



БЪЛГАРСКА АГЕНЦИЯ ПО БЕЗОПАСНОСТ НА ХРАНИТЕ ЦЕНТЪР ЗА ОЦЕНКА НА РИСКА

✉ гр. София, 1606, бул. "Пенчо Славейков" № 15А
☎ +359 (0) 2 915 98 20, 📠 +359 (0) 2 954 95 93, www.babh.government.bg

СТАНОВИЩЕ ОТНОСНО ВЪЗМОЖНИТЕ ПРИЧИНИ ЗА УСТАНОВЯВАНЕ НА ЗАВИШЕНИ НИВА НА ^{137}Cs В ДИВОРАСТЯЩИ ГЪБИ С ПРОИЗХОД ОТ БЪЛГАРИЯ ^{а), б)}

Аварията в атомната електроцентрала в Чернобил през 1986г. е най-тежката в историята на ядрената индустрия, която и до днес създава екологични проблеми, свързани с радиоактивно замърсяване в някои региони на Европа. В редица страни все още се установяват завишени нива от ^{137}Cs в почвата, горската растителност, диворастващи гъби и дивеч. Метеорологичните условия, релефа, типа на отлагането и валежите, съпътствали радиоактивния облак в България са създали предпоставка за отлагане и трайно радиоактивно замърсяване в определени райони от страната, особено в планинските части на Южна България. Наличието на повишени нива на радионуклиди в диворастващи гъби от България, набрани от тези райони, предполага като най-вероятна причина последствията от инцидента в Чернобил, тъй като изследванията на почвите от тези местности показват завишени нива на ^{137}Cs , а дивите гъби се характеризират със способност в значителна степен да акумулират радионуклиди.

Проведени изследвания в България на нивата на ^{137}Cs в диворастващи пресни гъби, а също и данните от нотификациите, получени посредством системата Rapid Alert System of Food and Feed (RASFF), дават основание да се заключи, че при видовете златист пачи крак (*Craterellus lutescens*), сивожълт пачи крак (*Craterellus tubaeformis*) и жълта рогачка, известна още с името „овчи крак“ (*Hydnum repandum*), най-често се наблюдава подчертана склонност към натрупване на този радионуклид.

Ключови думи: диворастващи гъби, *Hydnum repandum*, ^{137}Cs , Чернобил, *Craterellus lutescens*, *Craterellus tubaeformis*

^{а)} доц. д-р Бойко Ликов, д-р Георги Чобанов, д-р Бистра Бенкова, д-р инж. Снежана Тодорова, д-р Росица Димитрова, Георги Балджиов, д-р Сибела Попова, Център за оценка на риска (ЦОР) към Българска агенция по безопасност на храните (БАБХ)

^{б)} ЦОР изказва своята сърдечна благодарност за оказаното съдействие при изготвянето на становището на следните организации:

- БАБХ, Дирекция „Контрол на храните“ (д-р Л. Кулински, инж. Дробенов, д-р Аксиния Антонова)
- Агенция за ядрено регулиране (Зам. председател Лъчезар Костов)
- Лаборатория по „Радиоестрология и радиоизотопни изследвания“ към Институт по почвоведение „Н. Пушкиров“ (проф. Лидия Мишева, доц. Донка Станева, Иванка Йорданова, Цветанка Бинева)
- Централна лаборатория по ветеринарно-санитарна експертиза и екология (доц. д-р Кирил Киров)
- Национален център по радиобиология и радиационна защита (проф. Радостина Георгиева, инж. - физик Виктор Бадулин)
- Национален център за обществено здраве и анализи (доц. Стефка Петрова)

**SCIENTIFIC OPINION ON THE MOST POSSIBLE REASONS FOR
INCREASED LEVELS OF ¹³⁷Cs IN WILD MUSHROOMS
WITH BULGARIAN ORIGIN**

The accident at the Chernobyl nuclear reactor on April 26, 1986 was the most severe accident ever to occur in the nuclear power industry. Until nowadays it causes ecological issues related to the radioactive contamination in some areas in Europe. Many countries still declare high levels of ¹³⁷Cs in soil, plants, wild mushrooms and game. Factors as the meteorological conditions, the relief, type of deposition and rainfalls that accompanied the radioactive cloud in Bulgaria have created a precondition for depositing and long-term radioactive contaminating in particular areas of the country, particularly in the mountain regions in South Bulgaria. The presence of high levels of radionuclides in wild mushrooms from Bulgaria collected from these regions poses the consequences of Chernobyl as the most possible reason since this is in agreement with the increased levels of ¹³⁷Cs determined in the soils of these regions. The increased levels of radioactivity found in wild mushrooms are also a result of their ability to accumulate radionuclides in a high extent.

The results of studies carried out in Bulgaria for the levels of ¹³⁷Cs in fresh wild mushrooms and the data from the notifications of the Rapid Alert System of Food and Feed (RASFF) lead to the conclusion that the species *Craterellus lutescens*, *Craterellus tubaeformis*, *Hydnum repandum* are the most frequently observed to have marked tendency to accumulate this radionuclide.

Key words: wild mushrooms, *Hydnum repandum*, ¹³⁷Cs, Chernobyl, *Craterellus lutescens*, *Craterellus tubaeformis*

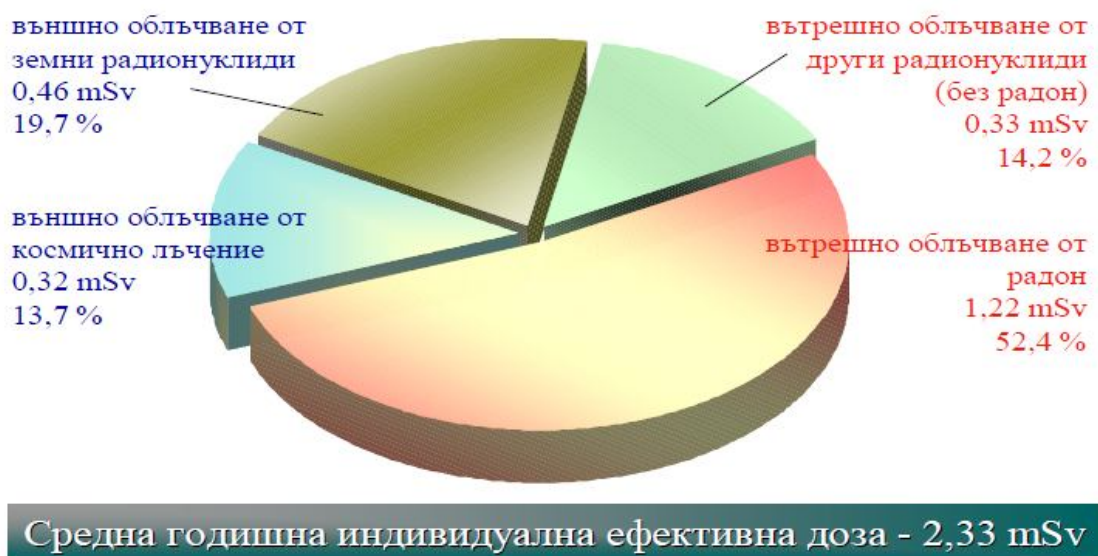
Съдържание

1. Радиоактивност	4 стр.
2. Причини за радиоактивно замърсяване на околната среда	5 стр.
3. Последици от Чернобил за околната среда	6 стр.
4. Радиоактивно замърсяване в България след аварията в Чернобил	7 стр.
5. Други аварийни ситуации, свързани с радиоактивно замърсяване в околната среда	9 стр.
6. Радиоактивно замърсяване на растенията	10 стр.
7. Радиоактивно замърсяване на почвите	11 стр.
8. Диворастящи гъби	14 стр.
9. Принос на консумацията на гъби с повишено съдържание на ^{137}Cs към ефективната доза радиация	15 стр.
10. Нотификации, получени посредством системата RASFF за високи нива на ^{137}Cs в гъби с произход от България	19 стр.
11. Изводи и препоръки	20 стр.
12. Литература	23 стр.
13. Приложение 1	24 стр.
14. Приложение 2	25 стр.

1. Радиоактивност

Животът на Земята е възникнал и се е развивал в условия на радиоактивност [1]. Тя бива естествена (т. нар. естествен радиоактивен фон) и техногенна, т.е. възникнала в резултат от човешката дейност. Радиоактивността представлява свойството на някои атоми спонтанно да излъчват енергия под формата на частици или лъчи. При разпада си радиоактивните атоми излъчват йонизираща радиация. Познати са три основни вида йонизиращи лъчения: α – частици, β – частици и γ - и ренгеново-лъчение. Скоростта на излъчване или броят на разпадите за единица време, се нарича „активност”. Единицата за измерване на активността е Бекерел - Bq (един разпад за секунда), а за отчитане на влиянието на йонизиращите лъчения върху човека се използва т. нар. **еквивалентна доза**. Тя е равна на погълнатото количество енергия, умножена по коефициент, зависещ от увреждащото действие на вида лъчение и се измерва в Сиверти - Sv ($1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$).

Всеки човешки индивид се ражда и живее в естествена радиационна среда. Източници на естествения, природен радиационен фон са космическите лъчи, достигащи до Земята, и радионуклидите в земната кора, които оттам попадат в почвата, строителните материали, въздуха, храната, водата. В зависимост от местоживеенето годишното фоново облъчване варира от 1 до 10 mSv, като средната стойност на ефективната доза от природния радиационен фон, характерна за населението на България за една година е 2.33 mSv (Фигура 1).



Фигура 1 Природен радиационен фон в България

Освен от природния радиационен фон човешката популация е изложена на облъчване от различни техногенни източници на радиация. Надфоновото облъчване на хората започва през XX век с прилагането на рентгеновите лъчи в медицината, а по-късно и на други източници на йонизиращи лъчения в промишлеността, енергетиката и други сфери на човешката дейност. Докато фоновото облъчване остава практически непроменено във времето, надфоновото нараства интензивно през годините. За българското население то достига максимума си от 3.4 mSv през 1980 г., а след 1990-

1991 г. намалява поради закриване на урановото производство в България и достига около 50% от облъчването от природния радиационен фон.

2. Причини за радиоактивно замърсяване на околната среда

Радиоактивно замърсяване на околната среда може да настъпи след авария в атомна електроцентрала или предприятие от ядрения топлинен цикъл, нарушени правила за безопасна работа с източници на йонизиращи лъчения или други нерегламентирани действия с ядрени материали [2].

В резултат на човешката дейност могат да се получат радиоактивни замърсявания от естествени и изкуствени радиоактивни елементи. Отделяне на естествена радиоактивност в околната среда се получава и при дейности, които не са свързани пряко с използването на радиоактивни материали. Пример за това са производството на електроенергия чрез преработване на каменни въглища и нефтопродукти, производство на фосфорни торове, употребата на фосфогипс за строителни цели и др. При тези производства се отделят елементи като ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{228}Th и др. [1].

Обектите на уранодобивната промишленост също са потенциален източник на радиоактивно замърсяване. Отпадъците от този вид производство попадат в хвостохранилища, които за дълъг период от време след прекратяване на работата си и при неправилно съхранение могат да бъдат източник на радиоактивно замърсяване. След поэтапното закриване и ликвидиране на последствията от добива и преработката на уранова суровина в България, основните радиационни фактори, които определят външното и вътрешно облъчване на населението, живеещо в районите, замърсени в една или друга степен от уранодобива, са свързани с наличието на естествени радиоактивни елементи в насипите, хвостохранилищата, рудничните отпадни води и др. Засегнатите райони подлежат на радиоекологичен мониторинг.

Потенциален радиоекологичен проблем за България представлява и атомната електроцентрала в Козлодуй. Нормалната експлоатация е свързана с изхвърляне в атмосферния въздух на изкуствени радионуклиди (предимно във вид на благородни газове, аерозоли и радиоактивен йод), на течни радиоактивни изхвърления в р. Дунав, както и с получаването на твърди радиоактивни отпадъци. Провежданият от 1972г. системен радиационен контрол на обекти от сухоземната екосистема в района на АЕЦ “Козлодуй” не показва стойности, отличими от фоновите. Извършените радиационни изследвания на водната екосистема в района на АЕЦ “Козлодуй” свидетелстват за незначително въздействие на централата върху р. Дунав, като промените в радиационния статус остават в границите на нормативните изисквания.

Друг източник на радиоактивно замърсяване са дейностите, свързани с използването на атомната енергия за военни цели и преди всичко провежданите до 1962г. опити с ядрено оръжие в атмосферата [1].

Най-тежки замърсявания на околната среда се получават при аварийни ситуации. Аварии могат да бъдат предизвикани от инциденти при експлоатацията в атомни централи, както и при транспортиране и съхранение на радиоактивни материали, терористични актове и др. Най-ярък пример за подобен инцидент е тежката авария в

Чернобилската АЕЦ през 1986г., довела до масивни отлагания на радиоактивни материали и промяна в радиационния статус на цяла Европа [3]. Типични техногенни радионуклиди, генерирани в резултат на такива аварии са ^{90}Sr и ^{137}Cs , които замърсяват трайно околната среда и създават опасност за биологичните обекти за дълъг период от време. Радиоактивният цезий е дълго живущ (^{134}Cs има време на полуразпад от около 2 години, а ^{137}Cs около 30 години) и може да остане в околната среда за дълго време. ^{90}Sr има време на полуразпад от около 29 години, но изотопите на стронция са относително слабо разпространяващи се в околната среда и създават проблем най-вече на локално ниво.

3. Последници от Чернобил за околната среда

Аварията в атомната електроцентрала в Чернобил през 1986г. е най-тежката в историята на ядрената индустрия, причинила огромно освобождаване на радионуклиди на големи територии в Беларус, Украйна и Руската федерация. Голяма част от територията на Европа също е засегната [4]. Тъй като някои от радионуклидите са с дълъг период на полуразпад, все още се установяват райони, в които се наблюдават последствия от бедствието, и то най-вече установяване на радиоактивно замърсяване на диворастящи продукти като билки и гъби, а също и дивеч.

Обширно проучване на замърсяването с ^{137}Cs след аварията в Чернобил, осъществено през 1990г. е установило, че най-високи нива на радионуклиди са разпространени в Беларус, Русия и Украйна, но едно огромно количество е достигнало райони извън тези страни на териториите на Бившата Югославия, Финландия, Швеция, България, Норвегия, Румъния, Германия, Австрия и Полша. В някои доклади се споменава, че по отношение на площта е засегната 40% от територията на Европа (3 900 000 km²), контаминирана с над 4 000 Bq/m² [5]. В много страни все още съществува контрол и мониторинг на производството, транспорта и консумацията на определени храни, замърсени от аварията в Чернобил, тъй като завишени нива от ^{137}Cs все още остават в почвата и растенията.

По принцип горите в планинските региони имат силно филтриращи свойства по отношение на радиоактивните отлагания [6]. Радиоактивността задържана в тях, като цяло е по-висока, отколкото в селскостопанските райони. При замърсяване на горите, техните специфични екологични свойства довеждат до по-висока степен на задържане на всички замърсяващи радионуклиди. През първите дни след аварията в Чернобил, около 70-80% от радиоактивното отлагане е задържано в горните, надземни части на дърветата, като поемането на радионуклиди от иглолистните гори е било 2-3 пъти по-ефективно в сравнение с широколистните и 7-10 пъти по-значимо в сравнение с другите типове екосистеми (ливади, равнини).

Горските почви са стабилни, те не се обработват и това довежда до усиляване на преминаването на радионуклиди от почвите в растенията. Това се отнася предимно до мъховете, лишите и гъбите, но също и до горските треви и други растителни видове. В резултат на тази миграция, е възможно и в дивеча да се установи по-високо съдържание на радионуклиди. Така например, изследване от 2002г. показва че, в държави като Австрия, Италия, Швеция, Финландия, Литва и Полша се

установяват нива на ^{137}Cs от по няколко хиляди Bq/kg в дивечово месо, диворастващи гъби и горски плодове. В Германия, Федералния Институт за Защита от Радиация (BfS) в годишния си доклад за 2004г. констатира, че дивите свине все още показват високи нива на ^{137}Cs , особено тези от южните части на страната. В 15% от изследваните от BfS проби установените нива са в рамките на нормативната стойност, констатирана от Европейската Комисия - 600 Bq/kg (Регламент (ЕО) № 733/2008 - Приложение 1), докато 20% показват нива по-високи от 10 000 Bq/kg.

Най-съществен проблем, от гледна точка на радиоактивно замърсяване, има при горските гъби, в които и до сега се откриват високи нива на ^{137}Cs в Скандинавските страни, Германия, Австрия, а също и в България, особено в горски райони с по-голяма надморска височина и иглолистна растителност [6].

4. Радиоактивно замърсяване в България след аварията в Чернобил

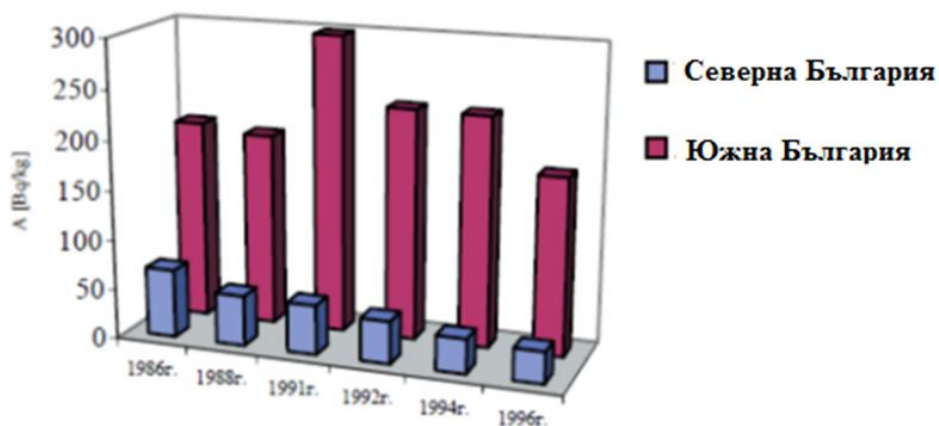
Отлагането на радионуклиди след ядрената авария в Чернобил през 1986г. е довело до екологични проблеми, свързани с радиоактивно замърсяване на почвата, водата и растителността на територията на Европа и в голяма степен и на България. Вследствие на трансграничния пренос на над 20 радионуклида, изхвърлени в атмосферата, в България рязко се увеличава радиоактивното замърсяване на обектите на околната среда, в т.ч. хранителните суровини и продукти. Метеорологичните условия на пренос на радиоактивния замърсител, високото съдържание на биологично опасни радионуклиди в него, неравномерното с „петнист“ характер замърсяване на територията на страната и съвпадането с вегетационния период на растенията и лактацията на животните, е предизвикало остра, лавинноразвиваща се в началото, но бързо затихваща радиационна обстановка. Това замърсяване е най-мощното в историята на страната ни. Средната активност на денонощните отлагания (без ^{131}I) е оценена на 27 mBq/m³. В следствие на това, през първите дни Чернобилското радиоактивно замърсяване превишава многократно нивата, достигнати през периода на интензивните ядрени опити до 1963г. и създава сложна конфигурация на отложените активности върху земната повърхност с ясно изразено влияние от надморската височина. Средните месечни фонове стойности са били превишени, както следва:

- 90 до 1 400 пъти в Северна България
- 340 до 1 700 пъти в Южна България
- 1 300 до 31 000 пъти в планинските райони

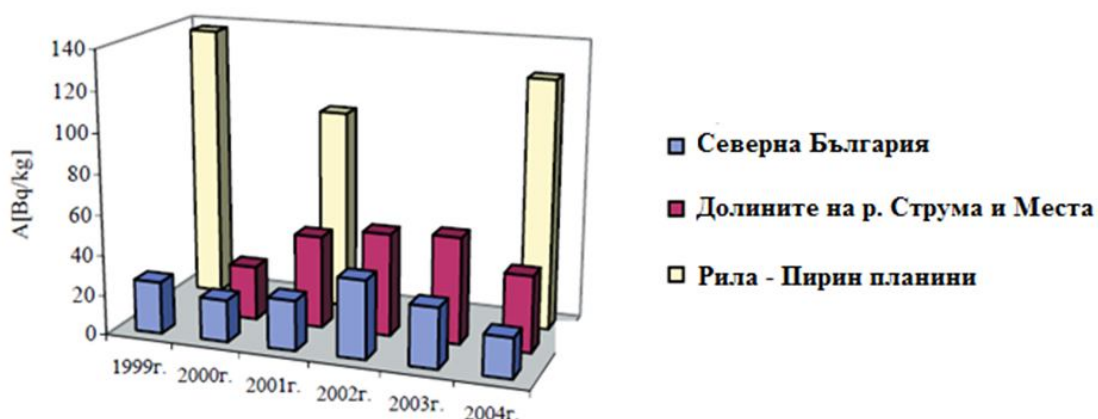
Изследванията показват, че Южна България е била засегната от радиоактивните отлагания в значителна степен, като високи нива на ^{137}Cs са установени особено за планинските райони в тази част на страната. На по-големите надморски височини отлаганията са били по-интензивни и съответно мощността на дозата на гама-лъчението по-висока. Средното радиоактивно замърсяване на земната повърхност в Южна България е превишило 2.2 пъти това в Северна България като се е характеризирало с подчертано нехомогенно разпределение [6]. В райони, намиращи се на няколко километра един от друг, са измерени стойности, различаващи се с повече от един порядък. Теренните карти, получени с помощта на аеро-γ-спектрометрични измервания, показват наличие на значителни по брой „горещи

петна“, с различни специфични активности и изотопен състав. Характерните им площи възлизат на няколкостотин квадратни метра, а специфичната им активност превишава тази на околната територия с повече от един порядък. Тези нехомогенности са характерни за планинските райони и значително по-слабо изразени в равнините.

Няколко години след инцидента в Чернобил са проведени изследвания на необработваеми почви от различни райони в страната - високопланински местности, полупланински и равнинни райони (района на АЕЦ “Козлодуй” и поречието на р. Дунав), при които е установено завишаване на нивата на техногенни радионуклиди, основно ^{137}Cs и ^{90}Sr , в изследваните български почви [7]. **Данните показват, че за периода 1986-1996г. съдържанието на ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвите от Южна България и по-специално от високопланинските райони (Родопите и Рила планина) е четири до пет пъти по-високо от това в Северна България и Софийското поле (Фигура 2).** За Южна България средните стойности варират през тези години от 160 до 280 Bq/kg, докато за Северна между 40 и 60 Bq/kg. Това може да се обясни с разликите в надморската височина и най-вече с факта, че радиоактивният облак през 1986г. е преминал през Южната територия на страната и получената радиоактивност там е значителна. Освен повишаване на радиоактивността в тази част на страната е установена и силна нехомогенност на замърсяването, дори в рамките на малки площи (десетки квадратни метра). Най-вероятната причина за тази нехомогенност е типа на отлагането след инцидента в Чернобил, което е било осъществено за кратко време в комбинация с проливни дъждове на места, съпровождали радиоактивния облак. За сравнение в Гърция данните показват средни стойности за нивата на ^{137}Cs в почвите за периода 1986-1990г. от порядъка 44.3 ± 28.6 Bq/kg, което е няколко пъти по-ниско от установеното за Южна България. Причините за тези различия се дължат на разликите в метеорологичните условия, типа на отлагането и различията в надморската височина. Важен фактор е била и развитата вече растителна покривка, поела и трайно фиксирала значителна част от радиоактивните атмосферни отлагания.



Фигура 2 Средни стойности на съдържание на ^{137}Cs в почвата [Bq/kg, dry wt] за периода 1986 – 1996г.



Фигура 3 Средни стойности на съдържание на ^{137}Cs в почвата [Bq/kg dry wt] за периода 1999 – 2004г.

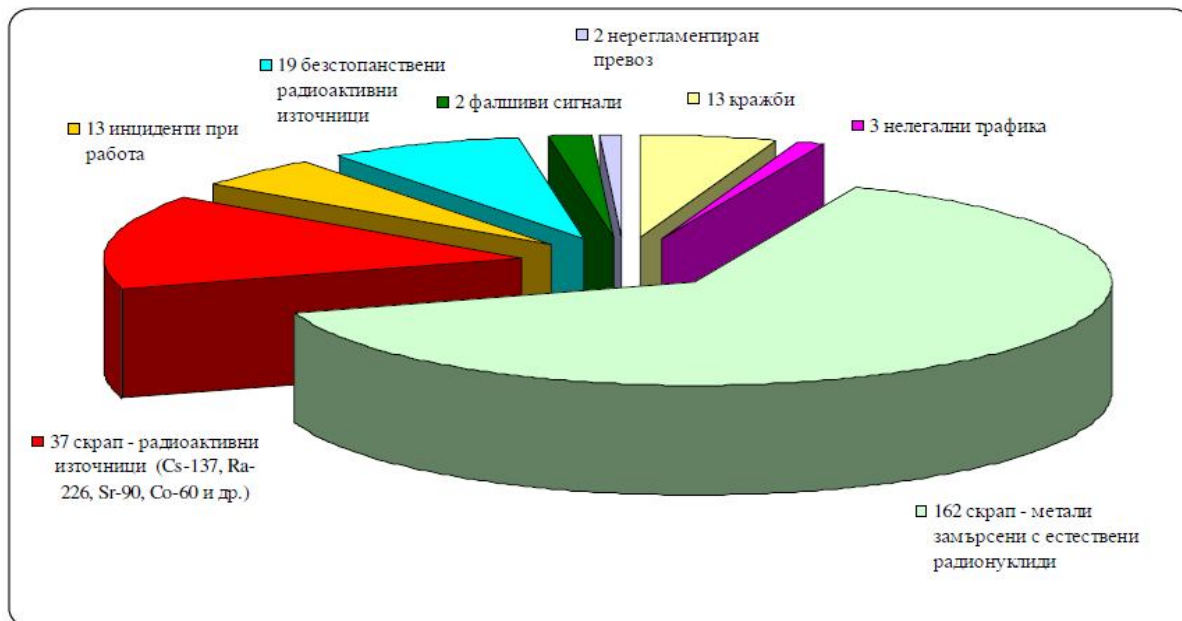
През 1991г. се наблюдава тенденция за нарастване на средната стойност на съдържанието на ^{137}Cs в Родопите. Освен в Родопите, високи нива на замърсяване са наблюдавани и в Рила и Пирин (Фигура 3), което съответства и на географското им разположение. Това най-вероятно се дължи и на факта, че по-активна растителна маса (борови иглички) прониква в почвите, поради специфичната растителност в тази област. **Данните показват по-високо замърсяване на почвите в местности с иглолистни гори в сравнение с широколистните.** За природните екосистеми в Рила проведени изследвания през 2005г. показват, че активната концентрация на ^{137}Cs е между 624 Bq/kg и 827 Bq/kg, а в централните части на Стара планина стойностите са с по-високи вариации от 11 Bq/kg до 2543 Bq/kg [8]. Нивото на пространствено замърсяване, представено на единица площ в kBq/m^2 , показва замърсяване с плътност на ^{137}Cs на почвите в Рила от 0.57 до 6.0 kBq/m^2 , докато в Централна Стара планина регистрираните стойности варират от 1.2 до 19.6 kBq/m^2 .

5. Други аварийни ситуации, свързани с радиоактивно замърсяване в околната среда

У нас и в световен мащаб често се случват радиационни аварийни ситуации извън ядрени съоръжения, като загубване, кражба и нелегален трафик на ядрени и радиоактивни вещества, намиране на безстопанствен радиоактивен източник, радиоактивен метален скрап и др. [9]. Тези ситуации са породени най-често от неправилна работа и съхранение на радиоактивните източници, но не трябва да се пренебрегва и възможността за злонамерени действия и нелегален трафик с тях. Такива източници също могат да породят радиоактивно замърсяване в околната среда в конкретни райони от страната, а от там могат да бъдат причина за установяване на завишени нива от радионуклиди по хранителната верига.

За периода 1998 – 2010г. в страната са станали общо 251 радиационни аварийни ситуации (Фигура 4) [9]. Около 79 % от случаите (199 броя) са свързани с метален скрап, в който са открити материали с повишена радиоактивност. Най-често (162 случая) това са прибори или детайли, върху които е нанесено флуоресциращо покритие

със съдържание на ^{226}Ra . В останалите случаи (37 случая) са открити радиоактивни източници – ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{85}Kr , ^{226}Ra , ^{90}Sr , ^{241}Am и др.



Фигура 4 Разпределение на аварийните ситуации в зависимост от техния характер

6. Радиоактивно замърсяване на растенията

Радионуклидите се задържат в повърхностния почвен слой, като почвата изпълнява роля на дълготраен резервоар, от който радионуклидите непрекъснато постъпват в растенията и цялата биосфера [7]. Растенията са главният посредник за постъпването на радиоактивните продукти в биологичната верига. Факт е, че в тях може да се акумулират количества, които не им причиняват увреждане, но в същото време представляват опасност за животните и човека.

В растенията радионуклидите постъпват по два основни начина:

1. Чрез надземните растителни органи – чрез непосредствено контаминиране на листата и стъблата, при локални и глобални отлагания в ранните етапи след инцидента. С най-голяма способност за миграция се отличават ^{134}Cs и ^{137}Cs , които с оттока на асимилатите (физиологичен процес, при който синтезираните чрез процеса фотосинтеза захари в листата се транспортират посредством ликовата проводяща тъкан до корена, стъблото, цветовете, плодовете и семената) се натрупват във всички останали органи на растението.

2. Чрез кореновата система, в по-късните етапи след падането на радиоактивните утайки. Установено е че, много радиоизотопи се задържат силно в кореновата система на растенията и се отлагат слабо в надземните им части. Постъпилите радиоактивни изотопи в надземните части на растенията се концентрират повече във вегетативните органи и твърде малко в семената и плодовете. Те се акумулират повече в листата, отколкото в стъблата.

Докато въздушното радиоактивно замърсяване на растенията има преобладаващ характер през първите дни и седмици след радиоактивна авария, особено когато растенията са в активна вегетация, то по-късно и особено след като атмосферата се очисти от радионуклидите, почвата става главния източник на замърсяване на растителността и от там на животните и човека. Съединенията на ^{137}Cs са добре разтворими във вода, предимно в катионна форма, което предполага по-лесното им приемане от растенията при замърсявания в почвите.

След радиационна авария горската и горско-дървесна растителност претърпява повърхностно аерално замърсяване в най-горните си части при сухо време или радионуклидите се отмиват и придвижват по стволите и короните при валежи. При това се формират вертикални водни потоци, поради което около тях се образуват локални участъци с повишена плътност на замърсяване.

Почвата в горските екосистеми обуславя висока степен на преминаване на радионуклидите в растенията под дърветата. В зависимост от горските видове и пояси се формират и зони на замърсяване. При иглолистни дървета, вследствие валежи и отмивания, радионуклидите попадат в падналите под стволите иглички и част от тях се фиксират там. Друга част се фиксира в почвено-торфената, богата на органични вещества, покривка. При наличието на широколистна растителност и дървета, отмитите радионуклиди попадат както под дърветата така и пряко върху растящите под тях ниски горски растения, полу-паразитни мъхове, лишей, които имат свойството да акумулират радионуклиди, явяващи се естествен горски филтър. Високо ниво на замърсяване с радиоактивен цезий при някои видове (лишей, мъхове, гъби) може да се наблюдава години след аварията.

7. Радиоактивно замърсяване на почвите

Сумарната техногенна γ -активност в почвите на България след аварията в Чернобил е нараснала между 10 и 300 пъти. За ^{137}Cs това превишение е било 3-10 пъти, достигащо в отделни случаи до 50 пъти над характерните фонові стойности. Този факт се дължи предимно на сезонните особености, характерни за климато-географските условия в страната към периода непосредствено след аварията.

Радионуклидите се задържат в повърхностния почвен слой, където с течение на времето са подложени на хоризонтална и вертикална миграция. Почвата в зависимост от своите физико-химични свойства, механичен и минерален състав, може да абсорбира, задържа, утаява и обезврежда при определени условия радионуклидите, но тя в същото време и ги отдава на растенията с различна интензивност, може да ги пропуска при промиване, да постъпват в подпочвените води и да замърсяват питейните води, водоемите и др. **Така почвата може да служи като бариера за радиоактивните замърсители към растенията и гъбите, но в същото време да бъде и резервоар, който дълги години ще ги подхранва с радиоелементи.** В почвата радионуклидите се намират във водоразтворима, обменна и необменна форми, което определя последващото им поведение в системите „почва-повърхностни и подпочвени води“ и „почва-растения“. Типът на почвите, минералният им състав и съдържанието на органични вещества, както и климатичните условия, влияят на способността на

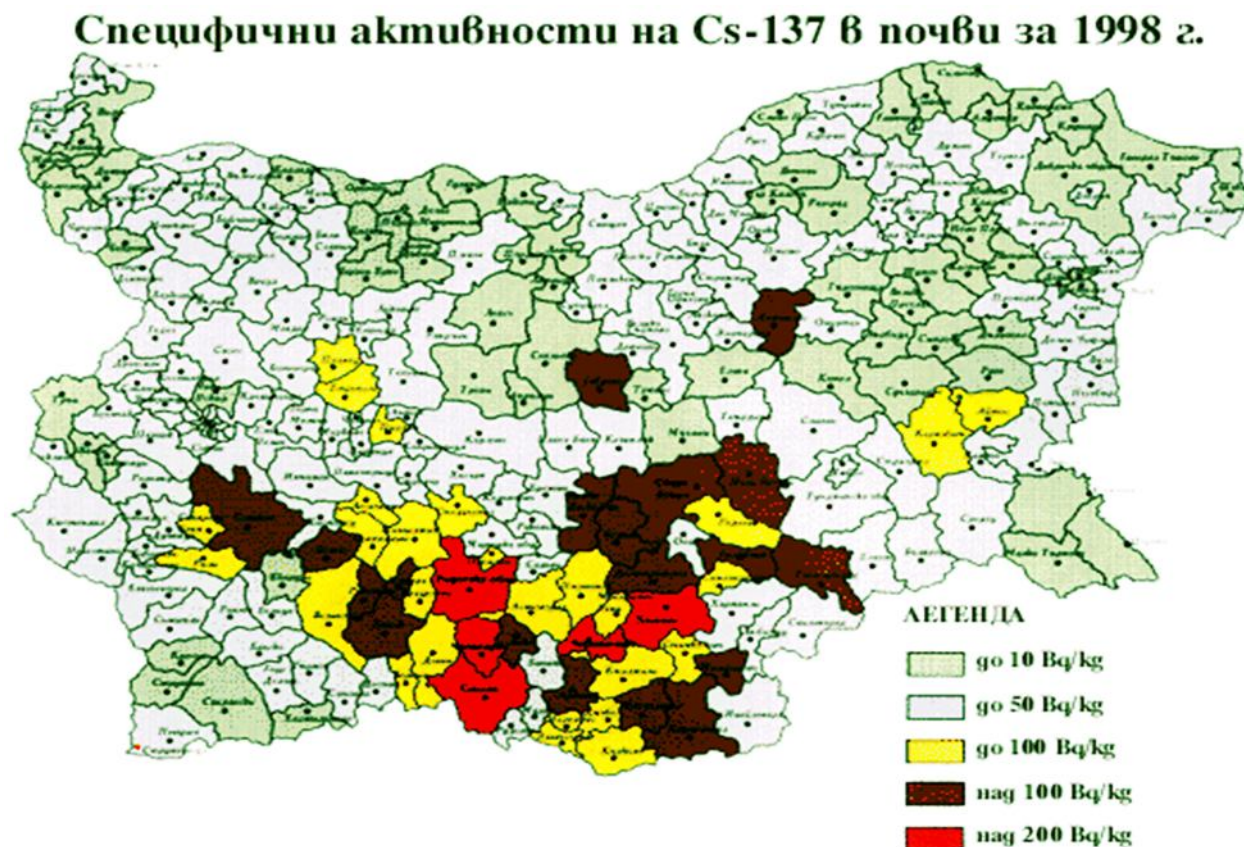
радионуклидите да се преместват и да попадат в повърхностно течащите и подпочвените води. Тези характеристики определят и достъпа на радионуклидите до растенията и гъбите. Здравината на свързване на радионуклидите в почвата е един от основните фактори, влияещи върху усвояването им от растенията. Установени са съществени различия в усвояването и натрупването на цезий в растенията в зависимост от почвеното различие [7, 8]. Почви с високо хумусно съдържание в по-голяма степен сорбират радионуклидите. С увеличаване съдържанието на глини в почвата нараства и здравината на свързване на изотопите в почвения комплекс, намалява концентрацията им в хранителния разтвор и поглъщането им от кореновата система на растенията. Например, установено е, че радионуклидите се натрупват най-слабо при растения, отгледани върху смолницата, която е богато колоидна почва, съдържаща големи количества монтморилонитови глини [1]. Освен това за една и съща почва абсорбирането на радионуклидите от почвата нараства в следния ред: $^{106}\text{Ru} < ^{90}\text{Sr} < ^{144}\text{Ce} < ^{137}\text{Cs}$. ^{137}Cs е с голяма абсорбираща способност и най-слабо се влияе под въздействие на условията в почвата [7, 10].

Съединенията на ^{137}Cs са добре разтворими във вода, което предполага полесното им преминаване в растенията. В повечето типове почви обаче, цезиевият йон трайно се сорбира от някои глинести минерали и се изключва от обменните процеси. Преминаването на радиоактивен цезий в растенията, освен от количеството и вида на присъстващите в почвата глинести минерали, зависи и от нейната киселинност и концентрацията на калиеви, амониеви, цезиеви и рубидиеви йони. Цезий и стронций се поглъщат от растенията посредством механизми, аналогични съответно за калий и калций, и поглъщането им в растенията зависи от наличието на техните аналози. **По-висок преход на ^{137}Cs в растенията се наблюдава при почви с относително ниско съдържание на глинести минерали, с кисела реакция и ниско съдържание на достъпен калий [2].**

Проведено изследване в България по отношение на усвояемостта на цезий, показва, че в зависимост от почвените характеристики за акумулацията на радиоцезий от растенията, изследваните почви могат да се подредят в следния ред: канелено подзолиста > сива горска почва > алувиалноливадна > излужен чернозем [1, 10]. При сивата горска и канелено подзолистата почва коефициентите на натрупване в растенията са най-високи. Канелено подзолистата почва се характеризира със сравнително нисък абсорбиционен капацитет, ниско съдържание на хумус и абсорбтивен калий, както и с по-висока киселинност, което допринася за по-високата способност за навлизане на радионуклида в растенията, виреещи при такива почви.

При изследване на миграцията на ^{137}Cs в почвата в дълбочина, през първите месеци след инцидента 1986г. се установява неговото проникване до 30 см, докато през следващите години не се наблюдава съществена промяна на разпределението, следователно миграционния процес не е повлиял съдържанието на ^{137}Cs в повърхностния почвен слой. Скоростта на миграция в дълбочина на ^{137}Cs в горските почви варира според вида на почвата и е оценена да бъде между 0.4 и 1.2 см/година, което съответства на 6 и 18 см в дълбочина за период от 15 години. Някои проучвания сочат, че 80% от ^{137}Cs се намират в горните 15 см на почвите [8].

Поради факта, че в най-голяма степен от ядрената авария в Чернобил са засегнати почвите в Южна България, те са обект на контролни наблюдения в системата за радиологичен мониторинг на околната среда. През 1998 г. е осъществен периодичен контрол и оценка на специфичните активности на естествените и техногенни радионуклиди в над 600 проби от необработваеми почви от цялата страна (Фигура 5). Резултатите за отчетените специфични активности на ^{137}Cs в почвите са най-високи за южната част на страната и по-специално отделни райони на Родопите и потвърждават връзката с аварията от Чернобилската АЕЦ.



Фигура 5 Съдържание на ^{137}Cs в почви, 1998г. (Годишен доклад за състоянието на околната среда в България, ИАОС, 1998г.)

Данните от 2009г., [11] съобразно Националния доклад на Изпълнителната агенция по околна среда (ИАОС), показват, че разпределението на специфичната активност на техногенния ^{137}Cs , отложен в следствие на аварията в почвите на България, се запазва с течение на годините и същите райони от страната се характеризират с най-висока степен на радиоактивно замърсяване (Приложение 2). Най-високи стойности през годината са регистрирани в Пловдивска и Смолянска области, като напр.: с. Манастир- 340 Bq/kg, с. Бяла черква – 215 Bq/kg, с. Широка лъка – 157 Bq/kg, гр. Лъки - 147 Bq/kg, гр. Батак - 124 Bq/kg, с. Мугла - 113 Bq/kg, Рожен – 106 Bq/kg [11]. Сравнено с данните от предходни години се наблюдава общо понижаване на специфичната активност на техногенния ^{137}Cs , което се обяснява с глобалното му преразпределение при естествените миграционни процеси. Характерното наличие обаче, на определени местности с по-високи нива на

замърсяване определя вероятността диворастващи видове от такива местности да съдържат нива от радиоактивен цезий над установените норми. Това е характерно особено за местата с по-висока надморска височина, в планински и горски местности. Както се вижда на картата (*Приложение 1*), областта, заемана от Родопския масив, се характеризира с най-много места и най-високи измерени стойности за ^{137}Cs , отчетени за страната. За това не е случайно, че най-често се регистрират завишени нива на радиоактивност при гъби, брани от района на Родопите.

8. Диворастващи гъби

Гъбите се отличават със способността да акумулират в значителна степен някои радионуклиди, особено изотопите на цезия. Те, заедно с лишейте и мъховете се считат като индикатори за наличието на радионуклиди в екосистемите [12]. Селективната абсорбция на радиоцезий от почвата, която проявяват гъбите се дължи на тяхното предпочитание към химически много сходния елемент калий, който за тях е необходима неорганична съставка. ^{137}Cs има способност добре да се свързва с почвените частички, поради което и години след инцидент като аварията в Чернобил, особено в необработваемите почви, се установява замърсяване на почвения слой до 20 см. Изследвания на нивата на радиоцезий в диворастващи гъби са показали, че гъбите растящи в пясъчливи планински почви с иглолистна растителност, съдържат по-високи концентрации на ^{137}Cs в сравнение с ливадните почви и тези с широколистна растителност. Това се обяснява с по-високата способност на гъбите да поемат цезия от пясъчливите почви, в сравнение с ливадните почви и почвите от широколистните гори, които имат по-висок минерален състав, задържат по-силно цезия и по-трудно го отдават на диворастващите гъби и растения. Дълбочината в почвата, до която достигат подземните части на диворастващите гъби също е съществен фактор. Най-високи средни стойности на ^{137}Cs са установени за такива гъби, които населяват повърхностния почвен слой (0-5см). Гъбите растящи на по-високите надморски височини най-често са в по-висока степен замърсени с радиоцезий. Причината за това в по-голяма степен се дължи на характерните особености на почвите в районите с по-висока надморска височина, които са с по-високо съдържание на хумус и по-висока киселинност – фактори, които улесняват преминаването на ^{137}Cs от почвата към диворастващите гъби. Други фактори, които определя акумулирането на ^{137}Cs от дивите гъби са количеството на валежите, влажността на почвената покривка, съдържанието на К и стабилен Cs. Гъбите, растящи при по-висока влажност на почвата, акумулират значително по-високи количества радионуклиди, поради повишаването на подвижността на изотопите. Съществено значение има и вида на гъбите, тъй като някои видове гъби са показали по-значима способност да акумулират цезий в сравнение с други видове.

Съдържанието на радиоактивен цезий силно варира между видовете гъби [13]. Най-общо тези, които имат ламели, порички или иглички по шапката си, а също и гъби които имат пънче, са по-склонни да акумулират радиоцезий. **На база способността да акумулират ^{137}Cs , установена при проведени изследвания, видовете гъби могат да бъдат разделени на две групи – такива, при които най-често се наблюдават ниски нива на цезий и гъби с високи и средни нива на акумулиран цезий (*Таблица 1*). Към**

първата група, характеризираща се с ниски, установени нива на радиоцезий се отнасят *Craterellus cibarius*, *Boletus* spp., *Albatrellus ovinus*, *Suillus luteus*, *Armillaria* spp., *Gyromitra esculenta* и др. При тях рядко се установяват нива на радиоактивен цезий над установените норми от 600 Bq/kg. Със средни и високи нива на замърсяване се определят - *Russula* spp., *Craterellus tubaeformis*, *Craterellus lutescens*, *Craterellus cornucopioides*, *Lactarius* spp., *Hydnum* spp., *Suillus variegatus*, *Rozites caperatus*, *Hygrophorus camarophyllus* и др. [13, 14]. Гъбите от рода *Hydnum repandum* („овчи крак“) са едни от най-способните да акумулират ^{137}Cs . Те растат на малки групи в иглолистни и широколистни горски местности и при тях са отчитани нива до няколко хиляди Bq/kg ^{137}Cs .

9. Принос на консумацията на гъби с повишено съдържание на ^{137}Cs към ефективната доза радиация

Потенциалният риск от радиоактивно облъчване за човешкото здраве се изразява посредством ефективната доза (E), изразена в mSv (милисиверти) за година [14]. Съгласно препоръките на Международната Комисия за Радиационна защита (ICRP) приемливата стойност за ефективната доза за възрастен индивид за една година от всички източници е 5 mSv. Приносът към годишната ефективна доза (E) от консумацията на гъби може да бъде изчислена по формулата:

$E = Y \times Z \times d_k$, където Y е консумацията на гъби за една година (в kg сухо тегло на човек), Z е активната концентрация (Bq/kg), d_k е дозов коефициент, чиято стойност за ^{137}Cs е 1.3×10^{-8} Sv/Bq [14].

Изчислено е че, приносът към ефективната доза радиация за един човек, консумиращ 10 kg гъби (свежо тегло) за една година, които съдържат високи нива от радиоцезий (между 10 и 2.2 kBq/kg), ще бъде от порядъка на 0.2 mSv на година, което представлява около 10-20% от естествения радиационен фон [14].

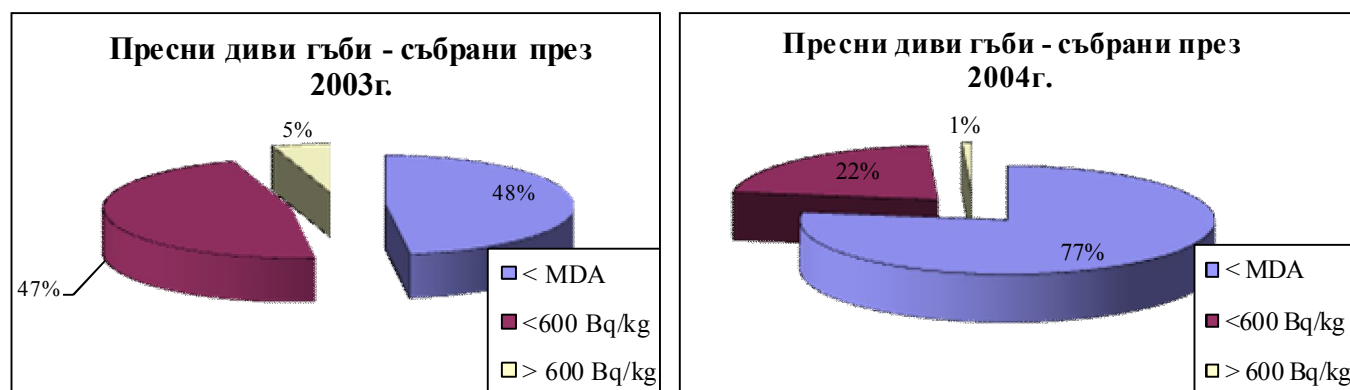
По данни от мониторинга през 2004г., проведен от Националният Център за Опазване на Обществено Здраве и Анализи, средната консумация на гъби за една година за населението в България е приблизително 0.3 kg. При съдържание на ^{137}Cs надвишаващо с около един порядък нормативната стойност от 600 Bq/kg, ефективната доза от консумацията на гъби ще бъде от порядъка на 0.004 mSv за година, което е приблизително едва 0.2-0.3 % от естествения радиоактивен фон. Това показва, че приносът на консумацията на гъби, дори и при по-високи нива на радиоактивно замърсяване, към ефективната доза за населението в България е незначителен.

Таблица 1 Видове гъби по отношение на способността им да акумулират ^{137}Cs

Видове гъби, слабо акумулиращи ^{137}Cs	Видове гъби със средна и висока акумулираща способност на ^{137}Cs
<i>Boletus edulis</i> – обикновена манатарка, самунка, меча гъба	<i>Xerocomus badius</i> – кестенява манатарка, канеленокафява манатарка
<i>Craterellus cibarius</i> – обикновен пачи крак, лаберка, дивисилка	<i>Xerocomus chrysenteron</i> – златистомрежеста манатарка, мрежеста манатарка, червенокрака манатарка

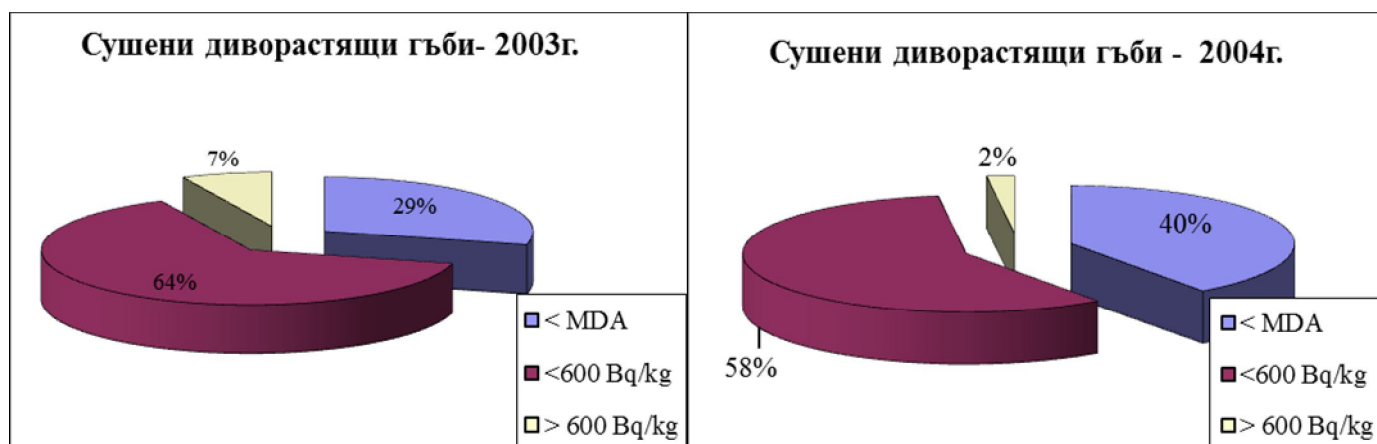
<i>Macrolepiota procera</i> – сърнела, чадъреста гъба, самодивска гъба	<i>Suillus variegatus</i> – синееща масловка, пясъчна масловка
<i>Armillariella mellea</i> – обикновена пънчушка, припънка, фосфорна гъба	<i>Craterellus tubaeformis</i> – сивожълт пачи крак
<i>Amanita rubescens</i> – бисерна гъба, бисерка, перла гъба, вретенарка	<i>Craterellus lutescens</i> – златист пачи крак
<i>Laccaria laccata</i> – хамелеонова гъба	<i>Rozites caperata</i> – скрежовка, циганска, набръчкана гъба
<i>Lycoperdon perlatum</i> – зърнеста пърхутка, горска пърхутка	<i>Hydnum repandum</i> – жълта рогачка, жълта сърненка, „овчи крак“
<i>Calocybe gambosa</i> – майска гъба, пролетна миризливка	<i>Laccaria amethystina</i> – хамелеонова гъба
<i>Pleurotus ostreatus</i> – кладница	<i>Russula cyanoxantha</i> – сива гълъбка, сивушка
<i>Albatrellus ovinus</i> – овча прахан	<i>Leccinum scabrum</i> – обикновена брезовка
<i>Suillus luteus</i> – обикновена масловка	<i>Leccinum aurantiacum</i> – червена брезовка, оранжева брезовка
<i>Gyromitra esculenta</i> – обикновена дипленка, мечо ухо	<i>Agaricus silvaticus</i> – горска печурка
	<i>Craterellus cornucopioides</i> – тръбенка

Проведени изследвания в България за съдържание на радиоцезий на общо 2944 проби от диворастящи гъби (2644 пресни и 300 сушени), за периода 2003-2004г. показват, че при пресните диворастящи гъби, събрани през този период (Фигура 6), нива по-високи от 600 Bq/kg се установяват съответно при 5% и 1% от анализираните проби [15]. Минималната детектируема активност (MDA) при условията на провеждане на измерванията е 1.5 Bq/kg. За същият период са анализирани и общо 1698 проби от различни хранителни продукти като месо и месни продукти, риба и рибни продукти, мляко и млечни продукти, плодове и зеленчуци. 99.8% от изследваните проби са показали нива под MDA, а 0.2% са били в рамките на допустимите нормативни граници – до 600 Bq/kg.



Фигура 6 Съдържание на цезий-137 в проби от пресни диви гъби

При сушените диворастящи гъби резултатите за същия период са по-високи – съответно нива над 600 Bq/kg са отчетени при 7% от пробите анализирани през 2003г. и 2% от тези за 2004г. (Фигура 7).



Фигура 7 Съдържание на цезий-137 в проби от сушени диви гъби

Сравнителни проучвания, проведени в България през 2005г. за нивата на ^{137}Cs в диворастящи пресни гъби показват, че при видовете жълта рогачка, „овчи крак“ (*Hydnum repandum*), златист пачи крак (*Craterellus lutescens*) и сивожълт пачи крак (*Craterellus tubaeformis*) най-често се наблюдава подчертана склонност към натрупване на този радионуклид [16]. Характеристиките на тези гъби и най-честите им наименования са представени в Таблица 2. При изследваните гъби от вида жълта рогачка („овчи крак“) е наблюдаван най-голям процент проби със съдържание на ^{137}Cs , надвишаващо 600 Bq/kg, което е приетата в Европейския съюз допустима норма. Такива по-високи стойности са регистрирани в 8% от пробите, като максималната регистрирана активност е 2 000 Bq/kg. За златистия пачи крак такива стойности са регистрирани в 4% от пробите, при максимална регистрирана активност от 770 Bq/kg, а за сивожълтия пачи крак само в 2% от пробите са установени нива по-високи от 600 Bq/kg. Изследванията на консервирани гъби в саламура показват липса на техногенна радиоактивност или крайно ниски нива (сума от ^{134}Cs и ^{137}Cs от порядъка на 15 Bq/kg).

Таблица 2 Видове гъби в България, при които най-често са установявани завишени нива на ^{137}Cs

Латинско наименование	Българско наименование (синоними)	Описание
1. <i>Hydnum repandum</i> L.	1. Жълта рогачка; (Жълта сърненка; „Овчи крак“)	Шапката е 3 - 15 см в диаметър, с неправилна форма, изпъкнала, плоска или вдлъбната в средата, бледожълта до жълтоканалена. Повърхността суха, фино кадифена, неправилно нагъната, често напукана. Месото е дебело, твърдо, крехко, бяло на цвят като при нараняване се оцветява бледожълто. Шипчетата на спорообразуващата повърхност

		са нагъсто разположени, тънки и крехки, низбягващи по пънчето, белезникави, бледожълти до бледорозови. Споровият пращец е бледожълт. Пънчето е до 2,5 см дълго, плътно, твърдо, цилиндрично или с неправилна форма, гладко, често ексцентрично разположено спрямо шапката, белезникаво до бледожълто.
2. <i>Craterellus lutescens</i> (Fr.)Fr.* 	1. Златист пачи крак	Шапката е до 7 см широка (обикновено 2 до 4 см) тънка, суха, изпъкнала при млади индивиди, но скоро след това се развива централна вдлъбнатина, която може да прерасне в перфорация. Често има изглед, подобен на ваза. Ръбът е вълнист и восъчен при млади индивиди. Цветът на шапката е жълтокафяв до оранжевокафяв. Хименофорът (долната страна на шапката) се състои от тънки, жълто-оранжеви, низбягващи по пънчето псевдоламели (жилки). Споровият пращец е бял до бледожълт. Пънчето е до 5 см високо, гладко, жълтооранжево оцветено.
3 <i>Craterellus tubaeformis</i> (Fr.) Quél. 	1. Сивожълт пачи крак	Шапката е 2-6 см в диаметър, фуниевидна, дълбоко вдлъбната, често е разкъсана на неправилни дялове, жълтокафява, сивокафява до сивожълта. Повърхността е фино кадифено влакнеста до почти гола, неправилно нагъната. Ръбът е първоначално подвит навътре, по-късно е изправен или извит навън, често е дълбоко насечен. Месото е тънко, плътно, жилаво, бледокафяво. Спорообразувателният слой е по долната страна на шапката върху низбягващи по пънчето сиви до сивожълти гънки (жилки). Споровият пращец е бял. Пънчето е до 6 см високо, кухо, неправилно цилиндрично, странично сплеснато, охреножълто до бледожълтооранжево.
4. <i>Craterellus cornucopioides</i> Fr. 	1. Тръбенка	Плодното тяло е без диференцирана шапка и пънче, 5 - 12 см високо, фуниевидно, с кухина, достигаща до основата, често е разкъсано на дялове с парцалест вид. Външната повърхност е гладка, набръчкана или надлъжно набраздена, суха, сивосинкава до сивобелезникава. Вътрешната повърхност е сивокафява до саждивочерна, фино люспеста или влакнеста. Ръбът е подвит надолу, неправилно вълнообразен, дълбоко насечен. Месото е тънко, жилаво, сивочерно. Споровият пращец е бял.

* *Забележка:* Според **Index Fungorum** (международна база данни, поддържаща възприетите таксономични названия на гъбите, както и техни синоними) споменатите в RASFF видове като род *Cantharellus* е редно да бъдат разглеждани като видове със същите видови епитети към род *Craterellus*.

В „Централна лаборатория по ветеринарно-санитарна експертиза и екология“ към Българска агенция по безопасност на храни за 2010г. са изследвани за радиоактивност осем проби от гъби (три пресни и пет сухи проби), съответно от видовете пачи крак, манатарка, челядинка, тръбенка, булка, жълта рогачка („овчи крак“). От тях само една е показала нива на ^{137}Cs по-високи от установените норми и тя е от вида жълта рогачка („овчи крак“), съответно 1820 Bq/kg. За същата година от този вид гъба в лабораторията е изследвана само една проба. До момента за 2011г. общият брой анализирани в лабораторията проби от гъби е 47, от които три проби са били от вида жълта рогачка („овчи крак“) – пресни гъби, и две от тях са показали нива по-високи от пределните, съответно 1820 и 1316 Bq/kg.

10. Нотификации, получени посредством системата RASFF за високи нива на ^{137}Cs в гъби с произход от България

В базата данни на RASFF се съдържат 24 сигнала за наднормено съдържание на радиоактивност в диворастящи гъби с произход от България за периода от 1998г. до 2011г. (Таблица 3) Тринадесет от нотификациите са за последните десет години и нивата варират от 628 до 5710 Bq/kg. Последната нотификация е с дата 13.05.2011г. Общо четири вида гъби от България са нотифицирани като превишаващи нормите за радиоактивност от 2004г. до момента – *Hydnum repandum* („овчи крак“ – 3 нотификации), *Craterellus lutescens* (златист пачи крак – 4 нотификации), *Craterellus cornucopioides* (тръбенка – 1 нотификация), *Craterellus tubaeformis* (сивожълт пачи крак – 2 нотификации).

Таблица 3 Нотификации, получени посредством RASFF, за високи нива на ^{137}Cs в гъби с произход от България

Дата	Измерено количество радиоактивност	Вид
13/05/2011	^{137}Cs - 4951 Bq/kg	<i>Hydnum repandum</i>
22/09/2008	^{137}Cs - 1905 Bq/kg	<i>Hydnum repandum</i>
30/06/2006	^{137}Cs - 1490; 2310 Bq/kg	<i>Craterellus lutescens</i> u <i>Craterellus tubaeformis</i> *
21/03/2006	^{137}Cs - 2040 Bq/kg	<i>Craterellus lutescens</i>
21/03/2006	^{137}Cs - 3900 Bq/kg	<i>Craterellus tubaeformis</i>
24/01/2006	^{137}Cs - 2590 Bq/kg	<i>Craterellus tubaeformis</i>
24/01/2006	^{137}Cs - 821 Bq/kg	<i>Craterellus cornucopioides</i>
21/12/2004	^{137}Cs - 628 Bq/kg	<i>Cantherellus lutescens</i>
28/09/2004	^{137}Cs - 1610 Bq/kg	<i>Hydnum repandum</i>
19/09/2003	^{134}Cs - 1130; ^{137}Cs - 5710 Bq/kg	гъби
09/07/2003	^{137}Cs - 1910 Bq/kg	гъби
06/09/2002	^{137}Cs - 902 Bq/kg	гъби

03/09/2001	¹³⁷ Cs - 1696 Bq/kg	гъби
17/03/2000	висока радиоактивност	гъби
22/10/1999	висока радиоактивност	гъби
08/10/1999	висока радиоактивност	гъби
07/10/1999	висока радиоактивност	гъби
06/10/1999	висока радиоактивност	гъби
06/10/1999	висока радиоактивност	гъби
24/09/1999	висока радиоактивност	гъби
15/09/1999	висока радиоактивност	гъби
06/09/1999	висока радиоактивност	гъби
30/08/1999	висока радиоактивност	гъби
27/10/1998	висока радиоактивност	гъби

* *Забележка:* Според **Index Fungorum** (международна база данни, поддържаща възприетите таксономични названия на гъбите, както и техни синоними) споменатите в RASFF видове като род *Cantharellus* е редно да бъдат разглеждани като видове със същите видови епитети към род *Craterellus*.

От 24^{те} сигнала, касаещи гъби от България, които превишават нормата от 600 Bq/kg, най-висока стойност на радиоактивност е нотифицирана от Испания – 5710 Bq/kg като вида гъба не е уточнен (от дата 19.09.2003г.). Последните нотификации от България (2008 - 2011г.) са за завишени нива на ¹³⁷Cs в *Hydnum repandum* („овчи крак“) като произхода на партидите е от района на Родопите, който както бе показано по-горе е от рисковите райони за наличие на радиоактивно замърсяване, в следствие от аварията в Чернобил.

През последните години нотификации посредством RASFF за завишени нива на ¹³⁷Cs в диворастващи гъби са получавани за продукти с произход не само от България, но и от съседни държави като Турция, Румъния, Босна и Херцеговина. Това още веднъж показва, като **най-вероятна причина за установяване на завишената радиоактивност при диворастващите гъби, последиците от аварията в атомната електроцентраля в Чернобил.**

На база изследванията проведени в България, а също и от нотификациите посредством системата RASFF, може да се заключи че риск от радиоактивно замърсяване по отношение на диворастващи гъби от страната, най-вече съществува за гъбите от вида жълта рогачка („овчи крак“). В по-малка степен, но също срещани случаи на замърсяване се установяват и при златистия и сивожълт пачи крак.

11. ИЗВОДИ И ПРЕПОРЪКИ

I. В случаите на гъби, предназначени за собствена консумация

Гъбите, растящи в иглолистни гори и песъчливи почви акумулират по-големи количества от радиоактивния изотоп ¹³⁷Cs. За предпочитане е събирането от широколистни гори;

Препоръчително е да се берат и консумират гъби от по-низинни райони. При по-висока надморска височина се увеличава способността за натрупване на ¹³⁷Cs;

Препоръчително е да се избягва брането на гъби и особено от видовете, упоменати като способни да акумулират в по-висока степен ^{137}Cs (Таблица 1), от Западни Родопи и Рила планина;

Пряснабраните гъби, както и сушени и замразени да се измиват добре и по възможност да се сварят (за 10 минути) или да се накисват в студена вода (за около 24 часа) преди да се обработват заедно с други хранителни продукти, като използваната вода да се изхвърля (в нея остава извлечен ^{137}Cs);

^{137}Cs в култивирани гъби е в незначителни количества, така че при наличие на избор между диворастящи и култивирани гъби е по-целесъобразно да се избират култивираните.

II. В случаите на гъби, предназначени за търговия

Необходимо е да се осъществи мониторингово изследване на най-често консумираните диворастящи гъби и по-специално на тези видове, за които има данни за по-силна акумулираща способност по отношение на ^{137}Cs , събрани от различни региони от страната, за да бъдат идентифицирани потенциалните зони в страната, източник на замърсяване за такива гъби. Въз основа на получените от мониторинга резултати да се въведе официален контрол при диворастящите гъби, особено при рисковите видове.

Съобразно наличните данни като потенциални рискови райони от страната, източник на диворастящи гъби със завишени нива на ^{137}Cs , могат да бъдат определени планинските райони в Южна България – най-вече Родопите, но също и Рила, Пирин и Стара планина. Необходимо е едно по-задълбочено проучване в тези райони на България, тъй като не е изключена възможността и други планински и горски продукти, освен диворастящите гъби, като шипки, боровинки и други, също да се характеризират с повишена радиоактивност.

Необходимо е провеждането на периодични изследвания за радиоактивност на диворастящи гъби и особено при сушени гъби, тъй като при процеса на изсушаване се осъществява и концентриране на радиоцезия в крайния продукт, което допълнително завишава нивата му.

Необходими са изследвания на всяка партида сухи гъби от вида жълта рогачка („овчи крак“) с произход от потенциалните рискови райони, а също и на другите рискови видове – златист пачи крак и сивожълт пачи крак.

Необходимо е регистрирането на всички пунктове и предприятия, които осъществяват събиране и преработка на диворастящи гъби и същите да бъдат включени в годишните планове за официален контрол.

Настоящите системи за проследяемост на хранителните продукти в България не могат да послужат за изясняване на произхода на диворастящи гъби. Най-вероятно, ситуацията е подобна и за други планински и горски продукти. В тази връзка е удачно да бъде въведена процедура за по-лесно и бързо идентифициране на произхода на даден продукт.

Необходимо е да се осигури информираност на населението в страната по отношение на риска от замърсяване с радионуклиди над регулаторните норми при диворастящи гъби и други горски продукти. Това е от особено значение за населението

в определени райони в страната с цел превенция при бране на горски продукти за собствена консумация.

Имайки предвид, че диворастящите гъби не са основна храна и от тях рядко се консумират големи количества, консумацията на диворастящи гъби, дори и при някои случаи на продукти съдържащи по-високи нива на радиоактивно замърсяване, не биха могли да доведат до сериозно радиационно натоварване на организма.

След проведеното проучване, бе установена липса на хармонизирано европейско законодателството по отношение на максимално допустимите нива на ^{137}Cs и ^{134}Cs . Нивата в РЕГЛАМЕНТ (ЕВРАТОМ) № 3954/87 [за второстепенни храни - 1 250 Bq/kg] значително се отличават от тези в РЕГЛАМЕНТ (ЕО) № 733/2008 [600 Bq/kg за всички продукти, включително и гъби], отнасящ се конкретно до условията за *внос* на селскостопански продукти с произход от *трети държави* след аварията в атомната електроцентрала в Чернобил. Освен това възниква въпроса, не би ли трябвало максимално допустимите нива на ^{137}Cs и ^{134}Cs да бъдат различни при сурови и сушени гъби при положение, че 1 кг сушени гъби се получава от около 10 кг сурови гъби, т.е. нормално е при радиоактивност 600 Bq/kg за сурови гъби радиоактивността при сушените да бъде няколко пъти повишена.

Литература:

1. М. Пойнарова, Ат. Златев, Радиационна защита на селското стопанство (практическо ръководство), 2007, 3 – 8.
2. С. Стоев, Ат. Златев, М. Джорева, Защита на земеделието, (практическо помагало), 2003.
3. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group “Environment” (EGE), 2005.
4. A. V. Yablokov, V. B. Nesterenko, A. V. Nesterenko, Chernobyl Consequences of the Catastrophe for People and the Environment, Annals of the New York Academy of sciences, Vol. 1181, 2009.
5. I. Fairlie, D. Sumner, The other report on Chernobyl (TORCH) Berlin, Brussel, Kiev, 2006.
6. Г. Василев, Радиоекология, 2005.
7. I. Yordanova, D. Staneva, Tz. Bineva, N. Stoeva, Dynamics of the radioactive pollution in the surface layer of soils in Bulgaria twenty years after the Chernobyl nuclear power plant accident J. Central European Agricul., 8(4), 2007.
8. P.M. Badot, M. Zhiyanski, J. Bech, Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria, Journal of Geochemical Exploration, 2-3, 96, 256–266, 2008.
9. М. Низамска, Дейност на органите на МВР при радиационна аварийна ситуация, Автореферат, 2011.

10. Bineva, Tz. , Staneva, D., Yordanova, I, Усвояване на Cs^{134} в овес в зависимост от почвените характеристики Journal of Central European Agriculture, Vol. 6, 1, 2005.
11. Национален доклад за състоянието на околната среда в България през 2009 год., (Изпълнителна агенция по околна среда).
12. P. Luigi, Radiocesium in plants of forest ecosystems, Studia Geobotanica. Vol. 15: 3 – 49, 1996.
13. M. C. Duff, M. L. Ramsey, Accumulation of Radiocesium by Mushrooms in the Environment: A Literature Review, WSRC – MS – 2006 – 0422 Rev. 1.
14. P. Kalac, A review of edible mushroom radioactivity, Food Chemistry 75 29 – 35, 2001
15. A. Zlatev, M. Poynarova, I. Yordanova, I. Misheva, D. Staneva, Tz. Bineva, D. Miteva Contents of cesium isotopes in foods used by the Bulgarian population since 2003 Institute of cryobiology and food technology, Bulgaria
16. Ц. Цветков, С. Бъчварова, М. Джорева, Двадесет години след аварията в Чернобил, Нац. Център за аграрни науки, 2006.

Приложение 1

1. Европейско законодателство

РЕГЛАМЕНТ (ЕО) № 733/2008 НА СЪВЕТА

В РЕГЛАМЕНТ (ЕО) № 733/2008 НА СЪВЕТА от 15 юли 2008 година относно условията за **внос** на селскостопански продукти с произход от **трети държави** след аварията в атомната електроцентрала в Чернобил (кодифицирана версия) и по-специално в Член 2, т.2 на регламента е посочено, че:

Общото максимално допустимо радиоактивно ниво на цезий 134 и 137 е ⁽⁵⁾:

а) **370 Bq/kg** за млякото и млечните продукти, изброени в приложение II, и за хранителните продукти, които са предназначени за специфично хранене на кърмачета през първите четири до шест месеца от техния живот, които отговарят сами по себе си на хранителните нужди на тази категория лица и които се предлагат в търговската мрежа в опаковки, ясно обозначени и етикетирани като „заготовки за деца“;

б) **600 Bq/kg** за всички останали продукти.

където ⁽⁵⁾ е: Нивото, приложимо към концентрирани или сушени продукти следва да се изчислява на базата на преработения продукт, готов за консумация.

РЕГЛАМЕНТ (ЕВРАТОМ) № 3954/87 НА СЪВЕТА

РЕГЛАМЕНТ (ЕВРАТОМ) № 3954/87 НА СЪВЕТА от 22 декември 1987 година за установяване на **максимално** допустимите нива на радиоактивно замърсяване на храните и фуражите **след ядрена авария** или **друг случай на радиологично замърсяване** постановява, че максималното допустими нива за цезий 134 и 137 в храни с изключение на второстепенни храни е **1250 Bq/kg**, а за млечни продукти - **1000 Bq/kg**.

МАКСИМАЛНО ДОПУСТИМИ НИВА ЗА ХРАНИ И ФУРАЖИ

(Bq/kg Bq/l)

	Бebешки храни ⁽¹⁾	Млечни продукти ⁽²⁾ ⁽³⁾	Други храни с изключение на второстепенни храни ⁽⁴⁾	Течни храни ⁽⁵⁾	Фуражи ⁽⁶⁾
Изотопи на стронций, по-специално Sr-90		125	750		
Изотопи на йод, по-специално I-131		500	2000		
Алфа-смитиращи изотопи на плутоний и трансплутониеви елементи, по-специално Pu-239, Am-241		20	80		
Всички останали нуклиди с период на полуразпад над 10 дни, по-специално Cs-134, Cs-137 ⁽⁷⁾		1000	1250		

⁽¹⁾ Бebешки храни са храни, предназначени за хранене на бeбeта през първите 4—6 месеца от живота им, които отговарят на хранителните изисквания за тази възрастова категория и са пуснати на пазара в опаковки, които ясно ги идентифицират и са маркирани с „храна за бeбeта“. Следва да се установят стойностите.

⁽²⁾ Като млечен продукт се определя млякото, което попада под позиции с номера 04.01 и 04.02 на Общата митническа тарифа и съответстват на позициите от Комбинираната номенклатура от 1 януари 1988 г.

⁽³⁾ Нивата, приложими за концентрираните или изсушени продукти се изчисляват на базата на възстановения продукт като готов за консумация.

⁽⁴⁾ Второстепенните храни и съответните нива, които следва да се прилагат за тях ще бъдат определяни съгласно член 7.

⁽⁵⁾ Течните храни, както са дефинирани в глави 20 и 22 на Общата митническа тарифа и от съответната глава от Комбинираната номенклатура от 1 януари 1988 г. Стойностите се изчисляват, като се взема предвид консумацията на вода от водопроводна мрежа и същите стойности следва да се прилагат за доставките на питейна вода по усмотрение на компетентните власти в държавите-членки. Стойностите за течни храни следва да се установяват.

⁽⁶⁾ Стойностите следва да се установяват.

⁽⁷⁾ Вълерод 14 и тритий не са включени в тази група.

ПРИЛОЖЕНИЕ 2

