

ОЦІНКА РАДІАЦІЙНИХ РИЗИКІВ ЗАГРОЗИ ЗДОРОВ'Ю ЛЮДИНИ ПРИ ПОТРАПЛЯННІ ДО ОРГАНІЗМУ ^{137}Cs

В. П. Петрусенко

Національний авіаційний університет

пр. Комарова, 1, м. Київ, 03680, Україна. E-mail: petrussenko76@ukr.net

Розглянута важлива проблема оцінки радіаційних ризиків внутрішнього опромінення людини при потрапленні до організму цезію ^{137}Cs з питною водою, молоком, м'ясом та хлібобулочними виробами. Дана коротка характеристика радіонукліда, основні джерела та шляхи потраплення в навколишнє середовище та до організму людини. Були підраховані відповідні колективні та індивідуальні ризики при вживанні цих продуктів для населеного пункту чисельністю 100 000 чоловік. При їх обчисленні були використані значення дозового коефіцієнта цезію ^{137}Cs для населення. Розглянуті випадки вживання відповідних продуктів харчування та питної води як з допустимим вмістом радіонукліда, так і з активністю, що перевищує відповідні норми. Ця проблема перевищення допустимих вмістів даного радіонукліда у продуктах харчування та питній воді залишається актуальною і на сьогоднішній день. Показані стохастичні ефекти у вигляді кількості випадків зменшення тривалості життя серед населення.

Ключові слова: ефективна доза, внутрішнє опромінення, питома активність, радіаційний ризик, стохастичний ефект, цезій

ОЦЕНКА РАДИАЦИОННЫХ РИСКОВ УГРОЗЫ ЗДОРОВЬЮ ЧЕЛОВЕКА ПРИ ПОСТУПЛЕНИИ В ОРГАНИЗМ ^{137}Cs

В.П. Петрусенко

Национальный авиационный университет

пр. Комарова, 1, г. Киев, 03680, Украина. E-mail: petrussenko76@ukr.net

Рассмотрена важная проблема радиационных рисков внутреннего облучения человека при поступлении в организм цезия с питьевой водой, молоком, мясом и хлебобулочными изделиями. Дана короткая характеристика радионуклида, основные источники и пути поступления в окружающую среду и в организм человека. Были подсчитаны соответствующие коллективные и индивидуальные риски при употреблении этих продуктов для населенного пункта численностью 100 000 человек. При их подсчете были использованы значения дозового коэффициента цезия ^{137}Cs для населения. Рассмотрены случаи употребления соответствующих продуктов питания и питьевой воды как с допустимым содержанием радионуклида, так и с активностью, которая превышает соответствующие нормы. Эта проблема превышения допустимых значений данного радионуклида в продуктах питания та питьевой воде остается актуальной и на сегодняшний день. Показаны стохастические эффекты в виде количества случаев уменьшения продолжительности жизни среди населения.

Ключевые слова: эффективная доза, внутреннее облучение, удельная активность, радиационный риск, стохастический эффект, цезий

АКТУАЛЬНІСТЬ РОБОТИ. Сучасна людина потрапляє під вплив самих різноманітних ризиків. Оцінка та порівняльний аналіз ризиків дозволяють визначити пріоритети та направити основні зусилля на зниження факторів, що загрожують здоров'ю людини [7]. Результати наукових досліджень показують, що радіаційні ризики є невід'ємною частиною всіх ризиків, під які потрапляє сучасна людина, оскільки радіонукліди та джерела іонізуючих опромінь використовуються практично у всіх галузях промисловості, у медицині, при проведенні різних наукових дослідженнях. Їх дія накладається на природний радіаційний фон [1,5].

Природний радіаційний фон обумовлений в основному розсіюванням у гірських породах, ґрунтах, природних водах та атмосферному повітрі урану, торію, продуктів їх розпаду та ізотопу калію ^{40}K . Техногенний радіаційний фон викликаний наявністю в середовищі штучних радіонуклідів, які потрапили у нього в результаті різних причин. До них відносяться передусім випробування ядерної

зброї та аварія на Чорнобильській АЕС. Серед штучно створених радіонуклідів найбільш небезпечними є ізотопи стронцію ^{90}Sr , цезію ^{137}Cs , йоду і плутонію. Через хімічну схожість з кальцієм стронцій легко проникає кісткові тканини, в яких він може довго знаходитись. Будучи близьким за властивостями до калію цезій накопичується в м'язах. Радіоактивний йод концентрується у щитоподібній залозі.

Метою і завданням даної роботи є розрахунок ризиків безпеці здоров'ю при вживанні людиною забруднених цезієм ^{137}Cs води, молока, хліба, оскільки молочні та зернові продукти харчування він є основним джерелом потраплення цього нукліду (після аварії на ЧАЕС). І, хоча пройшло вже майже 30 років після трагедії, це питання залишається актуальним і сьогодні, оскільки забрудненими залишаються великі території агроєкосистем і, відповідно, продукти харчування.

МАТЕРІАЛ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ.

Коротка характеристика радіоактивного ^{137}Cs

Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля

Цезій ^{137}Cs відноситься до розсіяних елементів. В незначних кількостях він міститься практично у всіх об'єктах зовнішнього середовища. Середній вміст нукліда у земній корі $3,7 \cdot 10^{-4} \%$, у ґрунті – $5 \cdot 10^{-5} \%$. Цезій – постійний мікроелемент рослинних тваринних організмів: у живій фітомасі міститься у кількості $6 \cdot 10^{-6} \%$, в організмі людини – $15 \cdot 10^{-4} \text{г}$.

Викид радіоактивного цезію в навколишнє середовище відбувається в основному в результаті випробувань ядерної зброї та аварій на підприємствах атомної енергетики. Надзвичайно складні ситуації виникають після аварій, коли у зовнішнє середовище потрапляє велика кількість радіонуклідів та забруднюються великі території. Основним джерелом потрапляння цезію ^{137}Cs для населення України – це молочні, м'ясні та зернові продукти. Вміст радіоактивного цезію в одному літрі коров'ячого молока досягає 0,8-1,1 % від добового потрапляння нукліда, козиного – 10-20 %. Але в основному він накопичується у м'язовій тканині тварин: в 1 кг м'яса корів, свиней та курей міститься 4, 20 та 26 % (відповідно) від добового потрапляння цезію. У білок куриних яєць потрапляє менше – 1,8-2,1 %. Ще у більших кількостях цезій накопичується у м'язових тканинах гідробіонтів: активність 1 кг прісноводної риби може перевищувати активність 1 л води більше ніж у 1000 разів (у морських - нижче).

В організм людини ^{137}Cs потрапляє переважно через органи дихання та травлення. Незалежно від шляхів потрапляння близько 80 % ^{137}Cs накопичується у м'язах, 8 % - у скелеті, інша частина відносно рівномірно розподіляється в інших тканинах.

^{137}Cs високотоксичний незалежно від шляхів потрапляння його в організм [3].

Оцінка ризиків при потраплянні ^{137}Cs в організм людини з продуктами харчування

При дослідженні та обчисленні радіаційних ризиків було використано алгоритм, зображений на рис.1.

Якщо a – питома активність деякого радіонукліда, що знаходиться у повітрі, питній воді чи в продуктах харчування, то повна активність цього радіонукліда (A), потрапившого в організм людини за час t (кількість років) дорівнює

$$A = a \cdot M \cdot t, (\text{Бк})$$

де M - маса повітря, води чи продуктів харчування, що потрапила за один рік.

Викликана цією активністю ефективна доза внутрішнього опромінення (H) складає:

$$H = A \cdot \varepsilon, (\text{Зв})$$

де ε - дозовий коефіцієнт радіонукліда. Він полягає у тому, що з його допомогою активність радіонукліда, що потрапив до організму людини, перераховується у відповідну до цієї активності дозу внутрішнього опромінення.

Для радіонукліда ^{137}Cs ці коефіцієнти складають $\varepsilon = 4,6 \cdot 10^{-9} \text{Зв/Бк}$ (потрапляння з

повітрям), $\varepsilon = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{Зв/Бк}$ (потрапляння з водою та їжею).



Рисунок 1 – Алгоритм визначення радіаційних ризиків внутрішнього опромінення

Після обчислення величини дози внутрішнього опромінення розраховується значення індивідуального радіаційного ризику (r):

$$r = H \cdot r_{\varepsilon},$$

де r_{ε} - коефіцієнт індивідуального радіаційного ризику.

Цей коефіцієнт характеризує зменшення тривалості періоду повноцінного життя в середньому на 15 років на один стохастичний випадок смертельного захворювання (головним чином раком). Згідно з нормами НРБУ-97 [6] значення цього коефіцієнта дорівнюють:

$r_{\varepsilon} = 5,6 \cdot 10^{-2} \text{Люд}^{-1} \cdot \text{Зв}^{-1}$ - для виробничого опромінення (тобто для персоналу, що працює з іонізуючим опроміненням);

$r_{\varepsilon} = 7,3 \cdot 10^{-2} \text{Люд}^{-1} \cdot \text{Зв}^{-1}$ – для населення.

Згідно з НРБУ-97 [6] індивідуальний радіаційний ризик вважається допустимим, якщо величина r не перевищує $1,0 \cdot 10^{-6} \text{люд}^{-1} \cdot \text{рік}^{-1}$. Верхньою межею допустимого індивідуального ризику є величина $5,0 \cdot 10^{-5} \text{люд}^{-1} \cdot \text{рік}^{-1}$. Значення r , що перевищує $5,0 \cdot 10^{-5} \text{люд}^{-1} \cdot \text{рік}^{-1}$, є недопустимим.

Для обчислення колективного радіаційного ризику спочатку обчислюється величина колективної дози внутрішнього опромінення. Вона дорівнює добутку індивідуальної дози H на кількість населення, що отримує таке опромінення:

$$K = N \cdot H.$$

Колективний радіаційний ризик R дорівнює добутку колективної дози K на величину коефіцієнта радіаційного ризику r_{ε}

$$R = r_{\varepsilon} \cdot K.$$

Колективний радіаційний ризик R показує кількість випадків проявів стохастичних ефектів, кожний із яких характеризується зменшенням тривалості періоду повноцінного життя в середньому на 15 років [2].

Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля

Оцінка ризиків при потраплянні ^{137}Cs в організм людини при вживанні хліба

Допустимий рівень вмісту ^{137}Cs у хлібобулочних виробах $a = 20 \text{ Бк/кг}$. Якщо мешканці деякого населеного пункту у кількості 100000 чол. будуть вживати їх протягом року, то значення відповідних ризиків будуть такими (табл. 1)

Таблиця 1 – Радіаційні ризики при вживанні хлібобулочних виробів з допустимою питомою активністю ^{137}Cs

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
2616	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	3,4	2,8

Якщо ж мешканці цього ж населеного пункту будуть вживати хлібобулочні вироби з питомою активністю $a = 40 \text{ Бк/кг}$, що перевищує норми НРБУ-97 вдвічі, то відповідні ризики суттєво зміняться. Результати цього дослідження зображено у табл. 2.

Таблиця 2 – Радіаційні ризики при вживанні хлібобулочних виробів з питомою активністю ^{137}Cs

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
40	$6,8 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-6}$	6,8	5,8

Тобто можна спостерігати 6 випадків проявів стохастичних ефектів зменшення тривалості повноцінного життя в середньому на 15 років при вживанні таких хлібобулочних виробів протягом одного року.

Оцінка ризиків при потраплянні ^{137}Cs в організм людини при вживанні питної води

Згідно з НРБУ-97 питома активність ^{137}Cs у питній воді складає $a = 2 \text{ Бк/л}$. Вважаючи, що людина споживає за добу 2 л води, були обчислені відповідні радіаційні ризики загрози здоров'ю людини, зображені у табл. 3.

Таблиця 3 – Радіаційні ризики при вживанні питної води з допустимою питомою активністю ^{137}Cs

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
4	$5,2 \cdot 10^{-8}$	$3,8 \cdot 10^{-9}$	—	—

Як видно з таблиці, у випадку допустимого вмісту цезію у питній воді не буде спостерігатися ніяких стохастичних випадків. Але, як правило, ситуація з вмістом ^{137}Cs у питній воді може бути значно гіршою $a = 11 \text{ Бк/л}$. В такому випадку відповідні ризики будуть більшими. Результати цього дослідження зображено у табл. 4.

Отже можна спостерігати приблизно один стохастичний ефект або у ймовірнісному плані це 10^{-5} .

Оцінка ризиків при потраплянні ^{137}Cs в організм людини при вживанні молока

Згідно з НРБУ-97 питома активність ^{137}Cs у молоці складає $a = 100 \text{ Бк/л}$. Вважаючи, що людина протягом року вживатиме 182,5 кг молочних продуктів, були обчислені відповідні ризики, зображені у табл. 5.

Таблиця 4 – Радіаційні ризики при вживанні питної води з питомою активністю ^{137}Cs $a = 11 \text{ Бк/л}$

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
$8 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-6}$	10	0,7

Таблиця 5 – Радіаційні ризики при вживанні молока з допустимою питомою активністю ^{137}Cs

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
18250	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	24	1,8

В цьому випадку спостерігається приблизно два стохастичних ефекти. Якщо людина буде вживати молоко та молочні продукти з підвищеним вмістом цезію (наприклад, $a = 150 \text{ Бк/л}$), то відповідні ризики будуть вищими. Результати дослідження зображено у табл. 6.

Таблиця 6 – Радіаційні ризики при вживанні молока з питомою активністю ^{137}Cs $a = 150 \text{ Бк/л}$

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
27375	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	35	2,5

З таблиці видно, що при збільшенні активності цезію в молоці в 1,5 рази ризики суттєво збільшуються.

Оцінка ризиків при потраплянні ^{137}Cs в організм людини при вживанні м'яса

Згідно з НРБУ-97 питома активність ^{137}Cs у м'ясі складає $a = 200 \text{ Бк/л}$. Вважаючи, що людина протягом року вживатиме 26,6 кг м'яса, були обчислені відповідні ризики, зображені у табл. 7.

Таблиця 7 – Радіаційні ризики при вживанні м'яса з допустимою питомою активністю ^{137}Cs

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
5320	$6,9 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-6}$	6,9	0,6

Результати дослідження показують, що при вживанні м'яса з допустимим вмістом цезію ризики будуть незначними. Якщо ж у м'ясі буде перебільшений вміст цього радіонукліда, то ситуація зміниться. Результати цього дослідження зображено у табл. 8.

Таблиця 8
Радіаційні ризики при вживанні м'яса з питомою активністю ^{137}Cs $a = 300 \text{ Бк/л}$

A, Бк	H, Зв	r	K, люд·Зв	R
7980	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-6}$	10	0,73

Отже можна спостерігати приблизно один стохастичний ефект при вживанні м'яса, у якого питома активність цезію більша у 1,5 рази відповідно НРБУ-97.

ВИСНОВКИ.

1. Дослідження показало, що навіть при допустимих рівнях вмісту цезію у питній воді, хлібобулочних виробках, м'ясі та молоці можуть спостерігатися помітні негативні наслідки. Найбільше це стосується хлібобулочних виробів, де ризики можуть складати $6 \cdot 10^{-5}$. А наявність допустимих рівнів цезію у питній воді не призводить до появи стохастичних випадків негативних наслідків.

2. Вибір оптимальної стратегії проведення контрзаходів на забруднених територіях повинен ґрунтуватися на аналізі негативних наслідків та ризиків, тому кількісна оцінка ризиків є одним із етапів забезпечення екологічної безпеки.

3. Даний метод обчислення радіаційних ризиків можна застосовувати і для інших небезпечних радіонуклідів з відповідними дозовими коефіцієнтами для подальшого застосування адитивних моделей обчислення ризиків та розробки відповідних контрзаходів, включаючи і страховий

захист населення, що мешкає на забруднених радіонуклідами територіях.

ЛІТЕРАТУРА

1. Башкин В.Н. Экологические риски: расчет, управление, страхование. – М.: Высш. шк., 2007. – 360 с.
2. Ваганов П.А. Как рассчитать риск угрозы здоровью из-за загрязнения окружающей среды. – СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2008. – 129 с.
3. Журавлев В.М. Токсикология радиоактивных веществ. – 2-е изд., перераб. и доп. М.: Энергоатомиздат, 1990. – 336 с.
4. Козьмин Г.В., Сынзыныс Б.И. Управление экологическим риском. – Обнинск: ИАТЭ, 2007. – 96 с.
5. Kammen D.M., Hassenzaht D.M. Should We Risk It? Exploring Environmental, Health, and Technological Problem Solving. Princeton, New Jersey, 1999. – 404 p.
6. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97).- К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. – 121с.
7. Петрусенко В.П. Оцінка ризиків для людини при впливі одного або декількох порогових токсикантів // Науковий журнал «Екологічна безпека». – Кременчук: КрНУ, 2014 - № 1(17). – С. 36-39.

ESTIMATION OF RADIATION HUMAN HEALTH RISKS BY ENTRY INTO THE HUMAN ORGANISM ¹³⁷Cs

V. Petrusenko

National Aviation University

av. Komarov, 1, Kyiv, Ukraine, 03680. E-mail: petrusenko76@ukr.net

In this article it is considered the important problem of radiation risks estimation of internal human irradiation by entry into the human organism of cesium ¹³⁷Cs with drinking water, milk, meat and bakery goods. It is provided short characteristics of radionuclide, basic sources and ways of entry into environment and into the human organism. The correspondent collective and individual risks were calculated by consumption of these products in the populated place with 100 000 residents. By their calculation the meanings of dose coefficient of cesium ¹³⁷Cs for population were used. It is considered the cases of the correspondent food products and drinking water consumption with permissible content of radionuclide as well as activity exceeding the correspondent standards. This problem of exceeding the permissible content of this radionuclide in food and drinking water is actual nowadays. It was demonstrated the stochastic effects as amount of cases for life duration reduction among population.

Key words: effective dose, internal irradiation, specific activity, radiation risk, stochastic effect, cesium.

REFERENCES

1. Bashkin V.N. (2007)., *Ecologicheskie riski: raschet, upravlenie, strahovanie* [Ecological risks: calculation, management and insurance], Vysshaya shkola, Moscow, Russia.
2. Vaganov P.A. (2008), *Kak raschitat risk ugrozy zdorovju iz-za zagryazneniya okruzhayushey sredy* [How to calculate the risk of health hazards due to contamination of the environment], Saint Petersburg University, Saint Petersburg, Russia.
3. Zhuravlyov V.M. (1990), *Toksikologiya radioaktivnykh veshchestv* [Toxicology of radioactive substances], 2nd publication, amended, Energoatomizdat, Moscow, Russia.
4. Kozmin G.V. and Synzynys B.I. (2007), *Upravlenie ekologicheskim riskom* [Ecological risk management], IATE, Obninsk, Russia.
5. Kammen D.M. and Hassenzaht D.M. (1999), *Should We Risk It? Exploring Environmental, Health, and Technological Problem Solving*, Princeton, New Jersey, USA.
6. (1997) *Normy radiatsiynoi bezpeky Ukrainy* [Standards of radiation safety of Ukraine], Department for Printing of Ukrainian Centre of State Sanitation and Epidemiological Surveillance of the Ministry of Health of Ukraine, Kyiv.
7. Petrusenko V. (2014), «Environmental risk assessment of the influence of or more threshold toxicants on a person». *Scientific journal of Ecological, safety*, vol. 1(14), pp. 36-39.