

УДК 574::539.1.04:57.539.12.08;615.849

## ЗАГРЯЗНЕНИЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ $^{90}\text{Sr}$ В УКРАИНЕ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

© 2013 г. В. А. Кашпаров<sup>1\*</sup>, С. Е. Левчук, Л. Н. Отрешко, И. М. Малоштан*Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии (УкрНИИСХР) Национального университета биоресурсов и природопользования Украины (НУБиП Украины), Киев, Украина*

На протяжении последних 15 лет на всей территории Украины за пределами зоны отчуждения ЧАЭС не наблюдается случаев превышения допустимых уровней содержания  $^{90}\text{Sr}$  в молоке и овощах. Превышения допустимого уровня содержания  $^{90}\text{Sr}$  регистрируются только в продовольственном зерне. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в зерне, производимом в наиболее критическом регионе Киевской области, примыкающем к зоне отчуждения ЧАЭС, в настоящее время достигает 60–70 Бк/кг, что превышает допустимый уровень для продовольственного зерна – 20 Бк/кг. За счет растворения топливных частиц и выщелачивания радионуклидов доля активности  $^{90}\text{Sr}$  в биологически доступной форме за послеаварийный период уже достигла своего максимума, и на протяжении последних лет наблюдается монотонное уменьшение содержания радиостронция в зерне. Полученные значения коэффициентов накопления и перехода  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в зерно ржи, овса и озимой пшеницы обратно пропорционально зависят от содержания в почве обменного кальция и хорошо согласуются с ранее нами полученными значениями и обобщенными данными МАГАТЭ для минеральных песчаных почв. Известкование кислых почв, а также применение минеральных и органических удобрений позволяет в настоящее время везде в Украине получать продовольственное зерно с уровнями содержания  $^{90}\text{Sr}$ , соответствующими гигиеническим нормативам.

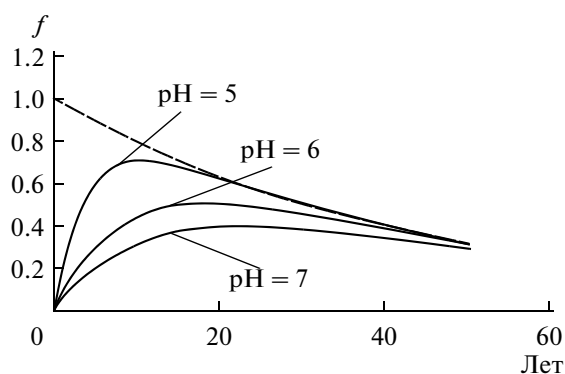
*Радиоэкология,  $^{90}\text{Sr}$ , радионуклиды, Чернобыльская авария, удельная активность, коэффициент перехода, коэффициент накопления, топливные частицы, допустимые уровни.*

DOI: 10.7868/S0869803113060052

Более 90% активности  $^{90}\text{Sr}$  было выброшено в 1986 г. из 4-го блока Чернобыльской атомной станции (ЧАЭС) в особой физико-химической форме – в составе матрицы топливных частиц (ТЧ), что привело к загрязнению, в основном, ближней 30-километровой зоны отчуждения (ЗО) ЧАЭС [1, 2]. Топливные частицы размером от единиц (медианный размер кристаллита около 6 мкм) до десятков микрон (конгломераты кристаллитов) с плотностью около 10 г/см<sup>3</sup> образовались в результате механического разрушения ядерного топлива и его окисления [3]. Матрица ТЧ состоит из оксидов урана разной степени окисления и трансформации из-за высокотемпературного взаимодействия с конструкционными материалами (циркониевые оболочки ТВЭЛов и т.п.) [4]. Топливные частицы были незначительно обеднены  $^{90}\text{Sr}$  (по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$ ), что обусловлено его малой утечкой в конденсационной форме при высокотемпературном отжиге топлива во время аварии [5]. Плотность загрязнения  $^{90}\text{Sr}$

территории быстро уменьшается с удалением от источника выброса (из-за высокой скорости осаждения ТЧ) и на границе 30-километровой зоны отчуждения не превышает 100 кБк/м<sup>2</sup> [2]. В результате растворения топливных частиц радионуклиды переходят в почвенный раствор и включаются в процессы миграции. Этим обусловлено принципиально иное поведение “чернобыльского”  $^{90}\text{Sr}$  в окружающей среде по сравнению с водорастворимыми формами его радиоактивных выпадений после Кыштымской аварии, глобальных выпадений после испытаний ядерного оружия или применения в качестве боевых радиоактивных растворов на Семипалатинском полигоне в Казахстане [6]. На топливных следах чернобыльских радиоактивных выпадений со временем наблюдается увеличение вертикальной и горизонтальной миграции  $^{90}\text{Sr}$  в почве и грунтовых водах [7–10], а также загрязнения им растительности [4, 11, 12]. Скорость растворения ТЧ в почве зависит от степени окисления и трансформации матрицы самих частиц, присутствия кислорода, а также кислотности почвенного раствора [7, 13]. За пределами 30-километровой зоны отчуждения ЧАЭС незначительная часть активно-

\* Адресат для корреспонденции: Украина, 08162, Киевская обл., Киево-Святошинский р-н, пгт. Чабаны, ул. Машиностроителей, 7, УкрНИИСХР; тел.: (380 44) 526-12-46; факс: (380 44) 526-07-90; e-mail: vak@uiar.kiev.ua.



**Рис. 1.** Относительная динамика корневого загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  растительности ( $f$ ) после аварии на конденсационных (пунктирная линия) и топливных (сплошная линия) следах радиоактивных выпадений с низкой скоростью вертикальной миграции радионуклидов из пахотного слоя почвы в зависимости от кислотности водной вытяжки почв.

сти  $^{90}\text{Sr}$  приходилась на химически сверхустойчивые U-Zr-O частицы [4]. Более 10 лет назад период полураспада ТЧ с матрицей из оксидов урана на южном следе чернобыльских радиоактивных выпадений оценивался в 1–14 лет при изменении pH почвенного раствора от 4 до 7.5 [4].

В целом, благодаря природным процессам (радиоактивному распаду, необратимой фиксации минеральной частью почвы и т.д.) и применению контрмер за послеаварийные годы радиоактивное загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственной продукции уменьшилось в десятки и сотни раз. Считалось, что через 15–25 лет после аварии на нейтральных почвах (pH почвенного раствора около 6.5–7.5) будет достигнут максимальный уровень загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  растительности, и в дальнейшем, за счет радиоактивного распада и вертикальной миграции из корнеобитаемого слоя растений, содержание  $^{90}\text{Sr}$  в сельскохозяйственной продукции будет монотонно уменьшаться (рис. 1) [4, 11, 12].

К сожалению, на протяжении последних 5 лет в Украине не проводятся агрохимические контрмеры (известкование кислых почв и внесение повышенных доз минеральных удобрений), направленные на уменьшение содержания радионуклидов в продукции [14, 15]. Кроме того, в отличие от контроля содержания  $^{137}\text{Cs}$ , из-за низких уровней загрязнения в первые годы после аварии, длительности, трудоемкости и относительно высокой стоимости, в Украине на протяжении последнего десятилетия практически не ведется радиационный контроль содержания  $^{90}\text{Sr}$  в сельскохозяйственной продукции.

В 1997 г. в Украине были введены неаварийные допустимые уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в продуктах питания и питьевой воде (ДУ-97), которые были расширены перечнем продуктов питания в

2006 г. (ДУ-2006) [16]. Согласно этим нормативам, допустимая удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  (без вклада  $^{137}\text{Cs}$ ) в хлебе и хлебопродуктах составила 5 Бк/кг, а в продовольственном зерне (норматив был введен в ДУ-2006), молоке, мясе и овощах – 20 Бк/кг.

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в организме человека можно прижизненно контролировать с использованием инструментальных методов, в то время как измерить содержание  $^{90}\text{Sr}$  в теле человека крайне сложно. Поэтому единственным приемлемым методом контроля поступления  $^{90}\text{Sr}$  в организм человека является предупреждающий контроль содержания этого радионуклида в продуктах питания.

В связи с этим после утверждения ДУ-97 в 1997–1999 гг. нами были проведены исследования загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  сельскохозяйственных угодий и продукции в наиболее критических районах Киевской, Черниговской и Житомирской областей, примыкающих к Зоне отчуждения [17]. Измерения содержания  $^{90}\text{Sr}$  проводились как в личных подсобных хозяйствах (ЛПХ), так и в общественном секторе (колхозах и совхозах) по цепям “почва–корма–молоко”, “почва–овощи” и “почва–зерно”. Загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  молока не превышало 10 Бк/л, а медианные значения (2.4 Бк/л,  $n = 119$ ) были значительно ниже уровней, регламентируемых ДУ-97 (20 Бк/л), что гарантирует не превышение загрязнения мяса КРС выше установленных гигиенических нормативов. Медианные значения загрязнения молока в общественном секторе были в 2 раза ниже по сравнению с ЛПХ. Загрязнение овощей  $^{90}\text{Sr}$  также было значительно ниже допустимого уровня в 20 Бк/кг и, в частности, для картофеля составляло 1–2 Бк/кг ( $n = 64$ ), что связано с использованием под эти культуры наиболее плодородных земель. Для молока и овощей на всей территории за пределами зоны отчуждения ЧАЭС не наблюдалось случаев превышения допустимых уровней содержания  $^{90}\text{Sr}$  в продуктах питания (ДУ-97).

Исследования проводились за пределами зоны отчуждения и обязательного (безусловного) отселения в наиболее критических, с точки зрения миграционной подвижности  $^{90}\text{Sr}$ , регионах. Эти территории характеризуются наибольшими плотностями загрязнения  $^{90}\text{Sr}$ , а их почвенный покров представлен в основном дерново-подзолистыми песчаными и супесчаными почвами с максимальными коэффициентами корневого перехода этого радионуклида в растительность. Исходя из этого, был сделан вывод о необходимости продолжения проведения мониторинговых работ и нецелесообразности постоянного контроля в Украине загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  молока, мяса и овощей.

Медианные значения коэффициентов перехода ( $K_{\text{П}}$ , (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>))  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в зерно бо-

лее чем в 10 раз превышали  $K_{\text{п}} \text{ }^{137}\text{Cs}$ . Для зерна озимой ржи, пшеницы и овса наблюдалась обратно пропорциональная зависимость  $K_{\text{п}} \text{ }^{90}\text{Sr}$  от содержания в почве обменного кальция ( $[\text{Ca}]$ , мг · экв/100 г почвы) (рис. 2) [11, 17]:

$$K_{\text{п}} = 3.9 \cdot [\text{Ca}]^{-1}. \quad (1)$$

Загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  зерна озимой ржи, пшеницы и овса изменялось в пределах 2–34 Бк/кг (в половине случаев превышало 10 Бк/кг,  $n = 93$ ), что не гарантировало производства из него хлебопродуктов с содержанием  $^{90}\text{Sr}$  ниже допустимого уровня ДУ-97 (5 Бк/кг). Превышение допустимого уровня содержания  $^{90}\text{Sr}$  (с учетом содержания  $^{137}\text{Cs}$ ) в продовольственном зерне (ДУ-2006) в 1997–1999 гг. наблюдалось на полях около населенных пунктов Иванковского района Киевской области: Зорин, Дитятки, Приборск, Губин, Ораное, Хочева, Писки и Степановка (табл.1) [17]. В 2009 г. с тех же полей, на которых выращивались зерновые культуры, на момент уборки урожая были отобраны пробы зерна для измерения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  [14]. Как и прогнозировалось нами более 10 лет назад [4, 11, 12], за счет раство-

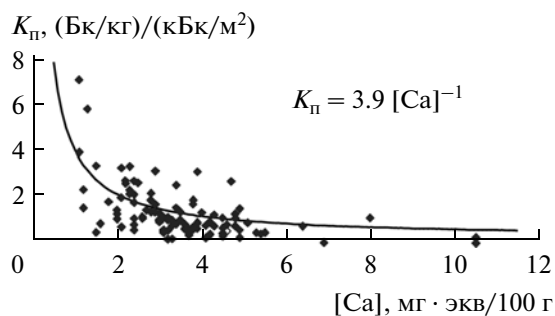


Рис. 2. Зависимость  $K_{\text{п}} \text{ }^{90}\text{Sr}$  зерна озимой ржи, пшеницы и овса в 1997–1999 гг. от содержания в почве обменного кальция ( $[\text{Ca}]$ ).

рения в почве топливных частиц происходило увеличение активности  $^{90}\text{Sr}$  в доступной для растений форме, что привело к росту в 2009 г. на большинстве полей удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в зерне по сравнению с 1997–1999 гг. (табл. 1) [14, 17].

Полученные данные подтверждают тот факт, что с точки зрения загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  сельскохозяй-

Таблица 1. Удельная активность радионуклидов в 20-сантиметровом пахотном слое почвы и зерне в 1997–1999 гг. и 2009 г.

Населенный пункт	Удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг		Культура (№ точки пробоотбора)	Удельная активность радионуклидов в зерне, Бк/кг*		
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$		1997–1999 гг.		2009 г.
				$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{90}\text{Sr}$
С. Зорин	200 ± 50	30 ± 15	рожь (1)	9 ± 4	<b>21 ± 5</b>	<b>30 ± 2.4</b>
			пшеница (2)	–	–	<b>41 ± 3</b>
С. Горностайполь	250 ± 50	25 ± 15	рожь (3)	8 ± 4	12 ± 4	9 ± 2
			пшеница (4)	–	–	14 ± 3
С. Дитятки	450 ± 40	30 ± 10	рожь (6)	5 ± 3	<b>27 ± 3</b>	<b>70 ± 5</b>
			овес (7)	–	–	<b>60 ± 4</b>
С. Приборск	200 ± 60	40 ± 10	рожь (9)	<b>6 ± 2</b>	<b>20 ± 4</b>	<b>40 ± 5</b>
			пшеница (10)	8 ± 2	2 ± 1	–
С. Страхолесье	210 ± 20	40 ± 5	рожь	4 ± 1	15 ± 2	<b>22 ± 3</b>
С. Медвин	140 ± 30	24 ± 5	рожь	5 ± 3	12 ± 2	–
С. Губин	230 ± 30	25 ± 5	рожь	7 ± 2	15 ± 3	–
			пшеница	<b>5 ± 3</b>	<b>17 ± 2</b>	–
С. Ораное	650 ± 80	60 ± 7	рожь	<b>30 ± 5</b>	<b>17 ± 4</b>	–
С. Хочева	210 ± 30	10 ± 2	рожь	<b>16 ± 4</b>	<b>20 ± 2</b>	–
С. Писки	380 ± 50	30 ± 3	рожь	<2	<b>24 ± 5</b>	–
С. Степановка	270 ± 40	40 ± 4	рожь	<b>40 ± 10</b>	<b>16 ± 3</b>	–

\* Жирным выделены случаи превышения допустимых уровней (ДУ-2006) содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (с учетом  $^{137}\text{Cs}$ ) в продовольственном зерне.

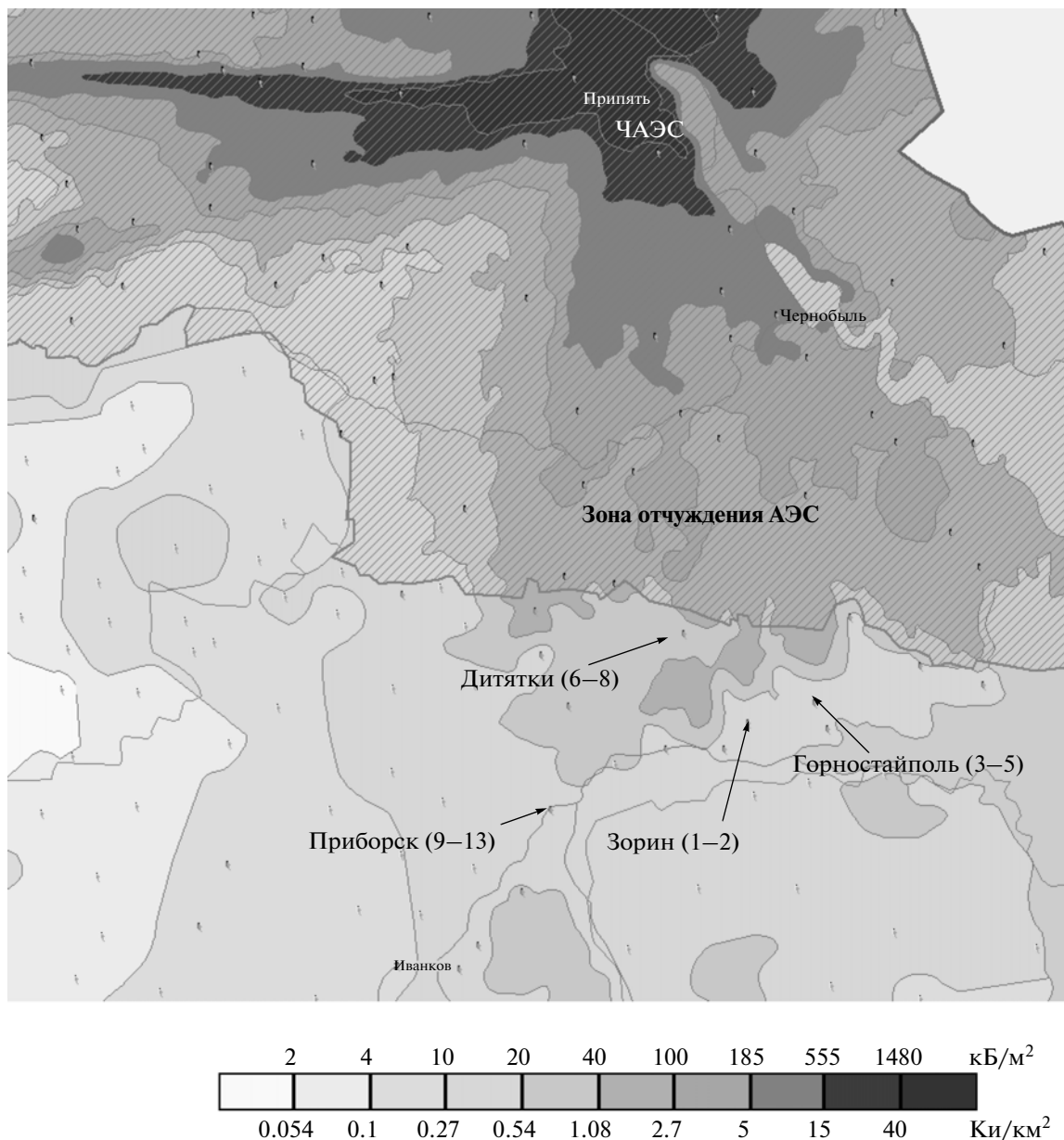


Рис. 3. Карта плотности загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  территории Иванковского р-на и № точек пробоотбора в 2011 г. (в скобках).

ственной продукции, наиболее критическим в настоящее время остается продовольственное зерно (ДУ-2006, 20 Бк/кг).

В 2011 г. нами были проведены повторно экспериментальные работы по измерению удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в почве и зерне в том же наиболее критическом регионе Украины, граничащем с зоной отчуждения ЧАЭС [18].

#### ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования проводились на наиболее критической, с точки зрения загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  зерна, территории 3-й зоны гарантированного добро-

вольного отселения Иванковского района Киевской области, которая непосредственно граничит с зоной отчуждения ЧАЭС (рис. 3) [19]. Северная часть Иванковского района имеет наибольшие плотности загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  дерново-подзолистой песчаной и супесчаной почвы за пределами зоны отчуждения ЧАЭС (до 40 кБк/м<sup>2</sup>). На этой территории проживает население и ведется традиционное сельскохозяйственное производство. Общая площадь района составляет 141206 га, в том числе сельскохозяйственные угодья – 81223 га. Под озимыми зерновыми в 2011 г. было занято 1542 га (пшеница – 816 га, рожь – 156 га, рапс – 570 га) и под яровые культуры – 253 га (овес – 133, просо –

25, гречка — 63, горох — 32) из запланированных 6910 га на начало года.

Известкование кислых дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почв, а также внесение фосфорных удобрений позволяет в 2–3 раза уменьшить содержание  $^{90}\text{Sr}$  в зерне [11, 14, 15]. Последний раз известкование кислых почв в Иванковском районе за государственные средства в рамках чернобыльской программы проводилось в 2006 г. Минеральные удобрения в последние годы в рамках чернобыльской программы не закупались и вносились производителями также в крайне ограниченном количестве (на 60% площадей в среднем около 17% от потребности) [14, 18].

В 2011 г. со всех полей около населенных пунктов Зорин (№ 1–2), Горностайполь (№ 3–5), Дитятки (№ 6–8) и Приборск (№ 9–13), на которых выращивались зерновые культуры, были отобраны на момент уборки урожая пробы почвы и сопряженные пробы зерна пшеницы, ржи и овса (рис. 3, табл. 2). Все угодья, на которых производился пробоотбор, расположены на дерново-слабоподзолистых песчаных и супесчаных почвах.

Отбор проб почвы и зерна проводили согласно утвержденным в Украине стандартам [20–22]. Пробы почвы отбирали на каждом поле специальным пробоотборником диаметром 37 мм на глубину пахотного слоя (20 см) в пяти точках методом конверта на удалении более 100 м от края поля. После этого пять проб объединяли в одну общую объединенную пробу. В каждой точке радиометром-дозиметром РКС-01 “СТОРА-ТУ” (“ECOTEST”, Украина) определялись мощность эквивалентной дозы на высоте 1 м, а также географическая координата места пробоотбора с помощью приемника GPSmap 78s (“Garmin”, США). На тех же полях в местах пробоотбора почвы отбирали сопряженные пробы хозяйственно-ценных частей урожая (колосьев) зерновых культур. Пробы почвы высушивали, просеивали через сито 1 мм и тщательно гомогенизировали. Высушенные колосья обмолачивали в лабораторных условиях вручную.

Определения активности  $^{137}\text{Cs}$  в образцах проводились на  $\gamma$ -спектрометре с пассивной защитой и полупроводниковым детектором из высокочистого германия GEM-30185 и многоканальным анализатором ASPEC-927 и программным обеспечением GammaVision 32 (“ORTEC”, США). Измерения образцов проводили в цилиндрических сосудах объемом 100 см<sup>3</sup> и сосудах Маринели объемом 1000 см<sup>3</sup>. Для калибровки  $\gamma$ -спектрометра использовали сертифицированные эталоны. Активность  $^{90}\text{Sr}$  в образцах определяли стандартным радиохимическим методом [23] с использованием  $\beta$ -спектрометра СЕБ-01-70 (АКП, Украи-

Доля обменного  $^{90}\text{Sr}$ , %

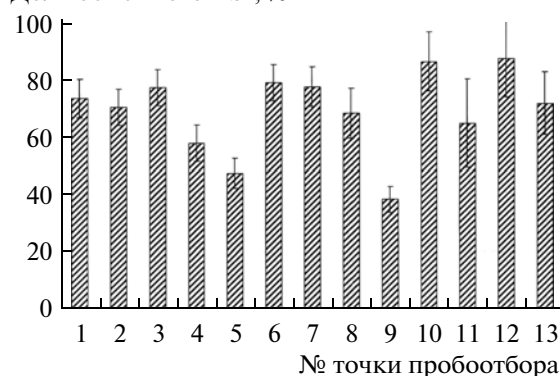


Рис. 4. Доля активности  $^{90}\text{Sr}$  в почвах в обменной форме.

на). Все измерительные приборы проходят ежегодную государственную поверку.

Во всех пробах почвы измеряли суммарную активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Для определения скорости растворения ТЧ и параметров перехода  $^{90}\text{Sr}$  в корневую систему растений также определяли доли  $^{90}\text{Sr}$  и кальция в обменной форме, кислотность водной вытяжки почвы ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ) [24, 25]. В отличие от стандартной методики измерения доли обменного  $^{90}\text{Sr}$  методом последовательных экстракций 1 моль/л  $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$  нами, как и раньше, для определения содержания стронция в составе матрицы ТЧ экстракция  $^{90}\text{Sr}$  осуществлялась 2 моль/л  $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$  [4, 12].

Кислотность водной вытяжки почвы измеряли потенциометрически в суспензии почва : вода (1 : 2.5).

Активность  $^{137}\text{Cs}$  в зерне измеряли  $\gamma$ -спектрометрическим методом. После этого пробу зерна озоляли в муфельной печи при температуре 450°C с последующим радиохимическим выделением  $^{90}\text{Sr}$ , накоплением  $^{90}\text{Y}$  и измерением его активности на  $\beta$ -спектрометре.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в 20-сантиметровом пахотном слое почв в точках пробоотбора изменялась в диапазоне 70–210 Бк/кг, а  $^{90}\text{Sr}$  — 20–88 Бк/кг, что соответствует плотности загрязнения территории 24–62 кБк/м<sup>2</sup> и 7–25 кБк/м<sup>2</sup> соответственно (табл. 2). Полученные результаты согласуются с официальными данными по плотности загрязнения радионуклидами территории Иванковского района (рис. 3) [19]. От 39 до 88% активности  $^{90}\text{Sr}$  в настоящее время в почвах находится в обменной форме (табл. 2, рис. 4). Для глобальных радиоактивных выпадений и в случае загрязнения почвы водорастворимыми формами  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{85}\text{Sr}$  доля его обменной формы на минераль-

Таблица 2. Характеристики точек пробоотбора, свойства почвы и ее загрязнение радионуклидами

Название населенного пункта	Номер точки пробоотбора	Координата		Удельная активность 20-см слоя почвы, Бк/кг		Плотность загрязнения почвы, кБк/м <sup>2</sup>		Содержание <sup>90</sup> Sr в почве в обменной форме, Бк/кг	Кислотность почвы, pH	Содержание обменного Са, мг-экв на 100 г почвы
		N	E	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr			
Зорин	1	51.05131	30.19496	130 ± 13	58 ± 9	32 ± 3	14 ± 2	43 ± 4	5.65	3.28
	2	51.05834	30.18957	140 ± 14	62 ± 9	33 ± 3	15 ± 2	44 ± 4	5.74	3.92
	3	51.07677	30.25922	207 ± 21	86 ± 10	61 ± 6	25 ± 3	67 ± 5	5.62	4.23
Горностаиполь	4	51.07633	30.2592	148 ± 15	60 ± 7	38 ± 4	15 ± 2	35 ± 4	6.01	5.32
	5	51.07543	30.28642	185 ± 19	88 ± 9	49 ± 5	23 ± 2	42 ± 5	6.44	5.45
	6	51.11178	30.12102	210 ± 21	68 ± 11	60 ± 6	19 ± 3	54 ± 4	5.47	1.53
Дитятки	7	51.11192	30.12335	200 ± 18	59 ± 10	62 ± 6	18 ± 3	46 ± 4	6.4	3.21
	8	51.11169	30.1242	170 ± 17	54 ± 9	47 ± 5	15 ± 2	37 ± 5	6.38	3.72
	9	51.02506	30.05313	160 ± 16	65 ± 8	54 ± 5	22 ± 3	25 ± 3	6.61	3.09
Приборск	10	51.02548	30.05278	109 ± 11	30 ± 9	40 ± 4	11 ± 3	26 ± 3	5.9	0.91
	11	51.00673	29.99022	70 ± 8	20 ± 6	24 ± 3	7 ± 2	13 ± 3	7.6	2.3
	12	50.99538	29.96932	120 ± 12	24 ± 10	37 ± 4	7 ± 2	21 ± 3	5.98	1.63
	13	50.9867	29.95449	158 ± 16	32 ± 10	54 ± 5	11 ± 3	23 ± 4	6.31	3.18

ных дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах обычно составляет 80 ± 15% [4, 12]. Следовательно, на некоторых полях до настоящего времени значительная доля активности <sup>90</sup>Sr (до 50% в точке № 9 на почвах с pH = 6.6) все еще может находиться в нерастворенных за 25 лет топливных частицах. В остальных точках доля <sup>90</sup>Sr в обменной форме возрастает с увеличением кислотности почв (рис. 5), что подтверждает ее влияние на скорость растворения ТЧ в естественных условиях [4, 13], и приближается к 80 ± 15% на кислых почвах, что соответствует полному растворению ТЧ и выщелачиванию их радиостронция или конденсационным выпадениям <sup>90</sup>Sr.

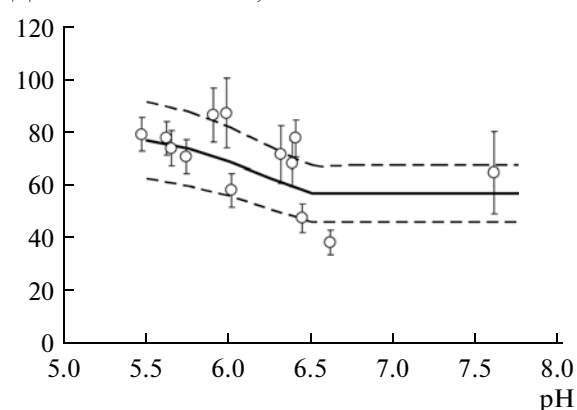
Удельная активность <sup>137</sup>Cs во всех отобранных в 2011 г. пробах зерна не превышала 13 Бк/кг при допустимом уровне содержания для продовольственного зерна – 50 Бк/кг [16] и была ниже по сравнению с результатами 1997–1999 гг. (табл. 1) [17]. Содержание <sup>90</sup>Sr в зерне изменялось от 4 до 61 Бк/кг, при этом в пяти пробах (№ 6–10 в табл. 3), отобранных в окрестности сел Дитятки и Приборск, наблюдалось превышение допустимого уровня содержания радионуклидов в продовольственном зерне. По сравнению с 2009 г. содержание <sup>90</sup>Sr в зерне уменьшилось (табл. 1, табл. 3).

**Таблица 3.** Удельная активность радионуклидов в пробах зерна различных культур, а также коэффициенты накопления ( $K_H$ ) и перехода ( $K_{П}$ ) <sup>90</sup>Sr в зерно в 2011 г.

№ точки	Культура	Удельная активность радионуклидов в зерне, Бк/кг*		$K_H$ <sup>90</sup> Sr, (Бк/кг)/(Бк/кг)	$K_{П}$ <sup>90</sup> Sr, (Бк/кг)/(кБк/м <sup>2</sup> )
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr		
1	рожь	<1	13 ± 2	0.22 ± 0.05	0.91 ± 0.19
2	овес	6 ± 1	14 ± 3	0.23 ± 0.05	0.93 ± 0.21
3	рожь	2.0 ± 1.8	3.7 ± 2.7	0.04 ± 0.04	0.15 ± 0.11
4	овес	<1	9 ± 2	0.15 ± 0.04	0.60 ± 0.16
5	рожь	2.3 ± 0.7	5 ± 1	0.06 ± 0.01	0.22 ± 0.05
6	овес	13 ± 10	<b>39 ± 3</b>	0.57 ± 0.10	2.05 ± 0.36
7	рожь	<b>4.0 ± 0.9</b>	<b>18 ± 4</b>	0.31 ± 0.09	1.00 ± 0.28
8	овес	6.8 ± 1.3	<b>31 ± 3</b>	0.57 ± 0.11	2.07 ± 0.33
9	озимая пшеница	2.3 ± 0.5	<b>32 ± 4</b>	0.49 ± 0.09	1.46 ± 0.27
10	овес	8 ± 1	<b>61 ± 5</b>	2.03 ± 0.63	5.55 ± 1.58
11	озимая пшеница	<1	4.3 ± 1.3	0.22 ± 0.09	0.61 ± 0.26
12	рожь	3.2 ± 1.1	15 ± 2	0.61 ± 0.26	2.10 ± 0.68
13	рожь	2.6 ± 0.9	11 ± 2	0.33 ± 0.12	0.97 ± 0.32

\* Жирным выделены случаи превышения допустимых уровней (ДУ-2006) содержания <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr (с учетом <sup>137</sup>Cs) в продовольственном зерне.

Доля обменного <sup>90</sup>Sr, %



**Рис. 5.** Зависимость доли активности <sup>90</sup>Sr в обменной форме в почве ( $\Delta A_{ex}$ ) от кислотности почвенного раствора – pH (сплошная линия – теоретическая зависимость (4)).

### ОБСУЖДЕНИЕ

Процесс растворения топливных горячих частиц в почве удовлетворительно может быть описан уравнением кинетики первого порядка [4, 12, 13]:

$$dA/dt = -(k + \lambda)A, \tag{2}$$

$$\Delta FP(t) = A(t)/A_0 \exp(-\lambda t) = \exp(-kt),$$

где  $\Delta FP$  — доля активности в составе ТЧ;  $A(t)$  и  $A_0$  — активность частиц в момент времени  $t$  после выпадений и в начальный момент соответственно, с учетом радиоактивного распада ( $\lambda$  — постоянная распада радионуклида, год<sup>-1</sup>). Было установлено, что для южного следа чернобыльских радиоактивных выпадений постоянная трансформации топливных частиц ( $k$ , год<sup>-1</sup>) следующим образом зависит от кислотности водной вытяжки почв ( $pH_{H_2O}$ ) [4]:

$$k = 40 \times 10^{-0.45 \cdot pH} \text{ при } pH_{H_2O} < 6.5, \quad (3)$$

$$k = 0.05 \text{ при } 7.5 > pH_{H_2O} > 6.5.$$

Следовательно, доля активности  $^{90}Sg$  в почве в обменной форме ( $A_{ex}(t)$ ) по отношению к его общему содержанию ( $A_{total}(t)$ ) на момент времени  $t = 25$  лет (2011 г.) будет составлять:

$$\Delta A_{ex}(t) = A_{ex}(t)/A_{total}(t) = \Delta A'_{ex}[1 - \exp(-kt)], \quad (4)$$

где  $\Delta A'_{ex}$  — доля  $^{90}Sg$  в обменной форме в почве после полного растворения ТЧ или для случая его исходного поступления в почву в водорастворимой форме (глобальные и конденсационные выпадения и т.п.). Обычно для дерново-подзолистых почв легкого механического состава средняя величина  $\Delta A'_{ex} = 80 \pm 15\%$  [4, 12] (сплошная линия на рис. 5) и может изменяться в разных почвах в диапазоне 65–90% (пунктирные линии на рис. 5). Полученные экспериментальные значения содержания  $^{90}Sg$  в обменной форме (табл. 2, рис. 4, 5) удовлетворительно согласуются с теоретическими прогнозными оценками при использовании зависимости (3) постоянной трансформации ТЧ от кислотности почв для всего диапазона  $pH = 5.5$ – $7.6$ . Достоверно содержание  $^{90}Sg$  в обменной форме отличается от прогноза (46–68%) только в почве точки № 9 ( $39 \pm 5\%$ ) при  $pH = 6.6$  (рис. 5), что требует уточнения. Как и прогнозировалось ранее [4, 12, 13], в наибольшей степени топливные частицы на настоящее время сохранились в сельскохозяйственных почвах с нейтральной и щелочной реакцией почвенного раствора, на которых, по всей видимости, проводилось известкование в послеаварийные годы. Полученные результаты подтвердили данные 1997–1999 гг. по скорости растворения ТЧ, выщелачивания из них  $^{90}Sg$  и динамике его корневого поступления в растения в зависимости от кислотности почвенного раствора [4, 17]. Для сельскохозяйственных угодий, в отличие от природных экосистем, сложно получить четкую зависимость параметров трансформации ТЧ от кислотности почв, так как отсутствуют данные о времени и ко-

личестве известки, которое вносилось за послеаварийный период на конкретных полях, и что, безусловно, влияло на кислотность почвенного раствора. Возможно, что в точках с кислой реакцией почвенного раствора в послеаварийные годы регулярно проводилось известкование почвы, и только в последние 4–5 лет известь не вносилась, что и привело к подкислению почв к 2011 г. Следовательно, нельзя утверждать, что кислотность почвенного раствора на сельскохозяйственных угодьях на протяжении всего послеаварийного периода была постоянна и равна величине, измеренной в 2011 г.

Для параметризации интенсивности корневого поступления  $^{90}Sg$  в зерно были рассчитаны (табл. 2):

– коэффициенты накопления ( $K_H$ ) — отношение удельной активности радионуклида в сухом зерне (Бк/кг) к удельной активности 20-сантиметрового пахотного сухого слоя почвы (Бк/кг), на которой выращено зерно;

– коэффициенты перехода ( $K_{\Pi}$ ) — отношение удельной активности радионуклида в сухом зерне (Бк/кг) к плотности загрязнения почвы, на которой выращено зерно (кБк/м<sup>2</sup>).

Коэффициенты накопления и перехода  $^{90}Sg$  из почвы в зерно ржи, овса и озимой пшеницы изменялись в диапазоне 0.04–2.0 (Бк/кг)/(Бк/кг) и 0.15–5.5 (Бк/кг)/(кБк/м<sup>2</sup>) соответственно. Полученные значения  $K_H$  и  $K_{\Pi}$   $^{90}Sg$  в зерно согласуются с ранее нами полученными значениями (рис. 2) [14, 17] и обобщенными данными МАГАТЭ для минеральных песчаных почв [26, 27]: среднее значение  $K_H = 0.08$ , разброс значений 0.002–0.66. Только в точке № 10 коэффициент накопления  $^{90}Sg$  в зерно овса превысил максимальные значения, приводимые МАГАТЭ, и составил  $2.0 \pm 0.6$  (табл. 3), что обусловлено аномально низким содержанием в данной почве обменного кальция — 0.91 мг-экв на 100 г почвы (табл. 2, рис. 6). Это хорошо согласуется с ранее нами полученными данными для подобных почвенных условий (рис. 2) [17].

Полученные в 2011 г. значения коэффициентов перехода ( $K_{\Pi}$ ) и накопления ( $K_H$ )  $^{90}Sg$  в зерно ржи, овса и озимой пшеницы были близки и имели четко выраженную обратно пропорциональную зависимость от содержания в почве обменного кальция ([Ca], мг-экв на 100 г почвы) [17]:

$$K_H = 1.2[Ca]^{-1}, \quad (5)$$

$$K_{\Pi} = 4[Ca]^{-1}. \quad (6)$$

В отдельных пробах зерна (табл. 3), отобранного в 2011 г., удельная активность  $^{90}Sg$  значительно превышала результаты аналогичных измерений на тех же полях в 1997–1999 гг. (табл. 1) [14, 17]. Это было обусловлено увеличением доли  $^{90}Sg$  в биологически доступной форме из-за его выще-



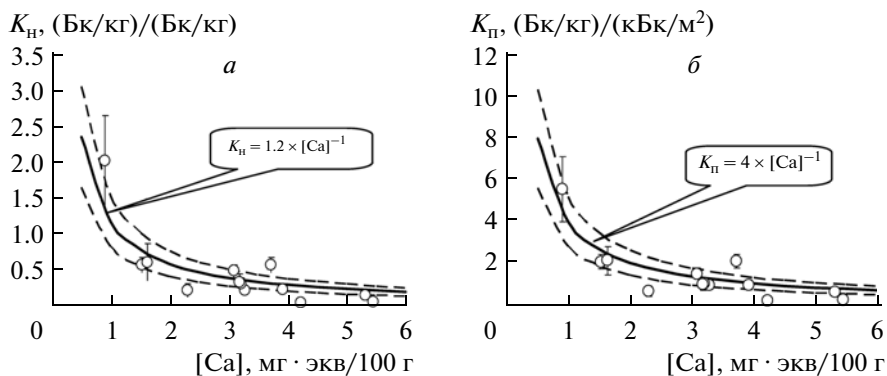


Рис. 6. Зависимость коэффициента накопления –  $K_{\text{н}}$  (а) и коэффициента перехода –  $K_{\text{п}}$  (б)  $^{90}\text{Sr}$  в зерно ржи, овса и озимой пшеницы от содержания в почве обменного кальция ( $[\text{Ca}]$ ).

лачивания из топливных частиц (рис. 1). Динамика загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  растительности определяется кинетикой растворения топливных частиц, вертикальной миграцией  $^{90}\text{Sr}$  и обусловленным этим изменением содержания мобильного радиостронция в корнеобитаемом слое почвы. В зависимости от скорости растворения ТЧ корневое загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  растительности в первые годы после аварии растет и достигает максимума только на 2–20-й год в зависимости от скорости растворения ТЧ, обусловленной степенью окисления матрицы частиц и кислотностью среды. В последующем происходит уменьшение содержания в зерне  $^{90}\text{Sr}$  из-за его радиоактивного распада и вертикальной миграции из пахотного корнеобитаемого слоя. На южном следе чернобыльских радиоактивных выпадений (рис. 1) загрязнение растительности  $^{90}\text{Sr}$  на нейтральных почвах достигает максимума через 20–25 лет, при этом уровень загрязнения приблизительно в 2.5 раза ниже по сравнению с максимальным уровнем на конден-

сационных следах выпадений (в первые годы после выпадений различия достигают 10 раз). Динамика средней удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в зерне в населенных пунктах Иванковского района (рис. 7) согласуется с этими прогнозными оценками, сделанными нами более 10 лет назад [4, 12, 17].

Для практического использования полученных результатов была построена номограмма (рис. 8), позволяющая по плотности загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  и содержания в ней обменного кальция выявить поля, на которых содержание  $^{90}\text{Sr}$  в зерне может превышать ДУ-2006 (20 Бк/кг). Эти данные могут быть использованы для оптимизации системы радиологического контроля содержания  $^{90}\text{Sr}$  в продовольственном зерне и выявления наиболее критических угодий, требующих применения защитных мероприятий (контрмер). На остальных сельскохозяйственных угодьях могут осуществляться только мониторинговые на-



Рис. 7. Динамика средней удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в зерне с полей около населенных пунктов Иванковского района Киевской области: 1 – Дитятки, 2 – Зорин, 3 – Страхоlesье, 4 – Приборск и 5 – Горноста́й-полье.



Рис. 8. Номограмма зависимости плотности загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  и содержания в ней обменного кальция, при которых содержание  $^{90}\text{Sr}$  в зерне может превышать ДУ-2006 (20 Бк/кг).

**Таблица 4.** Нормы (основная и дополнительная) внесения извести и фосфорных удобрений для уменьшения радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции на дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах при разной плотности их загрязнения  $^{90}\text{Sr}$

$\text{pH}_{\text{KCl}}$	Плотность загрязнения почвы $^{90}\text{Sr}$ , кБк/м <sup>2</sup>	
	5.5–18.5	>18.5
Доза $\text{CaCO}_3$ , т/га		
<4.5	5.5–6.5	14–17
4.6–5	4.5–5.5	11–15
5.1–5.5	3.5–4.5	8–11
5.6–6	3–3.5	4–8
Доза $\text{P}_2\text{O}_5$ , кг/га		
Содержание в почве $\text{P}_2\text{O}_5$ , мг/кг		
<60	60	75
61–100	50	60
101–150	40	45
151–250	20	25

блюдения. Следует подчеркнуть, что при низком содержании обменного кальция в почве (около 1 мг-экв на 100 г) уже при плотности загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  почвы выше 3–5 кБк/м<sup>2</sup> содержание  $^{90}\text{Sr}$  в зерне может превышать допустимый уровень ДУ-2006 (20 Бк/кг).

Применение общеизвестных контрмер, таких как известкование кислых почв, внесение минеральных фосфатных и органических удобрений позволяет в 2–3 раза уменьшить содержание  $^{90}\text{Sr}$  в зерне [11, 14, 15], а также увеличить рентабельность производства.

Известкование почв проводится, как правило, раз в 4–5 лет на основании данных последних агрохимических обследований и норм предыдущих внесений извести. Радиологическая эффективность известкования почв составляет 1.5–2.6 раза [11, 14, 15]. Черниговским центром “Облдержродючисть” было показано, что известкование почв в Иванковском районе экономически эффективно только при условии перевозки извести на расстояние не более 300 км из Житомирской или Черниговской областей. Эффективным способом уменьшения загрязнения зерна  $^{90}\text{Sr}$  является также внесение в почву фосфорных удобрений в оптимальных количествах, рассчитываемых на основании последних агрохимических обследований. В среднем, для дерново-подзолистых песчаных и супесчаных пахотных почв зоны Полесья типичной нормой внесения извести является 3–6.5 т/га и фосфора ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) – 20–45 кг/га. Для уменьшения загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  сельскохозяйственной продукции УкрНИИСХР дополнительно рекомендуется вносить 3–11.5 т/га извести и 5–30 кг/га  $\text{P}_2\text{O}_5$  (табл. 4) [28].

На основании сделанных оценок [18] можно заключить, что для гарантированного получения

продовольственного зерна в существующих объемах с уровнями содержания  $^{90}\text{Sr}$  ниже гигиенических нормативов сельскохозяйственные предприятия, работающие в 3-й зоне радиоактивного загрязнения в Иванковском районе, должны в настоящее время вносить на площади 1500 га около 3500 т извести и около 500 т суперфосфата из расчета 300 кг/га. В случае, если только часть зерна производится в Иванковском районе в качестве продовольственного, то внесение извести и фосфорных удобрений должно быть осуществлено в обязательном порядке в первую очередь именно на этих площадях, где планируется производство продовольственного зерна.

Несмотря на интенсификацию сельскохозяйственного производства и проведение в рекомендуемых объемах агрохимических мероприятий в Брагинском и Хойниковском районах Гомельской области Беларуси, также существуют сложности с производством продовольственного зерна с содержанием  $^{90}\text{Sr}$  ниже национальных гигиенических нормативов (11 Бк/кг). Поэтому все производимое в данном регионе зерно, в котором потенциальное содержание  $^{90}\text{Sr}$  может превышать допустимые уровни, гарантированно закупается государством по фиксированной цене продовольственного зерна на переработку (производство спирта, кормов и т. п.) [29]. К сожалению, в настоящее время в Украине не проводится регулярный радиационный контроль содержания  $^{90}\text{Sr}$  в зерне. Поэтому данная работа позволяет уточнить существующую радиологическую обстановку на территории Украины.

## ВЫВОДЫ

Спустя 25 лет после Чернобыльской аварии в Иванковском районе Киевской области на территории 3-й зоны радиоактивного загрязнения производится зерно, содержание в котором  $^{90}\text{Sr}$  достигает 60 Бк/кг и превышает установленные в Украине допустимые уровни для продовольственного зерна (20 Бк/кг).

В настоящее время основная масса топливных частиц растворилась и от 40 до 90%  $^{90}\text{Sr}$  в дерново-подзолистых почвах легкого механического состава уже находится в обменной форме. Полученные результаты подтвердили данные 1997–1999 гг. по скорости растворения ТЧ, выщелачивания из них  $^{90}\text{Sr}$  и динамике его корневого поступления в растения в зависимости от кислотности почвенного раствора. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в растениях за послеаварийный период достигла своего максимума, и на протяжении последних лет наблюдается монотонное уменьшение содержания радиостронция в зерне.

Полученные значения коэффициентов накопления ( $K_H$ ) и перехода ( $K_P$ )  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в зерно ржи, овса и озимой пшеницы обратно пропорционально зависят от содержания в почве обменного кальция ( $[\text{Ca}]$ , мг-экв на 100 г почвы) и хорошо согласуются с ранее нами полученными значениями, а также обобщенными данными МАГАТЭ для минеральных песчаных почв:  $K_H = 1.2 \cdot [\text{Ca}]^{-1}$  и  $K_P = 4 \cdot [\text{Ca}]^{-1}$ .

При существующих объемах производства зерновых культур в Иванковском районе внесение около 3500 т извести и около 500 т суперфосфата из расчета 300 кг/га позволяет на площади около 1500 га получать продовольственное зерно с уровнями содержания  $^{90}\text{Sr}$ , соответствующими гигиеническим нормативам ДУ-2006.

Полученные результаты по уровням содержания  $^{90}\text{Sr}$  в зерне позволяют оптимизировать систему радиационного контроля и существенно уменьшить затраты на длительные и дорогостоящие радиохимические измерения активности  $^{90}\text{Sr}$  в продукции в Украине.

Так как именно зерно является наиболее критической сельскохозяйственной продукцией с точки зрения содержания  $^{90}\text{Sr}$ , то целесообразно все производимое в Иванковском районе зерно около населенных пунктов 3-й зоны радиоактивного загрязнения в ближайшие годы использовать исключительно на технические цели (производство спирта и т.п.), в качестве семенного материала или на корм скоту. Для продовольственных целей в данной местности целесообразно использовать зерно, произведенное в других, менее загрязненных после Чернобыльской аварии регионах Украины.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Kashparov V.A., Lundin S.M., Zvarich S.I. et al.* Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout // *Sci. Total Environmt.* 2003. V. 317. Issues 1–3. P. 105–119.
2. *Kashparov V.A., Lundin S.M., Khomutinin Yu.V. et al.* Soil contamination with  $^{90}\text{Sr}$  in the near zone of the Chernobyl accident // *J. Environm. Radioactiv.* 2001. V. 56. № 3. P. 285–298.
3. *Kashparov V.A., Ivanov Yu.A., Zvarich S.I. et al.* Formation of Hot Particles During the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident // *Nucl. Technol.* 1996. V. 114. № 1. P. 246–253.
4. *Kashparov V.A., Ahamdach N., Zvarich S.I. et al.* Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions // *J. Environm. Radioactiv.* 2004. V. 72. Issue 3. P. 335–353.
5. *Kuriny V.D., Ivanov Yu.A., Kashparov V.A. et al.* Particle-associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // *Ann. Nucl. Energy.* 1993. V. 20. № 6. P. 415–420.
6. Актуальные вопросы радиэкологии Казахстана. Вып. 1. Изд. 2. Радиэкологическое состояние “северной” части территории Семипалатинского испытательного полигона / под рук. С.Н. Лукашенко. Павлодар: Дом печати, 2011. 296 с.
7. *Kashparov V., Yoschenko V., Levchuk S. et al.* Radionuclide migration in the experimental polygon of the Red Forest waste site in the Chernobyl zone – Part 1: Characterization of the waste trench, fuel particle transformation processes in soils, biogenic fluxes and effects on biota // *Appl. Geochem.* 2012. V. 27. P. 1348–1358.
8. *Bugai D., Skalskyi A., Dzhepo S. et al.* Radionuclide migration at experimental polygon at Red Forest waste site in Chernobyl zone. Part 2: Hydrogeological characterization and groundwater transport modelling // *Appl. Geochem.* 2012. V. 27. P. 1359–1374.
9. *Bugai D., Kashparov V., Dewiére L. et al.* Characterization of subsurface geometry and radioactivity distribution in the trench containing Chernobyl clean-up wastes // *Environm. Geol.* 2005. V. 47. P. 869–881.
10. *Dewiere L., Bugai D., Grenier C. et al.*  $^{90}\text{Sr}$  migration to the geo-sphere from a waste burial in the Chernobyl exclusion zone // *J. Environm. Radioactiv.* 2004. V. 74. Issue 1–3. P. 139–150.
11. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience // Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' / Ed. L. Anspaugh, M. Balonov. Radiological assessment reports series, IAEA, STI/PUB/1239. 2006. 166 p.
12. *Kashparov V.A., Oughton D.H., Zvarich S.I. et al.* Kinetics of fuel particle weathering and  $^{90}\text{Sr}$  mobility in the Chernobyl 30-km exclusion zone // *Health Phys.* 1999. V. 76. № 3. P. 251–259.
13. *Kashparov V.A., Protsak V.P., Ahamdach N. et al.* Dissolution kinetics of particles of irradiated Chernobyl nuclear fuel: influence of pH and oxidation state on the release of radionuclides in contaminated soil of Chernobyl // *J. Nucl. Materials.* 2000. V. 279. P. 225–233.
14. *Каунаров В.О., Полищук С.В., Отрешко Л.М.* Радіологічні проблеми ведення сільськогоспо-

- дарського виробництва на забрудненій в результаті Чорнобильської катастрофи території України // Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. Київ: Чорнобильінтерінформ, 2011. № 2 (38). С. 13–30.
15. *Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Balonov M.I. et al.* An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident // *Sci. Total Environm.* 2007. V. 383. № 1. P. 1–24.
  16. Державні гігієнічні нормативи ГН 6.6.1.1-130-2006. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питної води (ДР-2006) // *Офіц. вісн. України.* 2006. № 29. С. 142.
  17. *Кашпаров В.О., Лундін С.М., Левчук С.Е. и др.* Комплексний моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції  $^{90}\text{Sr}$  // *Вісн. аграр. науки. Спец. вип. квітень 2001.* С. 38–43.
  18. *Отрешко Л.М., Кашпаров В.О., Левчук С.Е., Малоштан І.М.* Роль паливних частинок у забрудненні зернової продукції  $^{90}\text{Sr}$  в Іванківському районі Київської області // *Ядерна фізика та енергетика.* (Київ). 2012. Т. 13. № 1. С. 89–96.
  19. АТЛАС. Україна. Радіоактивне забруднення. К.: Мін-во України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. СД. 2008.
  20. СОУ 74.14-37-425:2006 “Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю”. К.: Мін-во аграрної політики України, 2006. 15 с.
  21. СОУ 74.14-37-424:2006 “Якість ґрунту. Визначення щільності забруднення території сільськогосподарських угідь радіонуклідами техногенного походження”, К.: Мін-во аграрної політики України, 2006. 12 с.
  22. СОУ 01.1-37-426:2006 “Якість продукції рослинництва. Методи відбору проб для радіаційного контролю”, К.: Мін-во аграрної політики України, 2006. 19 с.
  23. Методические указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях. М.: ЦИНАО, 1985. 46 с.
  24. *Городній М.М., Лісовал А.П., Бикін А.В. та ін.* Агрохімічний аналіз. Підручник: навчальний посібник / За ред. М.М. Городнього. К.: Арістей, 2004. 522 с.
  25. *Павлоцкая Ф.И.* Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов // *Журн. аналит. химии.* 1997. Т 52. № 2. С. 126–143.
  26. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. Vienna: IAEA-TRS-472, 2010. 194 p.
  27. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. Vienna: IAEA-TECDOC-1616, 2009. 616 p.
  28. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999–2002 рр. (Методичні рекомендації) / За ред. Б.С. Прістера. К.: УНИИСХР, 1998. 102 с.
  29. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля, М.И. Богдевича. М.: Фонд, 2009.

Поступила в редакцию

30.07.2012

## Contamination of Agricultural Production with $^{90}\text{Sr}$ in Ukraine at the Late Phase of the Chernobyl Accident

V. A. Kashparov, S. E. Levchuk, L. N. Otreshko, I. M. Maloshtan

*Ukrainian Institute of Agricultural Radiology (UIAR) of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine (NUBiP of Ukraine), Kiev, 08162 Ukraine; e-mail: vak@uiar.kiev.ua*

The specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in milk and vegetables for the last 15 years does not exceed the permissible level in Ukraine outside the Chernobyl exclusion zone. Exceeding the acceptable level of  $^{90}\text{Sr}$  is registered only in food grain. Specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in grain, which is produced in the high contaminated areas of the Kiev region, nowadays may reach 60–70 Bq/kg, which exceeds the permissible level of 20 Bq/kg for bread-grain. The part of  $^{90}\text{Sr}$  activity in the biologically available form has reached its maximum values for the post-accidental period due to the fuel particle dissolution. Contamination of grain with this radionuclide has slowly decreased in recent years. Values of concentration ratios and aggregated transfer factors of  $^{90}\text{Sr}$  from soil to rye, oat and winter wheat grain are inversely proportional to the exchangeable calcium content in soil. The transfer factors and dependences are in good accordance with those that have been obtained in our previous works and with generalized data of the IAEA for sandy soils. Application in Ukraine of such countermeasures as liming, fertilizing and manuring makes it possible nowadays to produce grain that meets the requirements of hygienic regulations on the  $^{90}\text{Sr}$  content in bread-grain.