

УДК 539.16.04

ТРАНСФОРМАЦИЯ γ -ПОЛЯ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ И ОЦЕНКА ДОЗЫ ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Каган Л.М., Кадацкий В.Б. (Ин-т проблем использования природных ресурсов и экологии Академии наук Беларуси)

В результате аварии на Чернобыльской АЭС значительно возросла мощность экспозиционной дозы γ -излучения. И хотя затем она существенно уменьшилась, главным образом вследствие распада короткоживущих радионуклидов в первые месяцы после аварии, ее значения все еще остаются высокими на наиболее загрязненных территориях.

При прогнозных оценках изменения мощности экспозиционной дозы во времени и соответствующих дозовых нагрузок наряду с составом выпадений учитывают проникновение радионуклидов в глубь почвенного покрова. При этом существенное влияние на результаты такого анализа оказывает принимаемая модель вертикальной миграции нуклидов. Так, в работе [1] их вертикальное распределение описывается экспоненциальной функцией, и зависимость параметра «глубина миграции» от времени, найденную в эксперименте для нескольких первых лет после аварии, экстраполируют на последующие годы. В отличие от этого Научный комитет ООН по действию атомной радиации рекомендовал использовать глубину миграции 1 см для первого года после аварии и 3 см впоследствии [2].

Альтернативный подход состоит в аппроксимации изменения мощности экспозиционной дозы во времени некоторой зависимостью. На основе экспериментов с ^{137}Cs в качестве радионуклида-трассера была получена формула, пригодная для всех изученных типов почвы [3]. Однако будучи примененной к выпадениям вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, она по нашим оценкам и данным других исследователей [4, 5] дает заниженную мощность экспозиционной дозы.

В настоящей работе представлены результаты экспериментального изучения снижения мощности дозы в реперных участках на территории Беларуси, сеть которых была заложена для ландшафтно-геохимических исследований области загрязнения, обусловленного аварией на Чернобыльской АЭС [6]. Эти участки были выбраны таким образом, что почвы не подвержены заметным эрозийным процессам и, кроме того, не обрабатывались по крайней мере с момента аварии.

В качестве примера на рис. 1 приведена мощность экспозиционной дозы некоторых реперных участков разных радиогеохимических районов [7], нормированная на данные августа 1987 г. Видно, что мощность дозы снизилась в течение первых лет наблюдений. Однако темп ее спада неодинаков на разных реперных участках. Кроме того, на всех изученных реперах (независимо от того, где они расположены, к какому типу рельефа приурочены, а также независимо от типа почвы и вида растительного покрова) примерно к концу 1990 г. мощность дозы почти стабилизировалась и с 1991 г. снижалась незначительно. К этому времени основным γ -излучающим нуклидом являлся ^{137}Cs , поскольку вследствие распада запасы ^{134}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru составляли около 26, 2,8 и 6,4% соответственно их первоначальных значений, а относи-

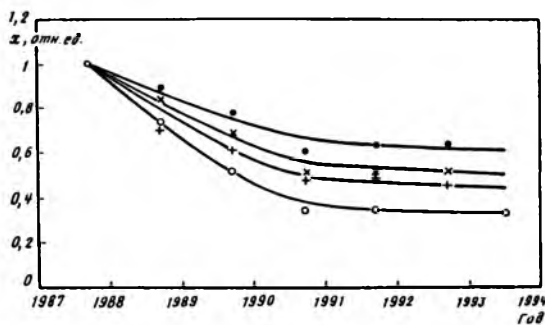


Рис. 1. Изменение мощности экспозиционной дозы: — расчет; экспериментальные данные для участка 10, низкая пойма, аллювиально-луговая почва, разнотравье (●); 19, водораздел, дерново-подзолистая почва, сад (×); 23, вторая надпойменная терраса, дерново-подзолистая почва, сорная растительность (бывший огород) (+); 4, первая надпойменная терраса, осушенная торфяно-болотная почва, сеяные травы (○)

тельная активность (κ ^{137}Cs) в суммарном выбросе 0,5, 1,87 и 1,32 соответственно [1]. Если принять во внимание γ -постоянные этих нуклидов [8], то можно заключить, что вклад ^{134}Cs в мощность экспозиционной дозы составлял около 28%, вкладами ^{144}Ce и ^{106}Ru можно пренебречь. Таким образом, хотя проникновение ^{137}Cs в глубь почвы продолжается, влияние этого процесса на мощность экспозиционной дозы в воздухе невелико. Следовательно, можно предположить, что основная часть запаса ^{137}Cs сосредоточена в верхних слоях почвы, хотя его абсолютный запас изменяется от участка к участку. Приведенные данные о стабилизации мощности экспозиционной дозы согласуются с результатами стабилизации мощности дозы, связанной с ^{137}Cs глобального выпадения [9]. Кроме того, данные о вертикальном распределении в различных почвах Восточно-Уральского следа свидетельствуют о том, что даже спустя 25—30 лет после аварии 85—97% его запаса находится в верхнем 10-см слое [10].

Приведенные на рис. 1 зависимости мощности экспозиционной дозы от времени хорошо описываются совокупностью двух экспоненциальных функций $D(t) = D(t_0) \exp[-(t - t_0)/\tau]$ с разными постоянными времени τ . До начала стабилизации мощности дозы постоянные времени неодинаковы для разных реперов и изменяются в пределах от 2,9 (репер 10) до 7,1 года (репер 6), при этом все реперные участки по τ разделены на четыре группы (на рис. 1 в качестве примера приведены данные для реперов каждой группы). Отметим, что для мощности экспозиционной дозы, обусловленной ^{137}Cs глобального выпадения, получены аналогичные значения указанной постоянной: 2,5 и 5 лет для разных ландшафтов [9]. С момента начала стабилизации мощности дозы τ для всех реперов принималась одинаковой и равной 43,5 года, что соответствует постоянной распада ^{137}Cs .

Речь здесь идет о мощности экспозиционной дозы, по нашим оценкам, с августа 1986 г., т.е. исключен начальный период, когда существенную роль играли короткоживущие ^{131}I , ^{141}Ce , ^{103}Ru и т.д. Однако экспериментальные данные об изменении мощности дозы в течение трех первых месяцев после аварии [11, 12] также можно аппроксимировать экспонентой с постоянной времени примерно 0,08 года.

Таким образом, снижение мощности экспозиционной дозы после аварии описывается кусочно-экспоненциальными зависимостями с разными постоянными для трех временных интервалов: первые три месяца, следующие четыре года до начала стабилизации мощности дозы и последующий период.

Для проверки возможностей предлагаемых уравнений по ретроспективной оценке рассчитана мощность экспозиционной дозы до 1987 г., основанная на измеренной в реперных участках в августе 1992 г. Статистический анализ относительных расхождений расчетных и экспериментальных данных (объем выборки 56 значений) дал значение среднего, медианы и моды, равное 5,9, 5 и 2,3% соответственно, что можно считать удовлетворительным.

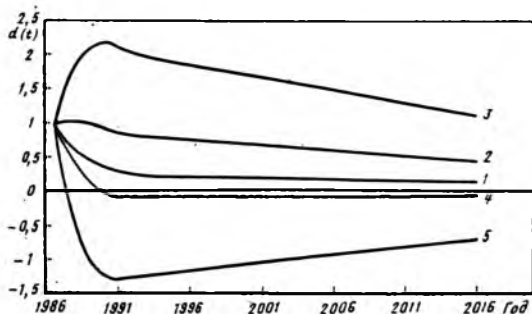
Полученные зависимости дают возможность рассчитывать наряду с мощностью дозы другую характеристику γ -поля — градиент мощности дозы. Используя указанные аппроксимации, можно найти изменение во времени разности мощности экспозиционной дозы для двух точек, от которой зависит градиент. Положим для определенности, что в начальный момент времени мощность дозы в первой точке больше, чем во второй. Тогда возможны несколько вариантов развития ситуации в зависимости от условий: 1) обе точки находятся на участках, характеризующихся одинаковыми τ ; 2) первая точка принадлежит участку с большей τ , т.е. с более медленным снижением мощности дозы, и 3) вариант противоположен предыдущему, т.е. $\tau_1 < \tau_2$. Расчеты проводились для трех указанных вариантов, при этом варьировалось также начальное соотношение мощности дозы. Часть данных, нормированных к начальной разности (в августе 1986 г.), приведена на рис. 2. Показаны кривые, полученные для двух крайних по-

стоянных времени 2,9 и 7,1 года и двух значений начального соотношения мощности дозы: превышение мощности дозы в первой точке составляло 2 раза и 20%. Как свидетельствуют расчеты, в варианте одинаковых τ кривая изменения относительной разности не зависит от начального соотношения мощности экспозиционной дозы, поэтому на рис. 2 в качестве примера показана кривая для $\tau = 2,9$.

Из рис. 2 видно, что разность мощности экспозиционной дозы для двух точек по истечении большого промежутка времени приближается к нулю, т.е. отмечается снижение вариаций [13]. Однако характер изменения этой разности во времени существенно зависит как от τ для тех участков, на которых расположены рассматриваемые точки, так и от начального соотношения мощности дозы. При этом чем ближе были исходные уровни мощности дозы, тем больше вариации относительных разностей (кривые 3 и 5). Расчеты также свидетельствуют, что в зависимости от начальных условий может измениться не только разность, но и ее знак.

С использованием приведенных зависимостей можно рассчитать дозу внешнего γ -облучения в данной местности за требуемый промежуток времени. В таблице для разных групп реперов приведены коэффициенты пересчета, позволяющие определить ожидаемую дозу за 70 лет, при этом значения нормированы на мощность экспозиционной дозы, равную 100 мкР/ч в августе 1987 г. Отметим, что речь идет о мощности дозы, обусловленной аварией на Чернобыльской АЭС, т.е. должен быть учтен доаварийный фон, который для территории Беларуси в среднем составлял 15 мкР/ч [10]. Мощность дозы в августе 1987 г., необходимая для использования приведенных в таблице коэффициентов, может быть рассчитана на основании измерений последующих лет с учетом приведенных постоянных времени. При пересчете экспозиционной дозы в поглощенную и эквивалентную учитывались рекомендации НКДАР ООН [2].

В качестве примера приведем данные об ожидаемой дозе за 70 лет для указанных на рис. 1 реперных участков 10 и 19, которые относятся к разным группам (см. таблицу). С учетом того, что в августе 1987 г. измеренная мощность экспозиционной дозы для реперов 10 и 19 составляла соответственно 510 и 560 мкР/ч, а постоянные времени — 7,1 и 5 лет, с помощью приведенных в таблице коэффициентов F_1 находим ожидаемую дозу внешнего облучения в рассматриваемых реперах за 70 лет: примерно 690 и



Р и с. 2. Динамика относительной разности мощности экспозиционной дозы для двух точек (нормировано к данным августа 1986 г.): $\tau_1 = \tau_2 = 2,9$ (1); $\tau_1 = 7,1$, $\tau_2 = 2,9$, $D_1(0)/D_2(0)$ равно 2 (2) и 1,2 (3); $\tau_1 = 2,9$, $\tau_2 = 7,1$, $D_1(0)/D_2(0)$ равно 2 (4) и 1,2 (5)

Постоянные времени и коэффициенты пересчета для определения ожидаемой дозы внешнего облучения

Группа реперов	Постоянная времени, год	Коэффициент, мЗв/(100 мкР·ч ⁻¹)	
		F_1	F_2
1	7,1	140	175
2	5,0	120	150
3	4,2	110	130
4	2,9	85	100

* $F_{1,2}$ — коэффициенты для ожидаемой дозы за 70 лет и полной ожидаемой дозы соответственно.

650 мЗв соответственно. Из полученных данных следует, что, несмотря на меньшую мощность дозы в репере 10 по сравнению с репером 19, ожидаемая доза в нем больше, что обусловлено более медленным снижением мощности дозы в этом репере. Отметим, что доаварийный γ -фон на территории Беларуси дает существенно меньшую ожидаемую дозу за тот же промежуток времени — около 56 мЗв.

Приведенные данные являются, разумеется, лишь верхней оценкой дозы в воздухе, которая обуславливает поглощенную человеком дозу за счет внешнего облучения. Для расчета соответствующих дозовых нагрузок необходимо учитывать различные факторы: экранировку γ -излучения, время нахождения человека внутри и вне помещений и т.д. [9, 12].

Таким образом, полученные зависимости мощности экспозиционной дозы γ -излучения от времени позволяют как прогнозировать, так и ретроспективно рассчитывать этот параметр с приемлемой точностью. Отметим значимость возможности ретроспективных оценок, поскольку это позволяет на основе экспериментальных данных, измеряемых при натурных исследованиях в настоящее время, получать сведения о радиационной обстановке в местах, ранее не охваченных мониторингом. Такие оценки тем более важны ввиду известной значительной неоднородности выпадений вследствие аварии на Чернобыльской АЭС.

Предложенные в настоящей работе зависимости и оценки, базирующиеся на результатах полевых измерений, естественным образом учитывают не только распад радионуклидов, но и различные процессы их перераспределения вследствие вертикальной либо латеральной миграции, ветрового переноса и т.п. Разумеется, со временем может понадобиться некоторая модификация зависимостей, на что могут указать результаты продолжающегося мониторинга.

Благодаря разнообразию изученных реперных точек приведенные результаты и расчеты можно также использовать для других мест в Беларуси со сходными климатическими и ландшафтными характеристиками. Измерив мощность дозы в каком-либо месте и используя полученные уравнения и постоянные времени, можно оценить изменение мощности экспозиционной дозы и ожидаемую дозу. Таким образом, необходимые данные могут быть получены для любого отдельного человека с учетом мест его проживания, работы, отдыха и т.д.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Изразль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.
2. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1988 Report to the General Assembly. United Nations, New York, 1988.
3. Gale H., Humphreys D., Fisher E. Weathering of caesium-137 in soil. — *Nature*, 1964, v. 201, № 4916, p. 257—261.
4. Jacob P., Meckbach R., Muller H. Reduction of external exposure from deposited Chernobyl activity by run-off, weathering, street cleaning and migration in the soil. — *Radiation Protection Dosimetry*, 1987, v. 21, № 1/3, p. 51—57.
5. Karlberg O. Weathering and migration of Chernobyl fallout in Sweden. — *Ibid.*, p. 75—78.
6. Кадацкий В.Б., Кадацкая О.В. К вопросу о белорусской радиогеохимической провинции. — Доклады АН БССР, 1991, т. 35, № 9, с. 836—840.
7. Кадацкий В.Б., Каган Л.М. Радиогеохимические районы Беларуси — основа изучения чернобыльской контаминации. — *Геохимия*, 1993, № 7, с. 925—929.
8. Гусев Н.Г., Дмитриев П.П. Квантовое излучение радиоактивных нуклидов. Справочник. М.: Атомиздат, 1977. 400 с.
9. Miller K., Kuiper J., Helfer I. ^{137}Cs fallout depth distributions in forest versus field sites: implications for external gamma dose rates. — *J. Environmental Radioactivity*, 1990, v. 12, p. 23—47.
10. Романов Г.Н., Мартюшов В.В., Смирнов Е.Г., Филатова Е.В. Ландшафтно-геохимические аспекты почвенного покрова Восточно-Уральского радиоактивного следа. — *Геохимия*, 1993, № 7, с. 955—962.
11. Состояние природной среды Беларуси. Экологический бюллетень 1991 г. Минск, 1993, с. 115—117.
12. Международный чернобыльский проект. Оценка радиологических последствий и защитных мер. Вена: МАГАТЭ, 1992, с. 242—250.
13. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. и др. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС. — *Почвоведение*, 1990, № 10, с. 41—50.