}$**

Виды рыб	Пруд № 6	Пруд № 4	Пруд № 1
Карп	4,6 ± 0,4	4,6 ± 0,5	4,4 ± 0,4
Толстолобик белый	3,5 ± 0,4	3,6 ± 0,5	3,5 ± 0,6
Толстолобик пестрый	3,2 ± 0,5	3,1 ± 0,5	3,1 ± 0,5
Белый амур	3,5 ± 0,4	3,3 ± 0,5	3,3 ± 0,4
Карась серебряный	3,2 ± 0,4	3,2 ± 0,3	3,1 ± 0,5
Окунь	3,4 ± 0,5	3,7 ± 0,5	3,7 ± 0,6
Щука	3,0 ± 0,5	3,4 ± 0,5	3,0 ± 0,6

**7. Относительный удельный поток поступления  $^{137}\text{Cs}$  в организм прудовых рыб,  $n \cdot 10^{-3}$  сут $^{-1}$**

Виды рыб	Пруд № 6	Пруд № 4	Пруд № 1
Карп	11,6 ± 1,0	11,6 ± 1,7	11,7 ± 1,5
Толстолобик белый	8,9 ± 1,2	9,3 ± 1,1	9,3 ± 1,1
Толстолобик пестрый	9,0 ± 1,1	8,7 ± 1,6	9,0 ± 1,2
Белый амур	9,3 ± 1,1	9,0 ± 1,1	8,9 ± 1,3
Карась серебряный	10,3 ± 1,0	10,8 ± 1,2	10,8 ± 1,2
Окунь	7,0 ± 1,2	6,7 ± 1,2	6,5 ± 1,2
Щука	8,3 ± 1,2	6,8 ± 1,2	6,7 ± 1,2

Отсутствие достоверной разницы величин относительного удельного потока радионуклидов в организм рыб в разных прудах подтверждает наше предположение об инвариантности полученной величины.

### Заключение

На примере рыбопродуктивных прудов Киевской области установлено, что, независимо от уровня радионуклидного загрязнения и в условиях равновесного накопления, относительный удельный поток радионуклидов в организм мирных видов рыб составляет:  $^{90}\text{Sr}$  —  $0,0036 \pm 0,0005$ ,  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,0099 \pm 0,0011$ ; хищных видов — соответственно  $0,0034 \pm 0,0003$  и  $0,0070 \pm 0,0007$  сут<sup>-1</sup>.

\*\*

*Визначено рівні вмісту радіонуклідів у риб рибогосподарських ставів лісостепової зони, що розташовані у Таращанському районі Київської області. Розрахована швидкість надходження  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  до організму 7 видів прісноводних риб.*

\*\*

*The levels of contents of radionuclides in fish of fish ponds in forest-steppe which disposed in Taracha region of Kiev area was determined. The rate of arrival  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  into organism of 7 species freshwater fish was calculated.*

\*\*

1. Беляєв В.В. Накопичення та виведення цезію-137 з організму гідробіонтів: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. — К., 2001. — 18 с.
2. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: Автореф. дис. ... докт. біол. наук. — К., 2008. — 34 с.
3. Дзюба Н.Н., Тодосиенко С.В. Валидация математических моделей миграции радиоцезия в экосистеме Киевского водохранилища // Наук. праці УкрНДГМІ. — 2002. — Вип. 250. — С. 298—309.
4. Егоров В.Н. Динамические закономерности радиохемозекологических процессов в морской среде: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. — Киев, 1987. — 33 с.
5. Крышев А.И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. — Обнинск, 2008. — 50 с.
6. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 152 с.
7. Кутлахмедов Ю. А., Поликарпов Г. Г., Кутлахмедова-Вишнякова В. Ю. Применение теории радиоемкости экосистем для экологического нормирования в водных экосистемах // Другий з'їзд гідроекол. т-ва України, Київ, 27—31 жовт. 1997 р.: Тез. доп. — К., 1997. — С. 167.
8. Лебедева Г.Д. Накопление и выведение радиоактивного стронция у пресноводных рыб при разных условиях // Некоторые проблемы гидробиологии: Тр. МОИП, отд. биол. — 1968. — Т. 30. — С. 170—180.
9. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. — М.: Атомиздат, 1976. — 224 с.

10. *Методичні рекомендації щодо ведення рибництва на радіаційно забруднених територіях лісостепової зони.* — Біла Церква: Білоцерк. нац. агр. ун-т, 2009. — 22 с.
11. *Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах Т. 1.* — Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007 — 480 с.
12. *Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии: Заключительный отчет проекта экспериментального сотрудничества.* Чернобыль: Чернобыльтехинформ, 1996. — 195 с.
13. *Національний стандарт України. Система радіоекологічного моніторингу селітебних територій. Технічні умови. ДСТУ 4742:2007.* Видання офіційне. — К.: Держспоживстандарт України, 2008. — 13 с.
14. *Скиба В. В.* Оцінка міграції  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у водних екосистемах рибоводних ставків на радіоактивно забруднених територіях лісостепу: Автореф. дис. ... канд. с-х. наук. — Житомир, 2010. — 21 с.
15. *Флейшман Д. Г.* Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в водных экосистемах. — Л.: Наука, 1982. — 160 с.
16. *Хомутинін Ю.В., Кашпаров В.О., Данилеський С.Є.* Оцінка радіоекологічної безпеки непроточних і напівпроточних водойм на території, забрудненій радіонуклідами внаслідок Чернобыльської катастрофи // Чернобыльський наук. вісник: Бюлетень екологічного стану зони відчуження та безумовного (обов'язкового) відселення. — 2009. — № 3 (34). — С. 11 — 36.
17. *Шеханова И. А.* Радиоэкология рыб. — М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1983. — 208 с.
18. *Kirchmann R., Vandecasteele C.M., Foulquier L. et al.* La radioecologie des grands fleuves: des donnees de sites et de l' experimentation a la modelisation (application a la Meuse et au Rhone) — BLG635, 1992. — 70 p.

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

<sup>2</sup> Белоцерковский национальный аграрный университет

Поступила 20.06.11