

УДК 614.876:[519.876.5:546.36]  
ГРНТИ 76.33.39, 87.33.35, 87.25.03

**Дроздов Денис Николаевич**

к.б.н., доцент кафедры зоологии, физиологии и генетики

УО «Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины», Республика Беларусь, г. Гомель

**Суднеко Анна Александровна**

старший преподаватель кафедры анатомии человека с курсом оперативной хирургии и топографической анатомии

УО «Гомельский государственный медицинский университет», Республика Беларусь, г. Гомель

## **РАЗРАБОТКА МАТЕМАТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ РЕСУСПЕНЗИОННОГО ПОТОКА РАДИОНУКЛИДОВ $^{137}\text{Cs}$ И ЕЕ ПРИМЕНЕНИЕ**

**Аннотация:** На радиоактивно загрязненных территориях в почве радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  находятся в основном в нескольких химических формах, которые определяют его мобильность и биологическую доступность. Значимую роль в мобилизации радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из загрязненных почв играет ветровая эрозия, приводящая к переносу верхнего слоя почвы с накопившимися радионуклидами в атмосферу, что существенно увеличивает риск распространения на большие территории. В данной работе разработана математическая модель для оценки коэффициента ресуспензии радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  из разных типов почв в атмосферный воздух, апробирована оценка вероятной ингаляционной дозы внутреннего облучения человека. Параметры модели скорректированы для почв разного типа и учитывают особенности пористости, структуру и способность удерживать радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$ , кислотность, которая оказывает существенное влияние на химическую активность и агрегацию частиц, влажность почвы, которая влияет на движения частиц и риск ресуспензии. Использование предложенной модели позволило рассчитать объемную активность  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе и оценить мощность ингаляционной дозы внутреннего облучения для взрослых при средней скорости дыхания. Результаты показывают, что максимальный вклад в объемную активность и дозу вносит торфяно-болотная почва из-за высокой органической составляющей и низкой связности радионуклида с минералами, тогда как глинистые почвы имеют наименьшую подвижность  $^{137}\text{Cs}$ . Полученные значения ингаляционной дозы менее 1 нЗв/ч свидетельствуют о низком риске внутреннего облучения от ресуспензии  $^{137}\text{Cs}$ , что важно для оценки экологической безопасности территорий с долгосрочным загрязнением этим радионуклидом.

**Ключевые слова:** ресуспензия, торфяно-болотная почва, математическая модель, цезий-137.

**Drozдов Denis Nikolaevich**

Ph.D., Associate Professor of the Department of Zoology, Physiology and Genetics  
F. Skorina Gomel State University, Republic of Belarus, Gomel

**Sudneko Anna Aleksandrovna**

Senior Lecturer of the Department of Human Anatomy with a Course in Operative Surgery and Topographic Anatomy  
Gomel State Medical University, Republic of Belarus, Gomel

## **DEVELOPMENT OF A MATHEMATICAL MODEL OF THE $^{137}\text{Cs}$ RADIONUCLIDE RESUSPENSION FLUX AND ITS APPLICATION**

**Abstract:** In radioactive contaminated areas, the soil contains  $^{137}\text{Cs}$  radionuclides in several chemical forms, which determine their mobility and biological availability. Wind erosion plays a significant role in the mobilization of  $^{137}\text{Cs}$  radionuclides from contaminated soils, leading to the transfer of topsoil containing accumulated radionuclides into the atmosphere, which significantly increases the risk of their spread over large areas. In this work, a mathematical model was developed to assess the resuspension coefficient of the  $^{137}\text{Cs}$  radionuclide from different types of soils into atmospheric air, and the assessment of the probable inhalation dose of internal human radiation was tested. The model parameters are adjusted for different types of soils and take into account the characteristics of porosity, structure, and ability to retain  $^{137}\text{Cs}$  radionuclides, as well as acidity, which has a significant impact on chemical activity and particle aggregation, and soil moisture, which affects particle movement and the risk of resuspension. Using the proposed model, it is possible to calculate the volumetric activity of  $^{137}\text{Cs}$  in the air and estimate the inhalation dose of internal radiation for adults with an average breathing rate. The results show that peat-bog soil contributes the most to the volumetric activity and dose due to its high organic content and low binding of the radionuclide to minerals, while clay soils have the lowest mobility of  $^{137}\text{Cs}$ . The obtained values of the inhalation dose of less than 1 nSv/h indicate a low risk of internal radiation from the resuspension of  $^{137}\text{Cs}$ , which is important for assessing the environmental safety of areas with long-term contamination by this radionuclide.

**Keywords:** resuspension, peat-bog soil, mathematical model,  $^{137}\text{Cs}$ .

Поведение радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в почве обусловлено множеством факторов, многие из которых с одной стороны способствуют заглублению и фиксации, тогда как другие – способствуют переходу по трофическим цепям в растительный покров или вовлечению в радиоактивное загрязнение атмосферы. Вертикальная миграция на лугах и пастбищах приводит к оседанию радионуклидов, вынос их за пределы корневого слоя остается небольшим. Вынос радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  с урожаем растений не превышает долей процента в год, скорость самоочищения территории от радиоактивного загрязнения за счет эрозионных процессов оценивается от 0,01% до 0,1% ежегодно и зависит от запаса в почве [1]. Дифференцированное проникновение и аккумуляция радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в растительный покров определяет его биологическую доступность и риск для биоты и человека.

Активное механическое действие на почву сопровождается ресуспензией  $^{137}\text{Cs}$ , т.е. поступлением радионуклида в атмосферу. Вероятным фактором выноса радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  являются процессы прямой возгонки, испарения или действия техногенных факторов которые связаны с поверхностью почвы или почвенными частицами, при определённых условиях (например, повышенной температуре, воздействии солнечного тепла или изменении влажности). Они могут выделяться в воздух прямо «взмывать» в атмосферу, как пар или газ. Прямые наблюдения за содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в пахотном слое показывают, что показатель выноса  $^{137}\text{Cs}$  уменьшился не более чем на 15-20% [2].

Земляные работы, строительные или промышленные операции, использование спецтехники, способствуют высвобождению радионуклидов. В результате такого воздействия увеличивается риск ресуспензии  $^{137}\text{Cs}$  в воздух. Совокупно эти процессы расширяют разведение и распространение радионуклидов, делая их более доступными для распространения атмосферой и последующего попадания на растения, воду и в дыхательные пути человека.

В отдаленный период аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) на радиоактивно загрязненных территориях в почве радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  находятся в основном в нескольких химических формах, которые определяют его мобильность и биологическую доступность. Наиболее мобильной формой является ионная форма  $^{137}\text{Cs}^+$ , легко растворимая в воде, способная активно мигрировать в почве и водных средах. Менее доступны для растений и микроорганизмов и более устойчивые формы, связанные с частицами и минералами, гуминовыми и фульвовыми кислотами. В этом случае образуются

комплексы, снижающие подвижность радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ , но при определенных условиях – при разрушении комплексов (например, при изменении pH или влажности) – радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  приобретают достаточно высокую степень мобильности. Наиболее стабилизированной формой является внутрикristаллический  $^{137}\text{Cs}$ . Динамическое соотношение этих форм зависит от физико-химических свойств почвы, кислотности, состава, содержания органических веществ, влажности и других факторов.

Значимую роль в мобилизации радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из загрязненных почв играет ветровая эрозия, приводящая к переносу верхнего слоя почвы с накопившимися радионуклидами в атмосферу, что существенно увеличивает риск распространения на большие территории. Ветер поднимает и транспортирует частички почвы, содержащие  $^{137}\text{Cs}$  в виде связанной или свободной формы, способствуя их диспергированию в атмосфере и распространению на дальние расстояния. Особенно эта процедура актуальна для сухих и рыхлых почв с низким содержанием растительного покрова или при нарушении природных защитных слоев. Ветровая эрозия стимулирует перемещение радионуклидов по ландшафту, расширяя зоны загрязнения, ухудшает экологическую ситуацию и усложняя меры локализации и рекультивации. Эрозия способствует высвобождению  $^{137}\text{Cs}$  из стационарных связей и переводит его в более подвижные формы.

Интенсивность выноса радионуклидов определяется динамикой ветрового подъема, который происходит за счёт эрозионного воздействия ветра на поверхности, содержащие радиоактивные частицы. На этот процесс оказывают влияние такие факторы, как разрушение почвенной корки (которая, а также агрегация частиц, снижает возможность эрозии), а также снижение адгезии радионуклидов к микроагрегатам. Важными механизмами включаются аэродинамическое отрывание, сальтация и роллирование частиц ветром.

Основными транспортируемыми частицами являются пылевые и мелкодисперсные аэрозоли, превращающиеся в переносимые и откладывающиеся в атмосфере в зависимости от размеров частиц и условий атмосферной турбулентности. Сильное сцепление радионуклидов с органическими веществами или глинистыми минералами снижает их подвижность и, следовательно, степень ресуспензии.

Важный фактор, влияющий на процесс ресуспензии, метеорологические условия. Высокие скорости ветра увеличивают энергию эрозии и объём подъема частиц. Влажность воздуха играет противоположную роль: повышенная влажность способствует сцеплению частиц и снижает их подъемность, тогда как сухая почва более эродирована и подвержена ресуспензии. Температурный режим и солнечное излучение влияют на образование почвенной корки и термодинамические процессы в приземном слое. Особое значение имеют рельеф и открытые пространства, такие как склоны и равнины, которые способствуют концентрации ветра и увеличению подъема частиц.

Цель работы: разработать математическую модель для оценки коэффициента ресуспензии радиоактивных частиц  $^{137}\text{Cs}$  из разных типов почвы в атмосферный воздух и выполнить оценку вероятной ингаляционной дозы внутреннего облучения человека.

Ключевым параметром моделирования процесса ресуспензии радиоактивных изотопов является коэффициент ресуспензии (дефляции), который определяется как отношение активности радионуклида в объеме воздуха к плотности загрязнения этим радионуклидом подстилающей поверхности почвы в единице поверхности почвы (1):

$$K = \frac{q}{A} \quad (1)$$

где  $K$  – коэффициент ресуспензии, 1/м;  $q$  – концентрация радионуклидов в воздухе (Бк/м<sup>3</sup>);  $A$  – плотность радионуклидов (Бк/м<sup>2</sup>) [3].

Коэффициент характеризует эффективность подъема частиц с поверхности для последующего атмосферного распространения, определяет повторный перенос в атмосфере и формирует основу для модели вторичного распространения радионуклидов. Несмотря на общую зависимость, практические исследования [4] показывают, что низкая плотность

загрязнения часто сопровождается более высоким коэффициентом ресуспензии вследствие меньшей агломераций частиц и сцепляемости с поверхностью.

Высокая плотность может привести к насыщению поверхности и уменьшению коэффициента, при этом образуются более крупные или сцепленные частицы, которые менее подвержены ресуспензии. Степень связи зависит от типа радионуклидов, состояния почвы, влажности и рельефа [5].

Для учета влияния типа почвы, кислотности и влажности составлена модель вида (2):

$$K_s = K_0 \cdot (1 + \alpha T) \cdot (1 - \beta(pH - 7)) \cdot (1 + \delta \frac{W}{100}) \quad (2)$$

где  $K_0$  – базовый коэффициент ресуспензии для эталонных условий,  $1/m^2$

$T$  – функция влияния типа почвы (нормирована,  $0 < f_T \leq 1$ ), показатель  $T$  влияет на пористость, структуру и способность удерживать радионуклиды;

$\alpha$  – коэффициент влияния типа почвы, доли единицы;

$pH$  – функция влияния кислотности, влияет на химическую активность и агрегацию частиц;

$\beta$  – коэффициент влияния pH (понижающее влияние кислотности почвы), доли единицы;

$W$  – влажность почвы, изменяет движения частиц и риск ресуспензии, учитывает, что с повышением влажности ресуспензия уменьшается;

$\delta$  – коэффициент влияния влажности, доли единицы.

Значение коэффициента ресуспензии  $^{137}\text{Cs}$  позволяет оценить объемную активность радионуклида в атмосферном воздухе на уровне 1 м от поверхности почвы и оценить возможную величину ингаляционной дозы внутреннего облучения. Согласно публикации Международной комиссии по радиологической защите, дозовый коэффициент перехода от объемной активности к эффективной дозе облучения составляет  $1,3 \times 10^{-8}$  Зв/Бк [6]. При средней скорости дыхания взрослого человека  $0,83 \text{ м}^3/\text{ч}$ , мощность ингаляционной дозы внутреннего облучения можно выразить с помощью формулы (3):

$$D = V \cdot k_d \cdot A \quad (3)$$

где  $V$  – объем воздуха, который вдыхает взрослый человек за 1 час,  $0,83 \text{ м}^3$ ;

$k_d$  – дозовый коэффициент перехода от объемной активности к эффективной дозе облучения составляет  $1,3 \times 10^{-8}$  Зв/Бк;

$A$  – объемная активность радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе, Бк/ $\text{м}^3$ .

Для статистической обработки использовали стандартные методы вариационной статистики, включающие вычисление основных характеристик распределения и оценку степени изменчивости параметров. Построение математической модели ресуспензионного потока радионуклидов осуществлялось путем подбора параметрических коэффициентов на основании литературных данных. Такой подход позволил учесть индивидуальные особенности различных типов почв без использования регрессионного анализа. Процедура идентификации параметров модели включала оптимизацию коэффициентов с целью минимизации расхождения расчетных и экспериментальных значений объемной активности  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе. В качестве инструментария для анализа данных и реализации алгоритмов подбора коэффициентов использовался пакет *Statistica for Windows 10.0*, обеспечивающий эффективную обработку больших массивов данных и поддержку численных методов оптимизации. Применение данного метода моделирования позволило получить устойчивую и обоснованную модель ресуспензионного потока с высокой степенью согласования с эмпирическими наблюдениями.

Использование математической модели для оценки коэффициента ресуспензии (формула 2), позволяет оценить поток радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в атмосферу. Параметры модели скорректированы для почв разного типа и учитывают особенности

пористости, структуру и способность удерживать радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$ , кислотность, которая оказывает существенное влияние на химическую активность и агрегацию частиц, влажность почвы, которая влияет на движения частиц и риск ресуспензии [7].

Математическое выражение модели ресуспензионного потока радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в атмосферу для дерново-подзолистых почв имеет следующий вид (4):

$$K = K_0 \cdot (1 + 0,15 \cdot T) \cdot (1 - 0,10 \cdot (pH - 7)) \cdot (1 + 0,0005 \cdot W) \quad (4)$$

где  $K_0$  имеет диапазон  $1,0 \cdot 10^{-5} - 5,0 \cdot 10^{-5}$  1/м;  $T$  имеет диапазон  $0,3 - 1,0$ ;  $pH$  имеет диапазон  $4,5 - 7,5$ ;  $W$  имеет диапазон  $0 - 50$ .

Математическое выражение модели ресуспензионного потока радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в атмосферу для глинистых почв имеет следующий вид (5):

$$K = K_0 \cdot (1 + 0,20 \cdot T) \cdot (1 - 0,15 \cdot (pH - 7)) \cdot (1 + 0,0007 \cdot W) \quad (5)$$

где  $K_0$  имеет диапазон  $5,0 \cdot 10^{-6} - 1,0 \cdot 10^{-5}$  1/м;  $T$  имеет диапазон  $0,4 - 1,0$ ;  $pH$  имеет диапазон  $4,0 - 8,0$ ;  $W$  имеет диапазон  $0 - 60$ .

Математическое выражение модели ресуспензионного потока радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в атмосферу для лесных почв имеет следующий вид (6):

$$K = K_0 \cdot (1 + 0,10 \cdot T) \cdot (1 - 0,08 \cdot (pH - 7)) \cdot (1 + 0,0004 \cdot W) \quad (6)$$

где  $K_0$  имеет диапазон  $1,0 \cdot 10^{-5} - 3,0 \cdot 10^{-5}$  1/м;  $T$  имеет диапазон  $0,2 - 0,9$ ;  $pH$  имеет диапазон  $4,5 - 7,5$ ;  $W$  имеет диапазон  $0 - 40$ .

Математическое выражение модели ресуспензионного потока радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в атмосферу для торфяных почв имеет следующий вид (7):

$$K = K_0 \cdot (1 + 0,25 \cdot T) \cdot (1 - 0,12 \cdot (pH - 7)) \cdot (1 + 0,0006 \cdot W) \quad (7)$$

где  $K_0$  имеет диапазон  $1,0 \cdot 10^{-5} - 1,0 \cdot 10^{-4}$  1/м;  $T$  имеет диапазон  $0,5 - 1,0$ ;  $pH$  имеет диапазон  $4,0 - 6,5$ ;  $W$  имеет диапазон  $0 - 70$ .

В таблице 1 представлены расчетные значения объемной активности радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе, полученные на основании заложенных в модель ресуспензионного потока данных типа почвы, кислотности и влажности.

Таблица 1 – Диапазоны объемной активности радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе

Тип почвы	Объемная активность $^{137}\text{Cs}$ на $37 \text{ кБк/м}^2$ ( $1 \text{ Ки/км}^2$ ), $\text{Бк/м}^3$
Дерново-подзолистые	$3,68 \cdot 10^{-4} - 2,67 \cdot 10^{-3}$
Глинистые	$3,37 \cdot 10^{-4} - 3,22 \cdot 10^{-2}$
Лесные	$4,55 \cdot 10^{-5} - 1,13 \cdot 10^{-3}$
Торфяно-болотные	$4,45 \cdot 10^{-3} - 6,29 \cdot 10^{-2}$

Из таблицы 1 видно, что наибольшая объемная активность радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается на торфяно-болотных почвах, для которых характерно высокое содержание органического вещества, низкая плотность и слабая структура. В них отсутствуют или слабо выражены минералы, способные связывать  $^{137}\text{Cs}$ , что способствует большей его мобилизации и, следовательно, более высокому коэффициенту ресуспензии. Кроме того, низкая кислотность и высокая влажность торфяно-болотной почвы способствуют вертикальной миграции радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  [8]. Наименьшая объемная активность  $^{137}\text{Cs}$

наблюдается на глинистых почвах, поскольку глины обладают высокой удельной площадью поверхности и богаты минералами (монтмориллонит, каолинит, иллит и смектит), которые активно связывают  $^{137}\text{Cs}$  за счет обменных процессов. Это приводит к низкой мобилизации радионуклида и меньшему коэффициенту ресуспензии [9].

Полученные значения позволили произвести оценку ингаляционной дозы облучения. В таблице 2 представлены расчетные значения ингаляционной дозы внутреннего облучения, сформированной в результате вдыхания атмосферного воздуха при плотности радиоактивного загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  принятой равной 37 кБк/м<sup>2</sup>.

Таблица 2 – Мощность ингаляционной дозы внутреннего облучения

Тип почвы	Мощность дозы внутреннего облучения (нЗв/ч)
Дерново-подзолистые	$4,0 \cdot 10^{-3} - 2,9 \cdot 10^{-2}$
Глинистые	$4,0 \cdot 10^{-3} - 3,5 \cdot 10^{-1}$
Лесные	$5,0 \cdot 10^{-4} - 1,2 \cdot 10^{-2}$
Торфяно-болотные	$4,7 \cdot 10^{-2} - 6,8 \cdot 10^{-1}$

Данные таблицы 2 показывают, что даже при максимальных объемных активностях мощность ингаляционной дозы оценивается менее чем в 1 нЗв/ч, что соответствует границам годовой дозы, если рассматривать постоянное облучение. Вместе с тем, следует учесть, что полученная нами модель не учитывает другие параметры, способные повлиять на динамику коэффициента ресуспензии – размер аэрозольных частиц, метеоусловия, время года и др. Однако, полученные результаты показывают, что на фоне долгосрочного загрязнения территории радионуклидами  $^{137}\text{Cs}$  за счёт пылевой ингаляции маловероятно получить значительную дозу внутреннего облучения.

В ходе исследования разработана и апробирована математическая модель, позволяющая количественно оценить коэффициент ресуспензии  $^{137}\text{Cs}$  из разных типов почв в атмосферный воздух с учётом ключевых почвенных параметров – типа почвы, кислотности и влажности. Модель включает вариации для дерново-подзолистых, глинистых, лесных и торфяно-болотных почв, что обеспечивает её применимость в различных экологических условиях. Анализ результатов подтвердил, что наибольшая объемная активность  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе наблюдается при торфяно-болотном типе почв, благодаря высокому содержанию органического вещества и слабому сродству радионуклида к минеральной фазе. Наименее подвижным и менее склонным к ресуспензии оказались радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$ , связанные с глинистыми почвами, благодаря характерной минералогии и высокой способности адсорбировать радионуклиды.

Оценка ингаляционной дозы внутреннего облучения взрослого при длительном воздействии выявила, что даже при максимальных расчетных величинах уровень дозы не превышает 1 нЗв/ч, что значительно ниже установленных нормативов радиационной безопасности. Данные результаты указывают на низкую вероятность значимого внутреннего облучения человека через пылевую ингаляцию  $^{137}\text{Cs}$  в условиях долгосрочного загрязнения почв. Одновременно с достоинствами, модель имеет ограничения, связанные с отсутствием учета влияния размера аэрозольных частиц, динамики метеоусловий, сезонных изменений и других факторов, которые могут влиять на ресуспензию. Для повышения точности оценки и прогноза распространения радионуклидов в атмосфере необходимы дальнейшие исследования с учетом этих параметров.

#### Литература:

1. Пристер, Б.С. Ветроэрозийные процессы и особенности создания оптимальных комплексных решений охраны почвы в Зоне загрязнения радионуклидами. Проблемы сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.П. Омеляненко, Л.В. Перепелятникова, А.Б. Лавровский // Сборник научных трудов. – К.: 1991. – С.64-74.

2. Малиновский, В.В. Миграция  $^{137}\text{Cs}$  в почвах при длительном использовании агроландшафтов / В.В. Малиновский, Т.А. Смирнова // Радиационная безопасность и радиобиология. – 2016. – № 4. – С. 22-29.
3. Махонько, К.П. Ветровой подъем радиоактивной пыли с подстилающей поверхности // Атомная энергия. – 1992. – Т.72. – №5. – С. 523 – 530.
4. Калиниченко, С.А. Оценка параметров ресуспензии радионуклидов при выполнении мероприятий по содержанию территории зоны отчуждения ЧАЭС / С.А. Калиниченко, В.Н. Калинин, В.Н. Забродский // Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины. Сер.: Естественные науки. – 2023. – № 3 (138). – С. 21-27.
5. Peterson, L. et al. "Radiological aerosol resuspension: measurements and modeling." *Environmental Science & Technology*. – 2001. – 35(9). – P. 1862–1867.
6. International Commission on Radiological Protection. Radiological protection: Dose coefficients for intakes of radionuclides by adults (ICRP Publication 119). *Annals of the ICRP*, 42(3). – 2012. – <https://doi.org/10.1016/j.icrp.2012.05.001>
7. Почвы Белорусской ССР: научное издание / Ред. Т.Н. Кулаковская, П.П. Роговой, Н.И. Смян. – Минск: Ураджай, 1974. – 312 с.
8. Мельникова, Т. В. Влияние органических веществ торфяных почв на поведение радионуклидов / Т.В. Мельникова, А.И. Петрова, Е.В. Смирнова // Журнал радиационной экологии. – 2012. – 15(3). – С.45-52.
9. Иванова, Н. А., (2015). Механизмы связывания цезия-137 в торфяных и глинистых почвах / Н.А. Иванова, Л.В. Кузнецова, М.П. Федорова // Экологический журнал. – 2015. – 22(4). – С.78-85.

