ЗАМЪРСЯВАНЕ С РАДИОЦЕЗИЙ В ПЛАНИНСКИ РАЙОНИ - НЕОБХОДИМОСТ ОТ СИСТЕМНИ ПРОУЧВАНИЯ

Миглена Жиянски[1], Мария Соколовска[1], Eric Lucot[2]
[1]Институт за гората – БАН, София
[2]L'Université de Franche-Comté, Besançon, France

Глобалната отговорност в усилията за спазване на принципите, поставени на Конференцията в Рио /1992/ беше подчертана и засилена на Международната среща за устойчиво развитие на високо равнище в Йоханесбург (WSSD) през 2002 година. Международната Агенция по Ядрена Енергия (IAEA) демонстрира своята важна роля в опазването на околната среда от радиоактивни и не-радиоактивни замърсители. В рамките на тази програма, трансферът и поведението на радионуклеиди и не-радиоактивни замърсители във водни и земни екологични системи се проучват с цел развитие и подобряване на използваните модели за оценка на въздействието и разработване на подходящи стратегии за ремедиация. Доброто познаване на поведението на радиоактивните замърсители в екосистемите е от особена важност: разбирането как тези елементи се акумулират, разпространяват и променят в различните части на една екосистема е задължително за оценка на рисковете, които те пораждат за човека и за природната среда. Разработката представя проучвания върху замърсяването с радиоцезий в горски почви от планински райони у нас. Северните склонове на Рила планина са много силно и не-хомогенно замърсени с Cs-137, като активността на изотопа в слоя 0-5 см варира от 63,18 до 1276,79 $Bq.kg^{-1}$, докато за Югозападна Рила концентрацията на радиоцезий е в границите 69,07 до 119,8 $Bq.kg^{-1}$. За почвите от Средна Стара планина се установи замърсяване с Cs-137 в диапазона 34,94 – 502 $Bq.kg^{-1}$. Планинските ливади са по-силно замърсени с радиоцезий и активността на елемента в почвите се увеличава с увеличаване на надморската височина. Получените резултати сочат, че Cs-137 е натрупан основно в повърхностните почвени слоеве /0 до 10 см/, където са разположени по-голяма част от хранителните корени на растенията /дървесни, храстови, горско-плодни, вкл. и гъби/ и това създава риск от замърсяване на растителността. Дейността в посока осъществяване на системни радиоекологични изследвания в горски екосистеми ще допринесе за екологична и икономическа стабилност както и за консервация на чиста и здрава околна среда, намаляване и оценка на риска за съществуване и благополучие на човека. Системните изследвания ще допълнят знанията ни с оглед превенция на риска и изграждане на капацитет в случай на повишена радиация или замърсяване с природен или антропогенен произход .

Ключови думи: устойчивост, радиоцезий, планински райони, почви
Key words: sustainability, radiocesium, mountain regions, soils

Радиоактивно замърсяване в горите

Конференцията за околна среда и развитие на ООН, състояла се в Рио през 1992 година постави 27 принципа, като повечето от тях се отнасят за околната среда и наблягат на това, да се постигне устойчиво развитие и да се положат усилия за опазване на околната среда на международно ниво, които са неразделна част от процеса на развитие. През 2002 година глобалната отговорност отново беше подчертана и засилена на Международната среща на високо равнище за устойчиво развитие, проведена в Йоханесбург (WSSD). На срещата бяха обобщени в изчерпателен преглед дейностите в насока устойчивост и отново се акцентира на прогреса постигнат след Рио, като същевременно бяха представени препоръките и насоките за бъдещи действия с цел поддържане на високо качество на водите, почвата, въздуха и другите природни ресурси без да се излага на риск индустриалната и селскостопанска продукция.

В рамката на указа, целящ окуражаване и подкрепа на практическото приложение и на изследванията върху ядрените технологии за развитие и опазване на околната среда, Международната Агенция по Ядрена Енергия (IAEA) демонстрира своята важна роля в опазването на околната среда от радиоактивни и не-радиоактивни замърсители. В рамките на тази програма, трансферът и поведението на радионуклеиди и не-радиоактивни замърсители във водни и сухоземни екологични системи се проучват с цел развитие и подобряване на използваните модели за оценка на въздействието и разработване на подходящи стратегии за ремедиация /очистване/. Новите аспекти на програмата на IAEA са засилване на радиоекологичните изследвания в насока към опазване на сухоземните екосистеми и принос към изследванията на климатичните промени. Дейността в тази посока ще допринесе за екологична и икономическа стабилност както и за консервация на чиста и здрава околна среда, намаляване и оценка на риска за съществуването и благополучието на човека.

През последните двадесет години, научните усилия в радиоекологичните изследвания са насочени към разбирането на феномена за трансфера на радионуклеиди в природните екосистеми.

Доброто познаване на поведението на радиоактивните замърсители в екосистемите е от особена важност: разбирането как тези елементи се акумулират, разпространяват и променят в различните части на една екосистема е задължително за оценка на рисковете, които те пораждат за човека и за природната среда.

Основните източници на техногенни радионуклеиди в околната среда са тестовете с ядрени оръжия в атмосферата през периода 1945-1980 г. и дейностите свързани с производството на ядрена енергия. Известно е, че в резултат на ядрените опити около 10^{18} Bq Cs-137 е разпространен в Северното полукълбо, като около 2,2 $kBq.m^{-2}$ радиоцезий е отчетен през 2000 г. на географска ширина 40-50? [UNSCEAR Report, 2000].

Разработките, свързани с ядрените оръжия са и първите проучвания върху замърсяването с изкуствени радионуклеиди в атмосферата и в екологичните системи. Отделянето им в околната среда беше значително намалено след забраната за опити с ядрено оръжие в атмосферата през 1963 г. Понастоящем производството на ядрена енергия, някои методи за научни изследвания и медицински дейности, са основните източници на радиоактивно замърсяване. При нормално функциониране, отделените изкуствени радионуклеиди в околната среда от тези дейности са в много по-незначителни количества в сравнение с отделеното от опитите с ядрено оръжие [Alexakin *et al.*, 1990].

Инцидентите, от друга страна, представляват много важен източник на замърсяване. В исторически план, по-важните събития, които трябва да се споменат са Winscale (Великобритания) - 1957г.; Three-Mile-Island (САЩ) - 1979 г.; Чернобил (Украйна) - 1986 г. и редица други, в следствие на които се отделят ядрени отпадъци с висока активност. Най-голямо увеличаване на количеството радионуклеиди в околната среда се отчита след аварията с АЕЦ "Чернобил" (26.04.1986г.). Отлаганията на Cs-137 са разпространени доста неравномерно, основно в Европа и Азия [OECD, 1987]. В редица страни от Европа плътността на замърсяването с Cs-137 е над 37 $kBq.m^{-2}$, а в някои ограничени по площ терени (до 2-4 $км^2$) надхвърля 185 $kBq.m^{-2}$ [UNSCEAR Report, 2000].

След инцидента в Чернобил, 20 години след замърсяването, дозите приети от живите организми са главно от съдържащия се в околната среда Cs-137. В някои ограничени географски зони участие взема и друг радионуклеид – Sr-90. При все това, цезият е елемент, чийто физико-химични свойства са много близки до тези на калия и като такъв елемент той лесно се разпространява и е изключително подвижен в различните части на екосистемите.

Между природните екосистеми замърсени с радиоактивни отпадъци, горите представляват особен интерес. Фактически, първоначалното разпространение и миграцията *a posteriori* на радионуклеиди в такива среди са значително по-различни от тези наблюдавани в други екосистеми. Горската растителност има огромен капацитет да улавя радиоактивните аерозоли и да задържа голяма част от радионуклеидите за продължителен период от време [Prister *et al.*, 1991]. Същевременно тя ограничава трансфера на радиоелементи извън замърсените зони. Горите остават в относително постоянно състояние дълги години след замърсяването, като загубите на радиоелементи свързани с опада на листата и малките клонки (и др.) се компенсират от кореновото приемане [Sombre et al., 1994]. Също така, горските екосистеми имат специфични характеристики и това се отразява на функционирането на биогеохимичните цикли, които определят и разпространението на радиоактивните вещества на Земята. Радиоактивното замърсяване в горите може да се приеме като сериозен социално-икономически проблем, предвид че горите са място за отдих, за работа и са източник на хранителни продукти. Посредством консумация на горски продукти (боровинки, гъби, лов на дивеч, паша и др.) радионуклеидите достигат до човека. Фактически, дивеча, горските плодове и гъбите могат да представляват важен източник за препитанието на жителите в замърсените райони. Освен това дървесината и продуктите й са икономически ресурс, който също заслужава внимание.

Горската растителност се явява своеобразен филтър за радиоактивните аерозоли с висока степен на ефикасност при фиксацията [Adriano *et al.*, 1981]. Според авторите, задържането на Cs-137 в горските екосистеми зависи от видовия състав, от гъстотата и от възрастта на насажденията, както и от климатичните условия. Според Ehlken и Kirchner (1996) капацитетът на задържане в горските екосистеми зависи от почвените свойства и от растителния вид.

В почвения профил миграцията на радиоцезия в дълбочина е много слаба, като основно той е разпространен в горните 10 см на почвите, в богатите на хумус слоеве [Fawaris и Johanson, 1994]. В органичните почви цезият продължава да бъде биодостъпен поради това, че тези почви не съдържат достатъчно глина, в частност иллит, която да имобилизира цезия.

Само знанията за съдържанието на Cs-137 в почвите не са достатъчни за да се определи потенциалното замърсяване на растителността. Livens и Loveland (1989) определят, че Cs-137 се харак-

теризира с висока мобилност в растенията, която зависи от растителния вид.

Проучването на радиационната активност в планинските горски екосистеми в района на Рила започва със стартирането на българо-френския проект ОМ2 (Високопланинска Обсерватория Мусала) през 1993 година. Както съобщават Мишев и др. (1994) данни за г-фона, общата в-активност, Cs-137, Cs-134 и други активности на радионуклеиди в околната среда са съобщавани на международни форуми и в публикации, но за Рила липсват системни радиоекологични изследвания до 1992 г. До тогава изследванията в тази част от България са били епизодични и касаят само отделни райони, като монографията на Райков (1978), в която авторът проучва района на връх Мальовица, Саръгьол, Овнарско, Говедарци, Боровец, Самоков и яз. Искър. Следващи проучвания на Klein *et al.* (1995) и Lucot *et al.* (1998) показват, че района на Рила планина е бил изложен на много силно радиоактивно замърсяване в следствие аварията в Чернобил, като дисперсията на отлаганията е много силна и замърсяването е нехомогенно. Изследвания на замърсяването с радиоцезий в горски екосистеми от Югозападна Рила планина [Zhiyanski *et al.*, 2005] показват, че цезият е натрупан основно в повърхностните 0-5 см на почвата и в горската постилка. Резултатите сочат, че горската постилка е основен акумулатор на цезий-137 и се явява бариера при миграцията на елемента в дълбочина по почвения профил. Авторите отчитат и трансфер фактор за различни иглолистни дървесни видове, като за фини корени стойностите му варират от 0,1 до 0,32 и за 1-годишни иглици стойностите са по-високи съответно между 0,3-0,58. Изследванията на Мишев (1997) показват, че концентрацията на Cs-137 в почви от Рила варира между 14 $Bq.kg^{-1}$ (5-10 cm, Маричини езера) до 3050 $Bq.kg^{-1}$ (0-5 cm, вр. Мусала). Според Pourchet *et al.* (1995) средната активност за Рила по отношение съдържанието на Cs-137 през 1995 година, е била 11 $кBq.m^{-2}$, а за връх Мусала 31 $кBq.m^{-2}$.

В обобщение може да се заключи, че:

- наличието на цезий е много важно в горските екосистеми където биологичния цикъл постоянно води до преминаване на елемента в растителността.

- ролята на физико-химичните свойства на почвите и разпространението на кореновите системи на дървесните видове са особено важни с цел правилното разбиране на трансфера на Cs-137 в системата почва-растение.

- на база направената литературна справка за замърсяване на горски екосистеми с цезий-137 у нас се установи, че такива изследвания са правени основно в района на Рила планина, докато в другите части на страна те са частични и непълни.

Разработката е част от една дългосрочна цел, включваща изграждане на система за наблюдение на радиоактивното замърсяване и предвиждане на рисковете в замърсените с радионуклеиди зони. Целта на работата е да се проучва системно активността и трансфера на цезий-137 в различни типове планински горски екосистеми и да се отчита пространствената вариация на замърсяването с радиоцезий на различни нива /пробна площ, район, регион/ в зависимост от функционирането и различията в горските екосистеми в планински масиви на страната. На база на детайлната база данни за основните параметри, определящи трансфера на радиоцезий в системата почва-растение се предвижда разработване на модел(и) за трансфера на елемента в конкретни горски екосистеми.

Материали и методи

За определяне на замърсяването на гори с Cs-137 бяха изследвани горски екосистеми от Рила планина и Централна Стара планина. В тези райони бяха обособени постоянни и временни пробни площи в представителни горски екосистеми, някои от които са част от международната мрежа на COST E25. Характеристиките на пробните площи са представени на таблица 1. Изборът на планинските районите в това изследване позволява да се разграничи замърсяването с радиоцезий в най-големите планински масиви у нас и да се отчете пространственото му вариране в зависимост от особеностите на конкретните екосистеми и техните функции.

Горските насаждения са формирани върху планинско-ливадни (Modic Cambisols) и кафяви горски почви (Dystric / Eutric Cambisols.) в различен височинен диапазон.

Пробовземането за отчитане активността на радиоцезий е осъществено в три повторения и за целта бяха направени по три почвени профила във всяка пробна площ. Теренната работа в Рила планина беше извършена през м. юли 2004 година, а в Стара планина през м. юли 2005 година. За да се отчете дълбочинното разпределение на Cs-137 в почвата, определянето на този радионуклеид беше направено в няколко почвени слоя. За пробните площи в Югозападна Рила планина бяха определени две почвени дълбочини за отчитане на Cs-137 – съответно 0-5 и 10-15 см. За пробните площи в Северна Рила и в Стара планина дълбочините при пробовземане бяха: 0-5 см, 5-10 см и 10-15 см. Почвените проби бяха поставени в найлонови пликове и след пренасянето им в лабораторията бяха изсушени при стайна температура, растителните компоненти бяха отделени и бяха подготвени за анализ.

Активността на Cs-137 беше измерена чрез г-спектрометрия, чрез използване на германиев детектор с висока честота на Eurisys Mesures EGPC 25-185-R с резолюция 1,75 KeV при пик 1332 KeV за Co-60. Дължината на вълната при г-лъчите, отчитаща Cs-137 е 661,6 KeV. Времето, необходимо за определяне на една почвена проба е между 7 (за по-замърсените проби) и 12 часа. Софтуерът, използван при обработката на спектъра и данните е InterWinner 4.0 L (Eurisys Mesures), определящ активността на Cs-137 в [Bq.kg^{-1}].

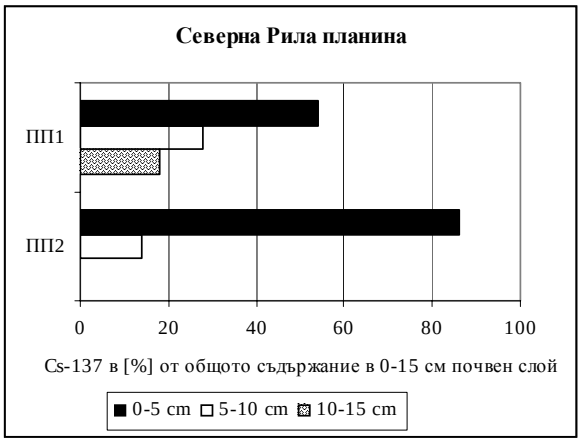
Таблица 1. Обща характеристика на пробните площи

Пробна площ	Cambisols [FAO, 1991]	Дървесен вид (едификатор)	насаждение	местоположение	н.в. [m]
Югозападна Рила планина					
ПП1	Dysrtic	*Picea abies* K a r s t.	семенно	ЮЗ Рила "Парангалица"	1500
ПП2	Dystric	*Abies alba* M i l l .	семенно	ЮЗ Рила "Парангалица"	1560
ПП3	Dystric	*Pinus sylvestris* L.	семенно	ЮЗ Рила "Парангалица"	1650
ПП4	Eutric	Ливадна растителност	-	ЮЗ Рила "Парангалица"	1700
ПП5	Eutric	*Pinus sylvestris* L.	култура 17 г.	ЮЗ Рила	1500
ПП6	Dystric	*Pinus sylvestris* L.	култура 61 г.	ЮЗ Рила	1450
Северна Рила планина					
ПП1	Dystric	*Pinus sylvestris* L.	семенно	Бели Искър	1560
ПП2	Eurtic	Ливадна растителност	-	Бели Искър	1620
Средна Стара планина					
ПП1	Modic	Ливадна растителност	-	ДЛ Троян, м. Беклемето	1500
ПП2	Modic	*Picea abies* K a r s t.	култура 35 г.	ДЛ Троян, м. Беклемето	1420
ПП3	Eutric	*Fagus silvatica* L.	семенно	ДЛ Троян, м. Беклемето	1240
ПП4	Dystric	*Picea abies* K a r s t.	култура 45 г.	ДЛ Троян, м. Беклемето	1300
ПП5	Dystric	*Pinus sylvestris* L.	култура 45 г.	ДЛ Троян, м. Беклемето	1050

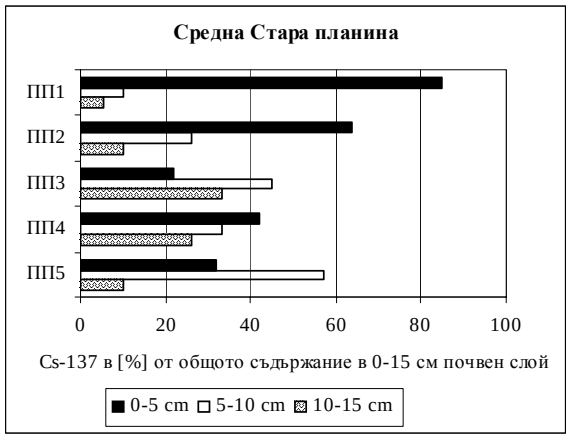
Резултати

На фигура 1 (А и В) е представено дълбочинното разпределение на Cs-137 в обектите от Северна Рила и от Средна Стара планина. За района на Северна Рила (фиг.1. А) основното количество от цезий-137 е концентрирано в горните 0-5 см на почвата. За откритата пробна площ (ПП2) в този почвен слой са акумулирани 83% от радиоцезия, докато за почвите под иглолистните насаждения (ПП1) този процент е значително по-нисък - 54% . В дълбочина на почвата съдържанието на Cs-137 намалява експоненциално. За пробните площи в района на Средна Стара планина (фиг.1. В) се установява, че в ПП1, ПП2 и ПП4 основното количество от изотопа е акумулирано в 0-5 см почвен слой, като за високопланинската ливада ПП1 отчетената стойност е 85%. За останалите две пробни площи от този район – ПП3 и ПП5 се установи, че по-голяма част от радиоцезия е акумулирана в почвения слой 5-10 см, което показва, че миграцията на елемента в дълбочина на почвения профил е различна. Редица изследвания показват, че миграцията на цезий в дълбочина на почвата е много слаба години след замърсяването и елемента е акумулиран основно в горните 0-6 см [Szerbin *et al.,* 1991; Fawaris и Johanson, 1994; Drissner *et al.*, 1998; Raffery *et al.,* 2000; Fesenko *et al.*, 2000]. Проучвания на Andrello и Appoloni (2004) върху дъл-

бочинното разпределение на радиоцезий в почви потвърждават някои случаи, където количеството на цезий-137 в по-долни почвени слоеве е по-голямо в сравнение с това в повърхностните слоеве. Анализирайки данните от Средна Стара планина в почвените профили на ПП3 и ПП5 може да се види, че съдържанието на цезий се увеличава в почвения слой 5-10 см, след което намалява експоненциално. Тези различия по отношение дълбочинното разпределение на радиоцезия в района на Средна Стара планина могат да са резултат от пертурбацията на почвени животни в горните почвени хоризонти. Същевременно по-ниското съдържание на Cs-137 в повърхностната почва в двата обекта може да се дължи и на загуба на почвени вещества или миграция на елемента в почвата.



А



В

Фигура 1. Дълбочинно разпределение на Cs-137 в Северна Рила планина и в Средна Стара планина в [%] от общото съдържание на изотопа в 0-15 см почвен слой

Таблица 2. Концентрация на цезий-137 [Bq.kg^{-1}] в пробните площи

Пробна площ	Дълбочина на слоя [cm]	ЮЗ Рила Активност на единица маса [Bq.kg^{-1}]	Стара планина Активност на единица маса [Bq.kg^{-1}]	С Рила Активност на единица маса [Bq.kg^{-1}]
ПП1	0-5	52.12	502	63,18
	5-10		58.74	32,62
	10-15	14.5	31.97	21,61
ПП2	0-5	69.11	363.47	1276,79
	5-10		147.94	211,83
	10-15	36.68	54.21	4,01
ПП3	0-5	79.17	34.94	
	5-10		71.93	
	10-15	33.70	53.15	
ПП4	0-5	119,8	46.04	
	5-10		36.25	
	10-15	59,3	28.39	
ПП5	0-5	81.57	121.7	
	5-10		217.2	
	10-15	25.85	40.35	
ПП6	0-5	69.07		
	5-10			
	10-15	47.90		

На таблица 2 може да се види, че за всички опробвани площадки в трите района Cs-137 е концентриран в горните 0-10 см на почвите. Северните склонове на Рила планина са най-силно замърсени с цезий-137 и в повърхностните почвени слоеве активността му достига 1276,79 $Bq.kg^{-1}$. В района на Югозападна Рила концентрацията на радиоцезий е в границите 69,07 до 119,8 $Bq.kg^{-1}$. За почвите от Средна Стара планина се установи замърсяване с Cs-137 в диапазона 34,94 – 502 $Bq.kg^{-1}$. Резултатите ясно показват, че горската растителност има огромно значение по отношение замърсяването на почвите с радиоцезий. Планинските ливади и пасища в трите изследвани района са най-силно замърсени с този елемент, а това поражда по-висок риск от гледна точка замърсяването с радионуклеиди по хранителната верига. Установено е също така, че фините корени на дървесната, храстовата и тревната растителност (и особено на горскоплодни видове и гъби) са разположени основно в горните почвени слоеве, богати на органична материя, хранителни елементи и влага [Bakker, 1999; Жиянски, 2004]. От друга страна почвите от тип Cambisols се характеризират с лек механичен състав и по-голямо количество почвен хумус, което прави Cs-137 по – лесно достъпен за растителните организми.

Заключения

Планинските райони в страната са силно и нехомогенно замърсени с Cs-137 и съдържанието на изотопа се увеличава с увеличаване на надморската височина, което е свързано с особеностите на планинския климат в изследваните райони.

Съдържанието на Cs-137 е концентрирано в повърхностните почвени слоеве, където е разпространена основна част от кореновата система на растенията и по-специално фините корени, което поражда по-висок риск от замърсяване на растителността. Част от горскоплодните растителни видове и гъбите се консумират в по-висока степен от населението в тези райони и това налага необходимост от систематични изследвания.

Установи се, че откритите територии - планински ливади и пасища – са по-силно замърсени с радиоцезий, и по-хранителната верига той лесно преминава в животинските видове и човека. Поради високите нива на замърсяването с цезий-137 в изследваните планински райони и характеристиките на горските почви, планинските ливади и пасища разположени в тези райони по мнение на авторите могат да бъдат считани за рискови зони и необходимостта от системни радиоекологични изследвания в тях е наложителна с оглед постигане на устойчиво развитие.

Системните радиоекологични изследвания и оценката на замърсяването имат научно, икономическо и политическо значение. Чрез тях ще се допълнят знанията за радионуклеидните потоци в екосистемите и ще се предостави информационна база данни, необходима при търговията с горски продукти и контрола на всички нива.

Благодарности: Авторите благодарят на НФНИ към Министерство на образованието и науката на Р България за финансирането на изследванията в тази разработка, които са част от договорна задача № МУ - Б - 1517/05 и международен проект Рила 2/12 – 2004 г.

Литература

1. Жиянски М. 2004. Проучване на кафяви горски почви в иглолистни гори от района на Югозападна Рила. Дисертация, ИГ - БАН, стр.165.
2. Мишев И.Т., Йовчев М.Г., М.Г. Гелев, 1994. Радиоекологични изследвания в Рила планина, ОМ2, 2, 3-28.
3. Мишев П. 1997. Резултати от гама-спектрометричния анализ на проби от района на връх Мусала, ОМ2, кн.1, 45-53.
4. Райков Л. 1978. Радиоактивни елементи в почвата и усвояването им от растенията, Земиздат, София, 150 стр.
5. Adriano D.C., Hoyt G.D., Pinder J.E., 1981. Fallout of caesium-137 on a forest ecosystem in the vicinity of a nuclear fuel reprocessing plant. Health Physics, 40, 369-376.
6. Alexakhin R.M., I.I. Kryshev, S.V. Fesenko, N.I. Sanzharova. 1990. Les problèmes radioécologiques liés à la production d'énérgie nucléaire. Energie nucléaire, 68 (5), 320-328.
7. Andrello, A. C. and Appoloni, C. R. Spatial variability and Cesium-137 inventories in native forest. Braz. J. Phys., Sept. 2004, vol.34, no.3a, p.800-803. ISSN 0103-9733.
8. Bakker M.R., 1999. Fine-root parameters as indicators of sustainability of forest ecosystems, Forest Ecol. Manag. 122, 7-16.
9. Drissner J., W. Bürmann, I. Enslin, R. Heider, E. Klemt, R. Miller, G. Schick, G. Libold, 1998. Availability of Caesium Radionuclides to Plant-Classification of Soils and Role of Mycorrhiza, J.Env. Radioact. 41, 1, 19-39.
10. Ehlken S., G. Kirchner, 1996. Seasonal Variations in soil-to-grass transfer of fallout Strontium and Caesium and of Potassium in North German Soils, J. Env. Radioact., Vol.33,No.2, 147-181.
11. FAO-UNESCO (1991). World soil resources. An explanatory note on the FAO World Resources Map at 1: 25 000 000 scale. Rome, p. 58
12. Fawaris B.H., K.J. Johanson, 1994. Radiocaesium in soil and plants in a forest in a central Sweden, Sci.Tot. Envir. 157, 133-138.
13. Fesenko S.V., N.V. Soukhova, N.I .Sanzharova, R. Avila, S.I. Spiridonov, D. Klein, P-M. Badot, 2000, ^{137}Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems, Sci. Tot. Envir. 269, 87-103.

14. Klein D., M. Guelev, E. Lucot, M. Sokolovska, N. Soukhova, P.-M. Badot – 1995, Etude d'état radioécologique de trois exemples d'écosystèmes forestiers de l'observatoire de montagne de Moussala, OM2, 3, 25-36.
15. Livens F.R., P.J. Loveland, 1989. The influence of soil properties on the environmental mobility of caesium in Cumbria. Soil use and Management, 4, 69-75.
16. Lucot E., Klein D., Sokolovska M., Badot P.-M., 1998. Les modes de transfert du cesium-137 à l'échelle de la topo séquence dans les écosystèmes montagnards: l'exemple de la vallée de Lévi Iskar dans le massif de Rila (Bulgarie), Ecologie, 29, 1-2, 393-398.
17. OECD, 1987. The Radiological Impact of the Chernobyl accident in OECD countries, Nuclear Energy Agency, OECD, Paris, 184 pp.
18. Pourchet M., K. Veltchev, F. Candandap, E. Silvestry, 1995. Distribution géographique des retombées de Tchernobyl dans la région du Parc National de Rila (Bulgarie), OM2, 3, 18-20.
19. Prister B.S., Loshchilov N.A., Nemec O.F., Poyarkov V.A., 1991. Principes de la radiologie agricole, Kiev, Urojay, 471.p.
20. Raffery B., M. Brennan, D. Dawsan, D. Dowding, 2000. Mechanisms of Cs-137 in coniferous forest soils, J.Environ. Radioact.48, 131-143.
21. Sombre L., Vanhouche M., De Brouwer S., Ronneau C., Lambotte J.M., Myttenaere C., 1994. Long term radiocaesium behaviour in spruce and oak forests. Sci.Tot.Environ. 157: 59-71.
22. Szerbin P., E. Koblinger-Bokori, L. Koblinger, I. Végvári, Á. Ugron, 1991. Caesiun-137 migration in Hungarian soils, The Sci.Tot.Environ. 227, 215-227
23. UNSCEAR, 2000. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation, vol. I: Sources. Report to the General Assembly with Scientific Annexes United Stations, New York.
24. Zhiyanski M., M. Sokolovska, E. Lucot, P.-M. Badot. 2005. Cs-137 contamination in forest ecosystems at south-west Rila Mountain (Bulgaria), Springer, Environmental Chemistry Letters, Vol.3, No.1, 49-52.

RADIOCESIUM CONTAMINATION IN MOUNTAIN REGIONS - NECESSITY OF SYSTEMATICAL STUDIES

Miglena Zhiyanski[1], Maria Sokolovska[1], Eric Lucot[2]
[1]Forest Research Institute, BAS - Sofia, Bulgaria
[2]L'Université de Franche-Comté, Besançon, France

ABSTRACT

The global commitment in efforts to sustainable development principles of the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) held in Rio in 1992 was once again reinvigorated at the World Summit on Sustainable Development (WSSD) held in Johannesburg in 2002. The International Atomic Energy Agency (IAEA) demonstrated its important role in the protection of the environment from radioactive and non-radioactive pollutants. Within this programme, the transfer and behaviour of radionuclides and non-radioactive pollutants in the marine as well as terrestrial environment are investigated to develop and improve transfer models used for impact assessments and to elaborate appropriate remediation strategies. The good knowledge about the behaviour of radioactive pollutants in ecosystems is of a great importance: the understanding how these elements are accumulated, distributed and changed in different components of ecosystem is obligatory to risk assessment both of human and environment. This study presents investigations on the radiocesium contamination in forest soils from mountain regions in Bulgaria. The northern slopes of Rila Mountain are strong and non-homogeneously polluted with Cs-137,and the activity of isotope in upper 0-5 cm soil layers varies from 63,18 to 1276,79 $Bq.kg^{-1}$, while in Southwest Rila mountain the cesium concentration is within the limits 69,07 - 119,8 $Bq.kg^{-1}$. The established Cs-137 contamination in soils from Central Balkan region is from 34,94 to 502 $Bq.kg^{-1}$. The mountainous grasslands are stronger contaminated with radiocesium and the activity of the element increase with the altitude. The obtained results show, that the Cs-137 is accumulated in the surface soil layers /0 to 10 cm/, where the biggest part of plant fine roots are located /roots of trees, shrubs, fruit plants and mushroom/ and due to this the risk of contamination for forest vegetation is higher. The systematic radioecological studies in forests will contribute to the ecological and economic sustainability of clean and healthy environments, and risk assessment and reduction for human well-being. These studies will provide knowledge for prevention measures and capacity building in case of elevated levels of radiation or pollution of either natural or anthropogenic origin.