БЪЛГАРСКА АКАДЕМИЯ НА НАУКИТЕ

НАЦИОНАЛЕН ИНСТИТУТ ПО МЕТЕОРОЛОГИЯ И ХИДРОЛОГИЯ

Благородка Стефанова Велева

ВЪРХУ АТМОСФЕРНАТА РАДИОАКТИВНОСТ В БЪЛГАРИЯ ПРЕЗ ПОСЛЕДНИТЕ 50 ГОДИНИ (1959-2011). МЕТОДИ И ВРЪЗКИ С МЕТЕОРОЛОГИЧНИТЕ ПРОЦЕСИ

АВТОРЕФЕРАТ

на дисертация

За присъждане на образователната и научна степен
“доктор”
в област на висше образование 4.Природни науки, математика и информатика, по професионално направление 4.1.Физически науки и научна специалност
01.04.11. Метеорология

Научен консултант
Проф. д.н. Димитър Сираков

София, 2012 г.

Дисертацията е с обем 168 страници. Състои се от увод, пет глави, заключение, 7 приложения и списък на цитираната литература, включващ 306 заглавия, от които 55 на кирилица и 251 на латиница.

Дисертационният труд е обсъден и предложен за защита на разширен научен семинар на департамент „Физика на атмосферата и екология" на НИМХ-БАН, проведен на 26.06.2012г.

Докторантката работи като главен асистент в департамент „Физика на атмосферата и екология" на НИМХ-БАН, София.

Състав на научното жури:

проф. д.н. Димитър Сираков, НИМХ - БАН

проф. д-р Христомир Брънзов, НИМХ - БАН

чл. кор. д.н.Димитър Йорданов, БАН

проф. д.н.Ивелин Кулев, Факултет по химия и фармация на СУ

доц. д-р Милен Йовчев, ИЯИЯЕ - БАН

Защитата на дисертационния труд ще се състои на .....2012 г. от.....часа в заседателната зала на Учебния център на НИМХ, гр.София.

Материалите по защитата са на разположение на интересуващите се на интернет страницата и в канцеларията на НИМХ-БАН.

СЪДЪРЖАНИЕ

I. Обща характеристика на дисертационното изследване

Актуалност на изследването……..... 4

Цел и задачи…….. 6

Методи за изследване…… 6

Обект, предмет и обем…… 7

II. Кратко изложение на дисертационния труд

1. Радиоактивност и радиационен фон на атмосферата-Обзор…… 9
2. Методи за определяне на радиоактивността на атмосферни проби и други образци…….10
3. Пространствени и времеви вариации в концентрацията и депозицията на техногенни радионуклиди в атмосферата. Параметри, характеризиращи процесите на депозиция……. 15
4. Изследване на връзките на съсоживущи бета радионуклиди, дъщерни на радона и условията на смесване в АГС в София 27
5. Радиобиологична оценка на съдържанието на радионуклиди в атмосферата в случай на ядрена авария-разработване на блок за пресмятане на дозите и включването му в новата версия на БСРП……. 31

III. Научни и научно-приложни приноси…… 39

IV. Списък на публикации, свързани с дисертационния труд……. 40

V. Литература…… 42

VI. Благодарности…… 44

I. ОБЩА ХАРАКТЕРИСТИКА НА ДИСЕРТАЦИОННОТО ИЗСЛЕДВАНЕ

Актуалност на изследването

Под атмосферна радиоактивност може да се разглежда създаването, постъпването, преноса, разпадането в различните слоеве на атмосферата и депозицията върху земната повърхност на радиоактивни изотопи, наричани по-кратко и по-често радионуклиди. В зависимост от произхода им, радиоактивните изотопи в атмосферата могат да се разглеждат като: *космогенни* радионуклиди, резултат от взаимодействието на космическото лъчение с атомите на земната атмосфера; *терагенни* радионуклиди, или с произход от земната кора; *техногенни* радионуклиди, резултат от човешката дейност. Живите организми са се адаптирали към естествения радиационен фон на атмосферата и околната среда, формиран от космогенните и терагенни радионуклиди. С началото на ядрената епоха, от средата на четиридесетте години на XX век, в околната среда започват да постъпват голям брой изкуствено генерирани радиоактивни изотопи - техногенни радионуклиди. Основните източници, довели до замърсяване на атмосферата с техногенни радионуклиди могат да се отделят в няколко категории.

Глобалният фолаут от ядрените опити в атмосферата води до разпространение на продуктите на делене и термоядрен синтез в цялата биосфера на земята. За периода от 1945г. до 1980г. са извършени 543 ядрени опити в атмосферата от САЩ, СССР, Великобритания, Франция и Китай (UNSCEAR 2000);

Изхвърлянията, резултат от **нормална експлоатация** на енергийните ядрени реактори и заводи за преработка на ядрено гориво, включват най-вече радиоактивни благородни газове, ^{3}H, ^{14}C, и с много по-малки активности, свързани с аерозоли други дългоживущи радионуклиди, продукти на делене и активация. Активността на изхвърлянията в околната среда се контролират от националните законодателства, законодателството на Европейския съюз (Договора за Евроатом) и Международната агенция за атомна енергия на ООН (МААЕ, Виена).

Ядрени или радиационни аварии, довели до изхвърляне в околната среда на радиоактивни замърсители, които поради сериозните последствия за здравето на хората, замърсяването на околната среда и огромните финансови разходи по преодоляване на последствията, са едни от най-опасните и скъпи технологични катастрофи на съвременността.

Една сборна група, която е повлияна от антропогенната дейност е замърсяването от **технологично обогатени с естествена радиоактивност** материали (TENORM, или технологично усилен радиационен фон). Основни производства, които водят до повишаване на радиоактивността в околната среда са: уранодобивът, преработката и обогатяването на полиметални руди, отпадъци при преработка на нефт и газ, производството на електроенергия от ТЕЦ на въглища.

Значимостта на проблема за изследване и мониторинг на радиоактивността в околната среда като цяло и на атмосферата в частност, се определя от следните основни причини:

- Използването и развитието на ядрената енергетика в световен мащаб продължава в условията на стареещи ядрени реактори, икономическа и политическа несигурност, зачестяване на природните бедствия и последствията от тях;
- Редица страни от Европейския съюз експлоатират енергийни ядрени реактори. Поради преобладаващия зонален пренос от запад на изток, вероятността България да е повлияна от експлоатационните или аварийни изхвърляния от енергийни ядрени реактори, разположени в Европа, не е за пренебрегване;
- В редица случаи естествени и антропогенни радионуклиди се използват като трасери на процеси на пренос и смесване и имат отношение към научното изследване на измененията в климата;
- Нерешени са все още редица проблеми, свързани с извеждането от експлоатация на затворените ядрените реактори, безопасното съхранение, преработка и погребване на отработеното ядрено гориво и другите радиоактивни отпадъци (РАО), произвеждани в хода на ядрения горивен цикъл;
- Извършването на ядрени опити в атмосферата и под земята, повлияли атмосферната радиоактивност през първите десетилетия на разглеждания период е прекратено. В същото време геополитическата ситуация не изключва по-нататъшно разпространение и/или използване на ядрени оръжия. Не е нулев риска от терористични актове с цел разпространение на радиоактивни материали (т.н. “мръсна бомба”).

Тези обективни обстоятелства водят до повишаване риска от изхвърляне на техногенни радионуклиди в околната среда и определят актуалността на изследване, оценка и прогноза на антропогенното въздействие върху радиоактивността на природната среда и атмосферата.

Цел и задачи

Основна цел на дисертацията е да разгледа, анализира и систематизира натрупаният опит в областта на мониторинга на радиоактивността на атмосферата, от наши и чужди изследвания, като се потърси връзката с различните процеси и влиянието на различните антропогенни и естествени източници върху радиоактивността на въздуха и атмосферните отлаганията. За изпълнение на така поставената цел трябва да се решат няколко специфични изследователски задачи:

- Проверка, систематизиране и хомогенизиране на редиците от данни за общата бета-активност на въздуха и атмосферните отлагания в България;
- Сравнителен статистически анализ на времевите и пространствени вариации и връзките с основните източници на атмосферна радиоактивност и някои метеорологични параметри;
- Развитие на методи и подходи за проверка и валидиране на данните за радиоактивност на атмосферата по наши и чужди данни;
- Разширяване на познанието за замърсяване на атмосферата с някои радиологично опасни радионуклиди, като се развива необходимите радиохимични и спектрометрични методи;
- Надграждане на възможностите на мониторинговите системи на НИМХ и други институции със специфични прогностични системи за усилване на аварийната готовност.

Методи за изследване

При разработването на поставената тема са използвани логическите методи на анализ и синтез, абстракция и обобщение, дедукция и индукция. Приложен е комплексен подход към анализа на явленията. Широко е застъпен сравнителният анализ.

Количественият анализ на многогодишните редици от данни се базира на основни статистически характеристики – средни величини и дисперсия, коефициенти на корелация и регресионни уравнения. Използва се графичен и табличен вид за представяне на основните процеси и резултати. На базата на направения анализ са отделени характерни под периоди. Онагледяване на пространствените вариации в полетата на концентрации, депозиция и дози е постигнато посредством визуализация с подходящи за целта карти.

За определяне на съдържанието на естествени и техногенни алфа, бета и гама-радионуклиди в атмосферни проби, се прилагат и разработват ядренофизични спектрометрични и радиохимични методи на анализ. За моделиране и прогнозиране на разпространението на радиоактивни примеси в атмосферата се адаптират и прилагат разработени от други учени от НИМХ и БАН модели и подходи (Syrakov, 1995; Syrakov, et al., 2003; Kolarova et al., 2006).

Публикуване на резултатите от дисертационното изследване

Основните теоретични и експериментални резултати са изложени в 8 публикации в наши и чужди списания и в 12 публикации в сборници с доклади на международни научни конференции. Забелязани са 9 цитата на публикации по темата, от които в сборници и монографии – 2; цитати в Докторски дисертации на други автори - 2; в Google Scholar към декември 2011 - 5 цитата от чужди автори.

Обект, предмет и обем на дисертацията

Основен **обект на изследването** е радиоактивността на атмосферата, формирана от естествени и антропогенни източници в приземния въздушен слой на територията на България, в сравнение с чужди и наши резултати и редици от данни, както и съпоставяне и търсене на причинно-следствени връзки с известните от литературата емисиите на радиоактивни примеси в атмосферата от глобален и регионален характер.

Предмет на изследването са характеризирането на пространствените и времеви вариации, под влиянието на различните източници на радиоактивно замърсяване, предизвикали изменение във фона на атмосферната радиоактивност в България и връзките с някои метеорологичните параметри, както и развитието на методи за измерване на някои алфа, бета и гама-радионуклиди във фонови условия и за адекватно реагиране в случай на радиациона авария.

Времевият **обхват** на изследването се определя от най-дългата редица данни за общата бета активност (120 час) на въздуха и валежа в София, 1959-2011, като е възможна екстраполация до първите години на ядрената епоха на основата на чужди обзорни изследвания върху глобалния фолаут. При изследване на връзките с някои метеорологични параметри се разглеждат по-къси периоди от по няколко години. Анализът на вариациите на съсживущи бета радионуклиди, дъщерни на радона, е базиран на периода 1982-2006 г. По-детайлно, по часове и дни, е изследването при полеви експерименти: международни експедиции в Черно море през 1998 и 2000г., (IAEA, 2003): експеримент за изследване на АГС в София през 2003г., (Batchvarova et al., 2006).

При сравнителния анализ на нивата на замърсяване с техногенни радионуклиди, най-често се разглеждат и съпоставят резултатите с наличните от други европейски страни. Най-пълен и подробен е направеният сравнителен анализ между общата бета активност на въздуха и атмосферните отлагания в български и финландски станции, намиращи се на близки географски ширини (един и същи часови пояс), но на различни ширини и съответно, с различни климатични условия.

Дисертационният труд е **с обем** от 168 страници. Състои се от увод, 5 глави, заключение, 7 приложения и списък на цитираната литература. В основната част на дисертацията са включени 80 фигури и 33 таблици.

II. КРАТКО ИЗЛОЖЕНИЕ НА ДИСЕРТАЦИОННИЯ ТРУД

В **увода** са разгледани целите и задачите на дисертационния труд. Обоснована е необходимостта и актуалността от изследване и мониторинг на радиоактивността на атмосферата за достоверна оценка на фоновите вариации. Показано е значението на разработването на нови методи за анализ на радиоактивни замърсители и разширението на Българска система за ранно предупреждение (БСРП) с блок за прогноза на полетата на дозите, за адекватна реакция, в случай на ядрена или радиационна авария.

Глава първа разглежда понятието атмосферна радиоактивност и обобщава, на базата на литературен обзор, източниците на радиоактивност в атмосферата. Отделните радионуклиди са групирани в зависимост от произхода им: космогенни, терагенни и антропогенни (техногенни). Подробно са разгледани източниците на техногенни радионуклиди в атмосферата и са съпоставени тяхната мощност и значение. Хронологията на ядрените опити в атмосферата, брой, мощност на взривовете и акумулирана мощност са показани графично (Фиг. 1.4), а активността на произведените и разпространени глобално по-значими радионуклиди с $T_{1/2}$ >5 дни, по данни на UNSCEAR, 2000 е представена отделно (Фиг. 1.5). Изхвърлянията, резултат от ядрени аварии са обобщени в Табл.1.

Таблица 1. Ядрени аварии с изхвърляне на радионуклиди в атмосферата. РБГ, ^{131}I и ^{137}Cs са в PBq (1.10^{15} Bq).

Място на аварията	Дата	РБГ PBq	I-131 PBq	Cs-137 PBq	Други
Челябинск-40 завод за плутоний, Кищим, СССР*	Септември 1957			3.6 E-03	100 PBq средно и дългож. радионукл. 5.4 PBq ^{90}Sr+^{90}Y
Уинскейл, Великобритания (Windscale) *	Октомври 1957	14 ^{133}Xe	0.74-1.2	0.046	0.2 TBq ^{90}Sr 1.6 TBq ^{239}Pu
Реактор SL-1, Айдахо Фолс, САЩ*	Януари 1961		2.6E-03		
Роки флет, Денвър, САЩ*	1969				0.22 TBq Pu
Три Майл Айлънд, 2, САЩ	Март 1979	77.7	5.55E-04		
Чернобилска АЕЦ, 4 Украйна	26-Април-Май 1986	6533 ^{133}Xe+^{85}Kr	1760	86	
Завод за преработка на ЯГ, Токаймура, Япония	30.09. 1999				~200 човека до 21mGy от n, γ
Дай-ичи, Фукушима АЕЦ Япония	Март-2011	~1000	150	15	

Със * са обозначени реактори и заводи за военни цели.

Коментира се, че авариите довели до изхвърляне на радиоактивни продукти в околната среда са редки, но със сериозни последствия за здравето на хората и замърсяването на околната среда. Реакторите, изброени в Табл.1 са разрушени и поради остатъчната висока радиоактивност, ще са предмет на контрол и действия по обезвреждане в продължение на десетилетия.

Глава втора, "Методи за определяне на радиоактивността на атмосферни проби и други образци", се състои от 4 части**.**

2.1. Пробовземане на атмосферни проби – разглежда и коментира оперативните методи, използвани в практиката на мрежата за мониторинг на радиоактивността на НИМХ, за вземане на въздушни проби и атмосферни отлагания. Кратко са описани и методи, известни от литературата и прилагани в други европейски страни и в световната практика. Коментирани са ограниченията при оценка на атмосферната депозиция по метода на планшета, както и по отложените активности върху естествени (почва, растения) и изкуствени повърхности.

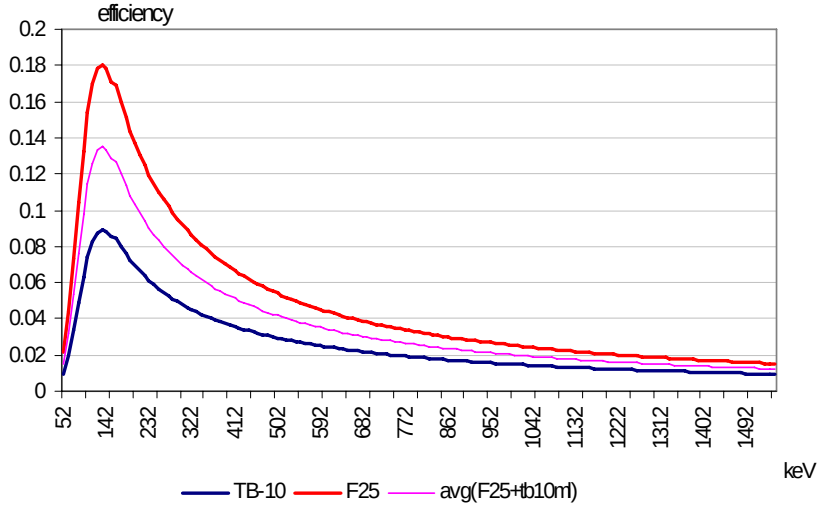
2.2**.** Физични и радиохимични методи за обработка на проби**.**
Разгледани са най-общо физичните методите за преконцентрация на проби от околната среда и по-конкретно, прилаганите в практиката на радиометричните лаборатории на НИМХ. Кратко е разгледано развитието и използването на различни радиохимични методи, необходими при анализ на чисти алфа и бета емитиращи радионуклиди в проби от околната среда. В Приложение 2.1. към тази глава е представена разработената в България радиохимична методика за отделяне на стронций, плутоний и торий от атмосферни и почвени проби (Таскаев и др. 1994; Велева и др. 1997). Показана е също методиката за отделяне на радий и измерване с алфа-спектрометрия, (Димова и др., 2004). Разработените радиохимични процедури за анализ на голям брой радионуклиди в проби от замърсена от АЕЦ среда са валидирани в междулабораторно сравнение на анализ на седименти от река Дудвах, Словакия (Публикации I.2 и II.9 от списъка с публикации към дисертацията).

2.3. Методи за измерване и анализ. Съдържа 4 подточки:

2.3.1 Бета радиометрия - широко разпространен метод за мониторинг на радиоактивността на въздуха за замърсяване с техногенни радионуклиди и основен в системата за мониторинг на радиоактивността в НИМХ. Разгледано е калибрирането на радиометрите и въвеждането от автора на измерване на 60-та минута след спиране на

пробовземането, в петте радиометрични лаборатории на НИМХ, с цел оценка на ефективния период на полуразпад в интервала 5-та -60-та минута, за диференциране на естествените, дъщерни на радона бета радионуклиди.

2.3.2. Приложение на нискофонова гама-спектрометрия за измерване на естествени и техногенни радионуклиди в атмосферни проби. Разглеждат се подходите за калибриране на гама-спектрометри в общия случай на радиоактивност в околна среда, и конкретно за атмосферни проби от мрежата на НИМХ. На Фиг.1 (2.2) са показани кривите на ефективност по енергия за 2 измерени геометрии и комбинация от тях: филтър с диаметър на активното петно 25мм, поставен на челото на детектора; ТВ 10 - цилиндрична кутия (от лента на пишеща машина ТВ-50см^3), напълнена до обем 10см^3; комбинация от 2-те геометрии, която може де се реализира при измерване на сборен филтър или марля.

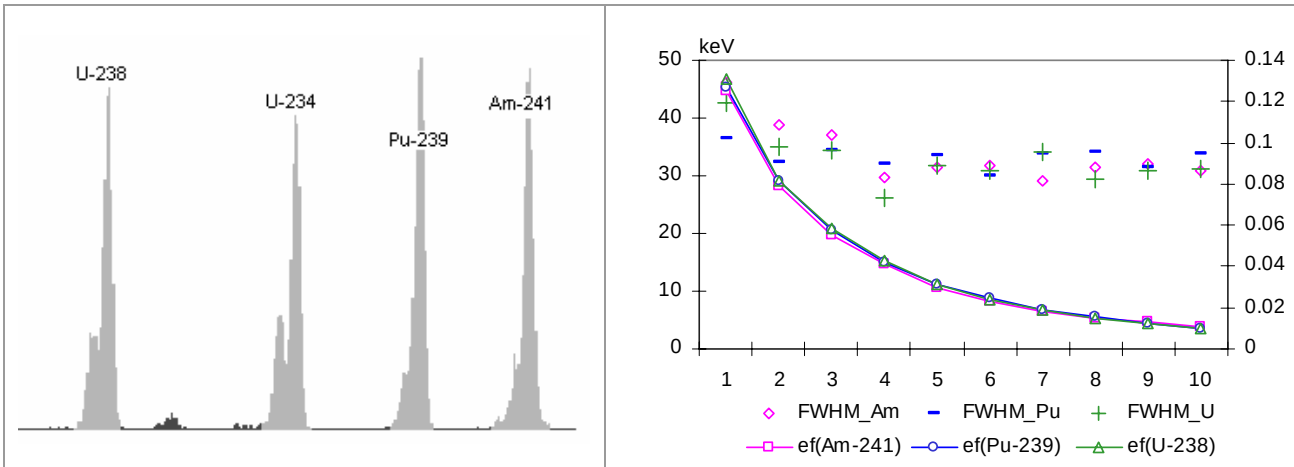


Фигура 1. Крива на ефективността на гама-спектрометричната система в РЛ Плевен (HPGe детектор EG&G ORTEC, отн. еф. 17.90%, FWHM 1.9keV по линията 1332keV на ^{60}Co) в зависимост от енергията, за 2 геометрии на калибровъчни източници – планарна, "филтър-25" и цилиндрична "ТВ-10 за плътност ρo=1.10 g/cm^3" и комбинацията между тях.

Анализът на спектрите, по-подробно описан в дисертацията, следва алгоритъм, разработен за анализ на гама-емитиращи радионуклиди в атмосферни проби (Велева и Гълъбов, 1998), Изходния текстови файл, от спектрометричния софтуер Maestro, се обработва в EXCEL Spreadsheet, като при пресмятането на активността на гама излъчващите радиоактивни изотопи се прилагат формулите и корекциите от IAEA-TECDOC-1401.

2.3.3. Развитие на алфа –спектрометрия за измерване на алфа-емитиращи радионуклиди;

Разглежда се необходимостта от нискофоновата алфа-спектрометрия за измерване на концентрацията и изотопните отношения на алфа-емитиращи радионуклиди в проби от околната среда. Показано е широкото приложение на алфа-спектрометрията, след радиохимично разделяне на трансурановите елементи, за характеризиране на радиоактивните отпадъци. Развитието на методите на алфа-спектрометрия стана възможно след като в резултата на работата ни по технически проект RER/2/003 на МААЕ, на НИМХ – БАН беше предоставена алфа-спектрометрична система OCTETE^{TM} PC EG&G ORTEC (Велева, 1996). Характеристиките на системата от осем независими алфа-спектрометрични канала, с йонно-имплантирани Si детектори от серията ULTRA-AS/ ULTRA-AS^{TM} свързани с многоканалният анализатор (8 мултиплексера с индивидуален контрол на start/stop/preset позиция, АЦП с време на преобразуване <15μs), позволяват както нискофонови измервания, така и на мишени от РАО. За калибриране по енергия и ефективност на всеки детектор се ползват сертифицирани източници за калибриране, с различен диаметър, в зависимост от типа на пробите. За проби от типа "мембранен филтър" това е "смесен източник" - ^{238}U, ^{234}U, ^{239}Pu, ^{241}Am", а за проби, изработени с електроотлагане - ^{241}Am. Използва се и смесен източник ^{239}Pu, ^{241}Am, ^{244}Cm. Допълнителни калибровъчни източници са изготвени от стандартни разтвори на трасерни радионуклиди като а) накапани източници и б) съутаени като флуориди смесени стандартни разтвори – ^{232}U+^{233}U, ^{236}Pu+^{242}Pu, ^{243}Am+^{244}Cm (Публикации II.9 и II.11).



Фигура 2.а) Спектър на смесен алфа-източник, в ляво и б) калибровка по ефективност и полуширина на линиите (FWHM), в зависимост от разстоянието до детектора – в дясно .

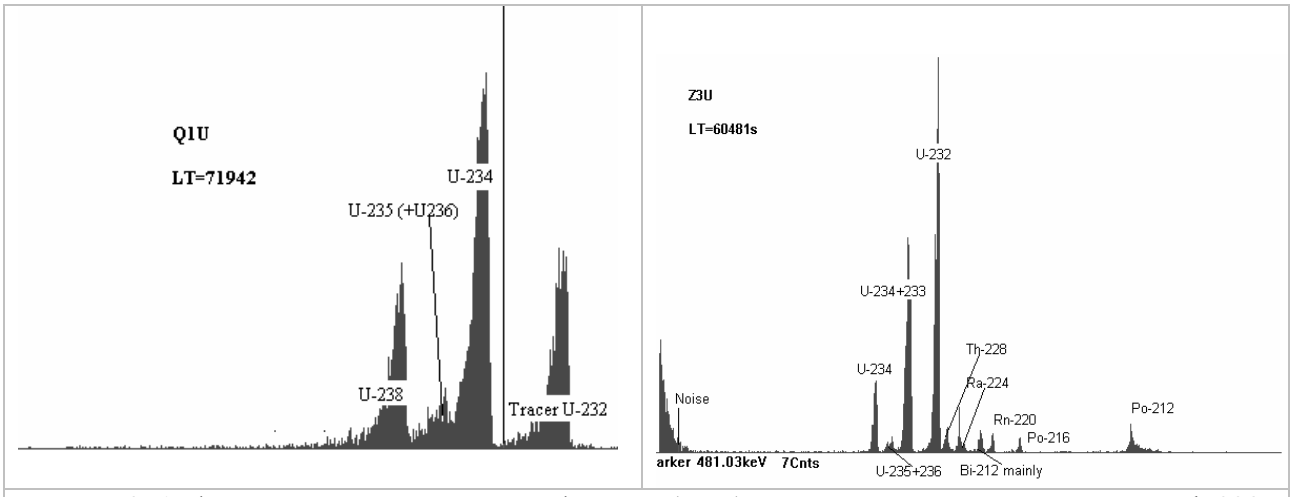
Пресмятането на концентрацията по активност на даден радионуклид в най-простия случай се извършва следвайки IAEA-TECDOC-1401. Енергиите на ^{239}Pu и ^{240}Pu са много близки и на практика, в реални проби, са алфа-спектрометрично неразделими, поради което се дава сумарната активност от двата изотопа като се записва като $^{239+240}$Pu или ^{239,240}Pu. Доколкото и за двата изотопа границите за пределно допустими концентрации във въздух и води са еднакви (ОНРЗ 2004), представянето на общата активност не затруднява класификацията на РАО.

За качественото измерване и анализ с методите на алфа-спектрометрията, изискванията към пробата за измерване са:

- химическа чистота по отделните химически елементи, и
- изготвянето на тънък източник, наричан често мишена.

Сложната матрица и многото стъпки на разделяне в радиохимичната схема за анализ, в някои случаи води до присъствието на нежелани примеси в мишените за алфа-спектрометрия. Възможните решения зависят от вида и количеството на примесите във всеки конкретен случай. Типизирани са като *Проблем 1* и *Проблем 2* следните случаи:

Проблем 1. Замърсяване от α-радионуклиди на друг химически елемент в мишената.



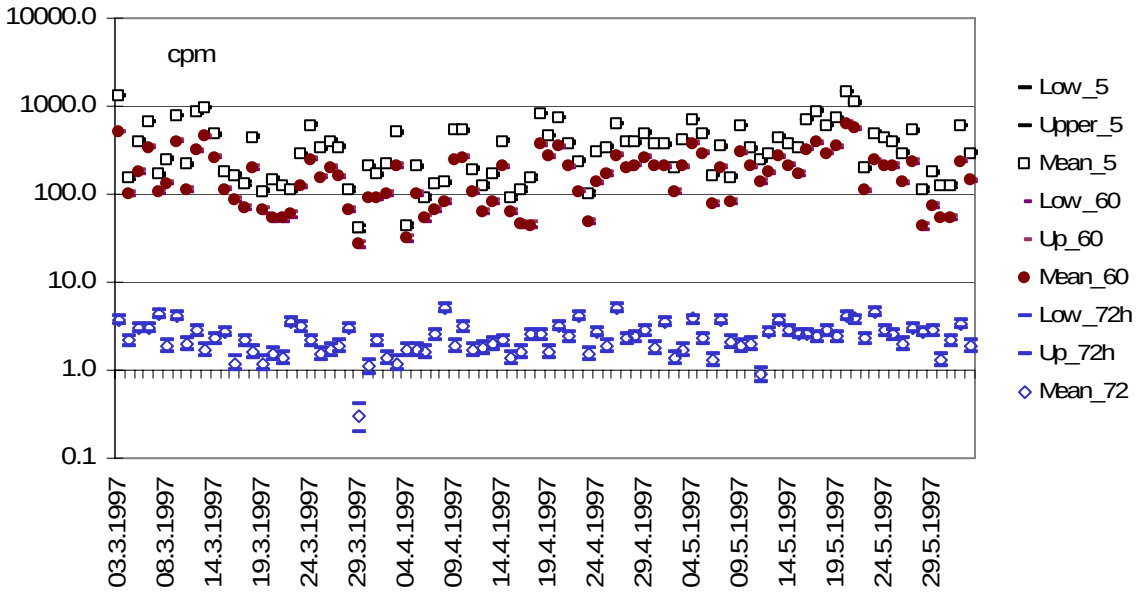
Фигура 3. Алфа спектри от чиста уранова фракция (ляво) и замърсена до известна степен с Th-228 и дъщерните му алфа радионуклиди уранов спектър (дясно)

Проблем 2. В случаите на близки по енергии пикове на аналайта (търсения радионуклид) и трасера са необходими поправки за опашките от ляво на пика. Примери за това са спектри на аналайт ^{241}Am (5.48 MeV) и трасер ^{243}Am (5.275 MeV), ^{210}Po (5.305 MeV) и трасер ^{208}Po (5.116 MeV). Опашките отляво на алфа-пиковете (Peak tailing) се дължат от една страна на

сигнала на детектора, но с увеличаване на дебелината на мишената опашката характеризира до голяма степен и качеството на източника. Когато активността на ^{241}Am е повече от 10 пъти от тази на ^{243}Am и FWHM е > 0.06MeV, е възможно неопределеността от измерването заради приноса на неопределеността в скоростта на броене в опашките на пиковете да надхвърли 10-15%. Разгледан е пример за приноса в корекциите и стандартната неопределеност при анализ на плутониева фракция. Описана е кратко програма за контрол на качество при α-спектрометрия на мишени от РАО.

2.3.4. Други методи. Изброени са, за пълнота, други методи за анализ на базата на химическите им свойства, например флуоресценция за урана, или по измерване на масата на ядрата на отделните изотопи - MS, ICP-MS, TIMS, AMS.

2.4. Неопределеност при измерване на ИЙЛ и граници на детектиране на ниски активности. Разгледани са статистическият характер на радиоактивния разпад и свързаните с него неопределеност. За задачите за измерване на ниски активности са дадени: оценката за долната граница на детектиране (LLD), Критично ниво (Lc, α =0.05) Граница на детектиране (Detection Limit, Ld, β =0.05). Зависимостта на неопределеността от скоростта на броене е показана за случая на измерване в различни интервали от време, след снемане на аерозолниа филтър в РРЛ София.



Фигура 4. Средна скорост на броене (cpm) и 1σ неопределеност при измерване на филтърна проба: 5-10 минута, 60-65 минута и 72 часа след спиране на пробовземането.

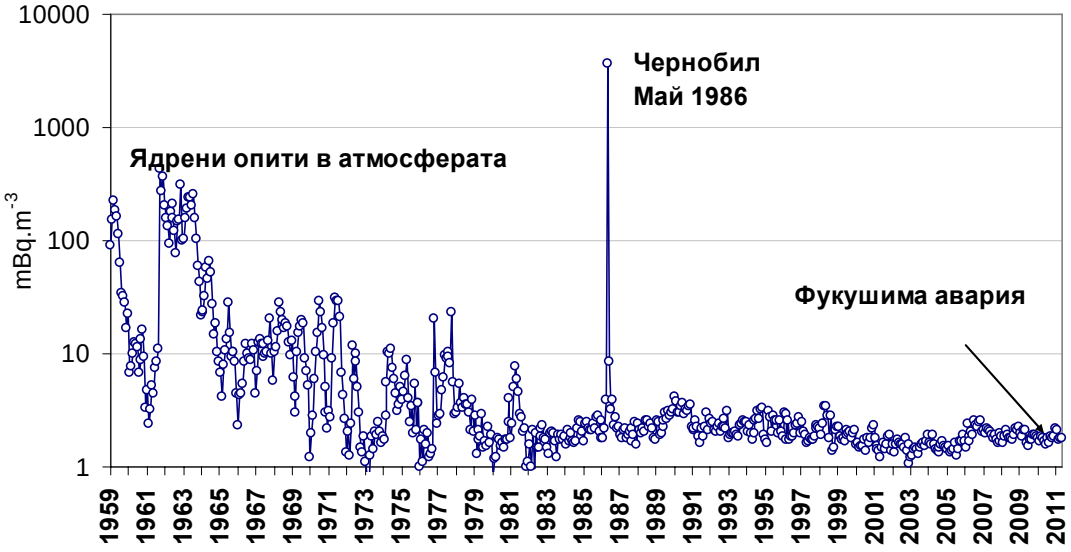
<u>Глава трета</u>, "Пространствени и времеви вариации в концентрацията и депозицията на техногенни радионуклиди в атмосферата. Параметри, характеризиращи процесите на депозиция", се състои от 5 части.

<u>3.1. Процеси, определящи разпространението на радионуклиди в атмосферата.</u> Представени са съвременните знания и представи за мащабите и значението на процесите, които контролират разпространението на радиоактивни примеси в атмосферата: процеси на пренос - адвекция и конвекция (хоризонтален и вертикален транспорт); процеси на турбулентна дифузия, които са от съществено значение в атмосферния граничен слой (АГС) и водят до разреждане или задържане на примеси; процеси на очистване на атмосферата от примеси посредством суха депозиция и измиване от валежите (мокро отлагане); химически трансформации и/или радиоактивен разпад. По-специално внимание е обърнато на свързаните с аерозоли радионуклиди и разпределението по размери. Показани са уравненията, описващи процесите на суха депозиция и измиване с валежите в зависимост от отделните радионуклиди. Коментирано е параметризирането и значението на ресуспендиране на вече отложени радиоактивни замърсители.

<u>3.2. Вариации на дългоживущата обща бета активност на атмосферата в България, 1959-2011.</u> Накратко са дадени причините за инициирането и историята на развитието на мрежата за мониторинг на атмосферната радиоактивност в България. Основен метод за контрол е бета радиометрията, тъй като преобладаващата част техногенни, биологично значими радионуклиди са бета-лъчители. На Фиг.5 е показан хода на средномесечната обща бета активност, измервана 120 часа след пробовземане (наричана и дългоживуща обща бета активност) за периода януари 1959 – декември 2011г. в град София. В зависимост от мощността и вида на източниците на техногенни бета радионуклиди и замърсяването на атмосферата в София и страната, могат да се отделят няколко периода:

- Период на интензивни ядрени опити в атмосферата, юли 1945 – декември 1962г., (UNSCEAR 2000). 1963г. е директно свързана с този период, поради интензивната депозиция на инжектираните в стратосферата и тропосферата продукти на делене от мощните термоядрени опити от края на 1962г.;
- Период на отделни опити в атмосферата от Франция и Китай и постепенно очистване на стратосферното депо, октомври 1964 – октомври 1980;

- Периоди на фонови концентрации: януари 1982-април 1986 и след 1987г., когато дългоживущата бета активност се доминира от естествените ^{210}Bi и ^{210}Pb;
- Периоди в които в атмосферата са изхвърлени пресни продукти на делене в резултат на ядрени аварии: авариите в АЕЦ „Чернобил”, 26 април 1986 г., и АЕЦ “Фукушима-1” (след катастрофалното земетресение и последвалото го цунами, 11 март 2011 г.), които са оценени с най-високата, 7-ма степен, по Международната скала за ядрени събития.



Фигура 5. Средномесечна обща бета активност на аерозолни филтри в София за периода 1959-2011 г. в mBq.m^{-3}. Стойностите са за т.н. дългоживуща бета активност, измервана 120 часа след снемане на филтъра.

При съпоставяне на радиоактивното замърсяване на атмосферата и атмосферната депозиция през отделните периоди за територията на страната, съществено затруднение е различната гъстота на мрежата. За периода на глобалния радиоактивен фолаут, от 1962г. станции в които се събират валежни проби в България има в Кюстендил, Пловдив, Карнобат (Южна България) и Грамада (Северозападна България). В София, освен радиоактивност на денонощните валежи, се измерва обща бета активност на атмосферни аерозоли, седмичен и месечен фолаут. Бяха потърсени връзки между измерванията в София и тези в останалите станции с цел да се провери доколко може де се съди за полето на депозиция в други станции по измерванията в София. Резултатите от прилагане на статистическия пакет STATGRAFICS Plus 5.0. за конструиране на регресионни уравнения

за данните от периода 1962-1972 са показани в Табл.2, като в дисертацията са включени резултатите и от регресионния анализ и за периода 1981-1993 (Табл.3.2.)

Таблица 2. Регресионни уравнения за концентрацията и депозицията на β-радионуклиди във валеж между различните станции в България и София за периода 1962-1972.

№ по ред	Зависима променлива	Параметри	Регресионно уравнение	Статистики - R^2, D-W (Durbin-Watson)
1.	$C_{\beta, rain}^{kar}$	$C_{\beta, rain}^{sof}$	$C_{\beta, rain}^{kar} = 1,82 + 0,610* C_{\beta, rain}^{sof} - 0,0017* (C_{\beta, rain}^{sof})^2$	$R^2 = 45,38\%$ D-W = 1.27, (P=0.0000)
2.	$C_{\beta, rain}^{kar}$	$C_{\beta, rain}^{sof}$ $C_{\beta, air}^{sof}$	$C_{\beta, rain}^{kar} = 1,46 + 0,187* C_{\beta, air}^{sof} + 0,0775* C_{\beta, rain}^{sof}$	$R^2 = 52,62\%$ D-W = 1.24, (P=0.0000)
3.	$D_{\beta, rain}^{kar}$	$C_{\beta, air}^{sof}$ M_{rain}^{kar}	$D_{\beta, rain}^{kar} = 2,45 + 1,84* C_{\beta, air}^{sof} + 3,26* M_{rain}^{kar}$	$R^2 = 15,47\%$ D-W = 1.25, (P=0.0000)
4.	$C_{\beta, rain}^{plov}$	$C_{\beta, rain}^{sof}$ $C_{\beta, air}^{sof}$ M_{rain}^{plov}	$C_{\beta, rain}^{plov} = 3,31 + 0,163* C_{\beta, air}^{sof} + 0,128* C_{\beta, rain}^{sof} - 0,139* M_{rain}^{plov}$	$R^2 = 49,40\%$ D-W = 1.51, (P=0.0000)
5.	$D_{\beta, rain}^{plov}$	$C_{\beta, rain}^{sof}$ M_{rain}^{plov}	$D_{\beta, rain}^{plov} = -12,83 + 1,24* C_{\beta, rain}^{sof} - 6.02* M_{rain}^{plov}$	$R^2 = 22,97\%$ D-W = 1.82, (P=0.0138)

Използваните означения в Табл.3.1 и 3.2 са както следва:

$C_{\beta, rain}^{kar}$, $C_{\beta, rain}^{plov}$, $C_{\beta, rain}^{gram}$, $C_{\beta, rain}^{kus}$, $C_{\beta, rain}^{sof}$, $C_{\beta, rain}^{var}$ – концентрация на дългоживуща обща бета в денонощен валеж от Карнобат, Пловдив, Грамада, Кюстендил, София и Варна, в $Bq.l^{-1}$;

$C_{\beta, air}^{sof}$ – концентрация във въздуха в София в $mBq.m^{-3}$;

$D_{\beta, rain}^{kar}$ - депозиция с валежите в Карнобат или друга станция съответно, $Bq.m^{-2}$;

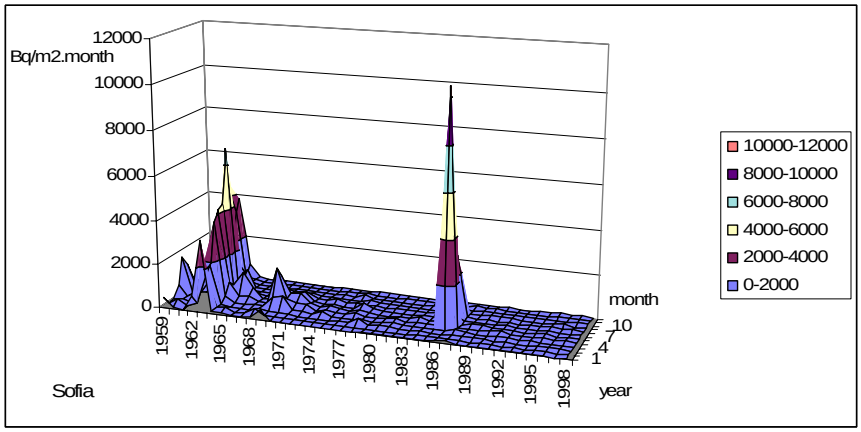
M_{rain}^{kar} – денонощен валеж, mm.

Корелационните връзки от Табл.2 между специфичната концентрация на валежа в отделните станции и тази в София са статистически значими, въпреки че описват едва около 50% от вариациите в концентраците. По-слаба, но също статистически значима е корелацията в отложената от денонощния валеж активност в зависимост от количеството валеж в дадената станция и специфичната активност в София. Например за Грамада е получено регресионното уравнение:

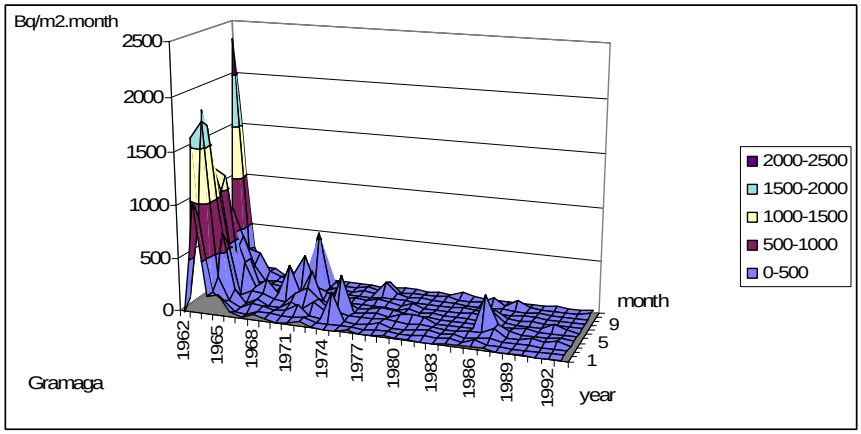
$D_{\beta, rain}^{gram} = -5,74 + 1,26* C_{\beta, rain}^{sof} - 3.90* M_{rain}^{gram}$; при $R^2 = 28,18\%$, D-W = 1.82 с P=0.0160.

Очистването на атмосферата от радиоактивни и други замърсители, посредством валежите, е от съществено значение за контаминиране на земната повърхност и биотата. На Фиг.6 са показани месечните стойности на отложената обща бета активност (120 час) за станции София (1959-1998), Грамада (1962-1993) и Карнобат(1962-1993).

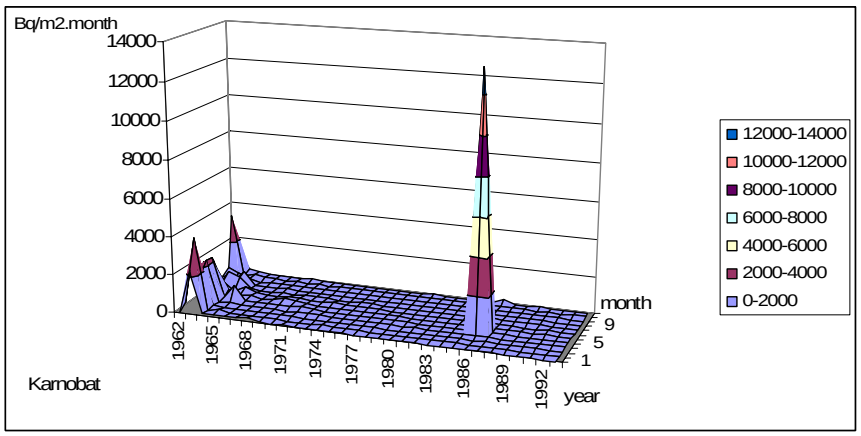
Максималните месечни активности, отложени през най-активните годините на глобалния фолаут, 1962-1963, в станциите с по-ниска надморска височина от тази в София – Кюстендил, Пловдив, Грамада, Карнобат, са в границите на 2000-4000 $Bq.m^{-2}.month^{-1}$.



3.5.а) София



3.5.б) Грамада



3.5.в) Карнобат

Фигура 6. Месечни суми на отложената с валежите бета активност (120 час) в 3 станции с най-стари редици от данни: а) София, б) Грамада, и в) Карнобат.

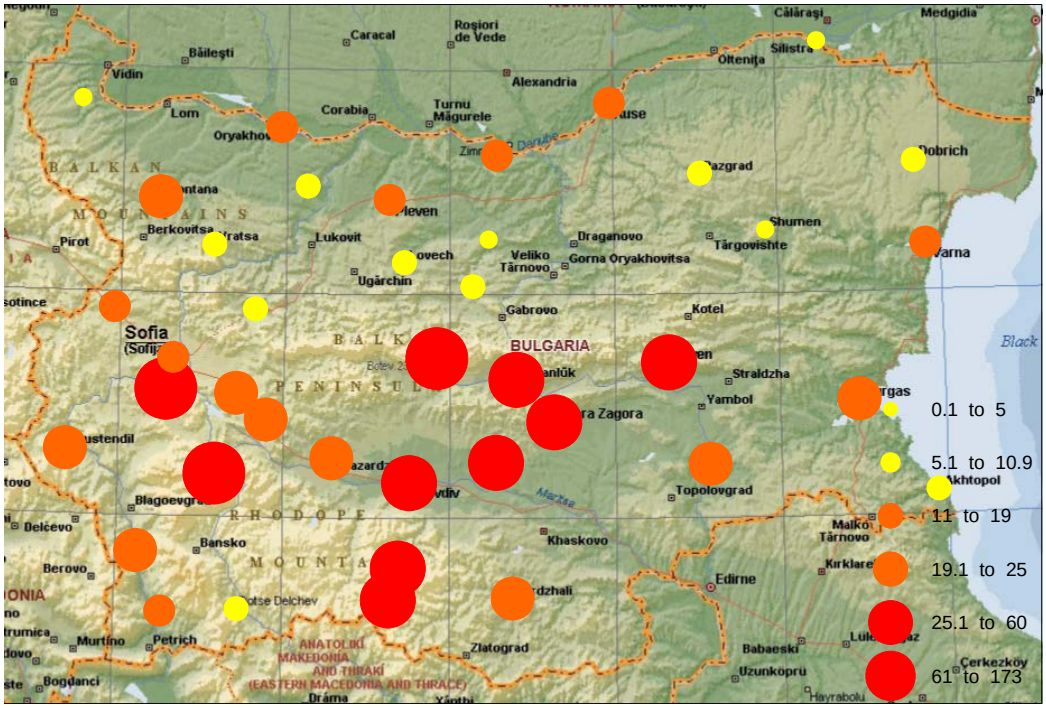
Максималната месечна отложена активност от валежите, измерена в България от 1959г. до май 1986г., преди Чернобил, е в София през юли 1963 - 6735.1 $Bq.m^{-2}.month^{-1}$. В

годишния ход през периода на глобален фолаут са характерни пролетно-летни максимуми (Teneva et al., 1982), които се дължат на постъпване на продукти на делене, инжектирани при мощните ядрени опити от стратосферата в тропосферата при по-интензивния обмен през тропопаузата през пролетно-летния сезон. Подробно изследване на корелационни зависимости между 32 станции за отложена радиоактивност по метода на планшета, за периода 1970-1978г., показват висока >0.70 и много висока >0.90 корелация между ежедневните стойности в отделните станции (Тенева, 1979).

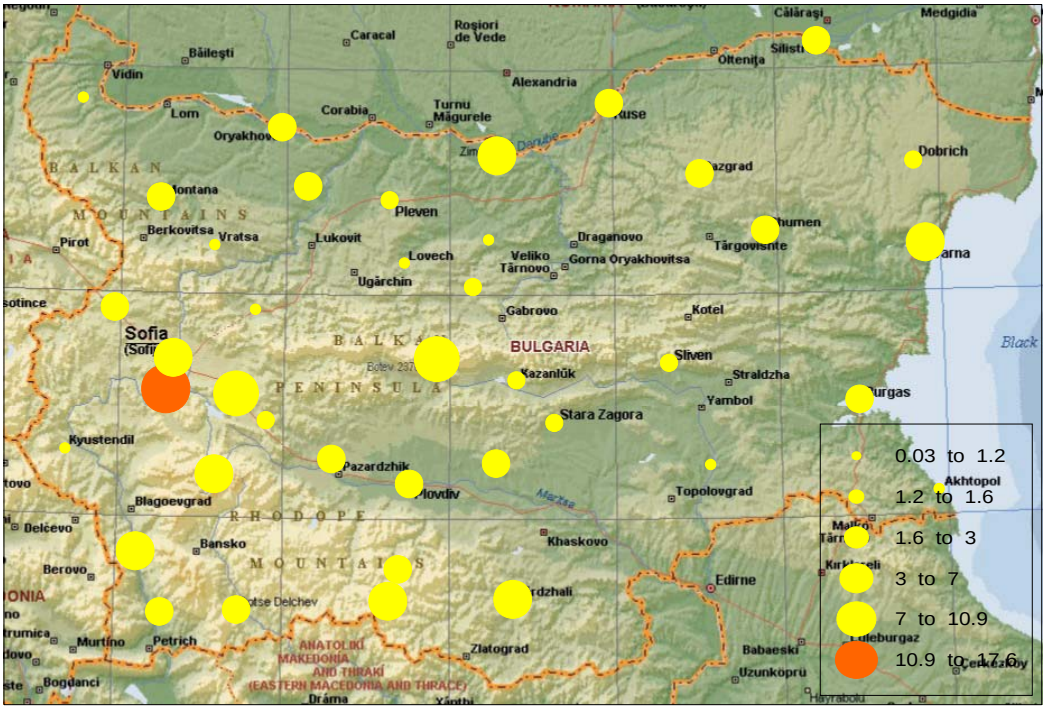
В резултат на ядрената авария на 3-ти блок на Чернобилската АЕЦ на 26 април 1986г. в атмосферата постъпват с различна динамика и изотопен състав на изхвърлянията, в продължение на 2 седмици, широк спектър продукти на делене и активация, (IAEA, 1986). Основната част на радиоактивния фолаут се дължи на летливите продукти на делене като ^{131}I, $^{132}Te/^{132}I$, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{134}Cs, ^{137}Cs. $^{140}Ba/La$ и др. ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{141}Ce, ^{144}Ce и трансурановите радионуклиди са свързани с горивната матрица, състояща се основно от UO_2 и могат да бъдат транспортирани само под формата на “горещи частици”. (IAEA 1986; IAEA 2006; UNSCEAR 2008). Направеният в дисертацията сравнителен анализ за периода от 1959г., на данните за радиоактивност на валежите, показва, че максималните дневни и месечни отложени бета активности (120 час) са регистрирани през май 1986г. в Южна България. Като се вземе пред вид временния ход в глобалния фолаут в Северното полукълбо (Bennett, 2002), може да се твърди, че отложените бета активности от техногенни радионуклиди през май 1986 в преобладаващата част на Южна България са най-големите месечни отложени активности през целия XX век и досега. Замърсяването от Чернобил в Грамада, оценено по месечната сума на отложената обща бета активност с валежите, е по-малко в сравнение с периода на фолаута от ядрените опити в атмосферата. Най-вероятно и за други райони от Северна България, особено в тези, в границите на изолиния <10 кBq от картата на атмосферните отлагания, показана в Националния Отчет на България (КИАЕМЦ, 1986), периода 1962-1963 е с по-голяма месечна отложена активност, в сравнение с фолаута от Чернобил.

Пространствената нехомогенност на замърсяването по време на аварията в Чернобил е много голяма. На Фиг.7 са сравнени отложените върху планшет нелетливи бета радионуклиди, за първите два петдневни периода в началото на май 1986г., по време на най-значителното радиоактивно замърсяване. В Приложение 3.1, в дисертацията, може

да се проследи хода на общата бета активност ($Bq.m^{-2}.day^{-1}$) на нелетливи радионуклиди във фолаута от Чернобил върху марли, за периода 26.04-31.05.1986. за станциите от Североизточна, Северозападна, Югоизточна и Югозападна България.



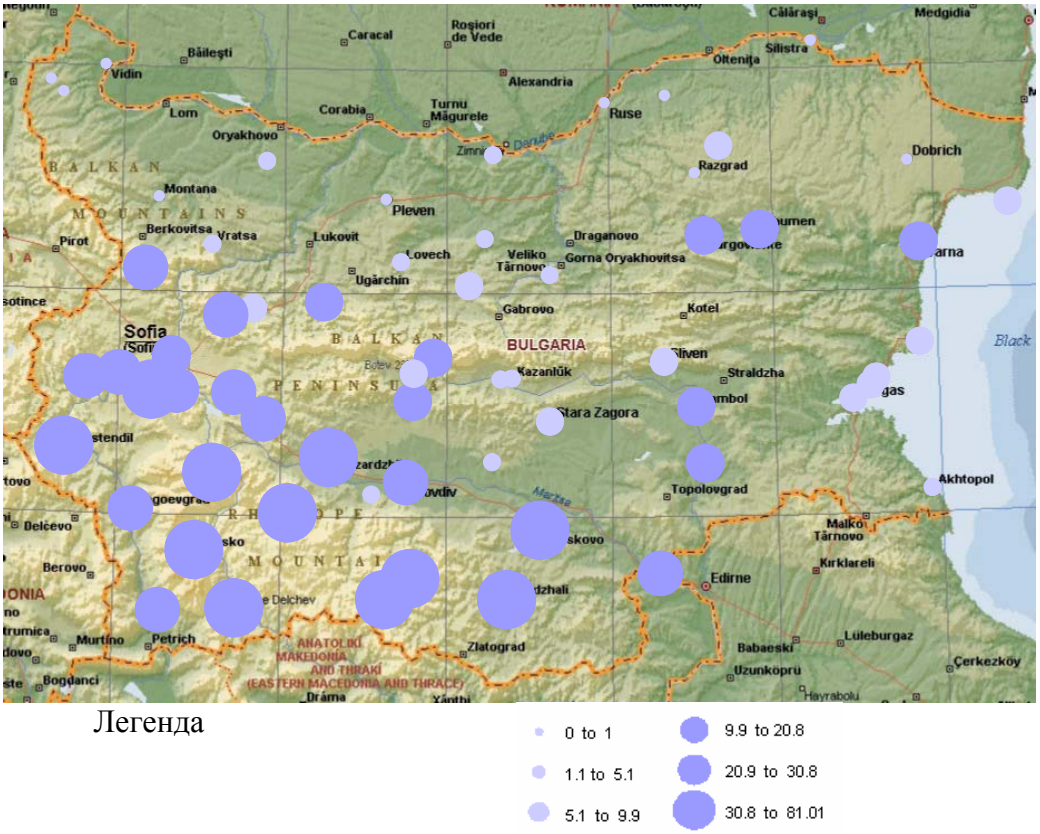
а)



б)

Фигура 7. Сумарна отложена обща-бета активност в $kBq.m^{-2}$ на нелетливи бета-радионуклиди за периода а) 1-5 май и б) 6-10 май 1986 в станциите за марли на НИМХ.

В Южна България са измерени в пъти по-големи отложени активности през началния период на радиоактивно замърсяване. Това се обяснява с по-значителните валежи в най-силно засегнатите райони при преминаване на радиоактивния облак през територията на страната. Не всички вариации се обуславят от разликата в количеството валеж (Фиг.8.) и замърсяването на отделните въздушни маси с произход над ЧАЕЦ. От голямо значение е активирането на облачната вода в конвективни условия над хълмист или планински терен, т.н. орографски ефекти.



Фигура 8. Сума на валежите за периода 1-10.05.1986 в mm. Основното количество валеж за периода, от 70 до 100% за отделните станции, е измерено от 1 до 5май.

В пробите, събрани по метода на планшета са измерени ^{95}Zr (<0.7-7.5%), ^{95}Nb (<0.7-7.7%); ^{103}Ru (15.4-30.7%), ^{106}Ru (4.2-4.6%); ^{132}Te+^{132}I (20.8-43.7%); ^{134}Cs (2.7-5.5%); ^{137}Cs (6.3-10.1%); ^{140}Ba+^{140}La (17.9-32.5%), ^{141}Ce (<1.9-5.5%), ^{144}Ce (<1.9-5.5%) (КИАЕМЦ, 1986). В тази глава е показана динамиката в отлаганията по дни на общата бета активност (120 час) за високопланинските станции (Фиг.3.10.), в сравнение с промените в състава на γ-емитиращите радионуклиди в марлите от 1 и 2.05. от Черни връх и 2.05 – от София.

Сравнението между отложената бета активност и депозицията в почвата на ^{137}Cs, измерена в проби от горния почвен слой, в края на май 1986г. (Хинковски и др., 1988), показва сходно пространствено разпределение. Депозицията на ^{137}Cs за периода 1 май -31 август 1986 (Antonov et al., 1992), варира от от 20-50 до 15000 $Bq.m^{-2}$, в зависимост от района. В районите с по-високи бета отлагания са детектирани и по-големи концентрации на ^{137}Cs в почвите, което е изразено най-ясно за района на горнотракийската низина. Връзката с количеството валеж не е линейна.

В тази част на дисертацията са разгледани и оценките, базирани на мрежата за обща бета активност в проби месечен фолаут, като е анализиран Пловдив и Варна, за периода 1969-2002г. Максимумите за периода преди Чернобилската авария са 393 $Bq.m^{-2}$ за Варна (март 1978) и 3521 $Bq.m^{-2}$ за Пловдив (май 1971) и се търси обяснение за причините за по-ниските стойности на депозиция във Варна в сравнение с Пловдив. Коментират се специфичните особености при измерване на бета отлаганията от валежите и по данни за месечния фолаут.

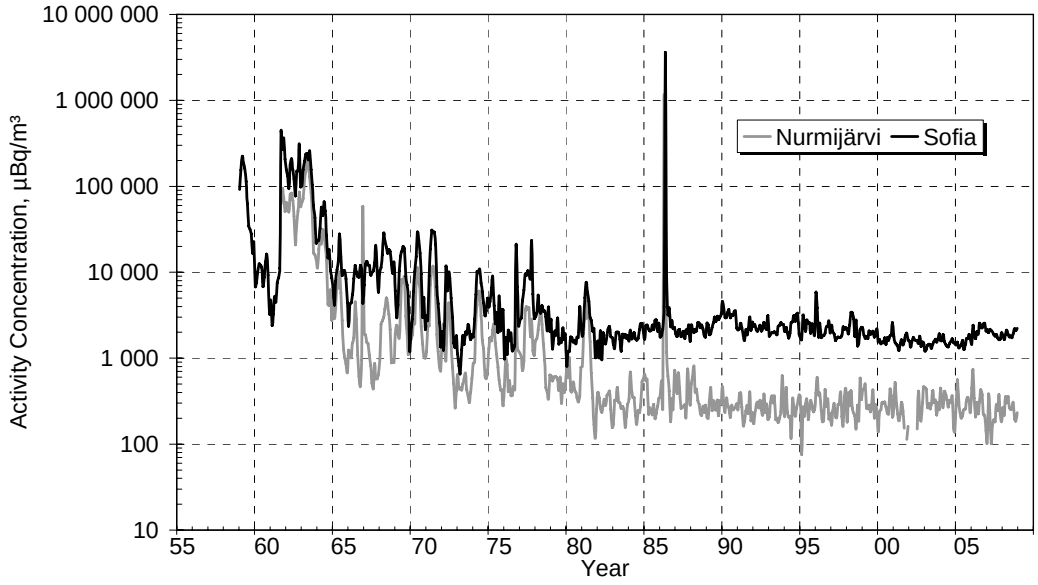
Направеното сравнението в многогодишния ход на *средно-годишните концентрации* и *сумарните годишни атмосферни отлагания* показва, че по време на най-активните отлагания от глобалния фолаут, през периода 1962-1965г., във всички станции измерените активности са сравними и по-високи от тези, дължащи се на аварията на ЧАЕЦ през 1986г.

3.3. Сравнително изследване на общата бета активност на атмосферата в България и Финландия.

Подробно съвместно сравнително изследване на дългогодишните редици от данни за радиоактивността на атмосферата в България и Финландия, осъществено в рамките на 2 проекта по ЕБР между БАН и Финландската академия, предостави уникална възможност за характеризиране на глобалният радиоактивен фолаут в зависимост от географската ширина и за детайлизиране на импакта от регионални източници. Бяха сравнени и са описани методите на измерване, извършено е междулабораторно сравнение на обменени проби от регулярния мониторинг. Сравнително изследване на концентрацията на бета радионуклиди във въздуха на България и Финландия е направено в публикации I.1, I.7, II.1, II.3 и II.12 от списъка към дисертацията. На Фиг. 9 е показан хода на средномесечната

концентрация на общата бета активност във филтърни проби за София и Нурмиярви, недалеч от Хелзинки.

Сравнението между средномесечните стойности показва, че временния ход е много подобен. С малки изключения, общата бета активност, измерена на 120 час, в София е по-висока в сравнение с тази във Финландия. Това се дължи на зоналното разпределение на глобалния фолаут с максимум в областта на 30-40° с.ш (UNSCEAR 2000, Pálsson et al., 2012), като разликата с полярните области е около 2 пъти. Едно от изключенията, с по-високи концентрации във Финландия, е при утечките от подземния ядрен опит в Семипалатинск, през декември, 1966г. Друго повишаване на радиоактивността на въздуха във Финландия – до 3.5 $mBq.m^{-3}$, нерегистрирано в България, е след аварията на АЕЦ Сосновый бор, край Ленинград през март 1992г., при която в околната среда са изхвърлени малко количество пресни продукти на делене, като замърсяването в Хелзинки достига до 1/5000 от регистрираното по време на Чернобил (публикация II.7). В Табл.3 (3.4.) са показани вариациите в коефициентите на корелация между София и три финландски станции.



Фигура 9. Средномесечна обща бета активност (120 час) във въздуха на София 42°41´N, 23°20´E) и Нурмиярви (60°30´N, 24°39´E)

В тази част се дискутират скокообразните промени в среднодневните концентрации и силната нееднородност в замърсяването от Чернобил, дължащо се на горещите частици.

Концентрациите на дългоживущи бета-радионуклиди рязко нарасна от по-малко от 1 mBq/m^3 във фоновия период до to 18 Bq/m^3 in в Нурмиярви, 52.8 Bq/m^3 в София и 163.2 Bq/m^3 в пробата от Варна на 2 май (заради горещи частици, Antonov et al., 1989).

Таблица 3. Коефициенти на корелация между средномесечните стойности на дългживущите бета радионуклиди в София и Финландия.

Период	Хелзинки/ София	Нурмиярви/ София	Соданкюла/ София	Айвало / София
1961-1971	0.84	0.83	0.95	0.79
1972-1981	0.80	0.68	0.59	0.58
1982-1991	0.88	0.03 [a)]	0.91	0.93
1992-2003	0.21	0.14	0.03	-0.03

[a)]Замърсяването от Чернобил е максимално през април за Нурмиярви, а за София-през май 1986

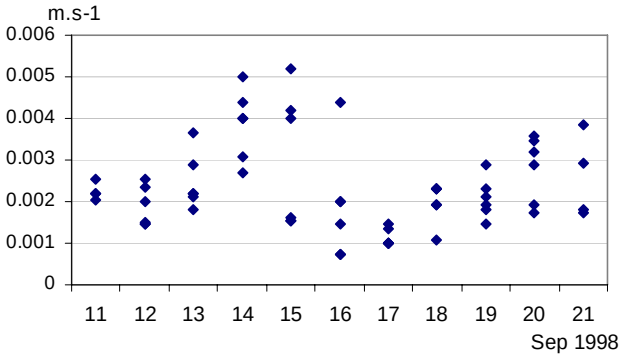
Направено е сравнителното изследване на процеса на самоочистване на атмосферата от пресни радиоактивни продукти, по намалението на отложените активности след Мораториума за забрана на ядрените опити в атмосферата от 1963г., в София и Айвало, Северна Финландия, за периода януари 1963 – декември 1966г. Регресионната линия дава период на полуочистване $T_{1/2cl}$, както следва: $T_{1/2cl}$=9.7 месеца за Айвало и 7.8 месеца за София. През 1970-те процесът на намаление на депозицията се забавя и периодът на полуочистване се увеличава както следва: Айвало 3.5; Хелзинки 3.2 , и София 5.0 години. Сравнението между ежедневен и месечен фолаут показва, че разликата в получените резултати за времето на полуочистване по двата метода е малка. Времето за полуочистване варира от $T_{1/2cl}$=8.2 месеца при месечния фолаут до 7.8 месеца за ежедневния фолаут за София. Показани са оценките за Карнобат - 9.1 месеца (R^2=0.5456) и Грамада - 7.7 месеца за (R^2=0.7674) (публикация I.7.)

Обобщаващият извод, направен в тази част е, че сравнението на данните за общата бета активност на въздуха и атмосферните отлагания на 120 час, в България и Финландия, представително за замърсяване с техногенни радионуклиди, може да се разглежда като валидиране на дългогодишните редици от данни на НИМХ и ФМИ.

3.4. Някои експериментални оценки за депозицията на радионуклиди.

В тази част на дисертацията са включени 3 точки, в които се правят оценки по експериментални данни на скоростта на сухо отлагане $\boldsymbol{V_d}$, коефициента на измиване валежите, $\boldsymbol{W_r}$ и концентрация на някои гама-емитиращи радионуклиди над морска

повърхност (експедиции в Черно море, 1998, 2000г.). Пресметнатите стойности на V_d показват вариации през денонощието и във времето при замърсяване с пресни продукти на делене (май-юни 1986г.). Експериментално определената V_d за ^{7}Be над морска повърхност (септември, 1998) е 0.0021±0.0007m.s^{-1} (13.091998) и 0.0035±0.0006 (14-15.09.1998) в добро съответствие с изчислените моделни стойности 0.0025 и 0.0036 m.s^{-1} съответно.



Фигура 10. Денонощни вариации в скоростта на суха депозиция, пресметната по метода на съпротивленията експедиция на МААЕ в Черно море, по дати.

В дисертацията са показани пресметнатите скорост на сухо отлагане V_d на бета радионуклиди, пресни продукти на делене, за морските станции Варна и Бургас, и София по време на аварията в ЧАЕЦ. Резултатите показват увеличаване на скороста на суха депозиция с течение на времето: от по-малко от 0.001 m.s^{-1} в първите дни на май, до преобладаващо по-големи от 0.01 m.s^{-1} през юни и юли. Няколко отделни случая са регистрирани с V_d>0.1 m.s^{-1}, което най-вероятно се дължи на попадане на високоактивни частици в пробата фолаут. Коментират се общите характеристики между пресметнатите за България и известните в литературата стойности на V_d. В тази част е изследван и емпиричният коефициент за оценка на мократа депозиция - коефициента на измиване от валежите W_r (washout ratio) или измиващата способност на валежите. В сезонният ход е отбелязан минимум на коефициента на измиване през летните месеци (0.5.10^6 през септември), за които са характерни по-големи количества валеж. Статистически значима е корелацията на W_r със специфичната активност на валежа (0.60, p=0.001). Направен е сравнителен анализ на вариациите на W_r в това изследване, с известни от литературата за предишни периоди в София, с получените за бета радионуклиди във Финландия и получените за някои γ-радионуклиди стойности след аварията на ЧАЕЦ.

В 3.4.3. от тази част са показани резултати за концентрацията и депозицията на атмосферния аерозол над морска повърхност, получени по време на международни експедиции на МААЕ в Черно море през 1998 и 2000г. и са сравнени със средногодишните стойности от крайбрежни станции.

3.6. Анализ на съдържанието на алфа- и гама-емитиращи радионуклиди в атмосферни проби в някои задачи на радиоекологията. Тази част на трета глава се състои от две точки.

В 3.6.1 са показани резултати за съдържанието на плутоний и ^{90}Sr в атмосферни проби от периода на най-значително замърсяване от Чернобилската авария, май 1986г. (Табл.3.11). Изотопното отношение на ^{238}Pu /$^{239+240}$Pu в пробите от депозиция върху планшет варира, в различните проби, от 0.42±0.01 до 0.59±0.09, и е присъщо за плутоний с реакторен произход. В 2 проби депозиция е измерен и ^{241}Am, 0.034±0.007 и 0.11±0.01 Bq.m^{-2}.d^{-1}, съответно. Може да се определи отношението ^{241}Am/$^{239+240}$Pu като 0.62±0.14 и 0.72±0.08 към юли 1992г. Прегледът и сравнението с малкото известни в литературата резултати за съдържанието на плутоний и америций показва близки нива на замърсяване и изотопни отношения като измереното в Южна Германия. Близко е изотопното отношение до публикуваното за близката зона на аварията (Izrael et al., 1990).

Направена е оценка за общата депозиция на $^{239+240}$Pu, нормирайки по резултатите от обща бета радиометрия и отношението на специфичната активност по $^{239+240}$Pu към общата бета активност в анализираните проби.

Таблица 4. Оценка за депозицията от $^{239+240}$Pu и ^{90}Sr на територията на България за май 1986 г., от аварията на ЧАЕЦ.

Район	$^{239+240}$Pu - Bq.m^{-2} .month^{-1}	^{90}Sr Bq.m^{-2} .month^{-1}	Площ km^2	^{239}Pu-депозиция	^{90}Sr-депозиция	^{137}Cs депозиция$^+$
Южна България	0.39-0.61	110-160	46015.5	1.8E+10	5.16E+12	720E+12
Северна България	0.14 – 0.22	58-75	56215	1.0E+10	3.65E+12	90E+12
Високопланински райони	1.5-2.8	400-620	8319	1.34E+10	5.04E+12	495E+12
		Общо отложени		**4.2E+10**	**13.9E+12**	**1305E+12**

$^+$За сравнение е дадена депозицията на ^{137}Cs (Vapirev et al, 1996)

Направен е изводът, че приносът на плутония в общото радиоактивно замърсяване от аварията на Чернобилската АЕЦ е незначителен, в сравнение с по-късоживущи или по-летливи продукти на делене и активация. И в най-замърсените райони депозицията през

май 1986г. е поне на 1 порядък по-малка от отложения в резултат на глобалния фолаут, на подобни географски ширини.

В 3.6.2 са разгледани и анализирани резултатите от измерване на съдържанието на гама-емитиращи радионуклиди във въздуха и атмосферните отлагания по време на кризата в Югославия (24 март - 10 юни 1999 г.) и създалата се опасност от трансграничен пренос на уран (аерозоли) от района на военните действия до територията на България. Резултатите за фоновите концентрации на урана във въздуха (луминисцентния метод за общ уран) показаха, че няма съществено повишаване на нивата на замърсяване с уран в атмосферата в сравнение с фоновите периоди. Обобщени са резултатите от гама-спектрометричния анализ на пробите от атмосферни отлагания (марли) от станциите на НИМХ за депозиция на космогенен ^{7}Be и ^{137}Cs, измерени независимо в три национални лаборатории. Резултатите, които могат да се считат за референтни за този период и за този вид проби, показаха отчетливо повишение на депозицията на ^{137}Cs както следва: през май в София и Кюстендил, а във високопланинските станции вр. Ботев и Черни връх –през април и май 1999. Източникът на това повишение не беше идентифициран. Сравнени са резултатите от 1999г. с тези от анализите на нашите измервания в РЛ Плевен за други периоди -1998, 2004г. Показан е регистрираният пик през април 2004 и е потърсен възможния източник, като е направен опит да се проследят обратните траектории с използване на HYSPLIT Model (Draxler and Rolph, 2012).

Глава 4., Изследване на връзките на късоживущи бета радионуклиди, дъщерни на радона и условията на смесване в АГС в София, се състои от 5 части.

4.1. Постановка на задачата.

Височината на слоя на смесване (ВСС) - важен параметър характеризиращ Атмосферния граничен слой (АГС) в условията на интензивен турбулентен обмен, е дефинирана като височина, до която замърсителите се разпространяват (смесват) за един относително кратък период от време (1-2 часа) (Baxter, 1991). От друга страна ВСС се използва в моделите като важен параметър при дефиниране на вертикалните профили на турбулентните характеристики в АГС като коефициента на турбулентен обмен, количеството на движение и топлина (пасивна субстанция) и съответно при изчисляването на профилите на концентрация в АГС. Дискутира се възможността да се използва ^{222}Rn и

дъщерните му късоживущи радиоактивни изотопи като трасер при моделиране на вертикалните процеси на смесване в АГС.

4.2. Късоживуща бета активност и връзка с някои метеорологични параметри

Обобщени са резултатите от ежедневните измервания на концентрацията на свързаните с аерозоли късоживущи, дъщерни на радона, бета радионуклиди в 8:00 местно време (1982-2006), като е показан сезонния ход в концентрациите на естествената късоживуща бета активност на аерозолния филтър. Отбелязани са максимуми през късното лято и началото на есента (най-често октомври) и минимуми през януари-февруари. Подобен сезонен ход, за периоди от няколко години, е регистриран в умерените ширини както в северното, така и в южното полукълбо (Fisenne, 1984, Chambers et al., 2011). Връзката между средномесечните концентрации на късоживущите бета радионуклиди и сумата на валежите, показва тенденция към отрицателна корелация между измерената активност и количеството валеж, много отчетлива за 2001, 2003 и 2006г. Разликите между годишната минимална и максимална средномесечна стойност варират от 2.7 до 4.3 пъти през периода 2001-2005. За 2006 тази разлика достига 22 пъти, което се дължи на измерените много ниски концентрации през януари 2006 и сравнително високата средна стойност през август. Представено е разпределение на късоживущата бета активност по градации на скоростта на вятъра, облачността и посоката по измервания за станция София в 5 и 8 часа сутринта. В 71% от случаите се наблюдава тихо време, когато средната концентрация на късоживуща бета активност на ^{214}Pb е сравнително висока - 4.2 $Bq.m^{-3}$. По-често и по-високи измерени стойности се свързват с източна компонента на вятъра (роза на концентрациите, Фиг.4.3.). При по-високи стойности на скоростта на вятъра (5-10 $m.s^{-1}$), измерените стойности са по-ниски, поради по-доброто динамично смесване в АГС.

4.3. Определяне на слоя на смесване от радиосондажи.

Под ВСС в най-общият случай се има пред вид зоната на интензивен турбулентен обмен особено съществен фактор при определяне на условията за разпространение на примеси в долната атмосфера. Разгледани са различни методи за определяне на височината на слоя на смесване по информация от радиосондажите:

- Parcel метод - анализ на профила на потенциалната температура, като ВСС се определя като нивото на равновесие на издигащ се хипотетичен обем прегрят въздух.

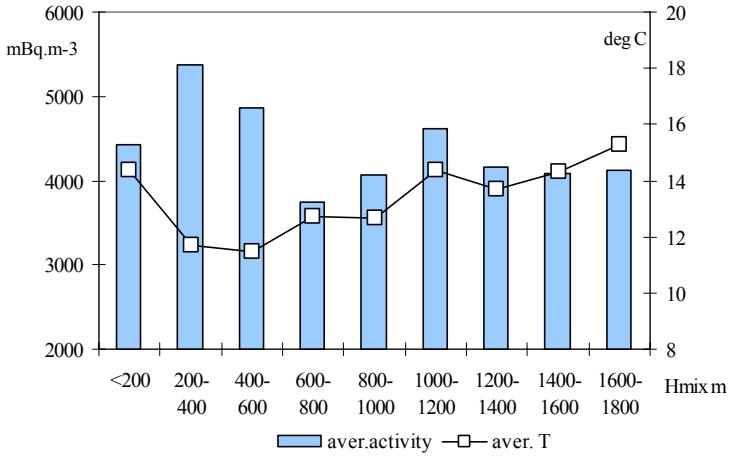
- Метод, основан на критерия на числото на *Richardson* - при хомогенни и квази-стационарни условия турбулентността изчезва при Ri_c равно на 1.1-1.3. Замяната с крайни разлика води до т.н. *bulk Richardson number* Ri_b, като $Ri_b=g.h/\Theta_{sl}.((\Theta_l-\Theta_{sl})/(U(h)^2+V(h)^2))$, където Θ_{sl} е приземната потенциална температура. Критичната стойност на този показател е около 0.25 (Batchvarova and Gryning, 2002). Трети подход се базира на обстоятелството, че при идеална атмосфера ВСС е височината на първата инверсия на потенциалната температура или на относителната влажност.

- При метода на (Heffter, 1980) се работи с профила на потенциалната температура. Всеки профил се анализира експертно като се търси т.н. ”критична инверсия” определена по следният начин: 1) $\Delta\Theta/\Delta Z \geq 0.005$ K.m^{-1}; 2) $\Theta_{top}-\Theta_{base} \geq 2K$, където Θ_{top} и Θ_{base} са съответно потенциалната температура на горната и долната граница на ”критична инверсия”.

- Разработен е гъвкав, автоматизиран вариант за обработка на профилите от радиосондажите, подобен на Heffter метода, наречен “Points” метод, (Valkov et al., 2006) – публикация II.2.

4.4. Връзки между височината на слоя на смесване и концентрацията на дъщерните на радона късоживущи бета радионуклиди.

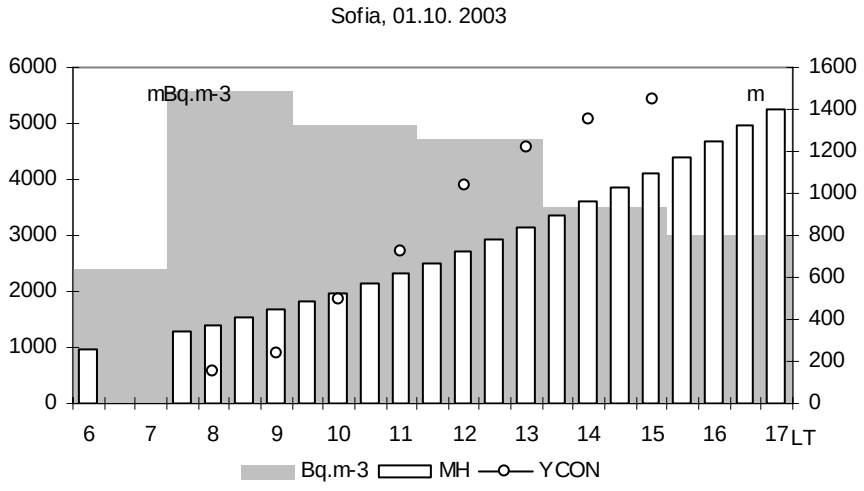
В 4.4.1. са показани резултати от сравнението на късоживущата обща бета активност на въздуха и ВСС по ежедневни данни, а в 4.4.2. по експериментални.



Фигура 11. Усреднена късоживуща бета по градации на височината на слоя на смесване за топлата част на годината (Април-Октомври), пресметната по метода на точките (Вълков и др., 2006). Дадена е и средната T^o C на 2м за съответната градация.

За периода 2001-2006 тенденциите в изменението на късоживущата обща бета (респективно на радона) и височината на слоя на смесване в 2 последователни дни е еднаква за 53.2% от случаите. За един по-кратък период 2001-2003г. за случаите на неустойчива атмосфера – 81% от общия брой, или 526 случая, сравняването на тенденциите на изменението на радона и ВСС за два последователни дни дава 71% съвпадение. На Фиг. 11 е показано разпределение по градации на ВСС на концентрациите на къоживуща бета активност за топлия период от годината, от Април до Октомври включително. За сравнение е показана средната температура за 8 часа в дните от съответната градация. Връзката не е проста, но вариациите могат да се апроксимират с двугърба крива. Най-вероятно при по-високите температури и мощността на еманация на радона нараства.

Късоживущата бета активност, оценена като концентрация на ^{214}Pb през 3 последователни дни 1 – 3.10.2003 и динамиката на в АГС в експеримента в София, (Batchvarova et al., 2006) показа добре изразен обратен ход. На Фиг.12 е показан типичен ден с конвективни условия - 1.10.2003 и ВСС, определена от специализираните сондажи с високо разрешение, извършвани 7 пътидневно. Успоредно с тази оценка, височината на АГС е получена от моделните пресмятания с конвективния АГС модел YORCON, като входните данни се определят от сутрешния сондаж.



Фигура 12. Сравнение между вариациите на височината на слоя на смесване и концентрацията на късоживущи бета радионуклиди по време на експеримента в София, 1.10. 2003. Експертната оценка на ВСС е даден с колонки, а моделните (YCON) с точки.

4.5. Заключение. В сравнително висок процент от нашата извадка се потвърди обратната връзка между тенденциите на изменение между две последователни измервания на радон и тези на ВСС. Най-общо когато се развива конвективен слой на смесване през деня средните концентрации сутрин са най-високи. Използването на обеден радиосондаж при оценка на регулярните данни в нашата работа води до допълнителна неточност. Ще е подходящо, в бъдещи изследвания, да се експериментира с честотата на пробоотбор и с повече от един радиосондаж в денонощие. Резултатите от тази глава са представени в публикации I.5, I.8, II5, II.8 и II.10 от Списъка с публикации.

Глава 5., "Радиобиологична оценка на съдържанието на радионуклиди в атмосферата в случай на ядрена авария-разработване на блок за пресмятане на дозите и включването му в новата версия на БСРП", съдържа 5 части.

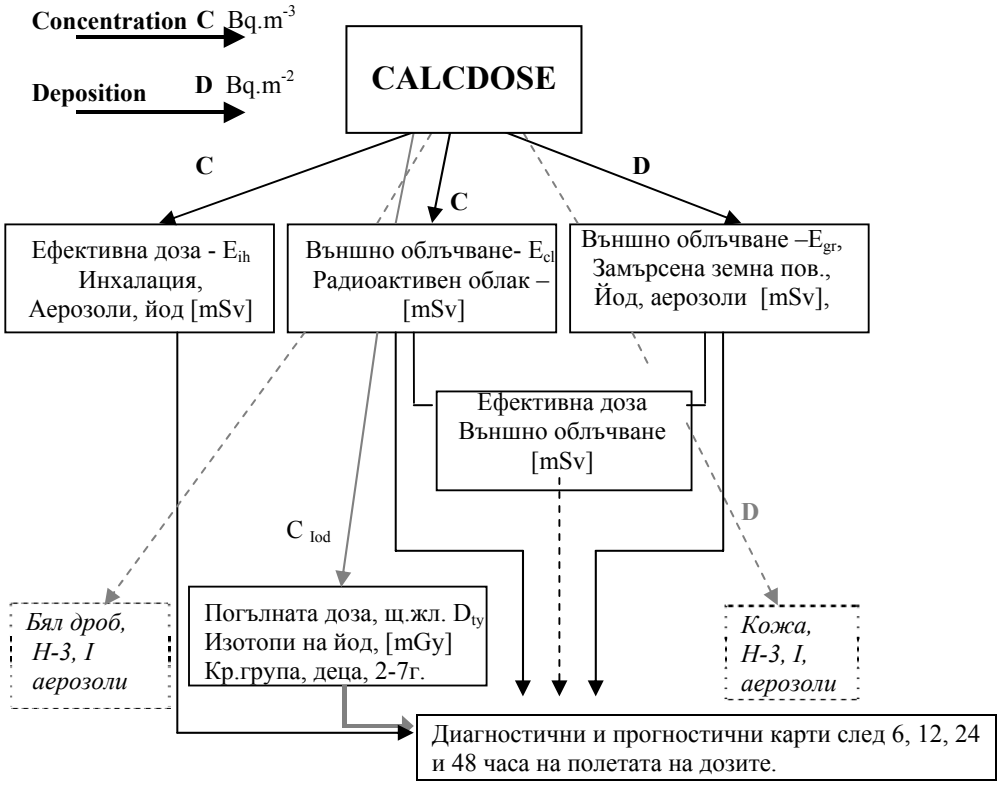
В първата част, 5.1, е направено кратко описание на Българската система за ранно предупреждение – БСРП. В основата на системата е ойлеров дисперсионен модел EMAP (Syrakov, D., 1995). БСРП се състои от две основни части – оперативна и аварийна, като и двете работят в два варианта – регион "Европа" и регион "Северно полукълбо" (Syrakov, et al., 2003). *Оперативната част* е напълно автоматизирана и работи непрекъснато. Тя приема оперативната метеорологична информация и я подготвя за подаване към траекторния и дисперсионния модел. Траекторния модел, включен в оперативната част, се използва за получаване на първоначалната информация за възможен пренос на замърсители. *Аварийната част* се пуска от оператор в случай на действителна авария или по време на тренировка. В основата си тя включва дисперсионния модел за далечен пренос **EMAP**. Българската система е използвана и тествана успешно в редица международни и национални учения: INEX-1 (1995 г.), INEX-2-CH-"Fortuna" (1996), INEX-2-FIN (1997г.), JINEX-1(Май 2001), AXIOPOLIS'2001, CONVEX'2005, в многобройни тестове по проекта ENSEMBLE - *http://ensemble.jrc.it*. Повече подробности са дадени за вариант "Европа".

5.2. Избор на най-значимите дози за пресмятане за ранна фаза на аварията и конверсионни коефициенти. Описано е проучването и избора на най-важните и необходими за вземане на управленски решения дози в ранния стадий на една авария с изхвърляне на радионуклиди в атмосферата.

При моделиране на различните видове дози (комбинирано аварийно изхвърляне на РБГ, ДЖА и йод в атмосферата) са необходими най-точни оценки в градация:

- Погълната доза в щитовидна жлеза от инхалация на радиоактивните изотопи на йода (в изхода от BERS означени като Dt);
- Ефективна индивидуална доза от инхалация на радиоактивните изотопи (Di) без РБГ;
- Ефективна индивидуална доза от външно облъчване от радиоактивния облак (Da) и от земната повърхност (Dg).

Изборът на тези дози е направен на етапа на разработване на проект по линия на ПКЗНБА. Блок схема на модула за пресмятане на дозите е показана на Фиг.13.



Фигура 13. Блок –схема за пресмятане на дозите при комплексно облъчване. С пунктир са показани необходими дозови блокове при бъдещо развитие на БСРП.

За пресмятане на дозите, следвайки схемата, е направен избор на дозовите конверсионни коефициенти (Dose conversion coefficients, DCC). В БСРП тези коефициенти се базират на:

За инхалация: EURATOM directive (CEC, 1998). В случай на повече от една химична форма на даден радионуклид и при неизвестна информация за актуалната химична форма, бе решено да се използват коефициентите дадени в ICRP, 1996. (EU – Radiation protection 129.). ОНРЗ 2000 пренасят европейските норми в нашето

законодателство. В момента действащи норми за целите на радиационната защита в България са дадени в ОНРЗ 2004.

За външно облъчване: Използват се дозовите коефициенти за очакваната ефективна доза от външно облъчване от радиоактивния облак и земната повърхност (air submersion and contaminated ground surface), разработени от Eckerman et al. 1987, 1993 и основа на радиационната защита в САЩ (EPA FGR.11 и EPA FGR.12.)

5.3. Подбор на радионуклиди за характеризиране на изотопния състав на типизирано изхвърляне. Анализирани са известните в литературата подходи и системи за изготвяне на AST (accidental alternative source term) и изискването да се знае съставът на радионуклидите при изхвърлянето, мощността на изхвърляне, химическата и физическа форма на изхвърляните радионуклиди и временния мащаб на изхвърлянето. В Приложение 5 са дадени избраните, по експертен път, краен брой радионуклиди (Отчет 2004; Отчет 2007), които най-често и в най- големи количества се изхвърлят при ядрени аварии от различен тип, при различните реактори, работещи в Европейските АЕЦ. Радиоактивността на останалите радионуклиди се прибавя към избраните по близост на характеристиките. Във БСРП-Version 2007 са включени 31 радионуклида, с техни параметри (период на полуразпад $T_{1/2}$, или константа на радиоактивен разпад λ и съответните конверсионни коефициенти, DCC). В тази част са показани изотопни отношения при някои видове типови и учебни сценарии на аварийни изхвърляния и са направени оценки за разликите в изчислените индивидуални ефективни дози при редуцирането от 55 (в стандартната база данни на сценарии) до заложените в БСРП 31 радионуклида

5.4. Групиране на радионуклиди в обобщени замърсители

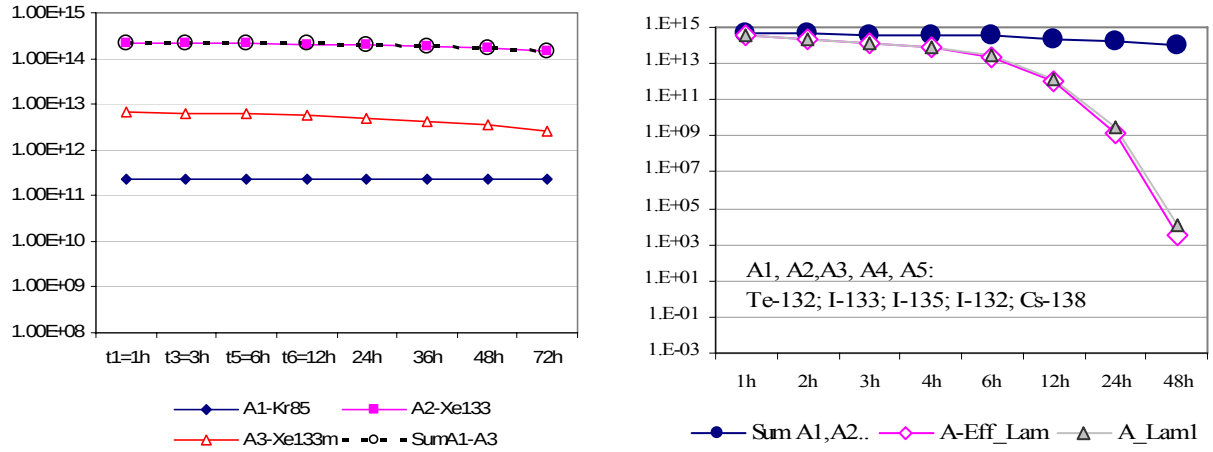
В тази част се дискутира необходимостта от следващо групиране на радионуклидите в т.н. обобщени замърсители (Lump pollutants), в зависимост от физическите и радиоактивните характеристики на радионуклидите, от значение за по-точното описание на тяхната дисперсия. Формирани са 8 обобщени замърсителя, както следва (колонка "Група" на Таблицата в Приложение 5): Група 1 (дългоживущи РБГ): ^{85}Kr, ^{133}Xe, ^{133m}Xe; Група 2 (средноживущи РБГ): ^{135}Xe, ^{85m} Kr, ^{88}Kr/^{88}Rb; Група 3 (късоживущи РБГ): ^{87}Kr, ^{135m}Xe, ^{138}Xe; Група 4 (газообразен йод): ^{131}I, I2; Група 5: ^{14}C, ^{3}H; Група 6 (дългоживущи аерозоли): ^{137}Cs/^{137m} Ba, ^{90}Sr/^{90}Y, ^{239}Pu, ^{60}Co, ^{134}Cs, ^{106}Ru; Група 7 (средноживущи

аерозоли): ^{95}Zr, ^{89}Sr, ^{103}Ru, ^{95}Nb, ^{141}Ce, ^{136}Cs, ^{140}Ba/^{140}La, ^{131}I; Група 8 (късоживущи аерозоли): ^{132}Te, ^{133}I, ^{135}I, ^{132}I, ^{138}Cs.

Характерните времена на полуразпад за всяка от групите не се определят предварително, а по индивидуалните времена на полуразпад на отделните радионуклиди, в зависимост от количеството им във всяка група, се задава интегрална константа на полуразпад. Така може да се обобщи принципа на работа на системата в следните стъпки:

- Въвеждат се радиоактивностите на всичките 31 радионуклида
- Формират се обобщените замърсители с *обобщен период на полуразпадане*
- Делът на всеки радионуклид в обобщения замърсител се запазва
- Симулира се еволюцията на обобщените замърсители – транспорт, дифузия, депозиция (суха и мокра), радиоактивен разпад
- Дози се изчисляват и акумулират на всяка стъпка по времето
- За изчисляване на дозите се възстановяват концентрациите и депозициите на всеки радионуклид по запазените дялове в обобщените замърсители
- Извеждат се както полетата на концентрация и депозиция на обобщените замърсители, така и на дозите

При използване на групирането се получават известни разминавания в преизчислените активности. Пример за това е показан на Фиг. 14 (Фиг.5.4), за сценарий от "Учение CONVEX-3/Защита 2005"за АЕЦ Черна вода за 2 групи обобщени замърсители: Група 1 (дългоживущи РБГ) и Група 8 (късоживущи аерозоли).

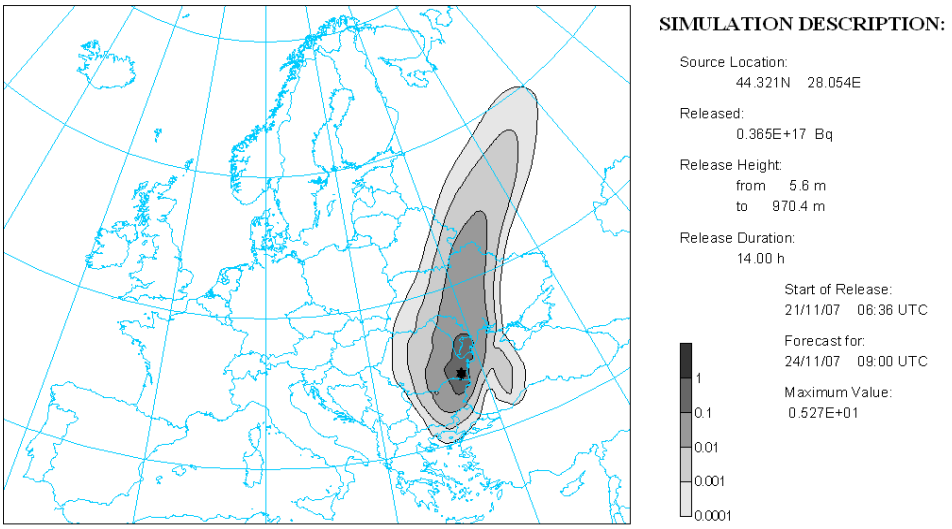


Фигура 14. Учение CONVEX-3/Защита 2005"за АЕЦ Черна вода по 2 групи: Група 1 (ляво, дългоживущи РБГ) и Група 8 (дясно, късоживущи аерозоли), [Bq].

На практика използването на ефективна λ не се отразява на индивидуално сумираните активности за целия 72-часов период на прогнозата. Разликите с времето в Група 8 се увеличават, но са близки до пресмятаните индивидуално за първите няколко часа.

5.5. Тестови примери и сравнение на резултатите.

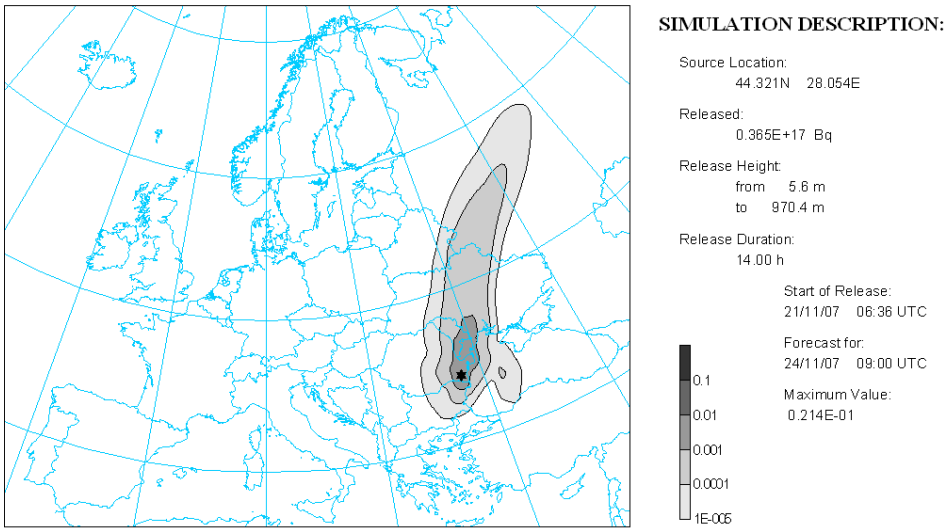
Показани са резултатите от моделиране на разпространението на радиоактивни примеси и прогнозните дози при хипотетични аварии от 2 типа сценарии за реактор ВВЕР 440, Бохунице-3, Словашка република: SprayOn и LOCA. Тестовете се отнасят за различни дни с различна метеорология (10.10., 21.11. и 25.11. 2007). Докато при изхвърляне в условията на размито барично поле, на 10.10., са засегнати райони в различни посоки около източника, при изхвърляне на 21.11. и 25.11. се наблюдава преноса на север и север-североизток, и съответно в тази посока са засегнатите райони и полетата на различните прогнозни дози. Върху полето на депозицията на аерозолно-свързани радионуклиди и молекулярен йод оказват влияние валежите, като мократа депозиция води до по-нехомогенно (петнисто) поле на прогнозната доза от външно облъчване от обобщени замърсители №№ 4, 6, 7 и 8 (Фиг. 5.8 в дисертацията).



Фигура 15. Прогностични полета на индивидуалната ефективна доза от външно и вътрешно облъчване (облак+депозиция+инхалация) в края на 3-дневния прогнозен период, в mSv, сценарий за АЕЦ Черна вода.

Мощността и изотопният състав на сценария е определящ за тежестта на отделните прогнозни дози. Ефективната доза от външно облъчване от облака при сценарий SprayOn,

с обща изхвърлена активност $3.09.10^{15}$ Bq, показва максимум от 0.265 μSv (Фиг.5.5.а),а при сценарий LOCA, с изхвърлена активност от $3.99.10^{16}$ Bq, максимумът е 3.31μSv (Фиг.5.5.в). Разликите в максимумите в прогнозните полета на концентрациите и депозициите при различна реална метеорология: начало на изхвърляне 04:30 UTC на 21.11 и на 25.11.2007г., сценарий LOCA% на ВВЕР 440, Бохунице са обобщени в таблица (Табл. 5.3). На Фиг.15 и Фиг 16. са показани примери за полетата на дозите при учебен сценарий за АЕЦ Черна вода. Различният изотопен състав и изотопните отношения в сценариите на аварийните изхвърляния определят относителния дял на отделните ефективни дози. За сценария за АЕЦ Черна вода, доминиращ принос има ефективната доза от инхалация, поради по-големия относителен дял на чистите бета лъчители ^{3}H и ^{14}C (Фиг.5.2).



Фигура 16. Прогностични полета погълната доза в щитовидната жлеза от критична група деца, 2-7 години, в края на 3-дневния прогнозен период, в mSv, сценарий за АЕЦ Черна вода.

Различната продължителност на изхвърлянето определя разликата в динамиката на пресметнатите дози. При по-продължителна емисия, каквато е заложена в сценария за АЕЦ Черна вода (14 часа), максималните стойности на дозите нарастват в следващите времени интервали. Максималната стойност на ефективната доза от облака нараства с 1 порядък след 15 часа при АЕЦ Черна вода, докато при краткото тричасово изхвърляне при сценария АЕЦ Бохунице, максималната доза от облака нараства слабо, с по-малко от 80% спрямо първият час след началото на сценария. При всички тествани сценарии, дозата от външно облъчване от депозираните върху земната повърхност радионуклиди нараства по време на прогнозния период, тъй като се формира от отложени аерозоли, голяма част от

които с $T_{1/2}$ по-голям от срока на прогнозата. Свързани с тази глава са публикации I.4, II.4 и II.6 от Списъка с публикации към дисертацията.

В **Заключението на дисертационния труд** са изложени накратко най-важните факти, резултати и направени изводи в отделните глави на дисертационната работа, групирани по основните решени задачи.

В резултат на сравнителен статистически анализ на измененията в атмосферната радиоактивност са обособени отделни под-периоди в зависимост от вида и мощността на източниците, наблюдаваните активности в атмосферата и околната среда, и тяхната динамика. (I) Период на глобален фолаут: на примера на редиците от данни за обща бета радиоактивност на валежа за станциите София, Грамада, Кюстендил, и Карнобат е показано, че радиоактивното замърсяване, в следствие на глобалния фолаут от ядрените опити в атмосферата, е продължителен процес, контролиран от една страна от времето и мястото на извършване на отделните ядрени опити, а от друга страна от забавения пренос на продукти на делене от стратосферата към по-ниските тропосферни слоеве. Това води до по-продължително и по-хомогенно радиоактивно замърсяване на атмосферните отлагания. (II) Период на замърсяване в резултат на ядрената авария на 4-ти блок на Чернобилската АЕЦ: води до значимо, нехомогенно радиоактивно замърсяване на въздуха, атмосферните отлагания и валежите на територията на България. Сравнението с периода на глобалният фолаут показва много по-високи средноденонощни стойности в общата бета активност на въздуха и отлаганията - от няколко до над 10^3 пъти в зависимост от района. Средните и сумарни месечни стойности са по-високи в станциите от Южна България, докато в Северна България са близки до регистрираните за периода на глобалния фолаут.

Съвместно с Финландския метеорологичен институт, на базата на сравнение на данните за общата бета активност на въздуха и атмосферните отлагания в български и финландски станции, е направена валидация на дългогодишните редици от данни. Общите източници, повлияли на динамиката в концентрацията и депозицията в двете страни, определят синхронността и амплитудите на средномесечните стойности в дългоживущата обща бета активност (120-ти час). Критерий за това твърдение са получените резултати от проведения корелационен анализ. По абсолютна стойност, средномесечните концентрации и сумарните месечни отлагания на територията на България са по-големи от тези във Финландия почти за всички месеци.

Развитието на нискофонова алфа-спектрометрия, по регионален технически проект RER/2/003 с МААЕ, позволи да се инициира анализът на алфа-емитиращи радионуклиди в обекти от околната среда. в сътрудничество с ЛРАМ на ИЯИЯЕ са разработени радиохимични методи за определяне на алфа-радионуклиди. С тяхна помощ са решени важни научно-приложни задачи, като, "Разработване и характеризиране на референтен материал за природните серии на урана" по договор на ИЯИЯЕ-БАН с МААЕ, анализ на уран и трансуранови алфа-редионуклиди в течни и твърди нискоактивни РАО и др.

На базата на използването на радиоактивните примеси като атмосферни трасери е изследвана връзката на естествените, дъщерни на радона съсживущи бета радионуклиди, с някои метеорологични параметри като посока и скорост на вятъра, облачност и количеството валеж. Най-съществено е влиянието на условията на смесване в атмосферния граничен слой, обобщени с височината на слоя на смесване. Показана е реципрочната зависимост на съсживущата бета активност и височината на слоя на смесване по експериментални данни (октомври 2003г.), по регулярни сондажи и по моделна оценка.

Извършен е подбор и е създадена системата за пресмятане на индивидуалните ефективни дози: от радиоактивния облак, от депозиция върху земната повърхност и от инхалация, и погълната доза от тироидната жлеза за критична група деца, от 2 до 7 години, за Българската система за ранно предупреждение (БСРП) в случай на ядрена авария. Разработен е алгоритъм за включване на по-голям брой радионуклиди, в допълнение към основните 31 (за Версия БСРП 2007), при създаване на специализираните сценарии при някои типове аварии. Тествани са някои основни сценарии за оценка на работата на БСРП.

Изложените в дисертацията резултати, сравнения и изводи показват значението на системните, дългогодишни измервания на радиоактивността на атмосферата. Поддържането и развитието на системата за мониторинг на радиоактивност на НИМХ, разработването и прилагането на нови методи за анализ, са необходимо условие за изпълнение на отговорностите, поставени на НИМХ и БАН от българското законодателство по отношение на аварийната готовност. Последният тест за адекватна реакция на системата за мониторинг е проследяването на трасерни количества от ядрената авария във Фукушима през пролетта на 2011г. (Публикации I.6 и II.12).

III. НАУЧНИ И НАУЧНО ПРИЛОЖНИ ПРИНОСИ

Като научни приноси могат да се разглеждат:

1. Направен е сравнителен статистически анализ на два периода на значително радиоактивно замърсяване: първият, обусловен от ядрените опити в атмосферата и глобалния радиоактивен фолаут (1959-1980) и вторият, през 1986г. след аварията в Чернобилската АЕЦ, когато в атмосферата са изхвърлени голям брой различни пресни продукти на делене и активация.

2. Чрез радиохимичен анализ на съдържанието на алфа-радионуклиди са получени резултати за концентрацията на изотопите на плутоний, америций и радий във въздуха и фолаута. Направена е оценка за атмосферната депозиция на $^{239+240}$Pu на територията на страната от аварията в Чернобил . Изотопното отношение на ^{238}Pu /$^{239+240}$Pu в пробите от депозиция варира от 0.42±0.01 до 0.59±0.09 и е показателно за плутоний с реакторен произход.

3. За пръв път е характеризиран сезонния и годишен ход на късоживущите дъщерни бета-радионуклиди в приземния въздух в София и е направена оценка на изменението в концентрацията им в зависимост от развитието на АГС, и връзката с височината на слоя на смесване. Подходът е приложим при изследване на разпространението и на други примеси от площни и наземни източници.

Приноси с научно-приложно значение са:

1. Проверка, систематизиране и хомогенизиране на редиците от данни за общата бета-активност на въздуха и атмосферните отлагания в България по станции и по видове измервания, с цел съхраняване и обработка на резултатите от дългогодишните измервания в мрежата за мониторинг на радиоактивност на въздуха и водите на НИМХ-БАН.

2. Пресметнати са скоростта на суха депозиция - V_d и коефициента на измиване с валежите - W_r, за пресни продукти на делене (май-юли 1986). Показани са големите вариации в тези параметри: V_d нараства от 1.10^{-4} m.s^{-1} през първите дни на май до 0.1 m.s^{-1} през юни и юли; W_r се колебае в широки граници (2.10^4 – 4.10^6) през фоновите периоди (1981-1985; 1988-1991) и непосредствено след аварията в Чернобил.

3. Разработени са радиохимични методи и са получени първите систематизирани резултати за съдържанието на алфа-радионуклиди в проби от околната среда и АЕЦ Козлодуй (с колектив от ИЯИЯЕ). Така разработените оригинални методики могат успешно да се използват при радиоактивно замърсяване от други източници и други научно-приложни задачи.

4. Разработен е блок за пресмятане на дозите с подбор и схема за пресмятане на индивидуалните ефективни и погълнати дози при надграждането на БСРП. Приложен е алгоритъм за оптимизиране броя на радионуклидите в дисперсионния модел, без съществена загуба на точността. Проиграни са основните тестови сценарии за аварийни изхвърляния от АЕЦ, необходими за успешното внедряване на системата.

5. Разработени са и са приложени методи за оценка на късоживущата бета и алфа активност на филтърни проби и отделяне на естествената радиоактивност, за нива на

концентрации по-ниски от изискванията на ОНРЗ 2004. Разработен и тестван е алгоритъм за проверка за гама-емитиращи радионуклиди при измерена по-висока концентрация/депозиция по обща бета активност. Резултатът е подобрена работа на системата за мониторинг на атмосферната радиоактивност в НИМХ и повишена готовност за действие в случай на ядрена или радиационна авария.

IV. СПИСЪК НА ПУБЛИКАЦИИ, СВЪРЗАНИ С ДИСЕРТАЦИОННИЯ ТРУД

I. Публикация в научно списание

1. Blagorodka Veleva and Jussi Paatero. 2005. First results of long term comparative assessment of the atmospheric beta radioactivity in Finland and Bulgaria. *Екология и индустрия,* vol. 7 No 2, 212-214. ISSN 1311-2783.
2. Nikiforova A., I. Taskaeva, B. Veleva, , Tz. Valova , B. Slavchev, D.Dimitrova. 2006. Determination of plutonium isotopes in low activity waste of NPP origin. *Czechoslovak Journal of Physics* **,** Volume 56, Issue SUPPL. 4, December 2006, Pages D659-D664**.**
3. Blagorodka Veleva and Jussi Paatero. 2006. Comparative assessment of the atmospheric beta radioactivity in Finland and Bulgaria *EURASAP Newsletter 60* (European association for the science of air pollution). April 2006. pp. 2-12.
4. Syrakov, D., Veleva, B., Prodanova, M., Popova, T., Kolarova, M. 2009. The Bulgarian emergency response system for dose assessment in the early stage of accidental releases to the atmosphere, *Journal of Environmental Radioactivity* 2009, 100, p. 151-156.
5. Veleva B., N. Valkov, E. Batchvarova, M. Kolarova. 2010. Variation of Radon short lived beta radionuclides (Radon progeny) and mixing processes in the atmospheric boundary layer, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2010, 101, p. 538-543.
6. Велева Б., В. Андреев. 2011. Опитът на Националния институт по метеорология и хидрология в изследване на глобалния пренос на облаци от радиоактивни и други замърсители на въздуха. *Списание на БАН.* 4/2011. 3-10.
7. Veleva B., J. Paatero, J. Hatakka. 2011. Variation of the total beta activity in the surface air layer in Finland and Bulgaria during the last decades, *BJMH* 16/1(2011), 62-67.
8. Batchvarova E., M. Kolarova, B.Veleva, N.Neykov, P. Neitchev, P. Videnov, A. Gamanov, D. Barantiev, 2011.The atmospheric boundary layer – parameterizations, observations and applications *BJMH,* 16/1(2011) 41-53.

II. Публикуван доклад пред международно мероприятие в чужбина и у нас

1. Paatero J., B. Veleva, J. Hatakka, R. Mattsson. 2006. PINTAILMAN PITKÄIKÄINEN KOKONAISBEETA-AKTIIVISUUS SUOMESSA JA BULGARIASSA 1960-2000. Proc. Symposium Helsingissa 25-26.4.2006. STUK-A217, pp.187-191
2. Valkov N., B. Veleva, E. Batchvarova, M.Kolarova 2006. Beta radioactivity of short lived radon daughter radionuclides and Atmospheric mixed layer height, *Ecology 2006,* 7-12 June 2006, Sunny Beach Resort,
3. Paatero J., B. Veleva, J. Hatakka and M. Buyukay. 2007. Airborne Total Beta Activity in Finland and Bulgaria 1961-2000". Proc. International Conference on Environmental Radioactivity: From Measurements and Assessments to Regulation", IAEA, Vienna 23-27 April 2007. On CD and online: http://curem.iaea.org/envrad2007/

4. Syrakov D., B. Veleva, M. Prodanova, T. Popova, M. Kolarova .2008: The Bulgarian Emergency Response system development for dose assessment in the early stage of atmospheric accidental releases, Conference on Water Observation and Information System For Decision Support, 27-31 May 2008, Ohrid, Republic of Macedonia, BALWOIS 2008, (balwois-2008-fp-185.pdf) on CD
5. Veleva B., N. Valkov, Ek. Batchvarova, M. Kolarova. 2008. Short lived radon progeny as a tracer for the mixing processes in the PBL, Conf. on Water Observation and Information System For Decision Support, 27-31 May 2008, Ohrid, Republic of Macedonia, BALWOIS 2008, (balwois-2008-fp-081.pdf) on CD.
6. Veleva B., D. Syrakov, M. Prodanova, M. Kolarova, T. Popova. 2008. Development of a Dose Assessment Module in Case of Modeling of Long Range Atmospheric Transport of ccidental Releases From NPP, Proc. of 17th International Symp. 'Ecology&Safety' 2008, 9-13 June 2008, Sunny Beach Resort, Bulgaria, International Scientific Publications, publ. by INFO INVEST, Bulgaria, (www.science-journals.eu) ISSN:1313-2563, Vol.2, Part 1, p. 420-435.
7. Paatero J., B. Veleva, J. Hatakka. 2009. Monitoring of airborne artificial radioactivity with total beta counting. In Proc. NBC 2009, 7th Symposium on CBRNE Threats Meeting the future challenges, 8-11 June, Javaskyla, Finland, pp. 210-214.
8. Veleva Bl., N.Valkov, Ek. Batchvarova, M.Kolarova. 2009. Study of the interaction between mixing processes in the atmospheric boundary layer and radon beta emitting daughters' concentration. 18 International Symposium Ecology&Safety 2009, June 8-12. J. of Int. Sci.Publications: Ecology&Safety, Volume 3. 2009. ISSN: 1313-2563. p.537-546.
9. Slavchev B., B. Veleva, L. Dobrev, A. Nikiforova, L. Kinova. 2010. Methods development for determination of transuranic radionuclides in low activity waste and their application in intercomparison exercise. BALWOIS 2010. On CD, http://balwois.com/balwois/administration/full_paper/ffp-1533.pdf.
10. Veleva B., P.Videnov, A. Tzenkova N., Galabov. 2010. Radon short lived daughters variation in Sofia and Pleven and soil conditions. BALWOIS 2010. On CD, http://balwois.com/balwois/administration/ full_paper/ffp-1550.pdf.
11. Nikiforova A., L. Kinova, B. Slavchev, B. Veleva, D. Dimitrova. 2012. "Determination of actinides in low level radioactive waste from NPP "Kozloduy". The First International Conference on Radiation and Dosimetry in Various Fields of Research. Nish, Serbia April 25-27, In Conf. Proc. ISBN 978-86-6125-063-7, 287-290.
12. Paatero J., B. Veleva, J. Hatakka, E. Hristova.2012. Atmospheric radioactivity in Bulgaria and Finland following the Fukushima nuclear accident. BALWOIS International Conference on water, climate and environment, 28 May – 2 June 2012, Ohrid, Republic of Macedonia ; Paper No 242, edited by M. Morell http://www.balwois.com/2012. ISBN 978-608-4510-10-9

III. Внедряване

Заповед No 259/17.12.2007 на НИМХ - БАН за внедряване на разработка на версия БСРП-V007 на Система за ранно предупреждение за възможен трансграничен пренос на увреждащи агенти - радионуклиди, токсични вещества и др. в случай на ядрена или крупна индустриална авария.

Забелязани цитати по темата – общо 9.

От тях: цитати на публикации по темата в сборници и монографии – 2; цитати в Докторски дисертации на други автори - 2; Google Scholar 2011 - 5 цитата от чужди автори.

Литература (цитирана в автореферата)

Велева Б. 1996. Нискофонова алфа-спектрометрия. Приложение в радиоекологията, Докл. XVIII Колоквиум "Физиката в опазването на човека и околната му среда", Гьолечица, 21-23 юни 1996, 40-47.

Велева Б. , Е. Таскаев, И. Пенев. 1997. Отчет по Договор Ф-336/93 (1993-1996) с фонд НИ на МОНТ, със съизпълнител ИЯИЯЕ-БАН "Разработване на подход и методика за едновременно определяне на биологично опасните радионуклиди стронций-90, плутоний-239, америций-241 и торий в атмосферни проби при нехомогенно замърсяване, НИМХ-БАН" 1993-1996.

Велева Б., Н. Гълъбов. 1998. Фонови концентрации на ^{137}Cs в атмосферни проби от Северозападна България, Сборник от XX Колоквиум "Физиката в опазването на човека и околната му среда", Гьолечица, 26-28 юни 1998г., стр.71-73.

КИАЕМЦ 1986. Комитет по использованию атомной энергии в мирных целях, Народная Республика Болгария, Результаты исследований радиационной обстановки в Н. Р. Болгарии после аварии на Чернобыльской АЭС, София, 1986.

Наредба за основните норми на радиационна защита (ОНРЗ-2004), Обн. ДВ, бр.73/2004 г.

Отчет (2004) към Договор „Усъвършенстване на система за ранно предупреждение за разпространение на замърсители в случай на ядрена авария с включване на модул за изчисляване на дозовото натоварване" между ПКЗНБАК към МС на Република България и НИМХ.

Отчет (2007) към Договор „Надграждане на Система за Ранно Предупреждение в случай на ядрена авария с блокове за определяне на дозовото натоварване и отчитане на еволюцията на източника", между ПКЗНБАК към МС на Република България и НИМХ.

Таскаев Е., М. Таскаева, Б. Велева, Ив. Пенев, Т. Григоров, Т. Генчев. 1994. Експресен анализ на проби от района на Националния център по радиобиология и радиационна защита, III Научно-практическа конференция по защита на населението при бедствия и аварии, т.2, София, 8-9 декември, 1994, стр.131-135.

Тенева М., 1979. Изследване изкуствената радиоактивност на атмосферата в България, Хабилитационен труд.

Хинковски Ц., В. Маринов, М. Джорева.1988. Опитът на Селскостопанската академия при преодоляване последствията от радиоактивното замърсяване на селскостопанската продукция в НР България след аварията в Чернобилската АЕЦ (май 1986 - декември 1987 г.), СА, 1988, София, 279 стр.

Antonov A., I.Belokonski, Zv.Bonchev et al., 1989. Physical characteristics and evolution of Hot particles resulting from the Chernobyl Power station Accident, Intern. Symp. on Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident, Vienna, 16-20 Oct. 1989, IAEA-SM-306, p.178-179

Antonov A., B. Veleva, L. Adjarova, M. Kolarova. 1992. Time and area distribution of low level radioactivity of technogenic radionuclides in the surface air and fallout over the territory of Bulgaria. Proc. 14th Europhysics Conf. On Nuclear Physics. Rare Nuclear Processes. Bratislava 22-26 October 1990. Ed. P. Povinec World Scientific. 407-419.

Batchvarova E., Gryning S.-E., 2002. Use of Richardson-number methods in regional models to calculate the mixed-layer height. In: Melas, D., Syrakov, D. (Eds.), Air Pollution Processes in Regional Scale, NATO Science Series, IV. Earth and Environment Sciences, vol. 30. Kluwer Academic Publishers, pp. 21–30.

Batchvarova E., S.-E. Gryning, M.W Rotach, A.Christen, 2006: Comparison of modelled aggregated turbulent fluxes and measured turbulent fluxes at different heights in an urban area, In: Air pollution modeling and its application, XVII, Borrego, C. and Norman A. (Eds.), (Kluwer Academic/Plenum Publishers) (NATO Challenges of Modern Society series), 363-370.

Bennett B.G., 2002. Worldwide dispersion and deposition of radionuclides produced in atmospheric tests. Health Phys. 82, 644-655.

Chambers S., A.G. Williams, W. Zahorowski, A. Griffiths, G. Crowford. 2011. Separating remote fetch and local mixing influences on vertical radon measurements in the lower atmosphere. Tellus B. DOI: 10.1111/j.1600-0889.2011.00565.x.

Dimova N., B. Veleva, L. Kinova. 2004. Radium isotopes determination in rock samples using alpha spectrometry. Annual of University of mining and geology, part I: Geology and Geophysics. Vol 47. 247-251.

Draxler R.R. and G.D. Rolph, 2012. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

EPA FGR No.11. 1988. K. F. Eckerman. A. B. Wolbarst, and A. C.B. Richardson Limiting values of radionuclide intake and air concentration and dose conversion factors for inhalation, submersion, and ingestion. 1988.

EPA FGR 12. 1993. External exposure to radionuclides in air, water, and soil. Federal Guidance Report No 12 EPA-402-R-93-081.

Fisenne, I.M., 1984. Radon-222 measurements at Chester, NJ. USDOE Report EML-422, pp. 115–149.

Heffter J. L., 1980: Air resources laboratories atmospheric transport and dispersion model. NOAA Tech. Memo. ERL ARL-81, 24 pp

IAEA, 1986. Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident. Safety Series No. 75-INSAG-1. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2003. Marine Environment Assessment of the Black Sea (Working material). Final report. Technical co_operation project RER/2/003. 358 p.

IAEA TECDOC-1401. 2004. Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements, Vienna.

IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environmen'. IAEA, Vienna (2006).

ICRP Publication 71, 1996. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4 Inhalation Dose Coefficients, 71. Annals of the ICRP Volume 25/3. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Science, Oxford, UK.

Izrael Yu.A., S.M. Vakulovskii, V.A. Vetrov, V.N Petrov, F.Ya. Rovinskii, Ye.D Stukin. 1990. Chernobyl: Radioactive contamination of the environment.,Gidrometeoizdat: Leningrad.

Kolarova M., D. Yordanov, N. Valkov, D. Syrakov. 2006. Comparison of the CBL model YORCON with experimental and climate data from Sofia, BALWOIS 2006, Conference on Water observation and information system for decision support, 23-26 May 2006, Ohrid, Macedonia, Abstracts, Climate and environment, p.60-61, Full text on CD. (A-326) BALWOIS 2006 Conference: www.balwois.org

Pálsson S.E., et al., A simple model to estimate deposition based on a statistical reassessment of global fallout data, Journal of Environmental Radioactivity (2012), doi:10.1016/j.jenvrad.2012.03.006

Syrakov, D. 1995. On a PC-oriented Eulerian Multi-Level Model for Long-Term Calculations of the Regional Sulphur Deposition, in Gryning S.E. and Schiermeier F.A. (eds), Air Pollution Modelling and its Application XI 21, Plenum Press, N.Y. and London, pp. 645-646.

Syrakov D., M. Prodanova and K. Slavov. 2003. Description and Performance of Bulgarian Emergency Response System in case of Nuclear Accident (BERS), Int. J. Environment and Pollution, ,Vol. 20, No. 1-6, pp. 286-296.

Teneva M., L. Georgieva, T. Dimtchev. 1982. Time variation of low activities of technogenic radionuclides in the monthly fall-out. Proc. of the Second Int. Conf. "Low radioactivities'80" Vol.2.Bratislava,133-138.

UNSCEAR 2000. United nations. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Sources; Volume II: Effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000. Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations, New York, 2000. U3

UNSCEAR 2008. Volume II. United Nations, New York, April 2011.

Vapirev, E., Georgiev G., Jordanov A., Hristova A. 1996. ^{90}Sr and ^{137}Cs over the territory of Bulgaria after the Chernobyl accident. Bulgarian Journal of Physics, 23, Nos 3/4 (1996), 129-147.

БЛАГОДАРНОСТИ

Направените анализи и получените резултати не биха били възможни без ежедневната оперативна работа на колегите от Отдел “Измерване” на ГУХМ и Проблемна група по замърсяване на въздуха и водите в ИМХ, които след началото на демократичните промени естествено се обединиха в един Департамент на НИМХ-БАН. Благодаря.

Искрено благодаря на колегите и приятели от Департамент САХ (сега ФАЕ) за общата работа по различни проекти и задачи и за многото ценни уроци и съвети, които получих.

С благодарност към проф. Сираков за примера на отдаденост, страст и последователност в научната работа и за готовността му да бъде консултант на дисертационната ми работа.

С колегите от Лаборатория РАМ на ИЯИЯЕ започнахме ползотворно сътрудничество в проект за анализ на плутоний, америций и стронций в атмосферни проби, Договор Ф-336 с НФ НИ на МОНТ, през 1994г. Бе предизвикателството и удоволствие за мен да работим по нови проекти и задачи. Благодаря Ви.

За израстването ми като физик, открил света на радиохимията и разширяване на познанието ми в света на радиоекологията трябва да благодаря на Dr. Jerry LaRosa (IAEA Seibersdorf Laboratories, Vienna), на Dr. John N.Smith (Bedford Institute of Oceanography) и, само хронологично, накрая, на Dr. Jussi Paatero от Финландския метеорологичен институт . Благодаря Ви.