
МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 ПО ТЕРРИТОРИИ

Е.В. Байдакова

Брянская государственная сельскохозяйственная академия
ул. Советская, 2а, с. Кокино, Брянская обл., Россия, 243365

Выполнены полевые исследования распределения цезия по форме, профилю, почвам и другим условиям формирования стока по водосборным площадям. Построены математические модели изменения концентрации радионуклидов по длине водосбора на неосушенных и осушенных землях. Выявлена высокая эффективность мероприятий, ускоряющих сток.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС почвы центральной европейской части России с плотностью загрязнения более 1 Ки/км^2 занимают 6 млн га. Такие земли нельзя использовать в сельском хозяйстве без специальных мероприятий. Нами исследовались вопросы применения мероприятий, ускоряющих сток воды.

Полевые наблюдения за уровнем радиации проводились нами в Красногорском, Новозыбковском и Злынковском районах Брянской области на легких дерново-подзолистых почвах. Для изучения радиационного фона водосборов и удельной активности проб грунта были организованы 5 полигонов. Измерения γ -фона выполнены на склонах по линии тока воды (перпендикулярно горизонталям) через 10—20 м.

Для проведения экспериментальных исследований по радиационному фону водосборов были организованы 5 полигонов.

Образцы почвы отбирались пробоотборником до глубины 10 см. Содержание радионуклидов цезия-137 определяли сцинтилляционным методом, прибор РУБ-01П6 с блоком детектирования БДКГ-ОЗП. Уровни гамма-радиации определяли с помощью прибора СРП-68-01.

На полигонах Новозыбковского и Злынковского районов, наиболее загрязненных после аварии, все еще наблюдается высокий радиационный фон: в 2005 г. — 100—200 мкР/ч. Кривые изменения концентрации повторяют по форме депрессионные кривые воды, отмечено резкое снижение концентраций на линзах торфа с 135 до 74 мкР/ч. Концентрация радионуклидов снижается от середины межканального пространства к каналам от 100 до 150 мкР/ч (max 155 мкР/ч) и от 55 до 80 мкР/ч (min 44 мкР/ч). Такое снижение наблюдается на одиночных каналах и в каждом из параллельных каналов. Если приканальная дамба затрудняет сток поверхностных вод, то перед каналом наблюдается повышенная радиация. В приканальных воронках, служащих для отвода воды от дамб, концентрация радионуклидов резко снижается до 60 мкР/ч.

Концентрация радионуклидов на участках, дренированных закрытым дренажем, снижается существенно меньше, чем под влиянием открытых каналов, что

свидетельствует о преобладающем вымыве радионуклидов поверхностным стоком. Это согласуется с многочисленными исследованиями радионуклидов по профилю почвы, утверждающими, что до 90% их сосредоточены в десятисантиметровом слое почвы.

Радионуклиды перемещаются в почве либо вместе с частицами-носителями, либо в растворенном виде в результате смыва с поверхности частиц почвы.

Перенос радионуклидов осуществляется силой P , пропорциональной разности концентраций радионуклидов на водоразделе и в рассматриваемом сечении, т.е. $P = \alpha Z$, с градиентом $\alpha Z / L$ (рис. 1).

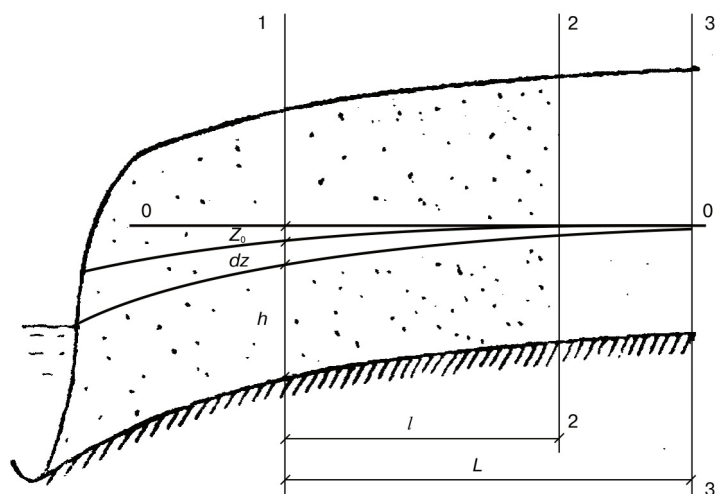


Рис. 1. Схематизация перемещения радионуклидов вместе с водой по упору:

h — характеризует концентрацию радионуклидов в почве или снеге;
 Z — снятая концентрация радионуклидов потоком воды

Активное живое сечение потока нуклидов F принимаем пропорциональным « h » — концентрации нуклидов в почве, т.е. $F = \beta h b$, где b — ширина потока. Нуклиды занимают (далеко не все) капилляры и поры почвы: имеются закрытые, тупиковые поры и капилляры, куда не проникает вода; поры с нерастворившимися радионуклидами; капилляры, куда не попала вода из-за неполного насыщения почвы водой. В большинстве случаев радионуклиды в почве присутствуют в незначительных концентрациях. Нуклиды перемещаются не по полным сечениям водных потоков, также движется влага в диапазоне продуктивной влаги, заполняя лишь отдельные капилляры.

В общем случае кривая, характеризующая концентрацию радионуклидов по линии тока воды, является слегка изогнутой. Допускается, что ее можно считать прямой линией. Кривые концентрации, соответствующие разным моментам времени, бесконечно приближаются к оси 0-0 как к своей асимптоте. Ось 0-0 характеризует наивысшую концентрацию радионуклидов « N_b ».

С некоторым уровнем достоверности можно принять, что кривые концентрации пересекаются в точке 0, расположенной за границей водосбора.

Запишем уравнение баланса в дифференциальной форме для сечения 1-1, совместив входное сечение 2-2 с водоразделом:

$$\frac{\ell \cdot \varphi \cdot K_c \cdot b \cdot dZ}{dt} = \frac{\beta \cdot h \cdot b \cdot \alpha \cdot Z \cdot K_p}{L}, \quad (1)$$

где K_c — коэффициент содержания радионуклидов в почве,

K_p — коэффициент радионуклидопроводности,

α, β — коэффициенты пропорциональности,

φ — коэффициент, характеризующий форму кривой концентрации в пространстве. Коэффициент φ находится из пропорции $\varphi = \frac{2L-l}{2L}$, так как

$$h = H_B - Z, \text{ то } \frac{dZ}{dt} = \frac{\beta \alpha K_p (H_B - Z) Z}{L \varphi K_c}.$$

Обозначим $\frac{\beta \alpha K_p}{L \varphi K_c} = \mu$, тогда $\frac{dZ}{dt} = \mu (H_B - Z) Z$. (2)

При постоянном коэффициенте содержания радионуклидов изменение слоя снятой концентрации потоком воды « Z » будет равно изменению оставшейся концентрации « h » за тот же промежуток времени, т.е.

$$-\frac{dh}{dt} = \mu (H_B - Z) Z. \quad (3)$$

Таким образом, уравнения (2—3) описывают взаимодействие двух компонентов системы « h » и « Z ».

Заменив временную координату « t » пространственной вдоль линии тока воды « ℓ », получим:

$$\frac{dZ}{d\ell} = \mu (H_B - Z) Z. \quad (4)$$

Интегрируя уравнение (4) при начальных значениях $\ell = 0, Z = Z_0$, получаем:

$$Z = \frac{H_B}{1 + \frac{H_B - Z_0}{Z_0} e^{-\mu H_B \ell}}. \quad (5)$$

Из условия равновесия $\frac{dZ}{d\ell} = 0$ можно найти выражение для равновесной величины снятой концентрации радионуклидов потоком воды Z_∞ . С учетом обратного выпадения из потока воды частиц, содержащих радионуклиды, формула принимает вид:

$$\frac{dZ}{d\ell} = \mu_1 (H_B - Z) Z - \mu_2 Z^2. \quad (6)$$

Решив уравнение, получим:

$$Z = \frac{Z_\infty}{1 + \frac{Z_\infty - Z_0}{Z_0} e^{-\mu_1 H_B \ell}}. \quad (7)$$

Полученные выражения (5), (7), описывающие закон снижения концентрации радионуклидов по уклону склона, дают кинетические кривые, близкие по форме S-образным кривым.

Модель (4) проверена на обширных экспериментальных материалах определения радиоактивного загрязнения водосборов западных районов Брянской области, собранных авторами во время полевых экспедиций, и дала хорошие результаты.

Построенная модель изменения радиоактивного загрязнения в пространстве применима для прогнозирования хода очищения территории от радионуклидов, расчета мероприятий по ускорению поверхностного и грунтового стока.

Чтобы предсказать изменение радиации в любой точке пространства, нужно знать три параметра:

Z_0 — параметр, характеризующий радиацию на верхней границе водосбора относительно оси отсчета 0-0, к которой как к асимптоте стремятся все пространственные кривые радиации для различных моментов времени;

Z_∞ — это параметр, характеризующий радиацию в момент стабилизации процесса относительно той же оси;

$\mu_1 H$ — комплексный параметр, характеризующий максимальную удельную пространственную интенсивность изменения радиации.

Для нахождения параметров Z_0 , Z_∞ , μH необходимо нанести экспериментальные значения радиации через 10—20 м на график с ординатой $\Psi = \frac{Z_{\ell+\Delta\ell} - Z_\ell}{Z_{\ell+\Delta\ell}}$ и с абсциссой Z .

Для нахождения Z_0 , значит, и положения оси отсчета 0-0 нужно задаться сначала значением $Z_0 = 0$ или близким к нулю значением, а затем, постепенно увеличивая его, методом последовательных приближений добиться на графике совершенной линейной зависимости $\Psi = \frac{Z_{\ell+\Delta\ell} - Z_\ell}{Z_{\ell+\Delta\ell}}$ от Z .

После преобразования кривых снижения радиации в прямую линию продолжают эту линию до пересечения с осью абсцисс и осью ординат. На оси ординат получают отрезок, численно равный $\Psi_M = 1 - \ell^{-\mu_1 H \Delta\ell}$, откуда, зная пространственный интервал $\Delta\ell$, находят $\mu_1 H = \frac{-\ell n(1 - \Psi_M)}{\Delta\ell}$.

На оси абсцисс отсекается отрезок Z_∞ (рис. 2).

Выполненные нами многочисленные полевые измерения радиации на осушенных и неосушенных склоновых и пойменных землях убедительно показывают, что с ускорением стока воды радиация понижается, с замедлением или прекращением — повышается. Влияет даже незначительное изменение уклона на профиле склона. В замкнутых понижениях рельефа радиация особенно высокая (рис. 3).

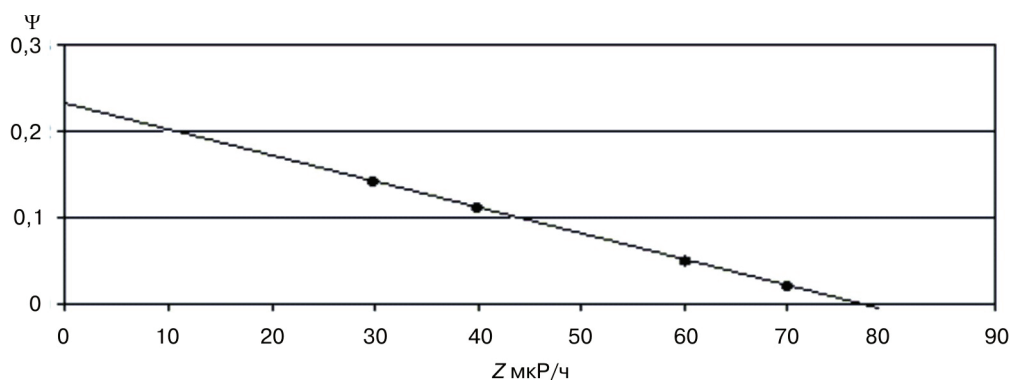


Рис. 2. Определение параметров к расчету кинетической кривой изменения радиации
 $\psi_m = 0,23$ $Z = 45 \text{ мКР/ч}$ $Z_\infty = 79 \text{ мКР/ч}$



Рис. 3. Влияние осушительных каналов на распределение радиации по территории
 ○ экспериментальные данные × расчетные данные

Увеличения скорости движения грунтовых вод и перемещения радионуклидов с потоком можно добиться только за счет увеличения гидравлического уклона потока или градиента напора. Этому служат осушители — каналы и дренажи.

Нами разработаны математические модели передвижения радионуклидов по водоупору к естественным понижениям и к осушительным каналам, позволяющие рассчитывать расстояние между осушителями в конкретных почвенно-гидрогеологических, рельефных условиях, степени радиоактивного загрязнения территории и необходимой скорости реабилитации ее:

$$\frac{dZ}{d\ell} = \frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z + \mu_1 \chi (m_q - Z)Z; \quad (8)$$

$$Z = \frac{Z_{CT}}{1 + \frac{Z_{CT} - Z_0}{Z_0} e^{-(\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_q)\ell}}, \quad (9)$$

где $\mu_1 \chi (m_q - Z)Z$ — интенсивность изменения концентрации радионуклидов за счет притока к дрене из области, лежащей выше уровня заложения дренажа.

Мероприятия по ускорению отвода поверхностных и грунтовых вод должны включать сооружения, обеспечивающие очистку воды от радионуклидов перед сбросом ее в естественный и искусственный водоприемник и по пути следования потока воды от регулирующих элементов осушительной сети к проводящим каналам разного порядка.

PROCESS MODELING OF ¹³⁷CS SPREADING ON THE TERRITORY

E.V. Baidakova

Bryansk State Agricultural Academy
Sovetskaya str., 2a, s. Kokino, Bryanskaya obl., Russia, 243365

Field experiments have been accordingly conducted to study Cs₁₃₇ spreading over the form profiles soils and other factors with regard to run off channels of water intake areas.

Maths equations have been worked out delineating radionuclide concentration change measured alongside water intake channel on drained or undrained areas.

The proposed steps intended to facilitate water drainage have proved to be efficient.