

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZDRAVOTNĚ SOCIÁLNÍ FAKULTA

CESIUM 137 V LESNÍM EKOSYSTÉMU

Diplomová práce

Autor: Bc. Jaroslava Kaňková

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

28. 5. 2007

UNIVERSITY OF SOUTH BOHEMIA ČESKÉ BUDĚJOVICE
FACULTY OF HEALTH AND SOCIAL STUDIES

CESIUM 137 IN WOOD ECOSYSTEM

Diploma dissertation

Author: Bc. Jaroslava Kaňková

Supervisor: Mgr. Jiří Havránek

28. 5. 2007

ABSTRACT

The theme of my diploma dissertation: *Cesium 137 in wood ecosystem*

The topic of my diploma dissertation is Cesium 137 in wood ecosystem. The first part of thesis is engaged in explanation of some basic concepts regarding an elected topic: radioactivity, isotope, nuclide, halftime, gamaspectrometry etc. In the second part I deal with element cesium and influence of the Chernobyl accident. The final part processes questions of cesium - 137 in wood ecosystem. It is mainly concerned with research and gamaspectrometric measurement of wood substance, bark and samples of soil.

In practical part (it is one part of the final part) I made taking of samples (especially soil from the depth 0-5 cm, soil from the depth 5 - 20 cm, wood substance and forest planting) from some localities above all the South Bohemian Region and next their gamaspectrometric measurement (quantitative analysis of cesium - 137 in wood ecosystem) at SÚJB in České Budějovice according to methodology.

The maximum massic activity of cesium - 137 was measured in soil from upper level (from the depth 0 - 5cm) in locality Srní 535,8 Bq/kg. The average values of massic activities of cesium - 137 in samples of soil from upper level 0 - 5 cm are 14-times superior to values of massic activities of cesium - 137 in samples of soil from lower level 5 - 20 cm. The average values of massic activities of cesium - 137 in samples of bark are 2,4-times superior to massic activities of cesium - 137 in samples of wood substance. In mushrooms there is already only residual amount of cesium - 137, which don't represent serious health danger for human organism.

Measured values of cesium - 137 in samples were relatively low and its impact on the health of our population is in regard to other sources of ionizing radiance insignificant. The supposed hypothesis was herewith confirmed.

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

28.5. 2007

Bc. Jaroslava Kaňková

Poděkování

Chtěla bych poděkovat vedoucímu diplomové práce Mgr. Jiřímu Havránkovi, za cenné informace a udělené rady, které mi velmi pomohly k napsání mé diplomové práce.

OBSAH

ÚVOD	1
1 SOUČASNÝ STAV	2
1.1 Základní pojmy	4
1.2 Gamaspektrometrie	8
1.2.1 Polovodičová spektrometrie záření gama	12
1.3 Cesium	16
1.4 Cesty expozice lidí	19
1.5 Černobylská havárie	21
1.5.1 Historie havárie	21
1.5.2 Reaktor RBMK 1000	22
1.5.3 Sled událostí vedoucích k černobylské havárii	26
1.5.4 Likvidace následků havárie	29
1.5.5 Šíření radioaktivních látek z havarovaného reaktoru	31
1.5.6 Kontaminace životního prostředí	36
1.6 Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných událostí	38
1.7 Černobyl versus zkoušky jaderných zbraní	43
1.7.1 Vnitřní ozáření obyvatel umělými radionuklidy	43
1.7.2 Srovnání vlivu černobylské havárie s vlivem zkoušek jaderných zbraní	43
1.8 Vliv černobylské havárie na ČR	50
1.8.1 Monitorování radiační situace na území Československa	50
1.8.2 Kontaminace ovzduší	53
1.8.3 Kontaminace území (radioaktivní spad)	58
1.9 Cesium 137 v lesním ekosystému	69
1.9.1 Cesium 137 v půdě	71
1.9.2 Cesium 137 ve dřevě	72

2	CÍLE PRÁCE A HYPOTÉZY	74
3	METODIKA	75
	<i>3.1 Princip metody</i>	75
	<i>3.2 Přístroje, pomůcky a materiálové zajištění</i>	75
	<i>3.3 Odběr a úprava vzorků</i>	76
	<i>3.4 Stanovení aktivity</i>	76
4	VÝSLEDKY	77
5	DISKUSE	88
6	ZÁVĚR	92
7	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	93
8	KLÍČOVÁ SLOVA	96
9	PŘÍLOHY	

ÚVOD

Tématem mé diplomové práce je cesium - 137 v lesním ekosystému. První část práce je věnována k objasnění několika základních pojmů týkajících se zvoleného tématu, jako jsou například radioaktivita, izotop, nuklid, poločas přeměny, gamaspektrometrie a další. V druhé části práce se zabývám problematikou samotného cesia a vlivu černobylské havárie. Třetí část zpracovává problematiku cesia - 137 v lesním ekosystému. Zabývá se hlavně průzkumem a gamaspektrometrickým měřením dřevní hmoty, kůry a vzorků půdy.

1. SOUČASNÝ STAV

Současný svět má v oblasti energetiky dva hlavní problémy, prvním je přístup k energetickým zdrojům a druhým negativní vliv emisí na změny klimatu Země. Řešením může být jaderná energetika, která neprodukuje téměř žádné skleníkové plyny, ale naopak přispívá ke snížení globálních emisí těchto plynů do ovzduší. Jaderné zdroje současně patří všude ve světě mezi nejlevnější energetické zdroje. Pro budoucí perspektivu jaderné energetiky hovoří také dostatek surovin pro výrobu paliva.

Mírové využití jaderné energie se stalo přirozenou součástí energetického mixu řady vyspělých států naší planety. Výjimkou není ani Česká republika, která hojně využívá v oblasti energetiky i jadernou energii. Bez ohledu na to jaký typ reaktoru bude zvolen lze předpokládat, že jaderné elektrárny budou mít zásadní vliv na rozvoj ekonomiky i v budoucnu. V celosvětovém kontextu zatím neexistuje lepší energetický zdroj, který by současně pokryl rostoucí nároky na energii a přitom nepřispíval ke zhoršování životního prostředí. V České republice jsou v provozu dvě jaderné elektrárny: Jaderná elektrárna Dukovany a Jaderná elektrárna Temelín. [4]

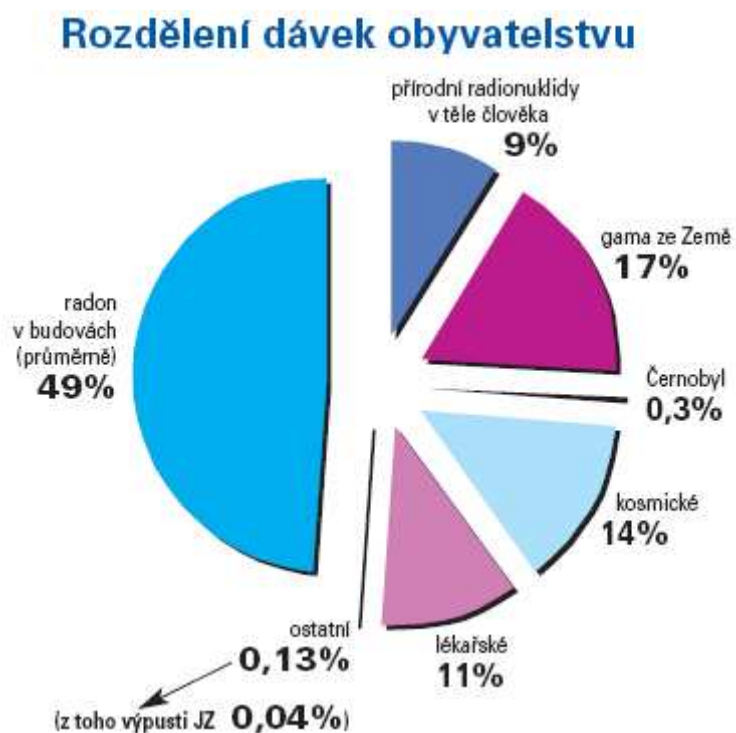
Největší pozornost a obavy obyvatel jsou dnes soustředěny na umělé zdroje ionizujícího záření (IZ), zvláště na jaderná zařízení. Málokdo si je vědom toho, že pro průměrného člověka větší ozáření způsobují přírodní zdroje ozáření (zejména radon v budovách, záření gama z povrchu Země, přírodní radionuklidy v těle člověka, kosmické záření) a ozáření způsobené v důsledku lékařského vyšetření (rentgeny, nukleární medicína) - viz graf 1. Černobyl zde zaujímá pouze 0,3%. [19]

Cesium-137 může způsobit radiační zatížení životního prostředí, proto je z hlediska zajištění radiační ochrany obyvatel a ochrany životního prostředí neustále monitorován. V posledních letech nedošlo na území České republiky k žádnému úniku radionuklidů do prostředí, rovněž nebylo na žádném z měřicích míst zaznamenáno překročení stanovených zásahových úrovní, které by vyžadovalo jakákoliv opatření na ochranu obyvatel či životního prostředí. Část aktivity ^{137}Cs v ovzduší pochází z globálního spadu, který je důsledkem dřívějších zkoušek jaderných zbraní v atmosféře a část z havárie JE v Černobylu. [26]

K havárii na 4. bloku černobylské elektrárny došlo dne 26. dubna 1986 v časných ranních hodinách. Po výbuchu reaktoru a dále během následného požáru, který trval do 10. května 1986, uniklo do životního prostředí velké množství radionuklidů. Havárie zapříčinila větší radioaktivní spad než výbuchy jaderných zbraní v Hirošimě a Nagasaki a než většina jednotlivých testů jaderných zbraní. Stopová množství byla měřitelná téměř na celé severní polokouli.

Dle mého názoru je daná problematika aktuální, od černobylské havárie uplynulo něco málo přes dvacet jedna let a poločas ^{137}Cs je 30,07 let.

Graf 1 Zdroje ozáření obyvatel (SÚRO) [19]



1.1. Základní pojmy

Radioaktivita

Radioaktivita je spontánní emise záření z atomového jádra spojená s jeho přeměnou. Je důsledkem snížené stability nebo excitovaného stavu atomových jader. Radioaktivitu objevil v roce 1896 Henri Becquerel u solí uranu. K objasnění podstaty radioaktivity zásadním způsobem přispěli francouzští fyzikové Pierre a Marie Curie.

Radioaktivita se běžně rozděluje na radioaktivitu přirozenou a umělou. Přirozeně se vyskytující radioaktivní prvky vznikají převážně rozpadem těžkých atomových jader, například uranu - 235. Umělá radioaktivita je důsledkem navozené interakce stabilních atomových jader s částicemi, které jsou emitovány přirozeně radioaktivními prvky nebo s částicemi emitovanými nebo urychlovanými pomocí různých technických zařízení (jadernými reaktory a urychlovači). Radioaktivní prvky mohou vyzařovat různé druhy částic - např. fotony záření gama, částice beta (elektrony a pozitrony), částice alfa či neutrony. Záření α je proud jader helia (α -částic) a nese kladný elektrický náboj, má nejkratší dosah (lze ho zastavit např. i listem papíru). Záření β je proud záporně nabitých elektronů. Někdy se rozlišuje záření β^- (elektrony) a β^+ (kladně nabitě pozitrony), lze ho zachytit 1 cm plexiskla nebo 1 mm olova. Záření γ je elektromagnetické záření vysoké frekvence, neboli proud velmi energetických fotonů. Nemá elektrický náboj, a proto nereaguje na elektrické pole. Neutronové záření je proud neutronů, rovněž bez náboje. Radioaktivita má stochastický charakter. [10]

Izotop

Izotopy jsou atomy chemického prvku, které mají stejný počet protonů, ale rozdílný počet neutronů, tedy stejné atomové číslo a rozdílné hmotové číslo a atomovou hmotnost. V periodické tabulce se nacházejí na stejném místě. Izotopy téhož prvku mají prakticky totožné chemické vlastnosti. Fyzikální vlastnosti izotopů jsou podobné, ale odlišují se. Kromě jejich hmotnosti a tedy hustoty jejich sloučenin bývá nejčastější

odlišností mezi izotopy jejich stálost. Některé izotopy (vzdalující se od ideálního středního poměru počtu neutronů a protonů na kteroukoli stranu) totiž nejsou stabilní a podléhají radioaktivnímu rozpadu. [5]

Nuklid

Nuklid je soubor atomů jednoho prvku, který má stejné nejen protonové číslo (počet protonů v jádře), ale i nukleonové číslo (počet nukleonů v jádře). [5]

Dávka

Dávka je fyzikální veličina, je to energie E předaná ionizujícím zářením elementu látky o hmotnosti m . Jednotkou dávky ionizujícího záření je 1Gy (=1J/kg). Velikost absorbované dávky ovlivňuje závažnost radiačního poškození a dobu přežití organismu po ozáření. Pokud se jedná o rovnoměrné celotělové ozáření organismu, tak dávka (je-li větší než 1Gy) má výrazný vliv na projevy akutní nemoci z ozáření (ANO). Na úrovni celého organismu bude mít větší biologický účinek celotělová dávka nežli tatáž dávka dosažená lokálně.

Aktivita

Aktivita je podíl středního počtu radioaktivních přeměn dN a časového intervalu dt , v kterém došlo k přeměně.

$$A = dN/dt [Bq = s^{-1}]$$

Jednotkou této veličiny je „becquerel“ se značkou „ Bq“ a rozměrem „s⁻¹“. [15]

Poločas přeměny

Poločas přeměny je doba, za kterou se přemění polovina celkového počtu atomárních jader ve vzorku.

$$T_{1/2} = \ln 2 / \lambda \text{ [s]} \quad (\lambda - \text{rozpadová konstanta})$$

Pro konkrétní izotop je konstantní. Má hodnotu od zlomku sekundy až po milióny let. Často se používá i termín poločas rozpadu, ale ten je méně obecný, protože ne každá radioaktivní přeměna představuje rozpad (například vyzáření fotonu gama záření z excitovaného jádra). Pro konkrétní jádro nuklidu (atom určitého izotopu) nelze v principu určit, kdy dojde k přeměně. Stabilita izotopu se určuje právě na základě poločasu přeměny. Stabilní izotopy jej mají nekonečný, jádra se samovolně nepřeměňují. Za stabilnější je považován izotop s větším poločasem přeměny, protože jeho nuklidy v průměru déle vydrží být tím, čím jsou. [15]

Rozpadová energie

Rozpadová energie je energie uvolněná nukleárním úpadkem. Slavná rovnice (Albert Einstein): $E=mc^2$. [5]

Produkt rozpadu

Produkt rozpadu vyplývá z radioaktivního rozpadu výchozího izotopu nebo nuklidu. Produkty rozpadu jsou extrémně důležité v radioaktivním rozpadu a je důležité je znát při manipulaci s jaderným odpadem. V praxi jsou skoro všechny produkty rozpadu radioaktivní. Výsledek tohoto je, že většina radionuklidů nemá jednoduše produkt rozpadu, ale rozpadový řetězec, vedoucí nakonec ke stabilnímu nuklidu. V mnoha případech členové rozpadového řetězce jsou daleko více radioaktivní než originální nuklid. [5]

Rozpadová řada

Rozpadová řada (též přeměnová řada) popisuje postupný radioaktivní rozpad nestabilních jader těžkých prvků. Rozpad v těchto řadách probíhá vždy vyzařováním částic alfa (jader helia) nebo beta (elektronů). S výjimkou neptuniové řady začínají všechny relativně stabilním, v přírodě se běžně vyskytujícím izotopem, s poločasem rozpadu nad půl miliardy let. Na konci každé rozpadové řady je stabilní izotop. Známé jsou čtyři základní rozpadové řady: uran-radiová, začínající uranem - 238; thoriová, začínající thoriem - 232; aktiniová, začínající uranem - 235; neptuniová, začínající plutoniem - 241. [5]

1.2. *Gamaspektrometrie*

Gama záření je krátkovlnné elektromagnetické záření o energiích od jednotlivých keV až do několika MeV. Může vznikat při přeměně nestabilního jádra ve stabilní. Při přechodu atomu z excitovaného stavu na základní dochází k vyzáření přebytečné energie (deexcitace) ve formě kvanta – fotonu - gama záření, které je pro každý prvek typické. Díky tomu je pomocí scintilačních detektorů (speciální detektory gama záření) možné určit jednotlivé radioizotopy. Toho využívá gamaspektrometrie k stanovení nuklidů. Jelikož jsou energetické hladiny jádra kvantovány, tak všechny gama fotony emitované při daném druhu deexcitace budou mít stejnou energii – spektrum gama záření je čárové. Základní úlohou spektrometrie záření gama je stanovení energie a intenzity jednotlivých diskretních skupin fotonů záření gama emitovaných zkoumaným radionuklidem či směsí radionuklidů. Jednotlivé energetické skupiny fotonů gama se ve spektru zobrazují jakožto příslušné fotopíky, přičemž energie záření určuje polohu fotopíku na vodorovné ose spektra a intenzita určuje plochu (integrál) pod fotopíkem. Pro přesné určení energií a intenzit záření γ je třeba provést energetickou a účinnostní kalibraci detektoru. V grafech 2 a 3 je znázorněna energetická kalibrační závislost (vlevo) a účinnostní kalibrační závislost (vpravo) scintilačního spektrometru záření gama (byl použit scintilační krystal NaJ(Tl) tloušťky 10mm, Al kryt 1g/cm²).

Energetická kalibrace spektrometrického detektoru spočívá ve stanovení správného měřítka na vodorovné ose, vycházející ze skutečnosti, že amplituda výstupních impulsů je úměrná energii záření absorbované v detektoru. K energetické kalibraci by v zásadě stačilo změřit polohu fotopíku pro jednu známou energii záření γ a tímto kalibračním bodem vést přímkou procházející počátkem (přímá úměrnost). Pro spolehlivou energetickou kalibraci je proto vhodné použít několika linií záření γ o různých známých energiích. Nejčastějšími etalonními radionuklidy pro energetickou kalibraci spektrometrů záření gama jsou: ²⁴¹Am, ⁵⁷Co, ¹³⁷Cs a ⁶⁰Co. [12]

Pro energetickou kalibraci by se mělo změřit spektrum nejméně tří radionuklidů v oblasti energií E_γ , které nás zajímají, dále stanovit polohy fotopíků A_γ a takto

získanými kalibračními body $[E\gamma, A\gamma]$ proložit kalibrační přímku (popř. křivku při větších odchylkách od linearity), průmětem jejichž hodnot $E\gamma$ se dá získat energetickou kalibraci vodorovné osy.

Kalibrace detekční účinnosti spektrometrického detektoru je poněkud složitější. Detekční účinnost je totiž hodně závislá na energii záření gama podle křivky znázorněné v grafu 3 vpravo: pro malé energie záření gama je detekční účinnost nízká, neboť tyto fotony jsou absorbovány vstupním okénkem a obtížně pronikají do citlivého objemu detektoru. Proto nejdříve detekční účinnost s energií roste a pro energie cca 60 - 100 keV dosahuje maxima. Potom detekční účinnost s rostoucí energií pomalu klesá, neboť při vyšších energiích stále větší část fotonů γ prolétá citlivým objemem detektoru aniž dojde k absorpci fotoefektem.

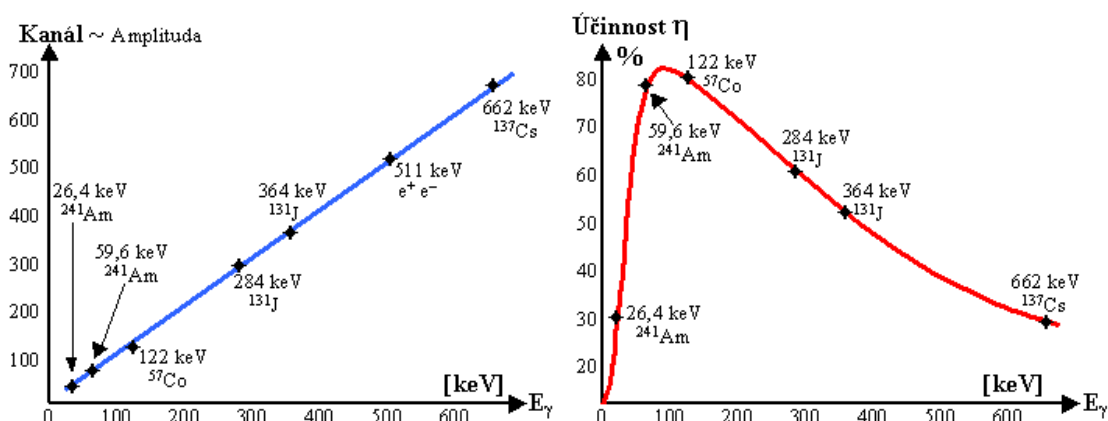
Závislost detekční účinnosti na energii je možné vyjádřit následovně:

$$\eta(E\gamma) = P \cdot (1 - e^{-R1 \cdot E\gamma}) \cdot e^{-R2 \cdot E\gamma}$$

Koeficienty $R1$ a $R2$ (> 0), zde udávající rychlost vzestupu a poklesu, závisejí na velikosti a materiálu detektoru a na absorpčních vlastnostech okénka. Pro absolutní kalibraci detekční účinnosti η je nutné změřit spektra několika spektrometrických etalonů o přesně známé aktivitě a tím intenzitě $I\gamma$ záření gama různých energií $E\gamma$, zintegrováním stanovit plochy pod fotopíky $S\gamma$ a takto vzniklými kalibračními body $[E\gamma, S\gamma]$ proložit kalibrační křivku $\eta(E\gamma)$. Pokud stačí jen relativní kalibrace detekční účinnosti, použije se vhodný radionuklid s několika liniemi záření γ a na základě známých poměrů jejich intenzit proložit kalibrační křivku. Pokud je již spektrometr okalibrován, vlastní spektrometrická analýza začíná přípravou vzorku a změřením jeho spektra s dostatečně vysokou "statistikou" - to znamená s dostatečně velkým počtem n registrovaných impulsů, aby statistické fluktuace $1/\sqrt{n}$ byly dostatečně nízké. Ve spektru je možné potom nalézt jednotlivé fotopíky, stanovit jejich energii a pomocí integrálu (plochy) pod píkem stanovit intenzitu příslušné linie záření gama. Pro tento účel je zpravidla třeba matematicky odseparovat vlastní křivku fotopíku od spojitého spektra a příp. složený fotopík rozložit na jednotlivé komponenty - fotopíky energeticky

blízkých linií γ . Fotopíky se většinou aproximují Gaussovými křivkami. Tato matematická analýza spekter se provádí pomocí speciálního počítačového software, přičemž na základě změřených energií a intenzit linií záření gama se tomuto spektru přiřazují odpovídající radionuklidy. [12]

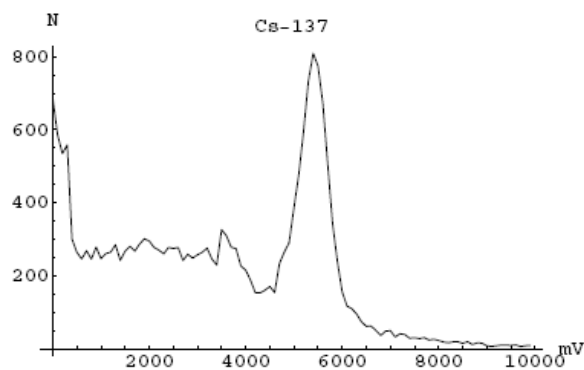
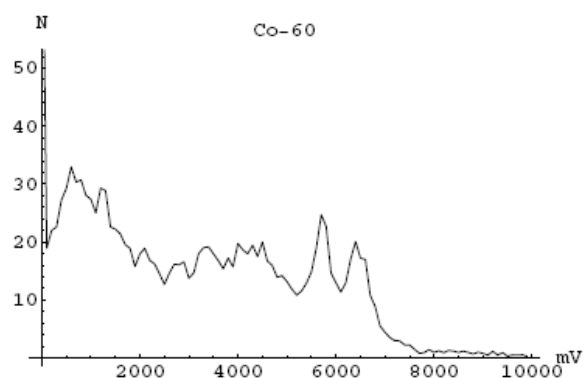
Graf 2, 3 Energetická a účinnostní kalibrační závislost scintilačního spektrometru záření gama (URL-<<http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm>> 01.05.2007)



Nejčastěji užívané detektory pro detekci gama záření jsou scintilační detektory. Jsou založeny na schopnosti některých látek reagovat na pohlcení gama záření světelnými záblesky – scintilacemi. Tyto látky se nazývají scintilátory, nejčastěji užívaným scintilátorem je jodid sodný aktivovaný thaliem. Dalším článkem v scintilačním detektoru je fotonásobič – speciální elektronka schopná přeměnit světelný záblesk na elektrický signál. Součástí fotonásobiče je na světlo citlivá fotokatoda a dále soustava anod (tzv. dynod), kde každá další anoda má větší napětí než předchozí, čímž dochází k zesílení elektrického signálu. Elektrický signál se dále zpracovává v amplitudovém analyzátoru, který oddělí signály, které nejsou ve zvolených diskriminačních hladinách. Takto upravený signál se buď analogově-digitálními převodníky převede na digitální signál a dále se zpracovává počítačem, nebo se zpracovává ručně pomocí čítače pulzů (ruční mód jednokanálového analyzátoru). Signál lze zpracovávat buď v jednokanálovém modu (každá diskriminační hladina zvlášť), nebo v mnohokanálovém modu (všechny diskriminační hladiny zároveň).

Spektrum gama záření by mělo být tvořeno jedním úzkým píkem. V látce scintilátoru ale dochází k více interakcím fotonu s látkou scintilátoru a všechny se ve výsledném spektru projeví. Na grafech 4 a 5 jsou znázorněna energetická spektra kobaltu - 60 (2 píky) a cesia - 137 (1 pík).

Graf 4,5 Energetické spektrum Co-60 a Cs-137 [21]



Radionuklid	E_{α} [keV]	E_{β} [keV]
Cs - 137	32,18	661,5
Co - 60	1173,2	1332,5

Existují tři základní druhy interakce gama záření s látkou: fotoefekt (gama foton předá veškerou svoji energii elektronu ze scintilátoru, jako sekundární efekt dojde k přeskočení elektronu z vyšší slupky na uprázdněné místo a dojde k vyzáření kvanta energie – charakteristické röntgenovo záření), Comptonův rozptyl (gama foton předá při pružné srážce elektronu jen část své energie) a tvorba elektron pozitronových párů (foton o energii vyšší než 1,022 MeV se při průletu kolem jádra rozpadne na elektron a pozitron, pozitron anihiluje s jedním z elektronů za vzniku dvou fotonů). [21]

1.2.1. Polovodičová spektrometrie záření gama

Studium spekter γ -záření pomocí polovodičových spektrometrů patří mezi velmi rozšířené a přesné metody experimentální a aplikované jaderné fyziky. Jako aktivní část spektrometru se používají nejčastěji krystaly germania dopovaného lithiem (GeLi detektory) nebo krystaly velmi čistého germania (HPGe detektory).

Polovodičový spektrometr je založen na interakci nabitých (přímo ionizujících) částic s aktivní oblastí detektoru. Částice předá detektoru kinetickou energii T a vytvoří $n = T/\omega$ párů kladných a záporných nosičů náboje (ω je střední energie potřebná na vytvoření páru). Sebraný náboj q vytvoří na elektrodách detektoru napěťové pulsy velikosti:

$V = q/C = \alpha \cdot (T/\omega C)$. (C je kapacita detektoru, α závisí na vlastnostech detektoru).

Spektrum pulsů, registrované po elektronickém zpracování mnohokanálovým analyzátozem, odpovídá tedy energetickému spektru registrovaných částic. Při měření γ -záření se registrují elektrony vznikající v aktivní oblasti detektoru v důsledku interakce záření s materiálem detektoru. Spektrum pulsů na elektrodách detektoru proto odpovídá energetickému spektru všech vzniklých elektronů.

Princip detekce záření polovodičovými detektory závisí hlavně na vlastnostech polovodičových materiálů, zejména germania a křemíku. Polovodičové materiály jsou vodivé pouze v případě, elektrony z valenčního pásu jsou energeticky vybudeny přes tzv. zakázaný pás do pásu vodivostního, kde se mohou stát zápornými nosiči

elektrického náboje, obdobně jako tzv. díry - kladně nabitě nosiče elektrického náboje, které vznikly absencí vybuzeného elektronu ve valenčním pásu.

Nejvíce používaným polovodičovým detektorem pro detekci fotonů gama je detektor, který je zhotoven z velmi čistého germania, tzv. HPGe detektor (High Purity). Struktura detektoru se podobá polovodičové diodě. Např. v koaxiálním provedení je jednou elektrodou vnitřní plocha krystalického materiálu typu P (ochuzena o elektrony) a druhou elektrodou je svrchní plocha, která je vodivostně typu N. Celý detektor je i s nábojově citlivým předzesilovačem vakuově zapouzdřen a chlazen tekutým dusíkem, aby se zamezilo uvolnění elektronu v důsledku přijaté tepelné energie okolí detektoru. Základní předností HPGe detektorů je, že musí být chlazeny pouze při provozu, v mezidobí je možné je udržovat na normální teplotě okolí bez nebezpečí poškození. Stabilní detektory mají obvykle Dewarovy nádoby s objemem kapalného dusíku okolo 30 litrů a po dokonalém počátečním vychlazení detekčního systému je teplota udržována po mnoho dnů. Na elektrodách je vnějším zdrojem vysokého napětí zajištěn potenciální spád řádově několik kV.

Energie fotonu gama se absorbuje v citlivé části detektoru a to potom generuje nosiče elektrického náboje ty potom vytvoří na elektrodách náboj opačného znaménka, který je pak sečten předzesilovačem a přeměněn na napěťový impuls. Základním principem spektrometrie gama je to, že amplituda detekovaných impulsů je přímo úměrná energii fotonů a četnost impulsů je přímo úměrná počtu fotonů emitovaných zdrojem, tj. aktivitě zdroje.

Koaxiální HPGe detektory umožňují detekci fotonů o energii 50 keV až 10 MeV a v provedení s reverzními elektrodami se spodní rozsah energie sníží až na jednotky keV.

Důležitým vybavením detektoru musí být jeho stínění, které sníží odezvu detektoru na fotony gama, nacházející se v okolí detektoru a pocházející z přeměny především přírodních radionuklidů. Stínění je obvykle vyrobeno ze železa nebo olova a obklopuje buď pouze vlastní polovodičový detektor a nebo úplně celý detektor.

Z předzesilovače jsou impulsy zesíleny a vytvářeny zesilovačem. Zesilovač musí dovolovat plynule měnit zesílení impulsů a rovněž ovlivnit jejich tvar. Poté se

impulsy převedou z analogové na digitální formu v analogově digitálním převodníku. Digitálně separované impulsy jsou v průběhu měření pak ukládány do izolovaných míst paměti nazývaných kanály (volí se jich stejný počet jako bylo převodní zesílení). Mnohokanálové analyzátoři pak umožňují sledovat na displeji počty impulsů v jednotlivých kanálech, grafickou interpretaci spektra (na ose x jsou čísla kanálů a na ose y je obsah impulsů v jednotlivých kanálech), kalibraci čísel kanálů v jednotkách energie (keV), analýzu spektra, identifikaci radionuklidů, výpočet aktivity jednotlivých radionuklidů a jiné další funkce.

Pravděpodobnostní charakter emise fotonů gama způsobuje, že foton není detekován s energií danou jednou linií (pevnou hodnotou), ale rozdělení jeho energie se blíží normálnímu (Gaussovému) rozdělení. Spektra zobrazující rozdělení fotonů podle energie jsou vnímány v podobě tzv. fotopíků. V posledních letech jsou mnohokanálové analyzátoři propojeny s klasickým osobním počítačem.

Mezi základní parametry charakterizující vlastnosti detektoru patří rozlišení detektoru a účinnost detektoru. Rozlišením se rozumí energetická rozlišovací schopnost detektoru, která je konvenčně udávána jako šířka píku ^{60}Co energie 1332,5 keV v polovině jeho výšky a označuje se FWHM (Full Width at Half Maximum). Velmi kvalitní HPGe detektory mají rozlišení menší 2,5 keV. Pro lepší popis rozlišení (tvaru píku) se často k FWHM uvádí i šířka píku v desetině resp. v patnáctině jeho výšky, které se označují FWTM resp. FWFm a pak se obvykle uvádějí i poměry FWTM/FWHM a FWFm/FWHM. Pro nižší energie je rozlišení lepší (menší), proto se často uvádí FWHM i pro energii 122 keV radionuklidu ^{57}Co . Účinnost (jako parametr) je stanovena v % relativně k účinnosti scintilačního detektoru NaI(Tl) rozměrů 3x3 a zdroj ve vzdálenosti 25 cm od čela detektoru, opět pro ^{60}Co a energetickou linii 1332,5 keV. K dalším parametrů uváděným u HPGe detektoru patří poměr plochy píku k ploše odpovídající Comptonovskému rozptylu ve spektru ^{60}Co (standardně se uvažuje oblast 1040 až 1096 keV) a označuje se jako P/C. [11]

Stanovení aktivity polovodičovou spektrometrií gama

Gamaspektrum je možné vyhodnotit s využitím germaniového detektoru s vysokým rozlišením v kombinaci s mnohakanálovým analyzátozem. V mém případě byla data dále vyhodnocena softwarovým programem GAMAT p. J. Matznera. Výstupem po zadání hmotnosti měřeného vzorku byla hodnota hmotnostní aktivity radionuklidů i spolu s nejistotou a hodnotou MDA - kvantitativní analýza spekter a kvalitativní analýza spekter.

V části B přílohy vyhlášky č.27/2006 Sb. (měnící vyhlášku SÚJB č.319/2002Sb. o celostátní radiační monitorovací síti) je **MDA** definována jako „minimální detekovatelná aktivita na hladině spolehlivosti 95% pro energii E záření gama při stanovení aktivity gama (spektrometrickými metodami) daného radionuklidu“. K tomu je ve vyhlášce připojen následující vzorec výpočtu MDA.

$$MDA = \frac{2,71 + 3,29 \cdot \left[\frac{P}{2m} \cdot \left(\frac{P}{2m} + 1 \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^m B_i + \sum_{j=1}^m B_j \right) + P + s_p^2 \right]^{\frac{1}{2}}}{\eta \cdot \gamma \cdot t \cdot V}$$

<i>kde</i>	<i>MDA</i>minimální detekovatelná aktivita [Bq, Bq/m ³ , Bq/kg, Bq/l...]
	<i>p</i>počet kanálů v oblasti, ze které je stanovena plocha píku
	<i>P</i>plocha interferujícího píku, tj. plocha na energii E stanovená při měření pozadí, tj. bez přítomnosti vzorku, vztahovaná k měření vzorku
	<i>B_i, B_j</i>počet impulsů v <i>i</i> -tém kanálu na pravé straně píku sloužící k odhadu pozadí pod píkem
	<i>s_p²</i>variance charakterizující chybu odhadu plochy <i>P</i> interferujícího píku
	<i>t</i>doba měření vzorku [s]
	<i>η</i>účinnost detekce fotonů o energii <i>E</i>
	<i>γ</i>zastoupení fotonů o energii <i>E</i> v rozpadovém schématu daného radionuklidu
	<i>m</i>počet kanálů na každé straně píku sloužící pro odečtení pozadí
	<i>V</i>velikost vzorku (objem, hmotnost,...)

1.3. Cesium

Cesium (latinsky caesius = nebeská modř (chemická značka prvku Cs) je měkký, kujný, stříbřitě-zlatý kov. V přírodě vyskytuje jako cesium-133. Cesium -133 má relativní atomovou hmotnost 132,9, 55 protonů, 78 neutronů a 55 elektronů. V periodické tabulce stojí cesium na 55. místě v 6. periodě (atomové číslo 55). Patří mezi alkalické kovy. [12]

Všechny alkalické kovy jsou velmi reaktivní. Cesium je jedním z těžších alkalických kovů, je také jedním z nejreaktivnějších a reaguje velmi explozivně při styku se studenou vodou.

Vyskytuje se v minerálu polucitu. Bohatý zdroj tohoto kovu je lokalizován u Bernicových jezer v Manitobě, obsahuje kolem 13% oxidu cesného.

Ačkoliv je to kov, cesium taje relativně při nízké teplotě kolem 28°C. Elektromagnetické spektrum cesia má dvě jasné linky v modré části spektra spolu s několika jinými linkami v červené, žluté, a zelené.

Cesium má 11 hlavních radioaktivních izotopů. Jen tři mají dlouhé poločasy rozpadu: cesium-134, cesium-135 a cesium-137 viz tab.I. Každý z nich vyzařuje beta záření, a jejich poločasy rozpadu se pohybují kolem 2 až 2 miliónů let. Poločasy rozpadu ostatních cesiových izotopů jsou nižší než 2 týdny.

Tab.I Izotopy cesia [12]

Izotop	Výskyt v přírodě	Poločas přeměny	Produkt rozpadu
¹³³ Cs	100%	stabilní izotop s 78 neutrony	
¹³⁴ Cs	syntetický radioizotop	65.159 Ms (2.0648r)	¹³⁴ Xe ¹³⁴ Ba
¹³⁵ Cs	stopa	73 Ts (2,300,000 r)	¹³⁵ Ba
¹³⁷ Cs	syntetický radioizotop	948.9 Ms (30.07r)	¹³⁷ Ba

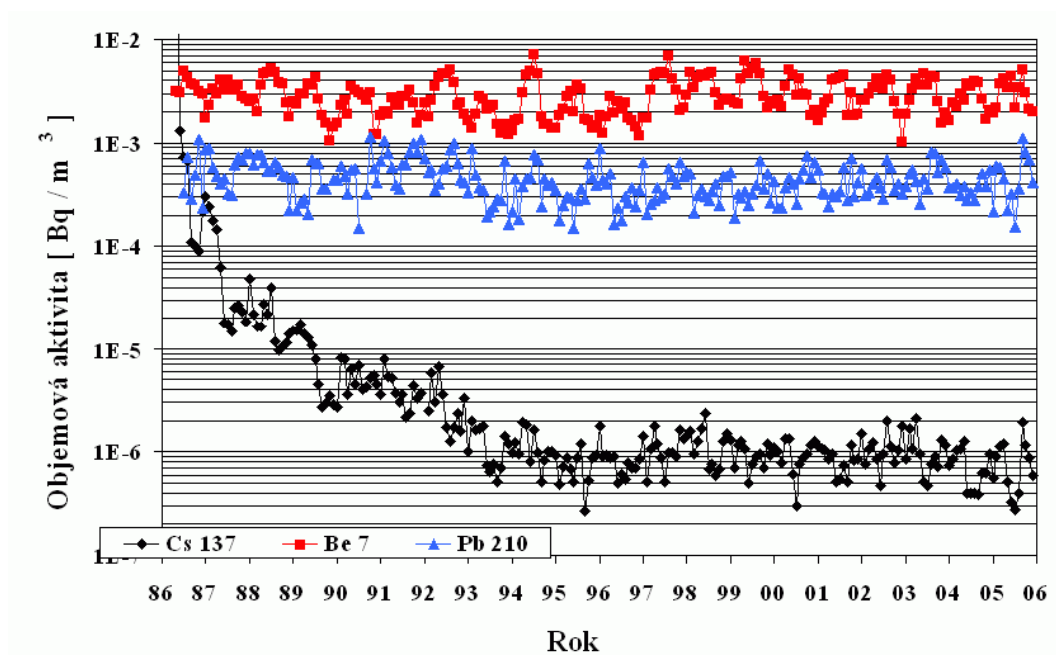
Nejdůležitějším izotopem je cesium-137, který má poločas rozpadu 30,07 let. Pak se rozkládá vysíláním beta a gama zářením na baryum-137m („m“ znamená metastabilní), přechodný produkt rozpadu, který se postupně rozkládá vyzářením dalšího energetického spektra gama záření na neradioaktivní formu barya (baryum-137m má poločas rozpadu 2,6 minut) .

Tři radioaktivní izotopy cesia (viz výše) vznikají jaderným štěpením. Většinou štěpením atomu uranu-235 nebo plutonia. Cesium-137 je jedním z více známých produktů štěpení. Obvykle se uran štěpí na dva velké fragmenty - štěpné produkty s nukleonovým číslem v rozmezí 90 a 140 - a dva nebo tři neutrony. (Nukleonové číslo je součet protonů a neutronů v jádře atomu.). Na 100 štěpení vznikne přibližně 7 atomů cesia-135 a 6 atomů cesia-137.

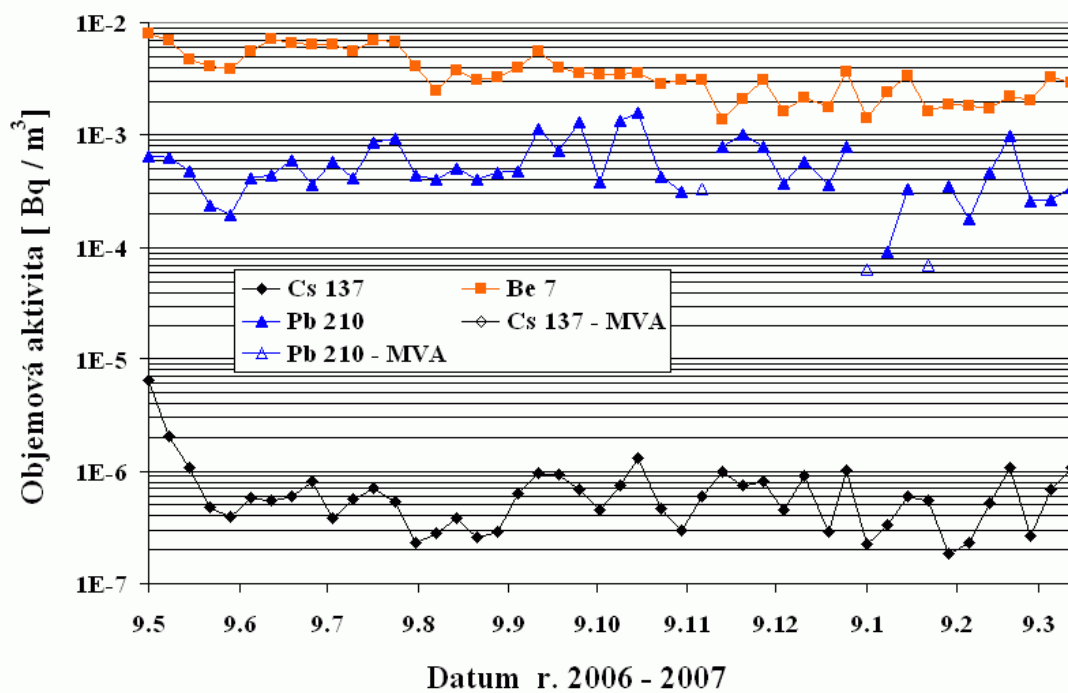
Neradioaktivní cesium (cesium-133) bylo spektroskopicky objeveno Robertem Bunsenem a Gustavem Kirchhoffem v roce 1860 v Heidelbergu v Německu. Jeho identifikace byla založená na jasně modrých čárách v jeho spektru a byl to první prvek objevený spektrální analýzou. První kov cesia byl produkován v roce 1881. Historicky, nejdůležitější použití pro cesium bylo ve výzkumu a vývoji, primárně v chemických a elektrických aplikacích. Radioaktivní cesium-137 a mnoho dalších radionuklidů, které se používají v nukleární medicíně, byly objeveny až koncem třicátých let dvacátého století G.T.Seaborgem a M.Melchaseovou.

Cesium-137 se do životního prostředí dostává z různých zdrojů. Objemová aktivita ^{137}Cs je především dána přísunem z vyšších vrstev atmosféry a resuspenzí původního spadu z půdního povrchu. Její hodnota se v současné době pohybuje okolo $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Část aktivity ^{137}Cs pochází z globálního spadu, který je důsledkem dřívějších zkoušek jaderných zbraní v atmosféře v padesátých a šedesátých letech dvacátého století, část pochází z havárie jaderné elektrárny v Černobylu. [18] V grafu 6 jsou znázorněny průměrné měsíční hodnoty objemové aktivity ^{137}Cs , ^7Be a ^{210}Pb ve vzdušném aerosolu v letech 1986 – 2006 a v grafu 7 týdenní hodnoty objemové aktivity ^{137}Cs , ^7Be a ^{210}Pb ve vzdušném aerosolu naměřené v lokalitě SÚRO Praha v roce 2006-2007.

Graf 6 Průměrné měsíční hodnoty objemové aktivity ^{137}Cs , ^7Be a ^{210}Pb ve vzdušném aerosolu naměřené v lokalitě SÚRO Praha [18]



Graf 7 Týdenní hodnoty objemové aktivity ^{137}Cs , ^7Be a ^{210}Pb ve vzdušném aerosolu naměřené v lokalitě SÚRO Praha v roce 2006-2007 [20]



1.4. Cesty expozice lidí

Radionuklidy způsobující ozáření se k člověku dostávají různými cestami. Mluví se o expozičních cestách.

Radionuklidy, které se nacházejí v ovzduší a radionuklidy, které se z ovzduší usadily na povrchu země, vegetace, budov, komunikací apod., vedou k **zevnímu ozáření** člověka. Velikost ozáření je závislá hlavně na druhu radionuklidu, přesněji řečeno na druhu a energii vysílaného záření, na poločasu přeměny a také na tom, jak dlouho člověk pobývá venku, uvnitř budov apod.

Radionuklidy z ovzduší mohou být člověkem vdechovány a potom se hovoří o **vnitřním ozáření**. Dávka z inhalace je závislá na stejných faktorech jaké byly uvedeny pro dávku ze zevního ozáření, a navíc závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech daných radionuklidů. Druhým zdrojem vnitřního ozáření mohou být radionuklidy, které se dostaly do potravního řetězce a byly člověkem požitý. Z hlediska časového sledu po jaderné havárii se jedná nejdříve o radionuklidy, které z ovzduší vypadávají ve formě suchého nebo mokrého spadu s deštěm do vody a na povrch vegetace, a člověkem mohou být požitý s pitnou vodou nebo s nedostatečně očištěnou zeleninou či ovocem. Později se radionuklidy z povrchu vegetace dostávají k hospodářským zvířatům a odtud zpět k člověku přes mléko nebo maso. Z půdy se některé radionuklidy dostávají kořenovou cestou do vegetace a tak opět mohou kolovat v potravním řetězci. Transfer radionuklidů v potravních řetězcích znovu závisí na druhu radionuklidu a jeho fyzikální a chemické formě, která se může během času měnit a tím se může měnit dostupnost radionuklidů pro přestup z půdy do rostlinstva. V některých ekosystémech je doba, po které radionuklidy kolují, velmi dlouhá.

Podrobná znalost všech expozičních cest je nezbytná k výpočtu úvazku efektivní dávky a celkové expozici člověka. Díky takovému rozboru se pak při havarijním úniku radionuklidů do prostředí mohou zavést opatření ke snížení či odvrácení expozice obyvatelstva.

Při těžké havárii jaderného reaktoru (využívajícího řetězovou štěpnou reakci), která by vedla k destrukci všech ochranných bariér (tak jak k tomu došlo v Černobyli),

se nejlépe do ovzduší dostávají radioaktivní vzácné plyny, které jsou zdrojem zevního ozáření a v menší míře vnitřního ozáření (inhalační cesta). Dále se uvolňují těkavé radionuklidy, z kterých jsou nejvýznamnější radioizotopy jódu. Ty se k člověku mohou dostat všemi uvedenými expozičními cestami. Z hlediska expozice člověka se radioizotopy jódu nejvíce sledují, jelikož jód je biogenní prvek, který se kumuluje ve štítné žláze člověka a všech savců.

Z dalších těkavých radionuklidů jsou velmi významné radioizotopy cesia. Cesium je homologem draslíku, který je obsažen ve všech živých organismech. Jelikož ^{137}Cs má dlouhý poločas rozpadu (30,07 let) je tento radionuklid z hlediska ozáření člověka rovněž velmi důležitý.

S menší pravděpodobností unikají při haváriích jaderných reaktorů netěkavé štěpné produkty jako je stroncium či plutonium a jiné transurany. Tyto radionuklidy byly velmi významné při zkouškách jaderných zbraní v atmosféře (z hlediska dávky pro člověka), kdy se do ovzduší dostaly všechny štěpné a aktivační produkty vzniklé při výbuchu.

1.5. Černobylská havárie

Havárie jaderné elektrárny Černobyl (26. dubna 1986) je považována za největší jadernou nehodu v historii jaderné energetiky. Tato událost byla označena IAEA za „největší jaderná katastrofa v lidské historii“. Černobylská jaderná elektrárna se nachází přibližně 130 kilometrů severně od hlavního města Ukrajiny, Kyjeva – blízko hranice s Běloruskem. K výbuchu, kterým se jaderná havárie spustila, došlo v 1:24 hodin ráno tamního času. Exploze na čtvrtém bloku černobylské jaderné elektrárny byla nejhorší jadernou nehodou v historii. Radioaktivní spad z nehody (přímo i nepřímo) ovlivnil životy stovek až tisíců lidí dřívějšího Sovětského svazu a kontaminace se šířila skrz celou Evropu. [16]

1.5.1. Historie havárie

V roce 1986 byla černobylská elektrárna jednou ze čtyř jaderných elektráren v Ukrajině. V té době byla Ukrajina součástí Svazu sovětských socialistických republik (SSSR). Černobylská elektrárna se skládala ze čtyř reaktorů typu RBMK - 1000, z nichž první začal vyrábět elektřinu v roce 1977.

Výroba elektřiny na čtvrtém bloku elektrárny (reaktor, kde došlo k havárii) začala v roce 1983. Od hrůzostrašné havárie uběhlo přes dvacet let a stále jsou zde nejasnosti týkající se přesných příčin a událostí, které vedly k nehodě, přesto klíčové faktory jsou známy. Nehodu způsobil experiment, který měl v reaktoru jaderné elektrárny ověřit setrvačný doběh turbogenerátoru. Test měl být proveden těsně před odstavením reaktoru z provozu. Experimentem se mělo zjistit, zda bude generátor jaderného reaktoru po rychlém uzavření páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě zhruba 40 sekund napájet proudem čerpadla havarijního chlazení.

Zdroj nehody neodmyslitelně leží v špatném projektu spolu s hlavními chybami operátorů, v nízké kultuře bezpečnosti na všech stupních (projekt, výstavba, provoz) a v tlaku prostředí (politické souvislosti) . Reaktor typu RBMK 1000 se používal výhradně

na území bývalého SSSR. Tohoto typu byl reaktor první jaderné elektrárny v Obninsku i reaktor v Černobylu. Další reaktory tohoto typu se již nestaví. RBMK je zkratka od "Reaktor bolšoj možnosti kalnálnyj", což znamená kanálový reaktor vysokého výkonu. Tento typ reaktoru vyvinuli v 60. letech ve výzkumném ústavu V.I. Kučatova. Jedná se o varný kanálový reaktor, bez tlakové nádoby a ochranné obálky. Aktivní zóna má průměr 11,8 metrů a výšku 7 metrů. Skládá se z 211 regulačních tyčí, 30 havarijních a 147 lze ovládat ručně. Je pro něj charakteristické, že palivové články jsou umístěny každý v samostatném kanále. Do kanálu se ze zdola čerpá studená voda, cestou nahoru se ohřívá až vaří. Nahoře odchází parovodní směs do separačního bubnu. V separačním bubnu se odděluje voda od páry. Pára putuje do turbíny, voda se vrací přes čerpadla do reaktoru. Palivem je přírodní nebo slabě obohacený uran ve formě oxidu uraničitého. Palivové tyče jsou uloženy v kanálech, kudy proudí chladivo - obyčejná voda. V tlakových kanálech přímo vzniká pára, která po oddělení vlhkosti pohání turbínu. Elektrárna je dvouokruhová. Moderátorem je hořlavý grafit, který obklopuje kanály.[25]

1.5.2. Reaktor RBMK 1000

Tab.II Vlastnosti reaktoru RBMK 1000

(URL< <http://www.pavrda.cz/cernobyl/reaktor.html>>01.05.2007)

Výkon reaktoru	
- tepelný	3.200 MW
- elektrický	1.000 MW
Aktivní zóna	
Ekvivalentní průměr aktivní zóny	11.800 mm
Výška aktivní zóny	7.000 mm
Rozestup palivových kanálů	250 mm
Počet palivových kanálů	1693
Maximální výkon palivového kanálu	3.000 KW
Produkce páry	5.800 t/hodinu
Teplota vody na vstupu do kanálu	270 °C
Teplota vody na výstupu kanálu	284 °C

Zařízení a hlavní charakteristika reaktoru

Tento reaktor má tepelný výkon 3200 MW, moderátorem je zde grafit, chladičem lehká voda a jako palivo oxid uraničitý. Celkově je reaktor se skládá ze souboru vertikálních kanálů, které jsou umístěné v kruhových otvorech grafitových kolon, dále z horní a dolní ochranné desky. Lehký cylindrický korpus obepíná grafitovou vyzdívku. Ta se skládá ze sestavených do bloků grafitových kolon čtvercového profilu s kruhovým otvorem podél osy. Výplň stojí na spodní desce, která přenáší váhu celého reaktoru na betonový nosník. Palivové kanály i kanály řídicích tyčí procházejí skrz horní i dolní kovovou konstrukci. Přívody k regulačním tyčím jsou rozpoloženy nad aktivní zónou v prostoru vrchní ochranné konstrukce reaktorového sálu.

Palivo ve formě tabletek je uloženo v zirkon - niobových obalech (E-100). Tvely jsou dlouhé 3644 mm a po 18 kusech jsou seskupeny do teplo-vydávajícího svazku. Dva svazky jeden nad druhým nese jeden centrální nosný prut, tvoří teplo-vydávající kazetu, která se zakládá do palivového kanálu. Výměna paliva se provádí při provozu reaktoru na výkonu pomocí speciálního zavážecího stroje, který operuje v reaktorovém sálu. Za den mohou být vyměněny jeden - dva palivové kanály.

Přibližně 95% energie, která se uvolňuje při štěpné reakci, se předá chladiči. Okolo 5% výkonu reaktoru se uvolňuje v grafitu při zpomalování neutronů a pohlcování kvant záření gama. Aby se snížil tepelný odpor předávání této energie a také aby se snížila oxidace grafitu, cirkuluje skrz grafitovou výplň směs dusíku a argonu. To slouží také ke kontrole celistvosti kanálů, kontroluje se teplota a vlhkost plynu vystupujícího z prostoru. Pod spodní i nad vrchní deskou jsou prostory, ve kterých jsou umístěny rozvodné komunikace vody od rozdělovacích kolektorů ke každému kanálu a parovodních komunikací z kanálů do separačních bubnů.

Zavážecí stroj najede z klidové polohy na souřadnice příslušného kanálu, připojí se na kanál, vyrovná svůj tlak s tlakem v kanálu, uvolní těsnění kanálu, vytáhne vyhořelou palivovou kazetu a zasune svěžď. Dále se utěsní kanál, odpojí se od něj a dopraví vyhořelou kazetu do bazénu. Dokud je stroj připojen na kanál, protéká přes něj

do kanálu malé množství čisté vody, která zabraňuje vniknutí horké radioaktivní vody z reaktoru do stroje.

System řízení a ochrany reaktoru je založen na zasouvání 191 - 211 tvrdých řídících tyčí pohlcujících neutrony do speciálně k tomu určených kanálů, které jsou ochlazovány vodou autonomního okruhu. System zabezpečuje: automatické udržování zadaného výkonu, rychlé snížení výkonu pomocí tyčí automatického regulátoru i tyčí manuálního řízení v případě poruchy zařízení, nouzové přerušení štěpné reakce tyčemi havarijní ochrany při signálech nebezpečné odchylky parametrů bloku nebo v případě poruchy základního zařízení, kompenzaci změny reaktivity při rozehřevu a vyvedení na výkon a regulaci rozdělení výkonu v objemu aktivní zóny.

Grafitová výplň

Grafitová výplň reaktoru plní funkci moderátoru a reflektoru. Má válcovou formu o průměru 18 m a výšce 8 m, tvoří ji 2488 grafitových kolon s osovými otvory. Kolony jsou tvořeny z grafitových bloků čtvercového průřezu 250 x 250 mm a výškou 600 mm. Stojí na spodní nosné desce s "kalíšky" umístěných na části «OR» (viz obr. v příloze). Čtyři krajní řady kolem dokola tvoří boční reflektor o tloušťce 880 mm. Vrchní a spodní vrstvy vysoké 500 mm plní funkci čelních reflektorů. Svrchu jsou kolony přikryté ochrannými deskami.

Na ochranných deskách kolon aktivní zóny jsou namontovány příruby, na deskách periferních kolon reflektoru - směrovací nátrubky, s pomocí kterých se kolony centrují k cestám. Spojení přírub a nátrubků s traktrami je volné, čímž se kompenzuje teplotní roztažnost kolon. Otvory v osách kolon slouží k umístění palivových kanálů a kanálů systému ochrany a regulace. V otvorech periferních kolon reflektoru jsou kanály chlazení. V otvorech ostatních kolon reflektoru jsou umístěné grafitové tyče.

Palivová kazeta

Palivovou kazetu tvoří dva palivové svazky, fixační díl, koncovka a prodlužovací tyč připevněné na nosný prut.

Palivový svazek tvoří 18 teplo-vydávajících elementů (tvelů) uchycených pomocí distančních a koncových mřížek. Tvel jsou tabletky spečeného oxidu uraničitého nacpané do hermeticky uzavřeného obalu ze zirkonové oceli. Kvůli kompenzaci teplotní roztažnosti paliva a snížení vzájemného termomechanického působení s obalem mají tabletky z jedné strany jamku a z druhé výstupek.

Tvely jsou hermetizované přivařením koncovky z jedné strany trubice a víčka z druhé strany kontaktně-stykovým svarem. Při výrobě je vnitřní prostor zaplněn héliem. Tabletky jsou v trubici z jedné strany zafixovány pružinou. Prodlužovací tyč palivové kazety je zakončena úchytem s uzávěrem, který umožňuje manipulaci s kazetou při vytahování a zakládání do kanálu, jeho hermetizaci kanálu a ochranu před zářením do prostoru nad reaktorem.

Jaderný palivový cyklus

Základ jaderného palivového cyklu spočívá v následujících krocích: Nejprve se musí získat palivo v dostatečné chemické čistotě a ve formě vhodné pro jaderný reaktor, např. UO_2 , případně i obohacené o štěpnou složku. Provozováním je jedna jeho část přeměněna na silné radioaktivní štěpné produkty, z další je vytvořeno plutonium, které je navíc i prudce jedovaté. Jelikož štěpné produkty představují pro štěpení balast (jejich přílišným nahromaděním by se chod reaktoru zastavil), není proto možné najednou „spálit“ všechnu štěpnou část. Proto se periodicky reaktor zastavuje a palivo vyměňuje za nové. Vyhořelé palivo je pak buď rozděleno na štěpné produkty a palivovou složku, tvořenou zbylým ^{235}U a vzniklým ^{239}Pu , kterou lze znovu využít energeticky, nebo je všechno vyhořelé palivo bezpečně uloženo do podzemí. [1]

Nejnebezpečnější štěpné produkty představují hlavně dlouhodobé radioizotopy ^{90}Sr a ^{137}Cs .

Charakteristika reaktoru RBMK před rokem 1986:

Za přednosti reaktoru se považovalo následující. 1) Reaktor mohl standardně dlouhou dobu dodávat výkon do elektrické sítě na úrovni například 70% nominálního výkonu. Navíc regulace výkonu byla poměrně rychlá. 2) Stačilo menší obohacení uranu. To bylo dáno grafitovým moderátorem, který minimálně pohlcuje neutrony. 3) Palivo se dalo vyměnit za provozu bez kompletní odstávky bloku. To bylo dáno rozdělením palivových článků do nezávislých kanálů. 4) Snadněji získávali vojenské plutonium - 239 (to vyplývá z výše zmíněné výhody výměny paliva za provozu).

Reaktor RBMK měl také negativní vlastnosti: 1) kladný teplotní dutinový koeficient reaktivity, což znamená, že při absenci neutrony pohlcujícího efektu vody se výkon reaktoru prudce zvyšuje a reaktor se postupně stává stále nestabilnějším a nebezpečnějším, 2) nestabilita při nízkém výkonu, nerovnoměrné rozložení výkonu v aktivní zóně, 3) špatná analýza důsledků nízké operativní zásoby reaktivity, 4) možnost vypnutí či obejití ochranných systémů reaktoru při provozu, 5) nedostatečná rychlost zasouvání řídicích tyčí při SCRAM (safety control rod axe man), 6) řídicí tyče byly z karbidu bóru s grafitovým koncem - vnos kladné reaktivity na počátku dráhy.

1.5.3. Sled událostí vedoucích k černobylské havárii

Den před havárií bylo zahájeno plánované odstavení 4. bloku elektrárny. Před jeho odstavením měl být proveden běžný experiment, který měl ověřit, zda bude elektrický generátor (poháněný turbínou) po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě zhruba 40 vteřin napájet čerpadla havarijního chlazení. Toto je pro bezpečnost reaktoru nesmírně důležité, neboť tato elektřina pohání chladicí čerpadla, regulační a havarijní tyče, osvětluje velín i řídicí pult. [9]

Výkon byl tedy snížen na 25-30 % - tedy z normálního výkonu 3,2 GW na 700 MW, což je nejnižší výkon, při kterém je povolen provoz tohoto typu reaktoru, z toho

plyne, že test měl probíhat při bezpečnějším, nízkém výkonu. Během prodlevy na počátku experimentu však operátoři snížili výkon příliš a skutečný výstupní výkon klesl až na 30 MW. To vedlo následně ke zvýšení koncentrace xenonu (^{135}Xe) -neutrony pohlcujícího produktu (tento produkt by se normálně při vyšších hodnotách výkonu v reaktoru ihned přeměňoval dále). Tento jev spojený s přechodným poklesem reaktivity je označován jako „xenonová otrava reaktoru“. Dále hrozilo, že se reaktor dostane do stavu „jódové jámy“. Ke stavu „jódové jámy“ může dojít prudkým snížením výkonu nebo náhlým odstavením, kdy se zde výrazně uplatní radionuklidy, zejména izotop jódu vznikající při štěpné reakci v palivových článcích, který má výraznou absorpci podobně jako xenon. Několik hodin pak nedovolí obnovit činnost reaktoru, dokud nedojde k samovolnému rozpadu izotopu s následnou možností opětovného zahájení štěpné reakce a zvýšení reaktivity. V experimentu by se nemělo dále pokračovat a reaktor měl zůstat nějakou dobu mimo provoz. Obsluha porušila bezpečnostní pravidla pro normální chod a snažila se udržet reaktor v chodu vysunováním regulačních tyčí. Přestože se úbytek výkonu povážlivě přiblížil bezpečnostní mezi, osádka nezastavila reaktor a pokračovala v experimentu zvýšením výstupního výkonu jen na 200MW, tedy pod domněnkou „zkrácení“ experimentu. Kvůli zvýšené koncentraci neutrony pohlcujícího xenonu 135 byly regulační tyče vysunuty z reaktoru o něco dále, než by bylo při normálním bezpečném řízení přípustné.

Jako součást experimentu byly v noci 26. dubna v 1:05 spuštěny vodní pumpy poháněné turbínovým generátorem; vodní tok takto generovaný překročil meze stanovené bezpečnostní regulací. Vodní tok byl ještě zvýšen v 1:19 a protože voda také pohlcuje neutrony, toto další zvýšení vodního toku si vynutilo odstranění manuálně ovládaných regulačních tyčí, což vytvořilo vysoce nestabilní a nebezpečné provozní podmínky. Experiment začal v 1:23:04. Nestabilní stav reaktoru se neprojevil na kontrolním panelu a nezdálo se, že by hrozilo nějaké nebezpečí. Přívod elektřiny do vodních pump byl vypnut a protože je poháněl turbínový generátor jen setrvačností, vodní tok se zmenšoval. Turbína byla odpojena od reaktoru a tlak páry v jádru reaktoru se zvyšoval. Jak se chladící kapalina zahřívala, v jejím potrubí se začaly vytvářet kapsy páry. Jelikož se reaktor vyznačoval vysokým pozitivním dutinovým koeficientem, při

absenci neutrony pohlcujícího efektu vody se výkon reaktoru prudce zvyšuje a reaktor se postupně stává stále nestabilnějším a nebezpečnějším. V 1:23:40 operátoři zmáčkli tlačítko „AZ“ (avarijnaja zaščita – havarijní ochrana), což znamenalo rychlé odstavení reaktoru — kompletní zasunutí všech regulačních tyčí, včetně manuálně ovládaných tyčí, které byly vytaženy dříve. Vedou se spekulace o tom, zda šlo o nouzové opatření nebo o rutinní krok zastavení reaktoru po skončení experimentu. Předpokládá se, že rychlé odstavení bylo spuštěno jako odpověď na neočekávané prudké zvýšení výkonu. Pomalý mechanismus vkládání regulačních tyčí, prázdné konce tyčí a dočasné odstranění chladicí kapaliny způsobilo rychlé odstavení zvýšení reakčnosti. Zvýšená výstupní energie způsobila deformaci kanálů regulačních tyčí. Když se tyče zasunuly do jedné třetiny, došlo k jejich zaseknutí. V 1:23:47 se změnil výkon reaktoru na asi 30 GW, desetkrát více než normální operační výstup. Palivové tyče se začaly tavit a prudce zvýšený tlak páry způsobil velkou parní explozi, která odhodila a zničila kryt reaktoru o hmotnosti 1000t a potrhala chladicí potrubí. Asfalt na střeše budovy, která měla chránit okolí před únikem radiace, se vznítit od žhavých trosek vyletujících z reaktoru a následně se propadla střecha. Radioaktivní kontaminace unikla do atmosféry hned poté, co parní exploze způsobila puknutí primární tlakové nádrži, bylo to díky sníženým nákladům na konstrukci reaktoru. Po odhození části střechy došlo k hoření grafitu díky přívalu kyslíku kombinovaném s extrémně vysokou teplotou paliva a grafitového moderátoru. Vznikl požár trvající 10 dní, který přispěl k rozptýlení radioaktivního materiálu a celkové kontaminaci okolí. [2]

Pro lepší představu: při atomovém výbuchu se dosahuje teplot až několik miliónů stupňů. To stačí na vyvolání slučovací (fúzní) jaderné reakce. Je to nejvyšší teplota, jaké člověk může dosáhnout. Proto se atomová bomba používá jako rozbuška pro mnohem ničivější bombu - pro vodíkovou. Důsledkem dosažení této teploty je tlaková vlna a zápalný efekt, ke kterým v Černobylu nedošlo. [1]

Černobyl nebyl jaderný výbuch. Havárie se v žádném případě neprojevila nukleárními (jadernými) výbuchy. U explozí se jednalo o klasickou reakci. Příčinou prvního výbuchu byl přetlak v uzavřeném prostoru a příčinou druhého byla

pravděpodobně reakce rozžhaveného grafitu a páry se vzduchem (doposud to nebylo spolehlivě objasněno).

Došlo zde k obnažení aktivní zóny reaktoru odhozením tisícitunového víka reaktoru spolu se zničením budovy, a proto se mohl utvořit tepelný komín, kterým uniklo obrovské množství radioaktivity. Tento výron se z neznámých důvodů prudce zmínil po devíti dnech. Mohlo to souviset s dohořením grafitu, který je sice jako moderátor znamenitý, nicméně jako běžný materiál hořlavý, a tím i potenciálně nebezpečný. Byla to nejen největší havárie v dějinách jaderné energetiky, ale současně i největší vůbec možná, protože nic zásadně horšího než přímé obnažení vlastního jádra reaktoru spolu s hořením grafitu nemůže ani nastat. [1]

Vedou se spory ohledně přesného sledu událostí po 1:22:30 místního času, díky nesrovnalostem mezi zprávami očitých svědků a záznamy z elektrárny. Nejvíce se přijímá verze popsaná výše. Podle níž nastala první exploze asi v 1:23:47, 7 sekund poté, co operátoři spustili „rychlé odstavení“. Další verze říká, že exploze se stala 'dříve' nebo že následovala okamžitě po aktivaci havarijní ochrany (to byla pracovní verze sovětské komise studující havárii). Rozdíl je důležitý, protože, pokud by se reaktor dostal do kritického stavu několik sekund po spuštění rychlého odstavení, jeho selhání se musí připsat špatné konstrukci regulačních tyčí, naproti tomu exploze v okamžiku spuštění rychlého odstavení by spíše ukazovala na chybu operátorů. Slabá seismická událost, podobná zemětřesení o magnitudě 2,5, byla v čase 1:23:39 v oblasti Černobylu skutečně zaznamenána. Tato událost mohla být způsobena explozí nebo mohlo jít jen o náhodnou shodu okolností.

1.5.4. Likvidace následků havárie

Likvidace následků havárie začala hašením požárů v reaktorové hale a na střeše turbínové haly čtvrtého bloku. Toto hašení provádělo především 29 mužů speciálního požárního útvaru. Kolem páté hodiny byl požár likvidován. Požár způsobil zhroucení zavěšecího stroje a části střechy reaktorové haly na obnaženou aktivní zónu. Po třech

dnech havárie bylo zjištěno z fotografií pořízených z vrtulníků, že téměř čtvrtina grafitových bloků hoří. Hoření grafitu probíhalo při teplotě kolem 5000 °C. Z toho plyne fakt, že palivo a jeho okolí se určitě roztavilo, jelikož teplota tavení UO_2 je přibližně 3100 °C. Hoření grafitu pravděpodobně probíhalo pouze na povrchu aktivní zóny, a uvnitř aktivní zóny se vyvíjelo pouze zbytkové teplo rozpadem štěpných produktů a teplota paliva nepřesáhla podle původních sovětských odhadů 2000 °C, tím pádem nemohlo dojít k jeho tavení. Při této teplotě se voda rozkládala na vodík a kyslík a opětné slučování těchto látek provázely výbuchy, které dále přispěly k úniku radioaktivity. Otevřené ohně byly uhašeny v 5 hodin, mnoho požárníků však utrpělo ozáření vysokými dávkami radiace. Bohužel se ale také při této teplotě z paliva uvolňovaly vzácné plyny a těkavé štěpné produkty, především Xe, Kr, I, Te a Cs a dostávaly se do atmosféry. Proti dalším únikům radioaktivity byl reaktor postupně zasypán celkem pěti tisíci tun sloučenin bóru, dolomitu, písku, hlíny a olova shazovanými z rychle přelétajících vrtulníků. Sypké materiály uhasily požár grafitu a částečně absorbovaly unikající radioaktivní aerosoly. Podle tehdejších zpráv byl únik aktivity prakticky zastaven do 6. května. Od 7. května byla aktivní zóna chlazena tekutým dusíkem a 8. května v ní klesla teplota na cca 300 °C. Do 20 dnů po havárii teplota v aktivní zóně poklesla na 200 – 250 °C a stabilizovala se při přirozeném chlazení proudícím vzduchem. Dva týdny po jaderné havárii rozhodly sovětské úřady zakonzervovat celý havarovaný blok včetně strojovny do tzv. sarkofágu - betonové obálky s vestavěným chladícím systémem.

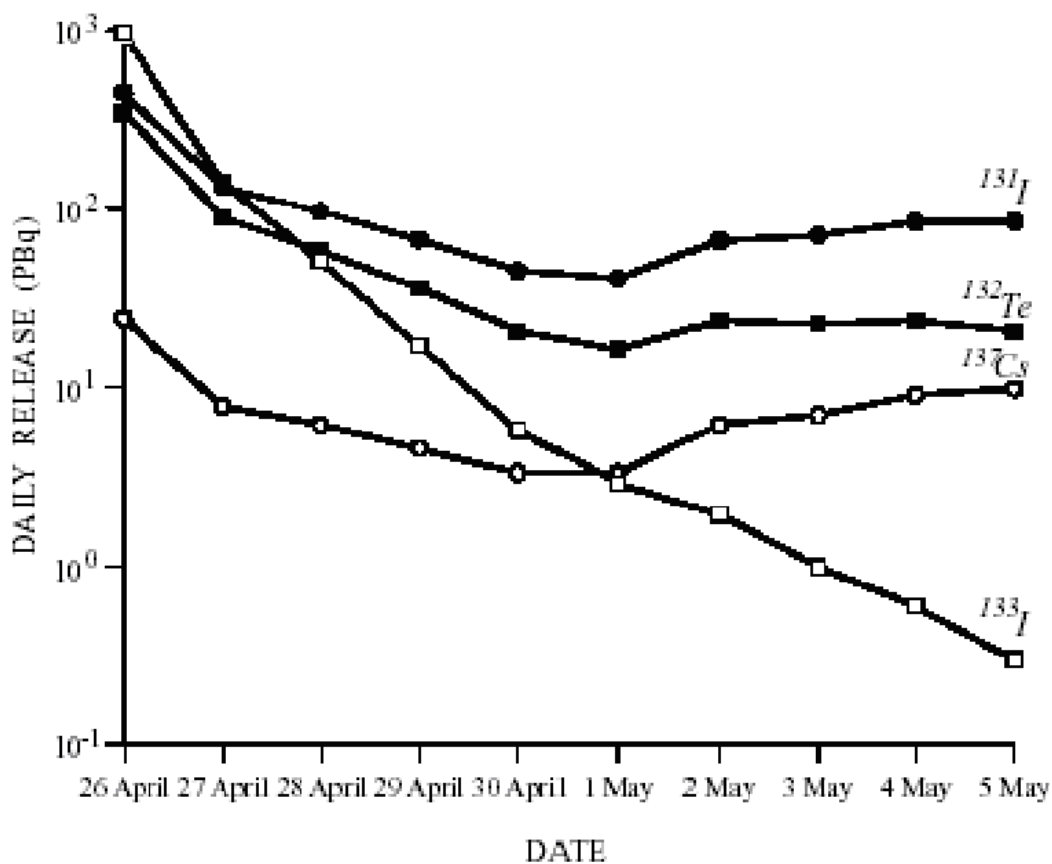
V noci z 26.–27. dubna komisař, konfrontovaný s dostatečnými důkazy o vysoké úrovni radiace a s množstvím případů ozáření, musel připustit zničení reaktoru a přikázat evakuaci blízkého města Pripjať. 135 000 lidí bylo z oblasti evakuováno, včetně 50 000 z blízkého města Pripjať. 203 lidí bylo okamžitě hospitalizováno. Do potlačení a likvidace následků havárie bylo zapojeno první dny odhadem 200 000 havarijních pracovníků z armády a dobrovolníků, zaměstnanců elektrárny, místní policie a hasičů. Největší dávky dostaly havarijní týmy a personál elektrárny – cca 1 000 lidí – během prvního dne po havárii. Část z nich byla zasažena vysokými dávkami zevního gama záření, které se odhadem pohybovalo od 2 do 20 Gy, následkem čehož 28

z nich zemřelo během prvních čtyř měsíců na následky ozáření a tepelných popálenin a dalších 19 zemřelo do roku 2004. Většina z nich byli požárníci a záchranáři snažící se dostat havárii pod kontrolu, kteří nebyli plně informováni, jak nebezpečné je radiální ozáření.

1.5.5. Šíření radioaktivních látek z havarovaného reaktoru

Po explozi Černobylu se stalo největším nebezpečím pro okolí radioaktivní zamoření. Bylo způsobeno únikem radioaktivity z reaktoru, který trval 10 dnů. Na grafu 8 je znázorněn denní únik ^{131}I , ^{133}I , ^{132}Te a ^{137}Cs během deseti dnů po havárii v černobylské elektrárně.

Graf 8 Denní únik ^{131}I , ^{133}I , ^{132}Te a ^{137}Cs z černobylského reaktoru [2]



Jednalo se o radioaktivní vzácné plyny, zejména izotopy xenonu (Xe) a kryptonu (Kr). Dále to byly izotopy jódu (I) v plynné fázi, ve formě aerosolů i ve formě organické. Další těkavé prvky a sloučeniny, telur (Te) a cesium (Cs), se do ovzduší dostaly formou aerosolů nebo s částicemi rozprášeného jaderného paliva. V menším zastoupení šlo o radioizotopy málo těkavých prvků, jako je cer (Ce), zirkonium (Zr), barium (Ba) a stroncium (Sr). Tyto netěkavé radionuklidy se vyskytovaly ve formě větších aerosolů, a proto byl jejich dopad omezen převážně na území v bezprostředním okolí elektrárny. V menším množství se však dostaly i do větší vzdálenosti. S rozprášeným palivem unikly do ovzduší i aktinidy a také izotopy plutonia (Pu) a americia (Am).

Tab.III Nejdůležitější radionuklidy uniklé z Černobylu v roce 1986 s jejich poločasem rozpadu a aktivitou (UNSCEAR 2000a,b) [2]

Nuklid	Poločas rozpadu (roky – zaokrouhloeno na 2 desetinná místa)	Aktivita (TBq = 10 ¹² Bq)
Kr – 85	10,76	33 000
Sr – 89	0,14	80 000
Sr – 90	28,8	8 000
Mo – 99	0,01	210 000
Zr – 95	0,18	140 000 – 196 000
Ru – 103	0,11	120 000 – 170 000
Ru – 106	1,02	30 000
I – 131	0,02	1 760 000
I – 133	0,002	910 000
Te – 132	0,01	1 000 000
Xe – 133	0,01	6 500 000
Cs – 134	2,06	44 000 – 50 000
Cs – 137	30,07	74 000 – 85 000
Ba – 140	0,04	170 000
Ce – 141	0,09	120 000 – 200 000
Ce – 144	0,78	90 000 – 140 000
Np – 239	0,001	1 700 000
Pu – 238	88	30 – 35
Pu – 239	24 100	30 – 33
Pu – 240	6 567	42 – 53
Pu – 241	14,35	5 900 – 6 300
Cm – 242	0,45	900 – 11 000

Kontaminovaný materiál z Černobylu nebyl jednoduše rozprášen po okolní zemi, ale roztrousil se nepravidelně v závislosti na počasí. Celkový únik radioaktivity z Černobylu v roce 1986 je odhadován na $1,2 \times 10^{19}$ Bq (detaily jsou uvedeny v tabulce III, data byla převzata z UNSCEAR 2000a,b). [2]

Na počátku byl Černobyl utajovanou katastrofou. Počáteční důkazy, že se stala velká jaderná havárie pocházejí ze Švédska, kde 27. dubna pracovníci Forsmarkske jaderné elektrárny (přibližně 1100km od Černobylu) našli radioaktivní částice na svém oblečení. Švédské hledání zdroje radioaktivity, poté co bylo zjištěno, že problém není ve švédských elektrárnách, jako první naznačilo vážný jaderný problém v západní části Sovětského svazu. Opoždění zpráv z Finska bylo způsobeno stávkou personálu monitorovacích stanic, která byla po oznámení podezření na havárii přerušena. Ke zjištění, že se jedná o černobylskou jadernou elektrárnu, napomohlo vyhodnocení amerických družicových snímků. Později byla z těchto snímků odhadnuta dávka a velikost úniku. Ve Švédsku již 28. dubna 1986 na základě vlastních měření odhadli, o jak velkou nehodu se jedná.

Ve dnech havárie byl vítr v Černobylu velmi slabý a jeho rychlost se neustále měnila. Výbuch reaktoru vynesl radioaktivní látky do výšky asi 1 500 m a v této výšce proudil vzduch z jiho-východu rychlostí 8 až 10 m/s. Vlivem výbuchu a působením vysokých teplot z následného požáru se do této výšky dostaly i radioaktivní látky, které byly unášeny přes západní část Sovětského svazu směrem na Finsko a Švédsko. 30. dubna se změnil směr větru a vzduch proudil ze severo-východu. Do střední Evropy, a tedy i na území tehdejšího Československa se dostaly kontaminované vzdušné masy z několika směrů, např. severní stopa nad Skandinávií se obrátila a se zpožděním se dostala i na naše území.

Celkové množství uniklých radioaktivních látek, zejména radionuklidů jódu a cesia, z černobylského reaktoru bylo odhadováno odborníky mnoha zemí na základě měření kontaminace ovzduší, atmosférického spadu a s použitím modelů šíření v atmosféře. Radioaktivní jód – 131, který nejvíce zasahuje štítnou žlázu, má krátký poločas rozpadu (cca 8 dní) a z větší části se rozpadl během několika týdnů po havárii.

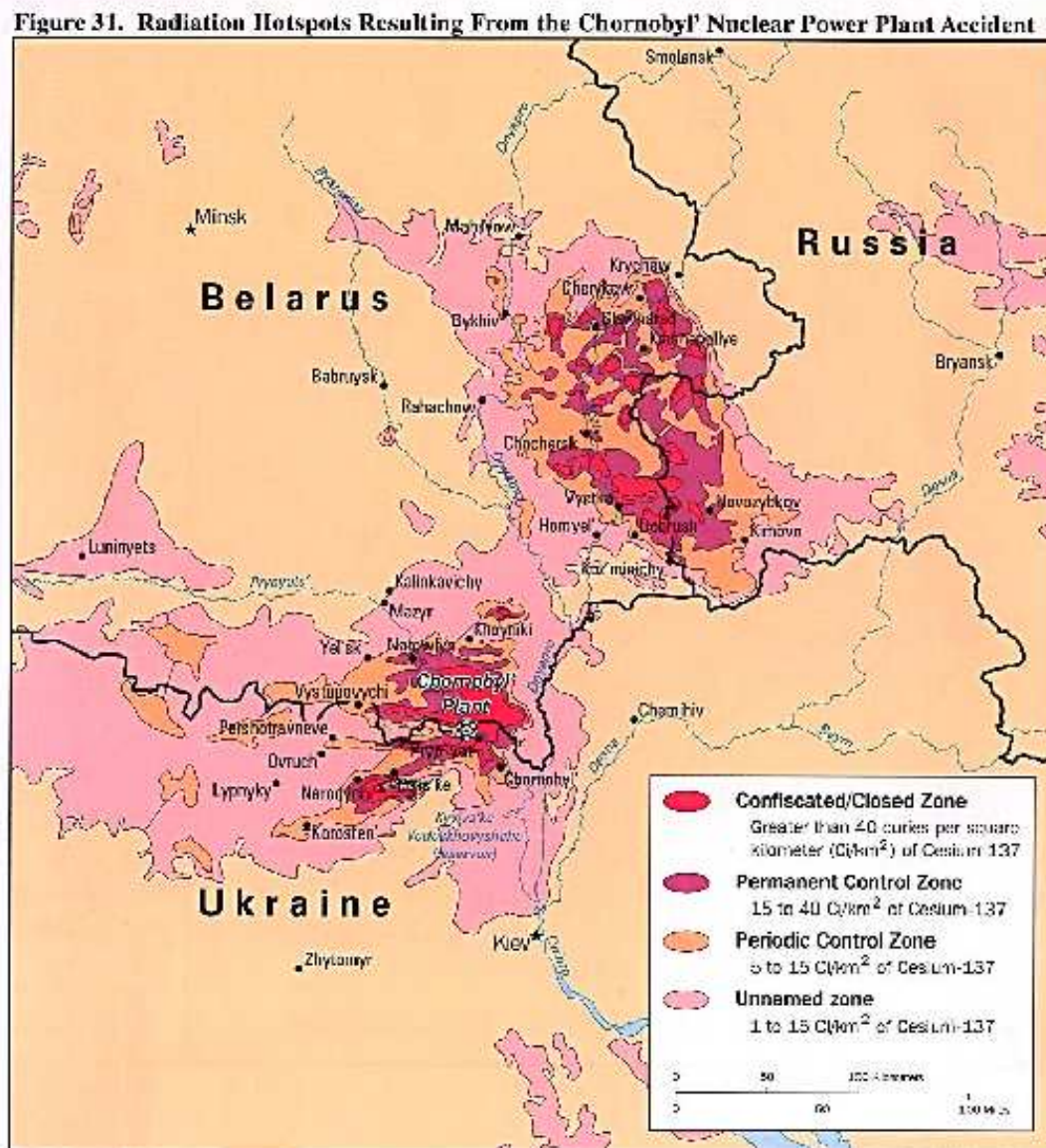
Radioaktivní cesium – 137, které přispívá jak k vnějšímu tak vnitřnímu ozáření, má mnohem delší poločas rozpadu (cca 30 let) a v mnoha částech Evropy je stále měřitelné v půdě a v některých potravinách.

Rozložení spadu bylo nerovnoměrné a nejvýraznější bylo na vysoce kontaminovaných územích Ukrajiny, Běloruska a Ruské federace.

Území bylo rozděleno do čtyř skupin podle velikosti kontaminace. Lišily se režimem a opatřeními na ochranu obyvatelstva (viz obr. 1).

- 1) území s plošnou aktivitou ^{137}Cs menší než 37 kBq/m^2 (ve starších jednotkách 1 Ci/km^2) – nebyly uplatňována žádná opatření
- 2) území s plošnou aktivitou ^{137}Cs v rozmezí 37 až 555 kBq/m^2 (1 až 15 Ci/km^2) – bylo zavedeno pravidelné monitorování obsahu radionuklidů v potravinovém řetězci
- 3) oblastí s kontaminací v rozmezí 555 až 1480 kBq/m^2 (15 až 40 Ci/km^2) – byly částečně nebo zcela zásobovány nekontaminovanými potravinami
- 4) obyvatelstvo z oblastí s kontaminací převyšující 1480 kBq/m^2 (40 Ci/km^2) – bylo přesídleno

Obr. 1 Oblasti s největší kontaminací ^{137}Cs (UNSCEAR 1988 REPORT, ANNEX D, Exposures from the Chernobyl accident, URL<<http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf>> 01.05.2007)



Kontaminace centrální oblasti (kolem Černobylu) vznikla v počátečním stadiu úniku západním a severozápadním směrem. Kontaminace oblasti Bělorusko-Brjanské vznikla při dešti 28. až 29. dubna 1986, stejný mrak byl také zdrojem povrchové kontaminace v oblasti Kaluga-Tula-Orel. Depozice radionuklidů na povrchu je

nejdůležitějším zdrojem kontaminace potravin a je důležitá z hlediska zevního ozáření obyvatel.

Nejhůře dopadlo Bělorusko. Zasáhlo jej 70% radioaktivního spadu. Červená barva značí uzavřenou zónu. Odhad zamoření je 46 000 km², což je čtvrtina republiky. Celkem bylo vystěhováno 130 000 lidí.

1.5.6. Kontaminace životního prostředí

V případě černobylské havárie se jednalo o největší dosud zaznamenaný krátkodobý únik radioaktivních materiálů z jednoho zdroje do atmosféry. Zejména čtyři prvky uvolněné z aktivní zóny nejvíce ovlivnily krátkodobou a dlouhodobou radiační situaci v postižených oblastech. Jednalo se zejména o jod (hlavně I – 131), cesium (Cs – 134 a Cs – 137), stroncium (hlavně Sr – 90) a plutonium (Pu – 230 a Pu – 240). Kromě toho se také do atmosféry dostaly vysoce aktivní fragmenty paliva (horké částice).

Brzy po havárii bylo zahájeno letecké měření radiace a odběr vzorků v životním prostředí. Měření prokázalo nejvyšší kontaminace životního prostředí v oblasti kolem reaktoru, která se potom stala zakázanou zónou. Proměnlivé větrné podmínky a sporadické dešťové srážky v průběhu prvních deseti dnů (kdy z poškozeného reaktoru unikaly radioaktivní látky), způsobily, že radioaktivní spad v oblastech Běloruska, Ruska a Ukrajiny byl velmi nerovnoměrný.

Tvořily se tzv. „horká místa“ s velmi vysokou povrchovou úrovní radioaktivity. To mělo za následek externí dávkové příkony až pět tisíckrát vyšší než jsou dávkové příkony z přírodního pozadí. Po ukončení úniku radioaktivních látek nastaly změny v charakteru kontaminace jednak v důsledku radioaktivního rozpadu (zejména pokud jde o I – 131, u něhož dochází k téměř úplnému rozpadu asi za 3 měsíce), jednak vlivem normálních povětrnostních procesů způsobujících migraci kontaminujících látek do půdy a disperzi půdních částic odtokem do povrchových vod.

Informace, které byly získány z pokračujícího leteckého měření a z odběru vzorků z životního prostředí byly použity k vypracování oficiálních map povrchové

kontaminace cesia, stroncia a plutonia. Byly uveřejněny v roce 1989 a vyvolaly kontroverzi mezi vědci a obyvateli. Bylo konstatováno, že na území asi 25 000 km² s 2225 sídlišti ve třech republikách převyšuje povrchová kontaminace Cs – 137 hodnotu 185 kBq/m². [22]

1.6. Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných událostí

Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných událostí **INES** (The International Nuclear Event Scale) byla v březnu 1990 společně zavedena Mezinárodní agenturou pro jadernou energii (MAAE) a Agenturou pro jadernou energii Organizace pro ekonomickou spolupráci a rozvoj (OECD/NEA). Jejím primárním účelem je usnadnit komunikaci a dorozumění mezi odborným jaderným společenstvím, sdělovacími prostředky a veřejností v případech výskytu událostí na jaderných zařízeních. Ve světle získaných zkušeností byla v roce 1992 stupnice upřesněna a rozšířena tak, aby byla použitelná při jakékoliv události spojené s radioaktivním materiálem a/nebo s radiací, včetně přepravy radioaktivních materiálů. [24]

Tato škála používá 7 stupňů. Stupnice INES je detailně popsána v tabulce IV. Stupně 1 až 3 představují odchytky od normálního provozu, poruchu a vážnou poruchu, při nichž nedochází k uvolnění radioaktivity do okolí, ani k ozáření obyvatelstva. Stupně 4 až 7 hodnotí havárie jaderné elektrárny s vážnými radioaktivními následky. [13]

Stupně číslo 7 (Velká havárie -značný únik radioaktivních látek na velkém území, okamžité zdravotní následky, dlouhodobé ohrožení životního prostředí) byla za více než 40 let provozování jaderných elektráren ve světě klasifikována pouze havárie jaderné elektrárny **Černobyl** v roce 1986, jelikož měla široce rozšířené dopady na životní prostředí a na zdraví lidí. [13]

Příklady dalších hodnocených jaderných událostí

Havárie v přepracovatelském závodě Kyšty v Ruské federaci v roce 1957 vedla k velkému úniku do okolí. K omezení vážných zdravotních důsledků byla přijata havarijní opatření, včetně evakuace obyvatelstva. V návaznosti na účinky havárie do okolí je tato událost hodnocena stupněm 6.

V roce 1957 došlo při havárii grafitového vzduchem chlazeného výzkumného reaktoru ve Windscale (nyní Sellafield) ve Velké Británii k úniku radioaktivních

štěpných produktů do okolí. V návaznosti na dopady do okolí byla událost ohodnocena stupněm 5.

Havárie v jaderné elektrárně Three Mile Island v USA, k níž došlo v roce 1979 vyústila v těžké poškození aktivní zóny reaktoru. Účinky na okolí byly velice omezené. Hodnocení události stupněm 5 vychází z dopadů uvnitř jaderné elektrárny.

V roce 1973 v přepracovatelském závodě ve Windscale (nyní Sellafield) ve Velké Británii došlo v důsledku exotermické reakce v provozní nádobě k úniku radioaktivního materiálu uvnitř provozní oblasti zařízení. Na základě dopadu uvnitř zařízení byla událost hodnocena stupněm 4.

V roce 1980 bylo výsledkem havárie v jaderné elektrárně Saint Laurent ve Francii částečné poškození aktivní zóny reaktoru, ale nedošlo k uvolnění radioaktivity do okolí. Na tomto základě byla událost ohodnocena stupněm 4.

Havárie kritického souboru RA-2 v Buenos Aires v Argentině v roce 1983, kde v důsledku porušení bezpečnostních pravidel v průběhu modifikace aktivní zóny došlo k náhodnému pulsu výkonu, způsobila smrt operátora, který byl pravděpodobně ve vzdálenosti 3–4 metry. Hodnocení absorbovaných dávek udává 21Gy pro gama společně s 22 Gy pro neutrony. Na základě dopadu uvnitř zařízení je událost klasifikována stupněm 4.

Nehoda, k níž došlo v roce 1989 v jaderné elektrárně Vandellos ve Španělsku nevedla k úniku radioaktivity do okolí, ani k poškození aktivní zóny reaktoru nebo kontaminaci uvnitř elektrárny. Nicméně došlo k narušení bezpečnostních systémů požárem, který významně poškodil systémy hloubkové ochrany. Vzhledem k dopadu na hloubkovou ochranu byla událost hodnocena stupněm 3.

Naprostá většina ohlášených událostí je hodnocena stupni nižšími než 3. [24]

Tabulka IV: Stupnice INES [24]

Stupeň/popis	Povaha události	Příklady
7 VELMI TĚŽKÁ HAVÁRIE	Únik značné části radioaktivních materiálů z velkého zařízení (například z aktivní zóny energetického reaktoru) do okolí. Typicky obsahujících směs radioaktivních štěpných produktů s dlouhými i krátkými poločasy rozpadu (s aktivitou přesahující desítky tisíc $\text{Tbq } ^{131}\text{I}$). Takový únik by vyústil do možnosti akutních zdravotních účinků, zpožděných zdravotních účinků v rozsáhlé oblasti zasahující více než jednu zemi, dlouhodobé důsledky pro životní prostředí.	Jaderná elektrárna Černobyl, SSSR (nyní Ukrajina), 1986
6 TĚŽKÁ HAVÁRIE	Únik radioaktivních materiálů do okolí (s aktivitou tisíce až desítky tisíc $\text{Tbq } ^{131}\text{I}$). Takový únik by pravděpodobně vyústil do plného uplatnění protiopatření zahrnutých v místních havarijních plánech ke zmenšení pravděpodobnosti zdravotních následků.	Kyštym, Přepřacovatelský závod, SSSR (nyní v Ruské Federaci), 1957
5 HAVÁRIE S RIZIKEM VNĚ ZAŘÍZENÍ	Únik radioaktivních materiálů do okolí (s aktivitou stovek až tisíců $\text{Tbq } ^{131}\text{I}$). Takový únik by pravděpodobně vyústil do částečného uplatnění protiopatření zahrnutých v místních havarijních plánech ke zmenšení pravděpodobnosti zdravotních následků. Těžké poškození jaderného zařízení. Může to zahrnovat těžké poškození velké části aktivní zóny energetického reaktoru, velká havárie s kritičností, nebo velký požár či exploze uvolňující velké množství radioaktivity uvnitř zařízení.	Windscale Pile, Velká Británie, 1957 Three Mile Island Jaderná elektrárna, USA, 1979

4 HAVÁRIE BEZ VÁŽNĚJŠÍHO RIZIKA VNĚ ZAŘÍZENÍ	Únik radioaktivních materiálů do okolí s následkem dávky pro kritickou skupinu v řádu několika milisievertů. a S takovým rozsahem úniku by pravděpodobně obecně nebyly spojovány žádné vnější ochranné zásahy s výjimkou místní kontroly potravin.	Windscale Pile, Přepřacovatelský závod, Velká Británie, 1973
	Významné poškození zařízení. Taková havárie může zahrnovat poškození vedoucí k velkým potížím uvnitř zařízení, jako je částečné tavení aktivní zóny v energetickém jaderném reaktoru a srovnatelné události v zařízeních bez reaktoru.	Saint Laurent, jaderná elektrárna, Francie, 1980
	Takové ozáření jednoho nebo více zaměstnanců, že je vysoká pravděpodobnost rychlého úmrtí	Buenos Aires, kritický soubor, Argentina, 1983
3. VÁŽNÁ NEHODA	Únik radioaktivních materiálů do okolí s následkem dávky pro kritickou skupinu v řádu desetin milisievertů ^a . Při takovém úniku nemusí být vnější ochranná opatření zapotřebí.	Vandellos, jaderná elektrárna, Španělsko, 1989
	Událost uvnitř zařízení s důsledkem takového ozáření zaměstnanců, že by způsobilo akutní zdravotní následky a/nebo událost s výsledkem těžkého rozšíření kontaminace, například několika tisíc TBq aktivity uvolněné v sekundárním kontejnmentu, kde lze materiál vrátit do vyhovujících skladovacích prostor.	
	Nehoda, při níž by další porucha bezpečnostních systémů mohla vést k havarijním podmínkám, nebo situace, ve které by nebyly bezpečnostní systémy schopné zabránit havárii, pokud by nastaly určité iniciační události.	

<p>2. NEHODA</p>	<p>Nehoda s významným selháním bezpečnostních opatření, ale se zbývající dostatečnou hloubkovou ochranou k vypořádání se dodatečnými poruchami. To zahrnuje události, kde by skutečné události byly klasifikovány stupněm 1, ale odhalují významné dodatečné organizační nedostatky nebo nedostatky v kultuře bezpečnosti.</p>	
	<p>Událost, která vyústila v dávku pracovníkovi, překračující povolený roční limit a/nebo událost, která vede k přítomnosti významných množství radioaktivity uvnitř zařízení v prostorách, kde to projekt nepředpokládal, a které vyžadují nápravná opatření.</p>	
<p>1. ANOMÁLIE</p>	<p>Anomálie od schváleného režimu, ale se zbývající významnou hloubkovou ochranou. K tomu může dojít v důsledku poruchy zařízení, lidské chyby nebo nedostatků postupů a mohou nastat v jakékoliv oblasti, kterou stupnice pokrývá, například provoz jaderné elektrárny, transport radioaktivního materiálu, manipulace s jaderným palivem a skladování odpadů. Mezi příklady patří: porušení technických podmínek nebo přepravních předpisů, nehody bez přímých důsledků, které odhalí nedostatky v organizačním systému nebo kultuře bezpečnosti, defekty v potrubí, menší než předpokládá kontrolní program.</p>	
<p>0 ODCHYLKA</p>	<p>Odchytky, kde nejsou porušeny limity a podmínky provozu, a na které se, v souladu s adekvátními postupy, přiměřeně reaguje. Mezi příklady patří: jednoduchá náhodná porucha v redundantním systému, odhalená v průběhu periodických kontrol nebo zkoušek, plánované rychlé odstavení reaktoru, které probíhá normálně, neúmyslná aktivace bezpečnostních systémů, bez významných následků, úniky v rámci LaP, menší rozšíření kontaminace uvnitř kontrolovaného pásma bez širších důsledků pro kulturu bezpečnosti.</p>	

1.7. Černobyl versus zkoušky jaderných zbraní

1.7.1. Vnitřní ozáření obyvatel umělými radionuklidy

K vnitřnímu ozáření obyvatel umělými radionuklidy může dojít v důsledku úniku radionuklidů do prostředí. Nejmasivnější vnitřní kontaminace obyvatelstva vznikla v důsledku zkoušek jaderných zbraní v ovzduší koncem padesátých a začátkem šedesátých let. Po dlouhá léta přetrvávala kontaminace prostředí a tedy i potravního řetězce ^{137}Cs a ^{90}Sr . Méně známá byla kontaminace ^{131}I , jejíž rekonstrukci na základě modelů a některých měření je věnována značná pozornost zejména ve Spojených státech amerických. Zdrojem vnitřní kontaminace obyvatel byly i větší havárie v jaderných zařízeních, ve Windsvalu v Anglii v roce 1958 a v Kyštymu na Sibíři v tehdejší SSSR. Po havárii ve Windsvalu se věnovala značná pozornost ^{131}I a až teprve o mnoho let později bylo zjištěno, že určitá kontaminace pastvin ^{137}Cs v Kumbrii na sever od Windsvalu pochází právě z této doby. V Kyštymu se jednalo hlavně o kontaminaci ^{90}Sr , ale v kontaminantu byly přítomny i jiné radionuklidy, které však z hlediska vnitřní kontaminace byly mnohem méně významné. Za největší jadernou havárii v historii je považována havárie Černobylského reaktoru v roce 1986. Zde nejvýznamnější vnitřní kontaminace byla způsobena radioizotopy jódu, zejména ^{131}I a radioizotopy cesia, zejména ^{137}Cs a ^{134}Cs . U obyvatel z oblastí kolem Černobylu byla identifikována vnitřní kontaminace více než 20 radionuklidů, ve střední Evropě, mj. u nás byly jako zdroje kontaminace identifikovány ^{131}I , ^{132}Te , ^{132}I , ^{103}Ru , ^{134}Cs a ^{137}Cs . Nejvýznamnější příspěvek k úvazku efektivní dávky měl ^{131}I , dále pak ^{137}Cs . V současné době se odhaduje úvazek efektivní dávky u našeho obyvatelstva na 0,16 mSv od ^{131}I a 0,1 mSv od ^{137}Cs . [8]

1.7.2. Srovnání vlivu černobylské havárie s vlivem zkoušek jaderných zbraní

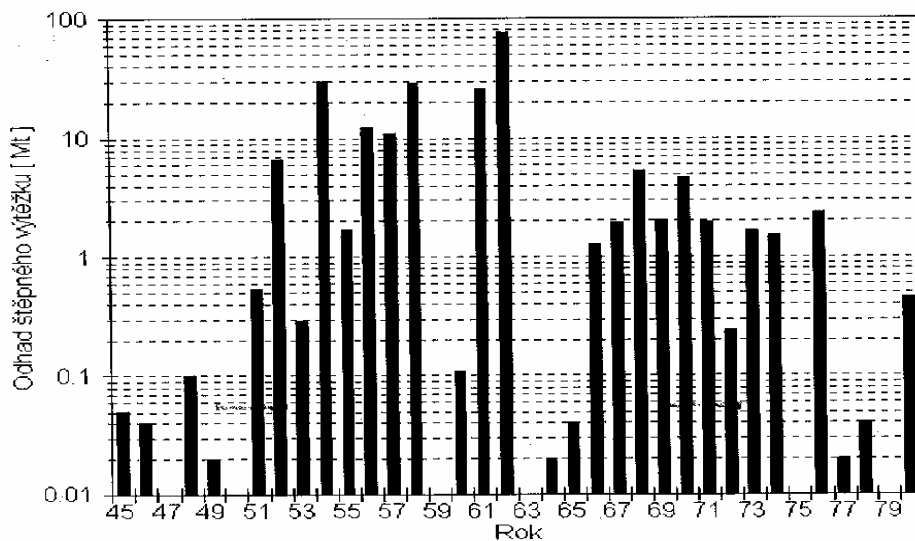
Černobylská havárie, i když byl její rozsah co do kontaminace území veliký, nebyla první událost, při které se radionuklidy dostaly do ovzduší. Nejvíce radionuklidů

bylo do ovzduší uvolněno v důsledku zkoušek jaderných zbraní v atmosféře prováděných v padesátých a začátkem šedesátých let.

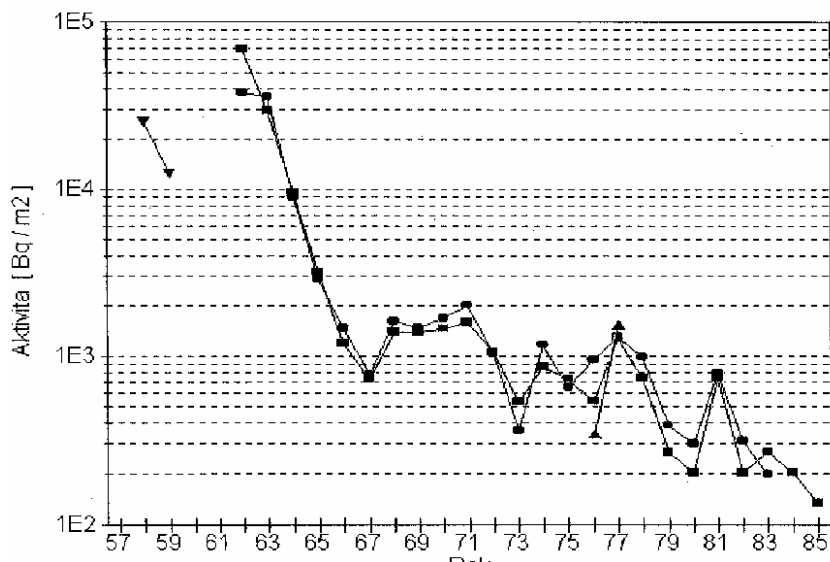
V roce 1963 bylo vyhlášeno jadernými mocnostmi moratorium na zkoušky v atmosféře a při vývoji jaderných zbraní se pokračovalo zkouškami podzemními, při nichž únik radionuklidů do prostředí je jen velmi málo pravděpodobný, ale úplně vyloučit se nedá. K tomuto moratoriu se nepřipojila Čína s Francií a ve zkouškách pokračovaly dále, šlo ale o výbuchy menší než u zkoušek amerických, sovětských a britských. K moratoriu na zkoušky jaderných zbraní v atmosféře přistoupily vlády na nátlak veřejnosti a varování odborníků pro znepokojující růst obsahu radionuklidů v životním prostředí, o jejichž chování v prostředí a vlivu na lidské zdraví bylo v šedesátých letech mnohem méně informací, než je tomu v současnosti.

Přehled zkoušek jaderných bomb v atmosféře je uveden v grafu 9, tak jak je uveřejněn v materiálech Vědeckého výboru pro účinky atomového záření při OSN (UNSCEAR 1982). Na území bývalého Československa se v těchto letech systematická měření prováděla, ale pro měření spadů a aerosolů v ovzduší se tehdy používala metoda měření tzv. celkové aktivity beta jak je vidět na grafu 10. Nelze zde rozlišit jednotlivé radionuklidy navzájem a nelze ani přesně rozlišit aktivitu přírodních radionuklidů od umělých.

Graf 9 Přehled jaderných zkoušek v atmosféře [22]



Graf 10 Průběh celkové aktivity beta ve spadech na našem území po zkouškách jaderných zbraní v atmosféře [22]

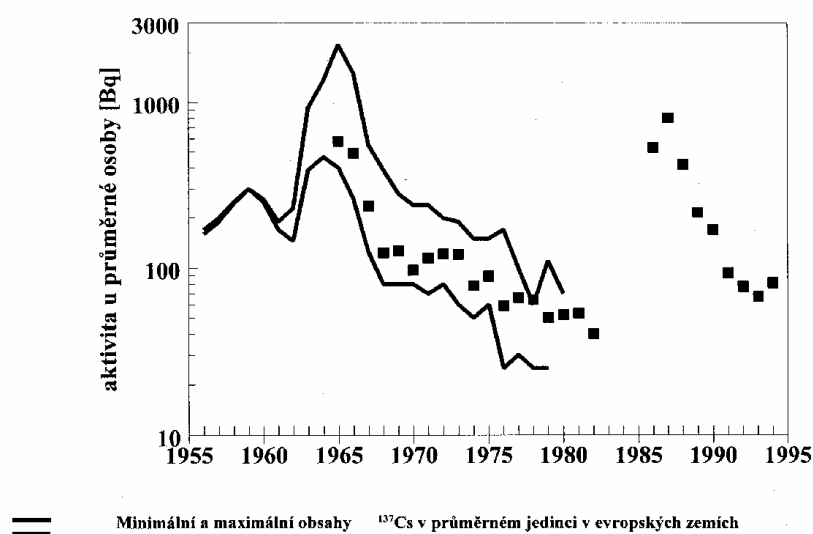


Z grafů je zřejmé, že v období maxima zkoušek jaderných zbraní byla celková beta aktivita vzdušného aerosolu až o tři řády vyšší než začátkem osmdesátých let. Kvantitativně, co se týká účinků na lidský organismus, však tato měření není možné interpretovat, protože při zkouškách jaderných zbraní vzniká směs štěpných produktů. Tyto radionuklidy se navzájem liší rozdílnou délkou poločasů rozpadu, vysílají částice alfa nebo beta o různé energii a v prostředí či v lidském těle se chovají podle chemické a fyzikální formy, v které se vyskytují. Podle těchto vlastností se potom liší i jejich závažnost co do účinku na člověka a další živé organismy.

Nejdelší časovou řadu tvoří výsledky měření obsahu ^{137}Cs v lidském těle, které byly získány a zpracovány v laboratoři celotělového počítače Státního ústavu radiační ochrany v Praze. Časový průběh aktivity ^{137}Cs v těle průměrné osoby z let 1955-1995 je na následujícím grafu 11. Je zde ilustrováno srovnání dopadu černobylské havárie s důsledky zkoušek jaderných zbraní. Jsou zde uvedeny průměrné hodnoty retence ^{137}Cs , změřené na celotělovém počítači Státního ústavu radiační ochrany v Praze. Na první pohled je z grafu zřejmé, že maximální průměrná retence ^{137}Cs u obyvatelstva po černobylské havárii odpovídá zhruba maximu v šedesátých letech. Změřený spád po černobylské havárii na našem území byl přibližně stejný jako po zkouškách jaderných zbraní. Až do současné doby existují oblasti s významným obsahem ^{137}Cs

v potravinových řetězcích a tudíž i v lidském těle. Kromě oblastí poblíže Černobylu jsou to oblasti severovýchodních zemí, Švédsko a Finsko, na území s plošnou aktivitou ^{137}Cs větší než 60 kBq/m^3 a u nichž tvoří významnou složku diety maso sobů a losů, spásajících nízký porost a lišejníky s vysokou hmotnostní aktivitou ^{137}Cs .

Graf 11 Průměrné hodnoty retence ^{137}Cs u obyvatel ČR v letech 1965 - 1994 změřené na celotělovém počítací SÚRO [8]



Zdrojem vnitřní kontaminace obyvatelstva byly mimo havárie jaderných zařízení i ztráty velkých radionuklidových zdrojů. Nejvýznamnější v tomto ohledu byla nehoda v Goianii v Brazílii, kde v důsledku ztráty a destrukce terapeutického zdroje ^{137}Cs došlo k rozsáhlé vnitřní kontaminaci obyvatel velkého města.

Vnitřní kontaminace obyvatel je jednou z cest ozáření, kterou je třeba brát v úvahu při uvolňování radionuklidů do prostředí, včetně výpustí z jaderných zařízení.[8]

Vědecký výbor Spojených národů o účincích atomového záření (UNSCEAR) provedl odhad důsledků pro celou planetu Země. Výbuchy jaderných zbraní způsobily kolektivní dávku asi 30 miliónů manSv. Z toho 26 miliónů manSv se připisuje dlouhodobého vlivu uhlíku ^{14}C . Průměrný souhrn ozáření je způsoben ze 75% ingestí, 20% zevním ozářením a 5% inhalací.

Organizací UNSCEAR byla obdobně zhodnocena Černobylská havárie. Globální kolektivní dávka je odhadována na 0,6 miliónů manSv, z toho zevnímu ozáření odpovídá 60%, ingesci 40% celkového ozáření. Vypočítalo se, že přibližně 70% kolektivní dávky je třeba připsat ^{137}Cs , 20% ^{134}Cs , 6% ^{131}I a zbývající 4% krátkodobým radionuklidům v období těsně po havárii. [22]

V tabulce V jsou uvedeny úniky některých klíčových radionuklidů do životního prostředí v PBq a v tabulce VI příklady některých měření ^{137}Cs v životním prostředí, obojí před černobylskou havárií.

Tab. V Předchozí radioaktivní úniky do životního prostředí (před Černobylem) [16]

Událost	Zasažená oblast	Úniky některých klíčových radionuklidů do ŽP (PBq)		
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I
Černobyl, 1986	Značná část Evropy	85	10	1,760
Hirošima, Nagasaki, atomová bomba, 1945	Několik km kolem epicentra	0,1	0,085	52
Testy jaderných zbraní v atmosféře, 1952-1981	Celý svět, hlavně severní polokoule	949	578	-
USA, testy jaderných zbraní v atmosféře, Nevada, 1951-1992	USA, Nevada	-	-	5,550 únik do atmosféry; 1,390 povrchový spad
Three Mile Island, USA, 1979	Nebyla prokázána značná kontaminace ŽP	-	-	zanedbatelné
Mayak, 1949-1956	Zamoření řek Techa a Ob	13	12	-
Mayak - nehoda 1957	Přibližně 300km x 50km oblast Sibíře	0,3	40	-
Sellafield, 1964-1992	Irské moře	41	6	-
Windscale - nehoda 1957	518 km ² oblast severní Velká Británie	0,022	$7,4 \times 10^{-5}$	0,74

Tab. VI Příklady některých měření ^{137}Cs v životním prostředí před Černobylskou havárií [16]

Produkt	Koncentrace ^{137}Cs (Bq/kg)	Poznámky
<i>okopaniny</i>	0,5-2 d.w.	West Cumbria, Velká Británie, 1984-85
<i>ječmen</i>	<1 d.w.	West Cumbria, Velká Británie, 1984-85
<i>skopové maso</i>	220 (max. f.w.)	West Cumbria, Velká Británie, 1965-1966 (vliv havárie - Windscale 1957)
<i>skopové maso</i>	<10 (d.w.)	Yorkshire, Velká Británie, 1982
<i>skopové maso</i>	<2 (d.w.)	jižní pobřeží Velké Británie
<i>sob</i>	300 (f.w.)	Finsko, 1985-86
<i>sladkovodní ryba (pstruh)</i>	31 (f.w.)	Norsko, 1985

vysvětlivky: d.w.=suchá hmotnost; f.w. - mokrá hmotnost (maso - 75% H₂O)

Pro srovnání s následujícími tabulkami uvádím výčet některých havárií po Černobyli. Všechny měly pouze lokální charakter, na rozdíl od Černobyli nebo dřívějších zkoušek jaderných zbraní v atmosféře.

- 1989 - Vandellos, jaderná elektrárna, Španělsko
- 1991 - Mihama-2, jaderná elektrárna, Japonsko
- 1999 - Tokaimura, závod na výrobu paliva, Japonsko
- 2002 - Davis Besse-1, jaderná elektrárna, USA
- 2002 - Paks, jaderná elektrárna, Maďarsko
- 2003 - Pickering A-B, jaderná elektrárna, Kanada
- 2006 - Ohi, jaderná elektrárna, Japonsko

V České republice nedošlo po Černobyli k žádnému významnému úniku radionuklidů do prostředí a na žádném z měřících míst nebylo zaznamenáno překročení stanovených zásahových úrovní, které by vyžadovalo jakákoliv opatření na ochranu

obyvatel či životního prostředí. Ve složkách životního prostředí, potravních řetězcích i v lidech je stále ještě měřitelná velmi nízká aktivita ^{137}Cs , které se do prostředí dostalo po černobylské havárii. Stejně jako v delším časovém odstupu od zkoušek jaderných zbraní v atmosféře se jeho měrné aktivity téměř nemění.

1.8. Vliv černobylské havárie na ČR

1.8.1. Monitorování radiační situace na území Československa

V době černobylské havárie byl v Československu státní dozor nad radiační ochranou v kompetenci ministerstev zdravotnictví České a Slovenské republiky. Tento dozor byl realizován činností obou hlavních hygieniků a krajských hygieniků. Odborníci působili jednak v Centru hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie (IHE) v Praze, na Slovensku ve Výzkumném ústavu preventivního lékařstva v Bratislavě, dále pak v odborech hygieny záření Krajských hygienických stanic a ve specializovaném Ústavu hygieny práce v uranovém průmyslu. Od 1.7. 1995 pak přešly kompetence dozoru v ochraně před zářením zákonem č. 85/1995 Sb. na Státní úřad pro jadernou bezpečnost - SÚJB. Nyní je jeho odbornou bází Státní ústav radiační ochrany - SÚRO. Tito odborníci hygieny záření byli dobře seznámeni s problematikou radiačních nehod a s mezinárodními dokumenty týkající se těchto otázek, k nimž patřily hlavně publikace Mezinárodní agentury pro atomovou energii z roku 1981 a 1985, Světové zdravotnické organizace z roku 1984 a Mezinárodní komise pro radiologickou ochranu - ICRP- z roku 1984. Výsledkem úsilí odborníků radiační ochrany a jaderné bezpečnosti bylo u příležitosti spuštění jaderné elektrárny v Jaslovských Bohunicích na Slovensku vydání pomůcky pro civilní ochranu „Ochrana obyvatelstva a opatření v národním hospodářství při radiační havárii JEZ“, která byla schválena v září 1980 a která již pokrývala oblast těžkých nadprojektových havárií. Brzy poté byla ustavena Komise vlády ČSSR pro koordinaci opatření při radiační havárii JEZ. Její statut byl schválen vládou ČSSR 10.12.1981. Dne 13.2.1986 byla schválena Směrnice o zásadách monitorování při radiačních haváriích JEZ vládní havarijní komisí. Tato směrnice však nepočítala s dopadem velké havárie jaderného zařízení na naše území. Při černobylské havárii proto nebyla zcela dokonalým nástrojem, nicméně připravený systém mohl být v případě potřeby okamžitě uveden v činnost.

Průchod radionuklidů uniklých při havárii 4. reaktoru jaderné elektrárny v Černobyli na území ČSSR zaznamenaly československé jaderné elektrárny a některá

další pracoviště, jejichž nepřetržitá nebo pravidelná měření byla ovlivněna kontaminací ovzduší. Po zjištění, že nastala radiační havárie a že se svými důsledky dotýká i území ČSSR, se u nás zahájilo rozsáhlé monitorování obsahu radionuklidů v životním prostředí, složkách potravinových řetězců a lidech, měření zevního ozáření a hodnocení dávkových ekvivalentů. Většina výsledků nebyla autory publikována a je známa pouze z hlášení do Ústřední monitorovací sítě ČSSR. Na podkladě těchto hlášení byla Centrem hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie vypracována Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny, sestavená koncem roku 1986 Centrem hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie v Praze pro Vědecký výbor OSN pro účinky atomového záření (UNSCEAR) a vydaná též v roce 1987 v českém překladu. Tato zpráva byla zaslána řadě československých i zahraničních zájemců a institucí. Také byla předána do československých knihoven.

V úvodu zprávy je vysloveno upřímné poděkování všem autorům a organizacím (viz následující seznam), které se na monitorování radiační situace podílely a přispěly výsledky svých měření, stanovení, rozborů k rozsáhlému, podrobnému a nepochybně i užitečnému zhodnocení následků černobylské havárie u nás i ve světě. Ve světě se tímto zabývá UNSCEAR.

Seznam hlavních pracovišť, která prováděla a zabezpečovala měření a vyhodnocování radionuklidů ve složkách životního prostředí:

Institut hygieny a epidemiologie Praha; Výskumný ústav preventívneho lekárstva Bratislava; Výskumný ústav jadrových elektrární Jaslovské Bohunice; Krajská hygienická stanice stredočeského kraje Praha; Krajská hygienická stanice jihočeského kraje České Budějovice; Krajská hygienická stanice západočeského kraje Plzeň; Krajská hygienická stanice severočeského kraje Ústí nad Labem; Krajská hygienická stanice východočeského kraje Hradec Králové; Krajská hygienické stanice jihomoravského kraje Brno; Krajská hygienická stanice severomoravského kraje Ostrava; Krajská hygienická stanice západoslovenského kraje Bratislava; Krajská hygienická stanice stredoslovenského kraje Bánská Bystrica; Krajská hygienická stanice východoslovenského kraje Košice; Hygienická stanice hlavného mesta Prahy; Hygienická stanice hlavného mesta Bratislavy; Atomové elektrárne Jaslovské Bohunice; Jaderná elektrárna Dukovany; Ústav radioekológie a využitia jadrovej techniky Košice; Ústav jaderného výzkumu Řez u Prahy; Ústav pro výzkum, výrobu a využití radioizotopů Praha; Ústav

dozimetrie záření ČSAV Praha; Výzkumný ústav veterinárního lékařství Brno; Český hydrometeorologický ústav Praha; Slovenský hydrometeorologický ústav Bratislava; Výzkumný ústav vodohospodářský Praha; Výzkumný ústav vodného hospodářstva Bratislava; Státní výzkumný ústav materiálů Praha; Matematickofyzikální fakulta UK Bratislava; Škoda Plzeň

Technická spolupráce: *pracovníci hygienické služby rezortu zdravotnictví; pracovníci rezortu zemědělství a výživy; pracovníci rezortu lesního a vodního hospodářství; Terplan Praha [7]*

Většina zmíněných pracovišť se podílela jako složky na monitorovací síti ČSSR, mající nemalý vědecký a politický význam a i nadále postupovala své výsledky Ústředí monitorovací sítě ČSSR a mezirezortní referenční laboratoři, jejichž funkci plnilo Centrum hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie.

Zpráva o radiační situaci sice zahrnuje řadu hodnocení, odhadů a prognóz následků černobylské havárie v ČSSR, avšak mnohé nebylo možno uskutečnit ještě v roce 1986 z důvodu nedostatku času nebo proto, že k nim byly nezbytné také výsledky získané v pozdější době.

Monitorování následků černobylské havárie přineslo kromě zhodnocení zdravotních následků cenné zkušenosti, které jsou využívány při budování monitorovací sítě ve smyslu usnesení přijatých vládou ČSSR. Cenné jsou také metodické zkušenosti a vědecké poznatky, které je možno získat jen v reálných podmínkách po nastalé havárii. Modelové hodnocení následků havarijních úniků, a zjevně i běžných výpustí za normálního provozu jaderných elektráren, dosud vedlo ke značně nadhodnocujícím odhadům ozáření obyvatelstva oproti skutečnosti zjišťované monitorováním. Svědčí to o významu monitorování, které i takto nepochybně přispívá ke správnému chápání bezpečnosti jaderných elektráren a rizik spojených s jejich provozem.

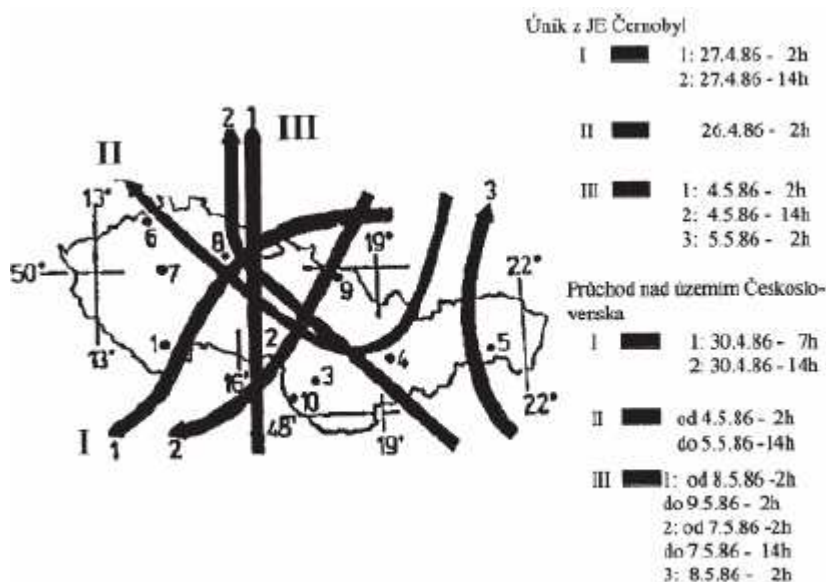
První signály o příchodu vzdušných kontaminovaných mas na území Československa zachytily v průběhu noci z 29. na 30. dubna 1986 jaderné elektrárny v rámci prováděných kontrolních měření, stejně jako v ostatních zemích. V ranních hodinách začalo měření i na některých odborech hygieny záření Krajských

hygienických stanic a v Centru hygieny záření IHE, které bylo pověřeno sběrem dat o radiační situaci.

1.8.2. Kontaminace ovzduší

Co se týká kontaminace ovzduší, byly zaznamenány celkem tři významné průchody kontaminovaných vzdušných hmot: první v noci z 29. na 30. dubna 1986, druhý 3. a 4. května 1986 a třetí 7. května 1986. Při objasnění původu kontaminace území ČSSR po černobylské havárii se vycházelo z trajektorií středů kontaminovaných vzdušných hmot a jim odpovídajícím časům úniků z havarovaného reaktoru a průchodu nad územím ČSSR. Trajektorie byly vypočteny na pracovišti Slovenského hydrometeorologického ústavu v Jaslovských Bohunicích s použitím údajů o rychlosti a směru větru v přízemní vrstvě atmosféry a na hladině 850 hPa. Přechod kontaminovaných vzdušných mas je schematicky znázorněn na následujícím obr. 2.

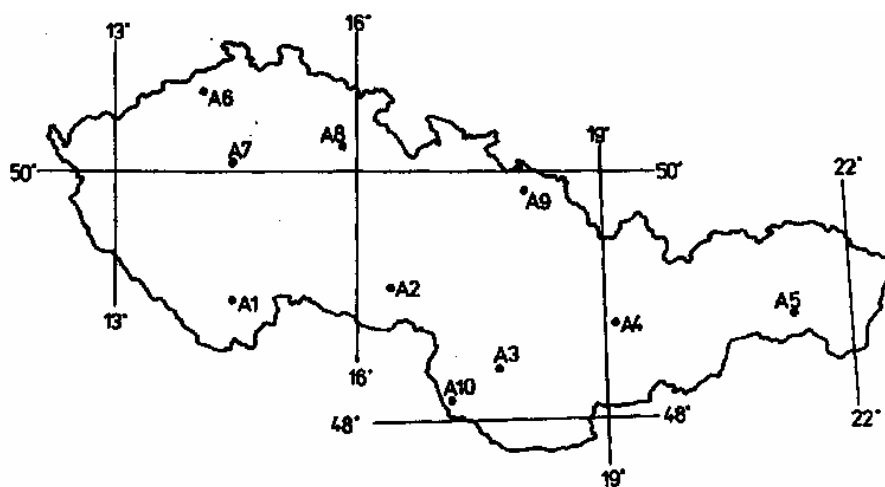
Obr. 2 Předpokládané trasy kontaminovaných vzdušných mas [7]



Identifikovalo se až 20 různých radionuklidů. Jako nejvýznamnější kontaminanty byly identifikovány ^{131}I , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{134}Cs a ^{103}Ru . Typické expozice významných radionuklidů se pohybovaly v řádu od jednotek až desítek Bq/m^3 . Jód - 131 se velmi podílel na dávkách v prvním období, ale později jeho význam klesal vzhledem k jeho krátkému poločasu (8 dnů). Kontaminace cesiem - 134 byla v roce 1986 všude přibližně poloviční než cesiem - 137. Později podíl ^{134}Cs klesal. Podíl ostatních radionuklidů nebyl tak významný. Od července 1986 bylo již více než 90% dávek tvořeno cesiem - 134 a 137. [22]

Na obr. 3 je znázorněno rozmístění měřících míst, která monitorovala objemovou aktivitu aerosolu v ovzduší.

Obr. 3 Rozmístění měřících míst monitorujících objemovou aktivitu aerosolu v ovzduší [7]



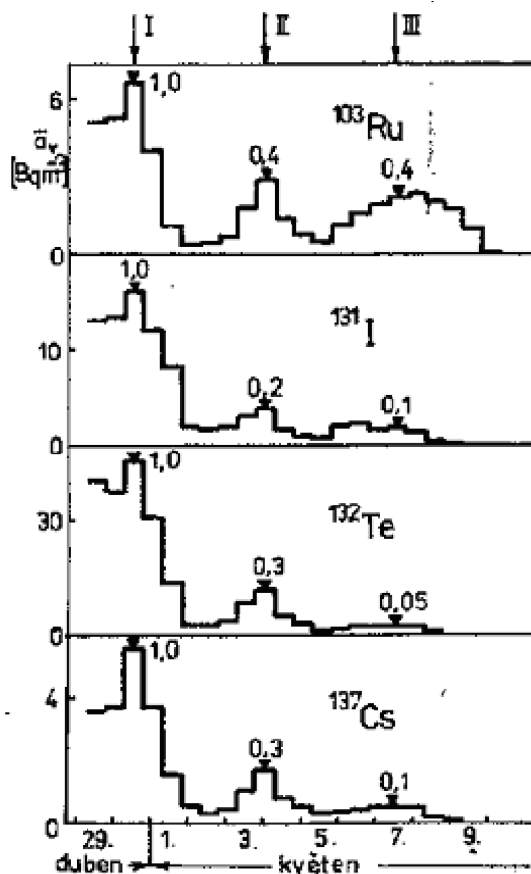
Tab. VII Hodnoty objemové aktivity cesia – 137 (v Bq/m³) v přízemní vrstvě atmosféry pro jednotlivá měřicí místa (vodorovná osa) v období od 29.4.1986 do 12.5.1986 (svislá osa) [7]

Datum	A 1	A 2	A 3	A 4	A 5	A 6	A 7a	A 7b	A 8	A 10a
29.4.	Start									
30.4.		5.36	2.33		3.46		5.60			1.36
1.5.	8.55	5.10	3.85		1.33	2.60	9.62	15.5	9.60	4.17
2.5.	1.10	0.867	1.60	0.153	1.35	2.60	0.927	1.19	0.160	2.21
3.5.	1.41	0.142	0.169	0.180	0.062	0.019	0.789	0.189	0.020	0.380
4.5.	1.50	2.27	1.70		0.066	0.931	0.800	5.02	0.640	2.30
5.5.	0.787	1.45	0.566		0.069	1.04	0.436	2.18	1.61	0.650
6.5.	0.228	0.596	0.073		0.643		0.228	0.785	0.260	0.089
7.5.	0.423	0.741	0.290		0.846		0.373	0.564	0.240	1.15
8.5.	0.111	1.11	0.660	0.420	0.801		0.581	0.688	0.790	1.09
9.5.	0.007	0.122	0.120		0.691		0.053	0.050	0.160	0.130
10.5.	0.005	0.005	0.120		0.214		0.003		0.000	
11.5.	0.003	0.001			0.002		0.001		0.005	
12.5.	0.004	0.001			0.001		0.001			

Pro ilustraci jsou v tabulce VII uvedeny hodnoty objemové aktivity cesia - 137 pro jednotlivá měřicí místa, hodnoty jsou přepočtené na jednotnou dobu odběru aerosolu od 7:00 předchozího dne do 7:00 uváděného dne. Prázdné místo znamená chybějící odběr. Údaj 0,000 značí hodnotu pod mezí detekovatelnosti.

Lokality A1 až A5 byly rovnoměrně rozmístěny podél 49. rovnoběžky, která protíná téměř celé území našeho státu, takže průměrnou hodnotu objemové aktivity radionuklidů v těchto lokalitách bylo možno považovat za reprezentativní pro celou ČSSR. Na grafu 12 je znázorněn časový průběh této průměrné objemové aktivity vybraných radionuklidů, přepočtený k uvedenému jednotnému termínu odběru.[3]

Graf 12 Časový průběh průměrné objemové aktivity (v Bq/m³) Ru-103, I-131, Te-132 a Cs-137 v aerosolech z ovzduší na měřících místech A1 až A5 podél 49°s.š., u šipek jsou relativní hodnoty při průchodech I, II a III. [7]



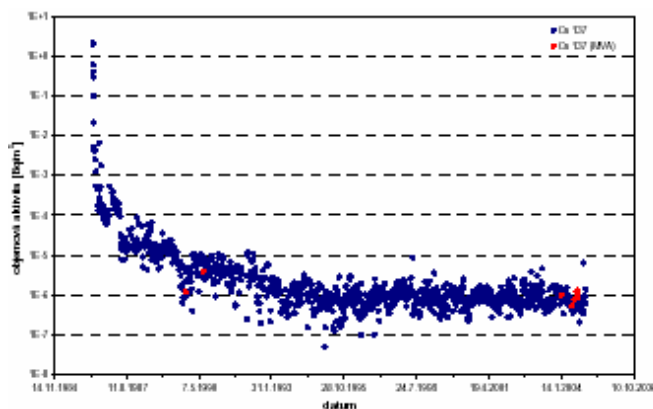
Z výsledků velikostní distribuce vyplývaly výrazné rozdíly pro aerodynamické mediány aktivit (AMAD) radionuklidů pro skupiny těkavých radionuklidů ¹³¹I, ¹³²Te, ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru s menším AMAD, a netěkavých radionuklidů ¹⁴⁰La, ¹⁴⁰Ba, ¹⁴¹Ce, ¹⁴⁴Ce, ⁹⁵Zr, ⁹⁶Nb. (Velikostní rozdělení spolu s rozdělením na skupiny naznačovalo rozdílný původ částic, netěkavé radionuklidy a část těkavých radionuklidů na aerosolech s vyšším AMAD pocházely pravděpodobně z rozprášení paliva, zatímco část těkavých radionuklidů - s menším AMAD - z kondenzace). Poměr jednotlivých uniklých radionuklidů se během nehody měnil a to umožnilo využít například poměru ¹⁰³Ru a ¹³⁷Cs k identifikaci jednotlivých průchodů vzdušných kontaminovaných mas. [6] Je také důležité zmínit zastoupení jodu v různých fyzikálně chemických podobách:

v aerosolové formě přibližně 20-30% aktivity, v plynné podobě cca 30-40% a v podobě CH₃I 30-40%.

Dále byla stanovena v odebraném vzdušném aerosolu objemová aktivita ⁹⁰Sr a ⁸⁹Sr, která byla 10 až 50krát nižší než byly objemové aktivity ¹³⁷Cs. Toto také výrazně odlišuje spád z černobylské havárie od spadu ze zkoušek jaderných zbraní v atmosféře., kde byl poměr aktivit ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr téměř konstantní (1,6). V dalších speciálních analýzách bylo ve vzduchu stanoveno i malé množství transuranů ²³⁹⁻²⁴⁰Pu a ²⁴²Cm (μBq/m³), menší zvýšení aktivity tritia a 30. dubna 1986 byl na úrovni desítek Bq/m³ naměřen rovněž ¹³³Xe. [6]

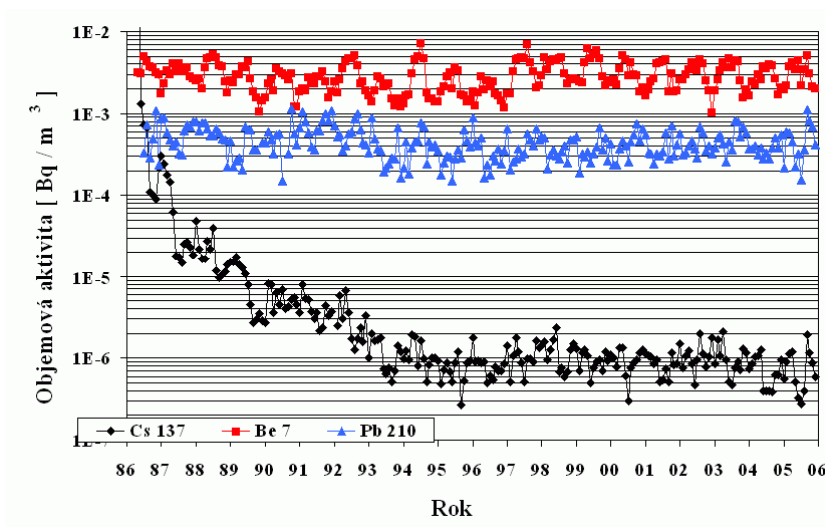
Aktivita v ovzduší výrazně poklesla po přechodu posledních kontaminovaných mas po 10. květnu. Následný dlouhodobý trend poklesu objemové aktivity ¹³⁷Cs, ⁷Be a ²¹⁰Pb v ovzduší do konce roku 2006 je na následujících grafech 13 a 14.

Graf 13 Časový průběh dlouhodobého poklesu objemové aktivity cesia-137 v ovzduší [6]



Pro srovnání je nutno poznamenat, že v ovzduší se trvale vyskytují přírodní radionuklidy, jejichž objemová aktivita v ovzduší je: cca 10 Bq/ m³ (²²²Rn), cca 5 Bq/m³ (dceřiné produkty ²¹⁸Po, ²¹⁴Bi, ²¹⁴Pb), cca 3 mBq/m³(⁷Be), atd. Koncentrace radonu uvnitř budov je v průměru 120 Bq/ m³ s velkým rozpětím od desítek do desítek tisíc Bq/m³-nejvyšší naměřená hodnota objemové aktivity radonu v obytné budově v ČR je 70 000 Bq/m³.

Graf 14 Průměrné měsíční hodnoty objemové aktivity ^{137}Cs , ^7Be a ^{210}Pb ve vzdušném aerosolu naměřené v lokalitě SÚRO Praha [18]

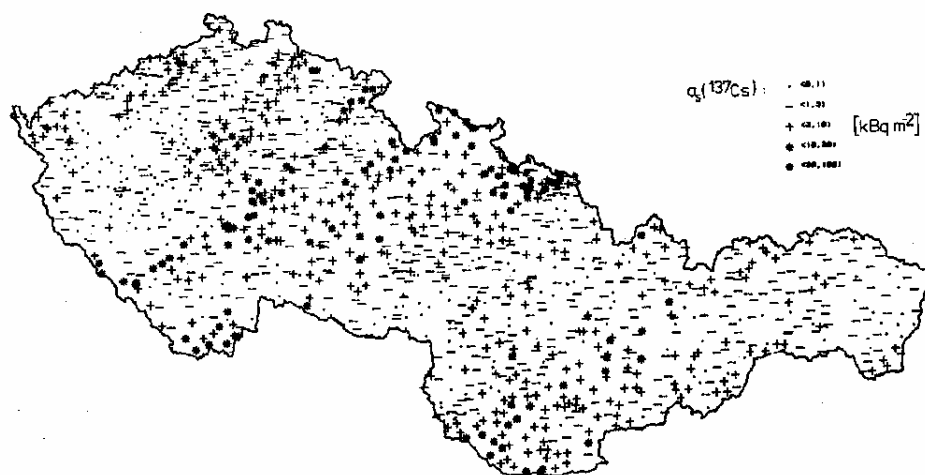


1.8.3. Kontaminace území (radioaktivní spad)

Pro podrobné zhodnocení spadu a kontaminace území byly ve dnech 16. až 18. června 1986 odebrány jednotnou metodikou vzorky půdy, přibližně 1300 vzorků pokud možno rovnoměrně rozdělených po území ČSSR a v počtu asi 10 na okres. Byly odebírány okresními hygienickými stanicemi z míst nezastíněných budovami, keři a stromy, prostých travního porostu – většinou zemědělské půdy neobdělané od 26. dubna 1986, se sklonem menším než 3°, půdy propustné pro vodu, avšak zásadně ne půdy písčité. Vzorky byly odebírány z plochy 0,09 m² do hloubky 3 a více cm. Před měřením byla půda vysušena, kameny větší než 2 cm a případně kořeny rostlin byly odstraněny. V homogenizovaných vzorcích pak byl v laboratořích hygienické služby, jaderné energetiky a některých výzkumných ústavů polovodičovou spektrometrií gama stanoven obsah jednotlivých radionuklidů. S využitím Informačního systému o území ČSSR – Terplan Praha byly výsledky stanovené plošné aktivity ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{103}Ru a

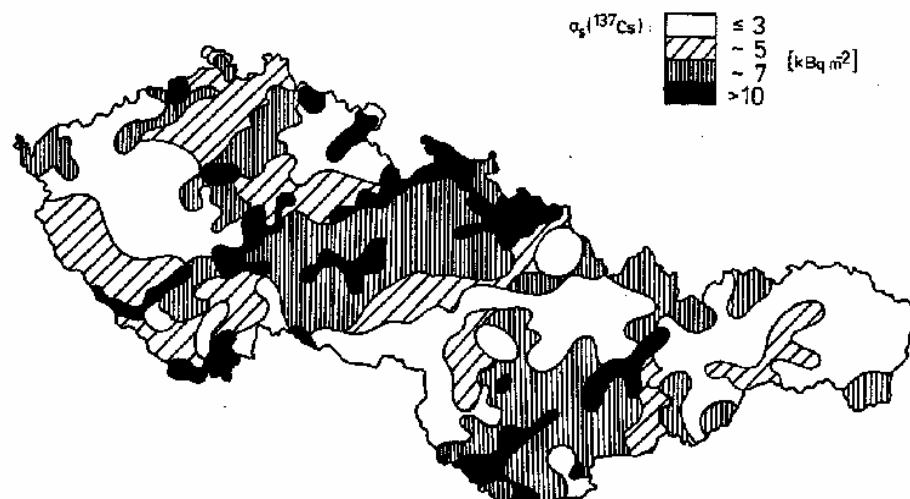
poměru plošné aktivity ^{103}Ru a ^{134}Cs k plošné aktivitě ^{137}Cs znázorněny jako kartogramy.[7]

Obr.4 Rozdělení plošné aktivity cesia-137 na území ČSSR – kartogram původních hodnot naměřených v jednotlivých lokalitách v intervalech: 1 kBq/m², od 1 do 3 kBq/m², od 3 do 10 kBq/m², od 10 do 30 kBq/m², nad 30 kBq/m² [7]



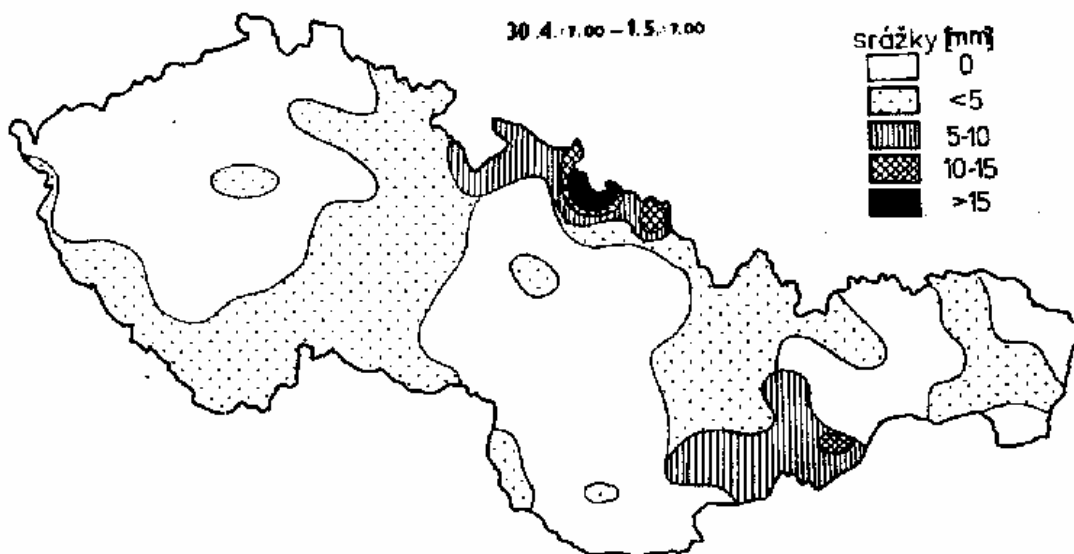
Rozdělení plošné aktivity cesia-137 na území ČSSR znázorněné na obrázcích 4 a 5 je možno porovnat s rozdělením srážek v době průchodů kontaminovaných vzdušných hmot znázorněných na následujících obrázcích. Nehomogenita v kontaminaci území byla důsledkem zejména nerovnoměrných srážek při přechodu jednotlivých vzdušných mas. [7]

Obr. 5 Rozdělení plošné aktivity cesia - 137 na území ČSSR – přehledné znázornění [7]

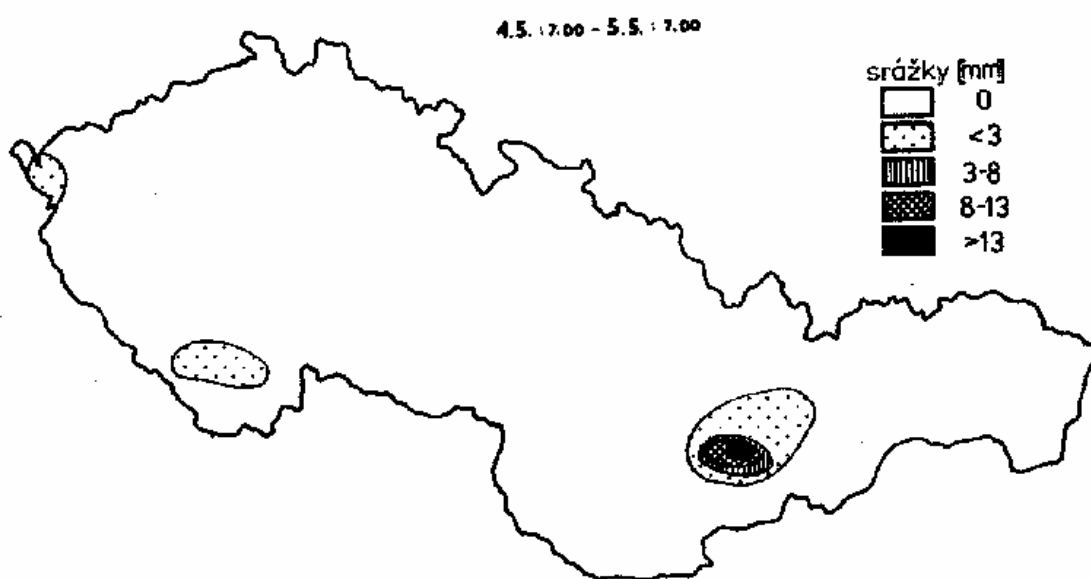


Na následujících obrázcích (6 – 9) jsou znázorněny úrovně srážek v době přechodu kontaminovaných mas na území Československa:

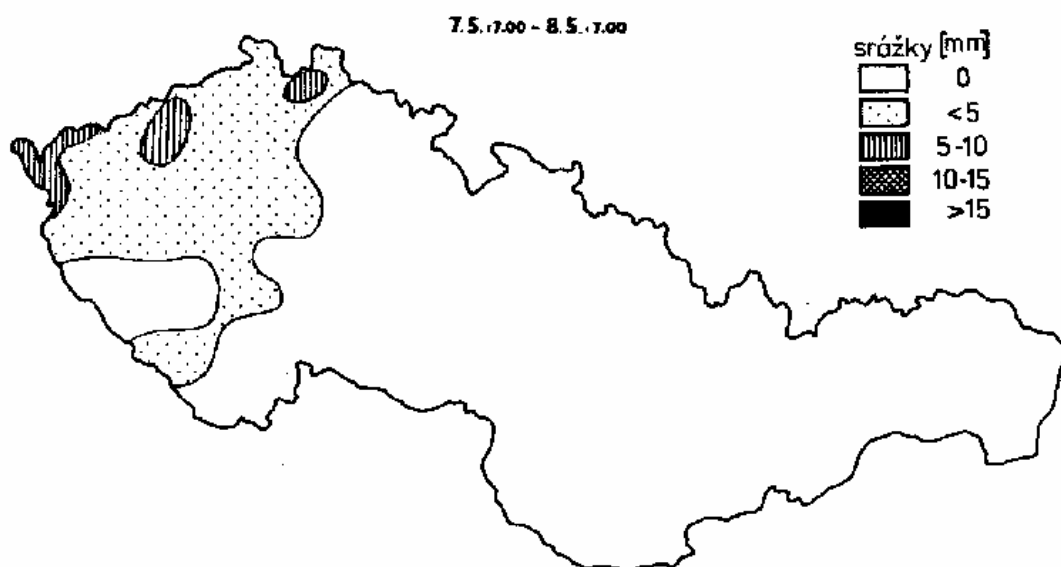
Obr.6 Srážky od 30. dubna 1986 7:00 do 1. května 1986 7:00 [7]



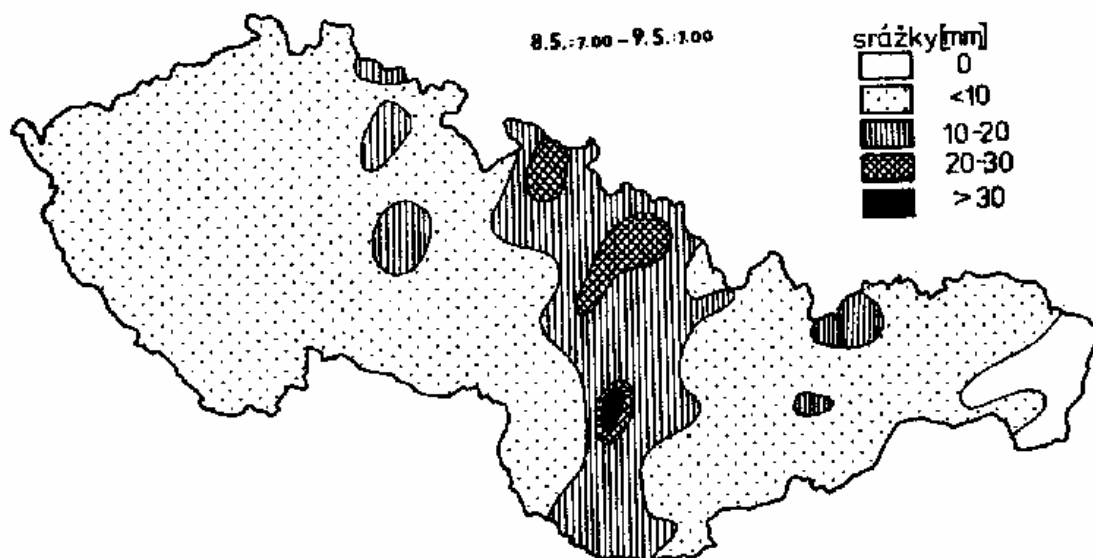
Obr.7 Srážky od 4. května 1986 7:00 do 5. května 1986 7:00 [7]



Obr.8 Srážky od 7. května 1986 7:00 do 8. května 1986 7:00 [7]



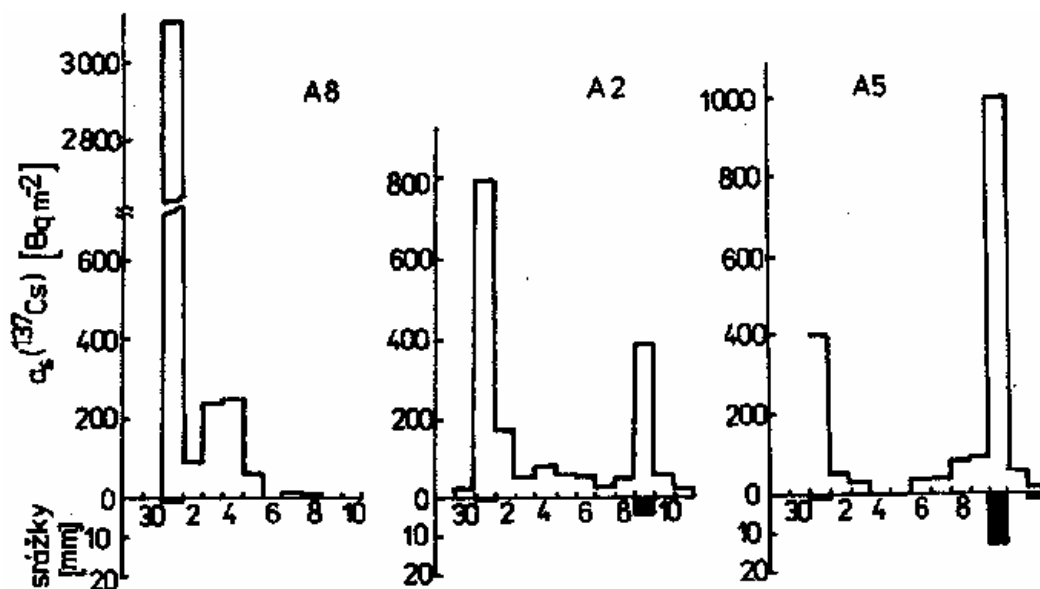
Obr.9 Srážky od 8. května 1986 7:00 do 9. května 1986 7:00 [7]



Bude-li se brát v úvahu, že v době prvního průchodu, kterému odpovídají srážky na obr. 6, byla objemová aktivita cesia - 137 v ovzduší největší, je vidět velmi dobrá shoda rozdělení plošné aktivity a srážek. Tím je potvrzen předpoklad, že depozice radionuklidů byla dána v první řadě časovým souběhem jejich obsahu v ovzduší se srážkami. Podrobnější analýza výsledků však vypověděla, že krátkodobá depozice během průchodu kontaminovaného vzduchu nezávisela lineárně na velikosti srážek. Výskyt malého deště (srážky menší než 1 mm) nebo pouhá rosa mohly způsobit poměrně velkou depozici radionuklidů. [3]

V grafu 15 jsou uvedeny údaje o srážkách a plošné aktivitě cesia-137 ve spojeném suchém a mokřem spadu na měřicích místech A8, A2 a A5. Napovídají, že nerovnoměrnosti v kontaminaci území ČSSR je možno objasnit spíše časovým souběhem kontaminace ovzduší a srážek než samotnými rozdíly v kontaminaci ovzduší.

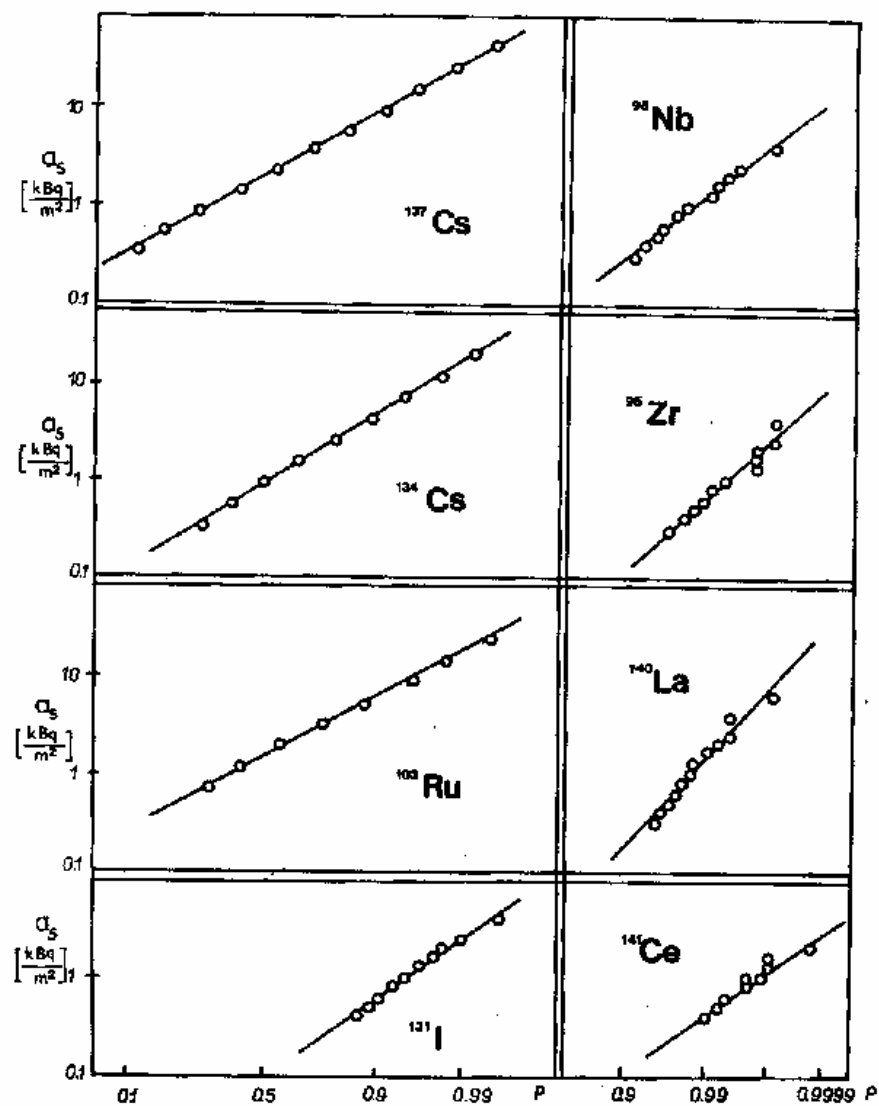
Graf 15 Plošná aktivita ^{137}Cs ve spojeném suchém a mokřém spadu a srážky v měřících místech A8, A2 a A5 koncem dubna a začátkem května 1986 [7]



Pro účely pozdější statistické analýzy a pro posouzení významnosti nalezených variací plošné aktivity bylo současně s odběry vzorků půdy, rozdělenými rovnoměrně po území státu, odebráno a změřeno z několika čtvercových území o rozměrech 0,1 x 0,1 km² a 3 x 3 km² vždy po 10 vzorcích. Bylo prokázáno, že existují statisticky významné rozdíly mezi středními hodnotami plošné aktivity okresů, krajů a ČSSR a také že rozptyly plošné aktivity významně klesají s plochou území včetně zmíněných čtverců, na nichž byly vzorky náhodně odebírány. Variace plošné aktivity zjištěné na území ČSSR neměly tedy pouze náhodný charakter. [7]

Plošná aktivita radionuklidů nalezených v půdě na území ČSSR má logaritmicke-normální rozdělení, jak je zřejmé z grafu 16. V tabulce VIII jsou pak pro jednotlivé radionuklidy uvedeny geometrické průměry (modus A), mediány a střední hodnoty odhadnuté z uvedených rozdělení. [7]

Graf 16 Logaritmicko-normální rozdělení plošné aktivity Cs-137, Cs-134, Ru-103, I-131, Nb-95, Zr-95, La-140 a Ce-141 nalezené v půdě k 17. červnu 1986 [7]



Tab. VIII Modus, medián a střední hodnota plošné aktivity radionuklidů v Bq/m² k 17. červnu 1986 v půdě na území ČSSR [7]

Radionuklid	Modus	Medián	Střední hodnota
<i>Cs 137</i>	600	2190	4200
<i>Cs 134</i>	200	930	1980
<i>Ru 103</i>	490	1560	2800
<i>La 140</i>	0,014 až 1,4	5,18 až 49	101,4 až 294
<i>Zr 95</i>	0,021 až 1,1	7,88 až 20	48,6 až 87
<i>Nb 95</i>	2,92 až 14,5	35,4 až 97	123,3 až 252
<i>Cs 141</i>	3,71 až 7,9	20,63 až 44	48,5 až 103
<i>I 131</i>	9,20 až 14,3	82,74 až 108	248,1 až 295
<i>Ag 110m</i>			70
<i>Sb 125</i>			140
<i>Ru 106</i>			1350

Poznámka: Tam, kde nebyly u některých radionuklidů k dispozici údaje o všech odebraných vzorcích, je udáno rozpětí. Dolní mez rozpětí je vypočtena s chybějícími hodnotami nahrazenými plošnou aktivitou odpovídající mezi detekovatelnosti u vzorků z daného území. Horní mez rozpětí je vypočtena s chybějícími hodnotami nahrazenými plošnou aktivitou srovnatelnou s hodnotami nalezenými u vzorků z daného území.

Zeměpisnou distribuci plošné aktivity Cs-137 ukazuje tabulka IX a X.

Tab. IX Výběrové charakteristiky plošné aktivity (kBq/m²) (v prvním sloupci pro daný radionuklid medián a v druhém střední hodnota) Cs-137, Cs-134 a Ru-103 v okresech Jihočeského kraje [7]

OKRES	¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs		¹⁰³ Ru	
	ā	ā	ā	ā	ā	ā
Č. Budějovice	2.01	5.47	1.06	2.82	1.17	3.40
Č. Krumlov	4.18	6.89	2.22	3.52	2.75	4.10
J. Hradec	1.86	3.00	0.79	1.47	0.98	1.78
Pelhřimov	3.75	5.20	1.49	2.29	2.37	3.16
Písek	2.70	4.12	1.37	2.08	1.27	1.93
Prachatice	2.17	4.79	1.23	2.67	1.47	3.06
Strakonice	4.35	6.31	2.28	3.12	2.44	3.32
Tábor	4.80	8.14	2.86	4.54	3.36	5.13
Kraj	2.95	5.47	1.49	2.80	1.75	3.22

Pozn.: Údaje se vztahují k době odběru, tj. k 17. 6. 1986

Tab. X Výběrové charakteristiky plošné aktivity (kBq/m²) (v prvním sloupci pro daný radionuklid medián a v druhém střední hodnota) Cs-137, Cs-134 a Ru-103 v okresech Západočeského kraje [7]

OKRES	¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs		¹⁰³ Ru	
	ā	ā	ā	ā	ā	ā
Domažlice	1.42	1.68	0.75	0.83	0.91	1.17
Cheb	2.95	4.31	1.66	2.26	2.62	3.84
Karl. Vary	0.61	0.80	0.65	0.74	0.81	1.25
Klatovy	3.27	5.66	1.59	2.88	2.57	3.72
Plzeň-město	1.07	1.23	0.63	0.64	0.80	0.97
Plzeň-jih	0.56	0.61	0.25	0.28	0.50	0.54
Plzeň-sever	0.49	0.53	0.31	0.31	0.53	0.55
Rokycany	0.79	0.88	0.31	0.35	0.46	0.55
Sokolov	3.88	4.50	1.82	2.15	3.45	4.00
Tachov	1.43	2.05	0.65	0.96	1.12	1.62
Kraj	1.29	2.26	0.79	1.36	0.18	2.02

Pozn.: Údaje se vztahují k době odběru, tj. k 17.6.1986

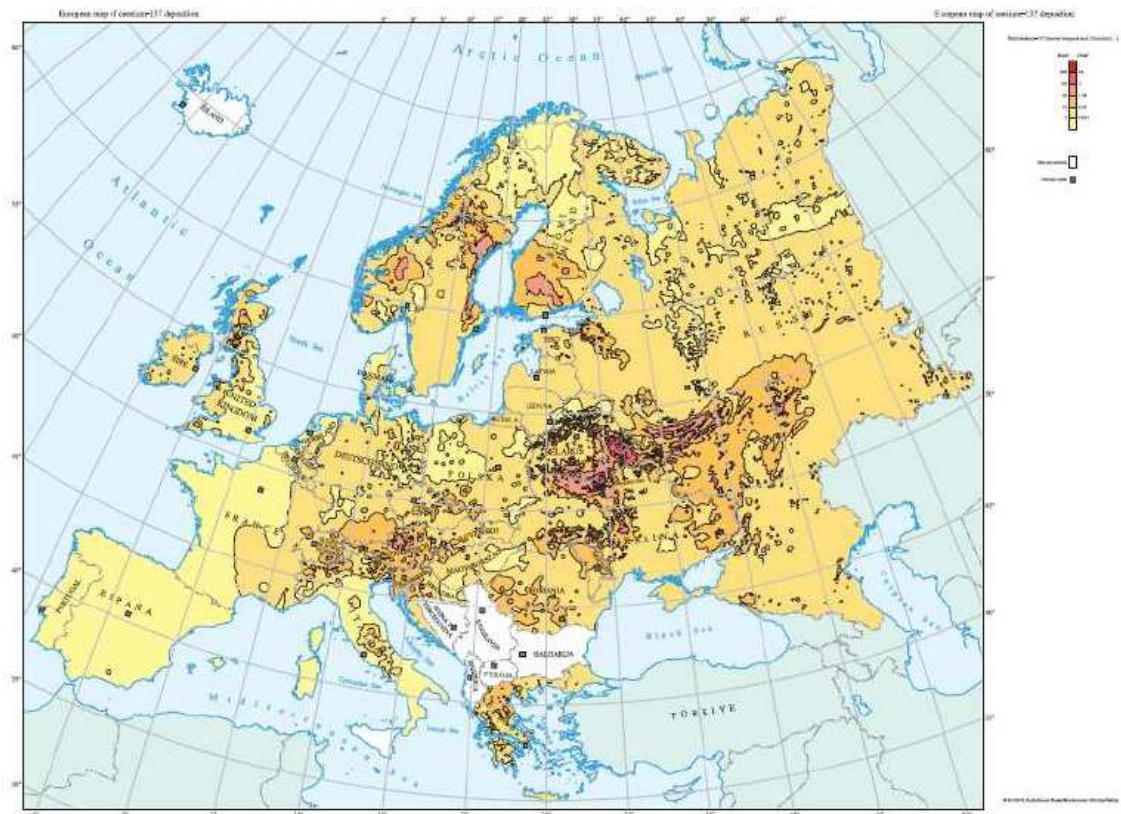
Průzkum radionuklidů nalezených v půdě na území ČSSR deponovalo 0,53 PBq cesia - 137. Tomu odpovídající střední hodnota plošné aktivity 4,2 kBq/m² cesia - 137 je srovnatelná s depozicí přibližně 8 kBq/m² cesia - 137, k níž podle dřívějších odhadů došlo v našich zeměpisných šířkách za celé období zkoušek jaderných zbraní v ovzduší. [3]

Výsledná mapa kontaminace ¹³⁷Cs, která byla získaná z celostátního průzkumu půd v červnu 1986 je na obrázku 10. Distribuci hodnot v České republice je možné popsat logaritmicko normálním rozdělením (aritmetický průměr 5,7kBq/m²)(viz graf 17). Pro srovnání je uvádím i mapu kontaminace Evropy ¹³⁷Cs (obr.11).

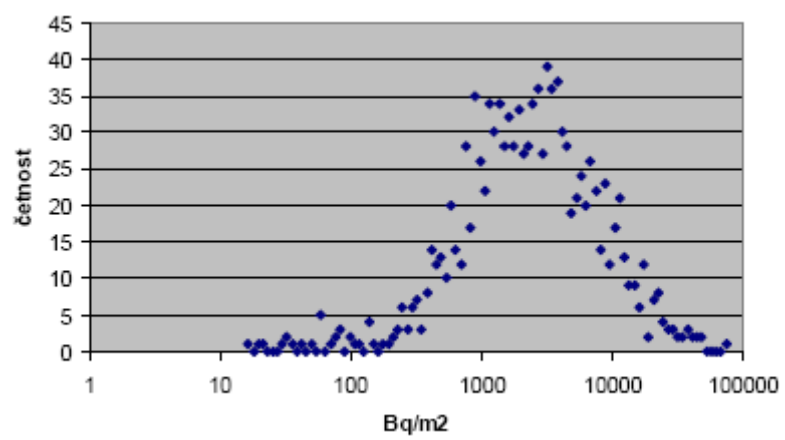
Obr.10 **Kontaminace území České republiky ^{137}Cs [3]**



Obr. 11 **Mapa kontaminace Evropy ^{137}Cs [3]**



Graf 17 **Distribuce plošné kontaminace ^{137}Cs v ČR [3]**

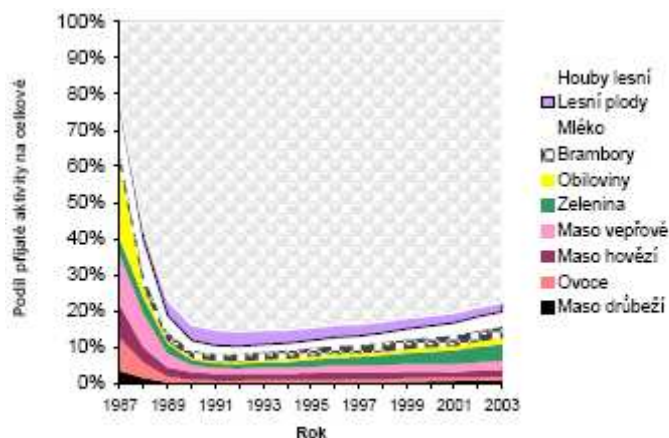


1.9 Cesium 137 v lesním ekosystému

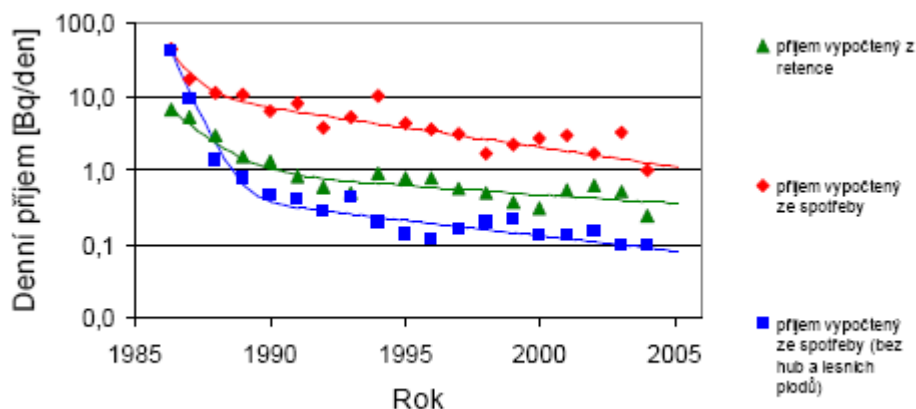
V šedesátých letech po zkouškách jaderných zbraní v ovzduší byly objeveny speciální potravní řetězce. Jejich prostřednictvím se do lidského těla dostává významně vyšší množství radioizotopů cesia než u průměrného obyvatele. U obyvatel severovýchodních zemí byl identifikován potravní řetězec lišejník, sob (los, jelen), člověk. Obdobné chování cesia bylo nalezeno v lesnatých přírodních ekosystémech i jinde v Evropě, kde je většinou tenká vrstva chudých půd na skalním podloží. V těchto půdách se cesium málo váže a navíc nemůže difundovat do hloubky. V takovýchto ekosystémech se vyskytují vyšší měrné aktivity rostlinné vegetace, lesních plodů, hub a také i v mase lesní zvěře, která se v těchto místech pase. Je všeobecně známo, že rychlost ubývání cesia z prostředí (používá se také termín „radioekologický poločas“) je pro přírodní ekosystémy delší než pro obdělávanou půdu. Je to dáno tím, že půda zde není promíchaná ale homogenizovaná. V České republice se tyto oblasti vyskytují zejména na Šumavě a v Jeseníkách.

Potraviny z přírodních ekosystémů nejsou dominantní v jídelníčku české populace a z toho důvodu dávka z nich nepřispívá významně k průměrné dávce naší populace. Od černobylské havárie bylo měření vzorků hub a lesních plodů zařazeno do monitorovacího plánu, který byl vyhlášen Radiační monitorovací sítí ČR. Průměrné hodnoty hmotnostní aktivity cesia 137 v těchto potravinách se pravidelně uvádí ve Zprávách o radiační situaci na území ČR. Vzhledem k tomu, že tyto údaje o spotřebě jednotlivých potravin se neobjevují ve statistických ročenkách, bylo v rámci jednoho z výzkumných projektů provedeno statistické šetření, v kterém byla zjištěna průměrná spotřeba hub obyvatel ČR 2,1kg, lesních plodů 1,4kg a 0,24kg zvěřiny. Na následujících obrázcích je zřejmý podíl jednotlivých potravin na příjmu cesia 137, zejména dominantní podíl příjmu z hub od třetího roku po nehodě (viz graf 18). V grafu 19 jsou uvedeny vypočtené denní příjmy cesia 137 pro průměrného obyvatele ČR, vypočtené na základě měření in vivo a na základě výpočtu z měřených hodnot v potravinách a spotřeby podle potravinového koše, a to se zahrnutím/bez zahrnutí potravin z přírodního ekosystému.

Graf 18 Podíl jednotlivých potravin na příjmu ^{137}Cs - vývoj v čase [3]



Graf 19 Denní příjem ^{137}Cs vypočtený z průměrných změřených hodnot v jednotlivých složkách potravin a ze spotřebního koše, samostatně uveden příjem vypočtený z retence ^{137}Cs v lidském těle [3]



Konzumace hub a zvěřiny bývá čas od času otázkou zvýšeného zájmu některých skupin obyvatelstva, proto byla do pravidelného sledování vnitřní kontaminace ^{137}Cs zařazena i skupina vykazující zvýšenou konzumaci zejména zvěřiny. Pravidelně bývá u malé skupiny lesníků nacházena retence (odhadovaná prostřednictvím měření ^{137}Cs , vyloučeného močí) o jeden až jeden a půl řádu vyšší než je průměr u obyvatelstva. Z toho plyne, že zatímco úvahy efektivní dávky z ročního příjmu jsou obvykle 1 až 2mSv, osoby, u nichž je dominantní složkou potravy zvěřina a houby, mohou mít roční dávku z příjmu ^{137}Cs potravou 10 až 100mSv (za konzervativního předpokladu, že tyto

potravin y konzumují po celý rok stejně jako koncem lovné sezóny), což je maximálně 1/10 mezinárodně uznávaného limitu pro přídatné ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů. [3]

1.9.1. Cesium 137 v půdě

V letech 1999 až 2003 byly odebrány vzorky vegetace a půdních vrstev z 258 míst na území České republiky. Vzorky byly odebírány ze všech typů půd s výjimkou písčitých a převážně z neobdělávané půdy. Na jednom místě byl vždy odebrán vzorek porostu (z plochy přibližně 1 m²) a dva vzorky půdních vrstev (první vrstva hloubky 0 až 5 cm, druhá vrstva z hloubky 5 až 20 cm, obě půdní vrstvy z plochy 20 x 20 cm²), zeměpisné souřadnice místa odběru byly stanoveny pomocí GPS. Hloubka 20 cm je dostačující vzhledem k pomalé migraci cesia v půdách (2 až 9 mm/rok). Po usušení za laboratorní teploty byla ve vzorcích stanovena hmotnostní aktivita ¹³⁷Cs pomocí polovodičové spekrometrie gama, následně byla vypočtena i plošná aktivita ¹³⁷Cs. Hodnoty hmotnostní a plošné aktivity ¹³⁷Cs ve vzorcích vegetace a půdních vrstev byly následně statisticky zpracovány za předpokladu jejich logaritmicko-normálního rozdělení. Z experimentálních dat byly vypočteny hodnoty transferových faktorů půda - rostlina.

Tento výzkum prokázal, že aritmetický průměr plošných aktivit ¹³⁷Cs v České republice je 5 400 Bq/m² (geometrický průměr 3 300 Bq/m², v obdělávaných půdách činí celorepublikový aritmetický průměr 2 800 Bq/m², v neobdělávaných půdách 6 800 Bq/m² (k 1.7. 2001). Nalezené průměrné hodnoty plošných aktivit ¹³⁷Cs byly vyšší než hodnota nalezená v rámci průzkumu půd po havárii jaderné elektrárny Černobyl. Důvodem vyšších hodnot bylo pravděpodobně nehomogenní pokrytí území ČR odběrovými místy v kombinaci s nehomogenitou černobylského spadu. V případě obdělávaných půd nebyl značný rozdíl obsahu ¹³⁷Cs mezi vrstvou půdy 0 až 5 cm a 5 až 20 cm. U neobdělávaných půd byla hmotnostní aktivita ¹³⁷Cs ve svrchní vrstvě půdy přibližně třikrát vyšší než ve spodní vrstvě. Díky tomuto průzkumu bylo také zjištěno,

že v půdě (obdělávané i neobdělávané) z hloubky 20 až 40 cm se nachází asi 15% celkové aktivity ^{137}Cs (z vrstvy 0 až 40 cm), které pochází ze zkoušek jaderných zbraní v padesátých a šedesátých letech 20. století. Dále byl nalezen velký rozdíl mezi transferovým faktorem pro vrstvu 0 - 5 cm a pro vrstvu 0 - 20 cm daný tím, že většina aktivity ^{137}Cs se nachází ve svrchní vrstvě. [23]

1.9.2. Cesium 137 ve dřevě

Cesium se do dřeva dostává kořenovým systémem ze spadu na půdní povrch. Kořenový systém má vysokou filtrační schopnost. Závisí to na druhu stromu a typu půdy. Kůra, jehličí a listy mohou být zpočátku kontaminovány spadem přímo. Později je spad z povrchu stromů částečně splachován na půdní povrch.

V letech 2003 a 2004 bylo uskutečněno 60 odběrů dřeva, tak aby víceméně homogenně pokrývaly území ČR. Z nich bylo z kapacitních důvodů laboratoře vybráno a proměřeno 32 vzorků. Bylo upřednostněno měření vzorků z oblastí s vyšším počernobylským spadem. Na vytypovaném místě byl z pařezu nebo kmene stromu oříznut válec o výšce přibližně měřicí nádoby (6,3 cm) pro snadnější zpracování vzorku. Byly vybírány vzorky, které měly dobře znatelné letokruhy, jejichž počet převyšovaly cca 30, aby stáří stromu bylo alespoň o 10 let starší než doba, která uplynula od havárie JE Černobyl. Z každého odběru dřeviny byly vytvořeny 3 vzorky: kůra, vnější vrstva (1.vrstva, odpovídá dřevní hmotě narostlé po havárii JE Černobyl) a vnitřní vrstva (2.vrstva, odpovídá „předčernobylskému“ období). Vzorky byly před měřením na vzduchu vysušeny a dále pak měřeny polovodičovou spektrometrií gama. Výsledky byly prezentovány v Bq/kg suchého vzorku. Naměřené aktivity se v jednotlivých vzorcích dřeva pohybovaly od 0,1 do 50 Bq/kg a v kůře byla nalezena nejvyšší aktivita 270 Bq/kg. Aritmetický průměr ve všech vzorcích dřeva (bez rozlišení vnitřní a vnější vrstvy) byl 6 Bq/kg, přičemž ve vzorcích s vyšším počernobylským spadem (Jižní Čechy a Severní Morava) 14 Bq/kg a ve vzorcích z ostatních částí ČR 1,7 Bq/kg. Poměr mezi geometrickými průměry aktivit ve dřevě z oblastí s vyšším spadem a z oblastí

s nižším spadem (ostatní části ČR) byl 12. Pro stejný poměr mezi aritmetickými průměry vyšel 9. Protože poměr byl významně vyšší než 1, dalo se konstatovat, že ^{137}Cs pocházející z havárie v Černobylu již do dřevin proniklo. Hodnoty efektivní dávky z reálného odhadu byly zanedbatelné, činily maximálně desetiny $\mu\text{Sv}/\text{rok}$. [17]

2. CÍLE PRÁCE A HYPOTÉZY

Účelem této práce je zmapovat obsah cesia-137 v lesním ekosystému ve vybraných lokalitách a tím potvrdit či vyvrátit hypotézu.

Předpokládané hypotézy: Průzkum a měření dřevní hmoty, kůry lesního porostu by měly prokázat kontaminaci cesiem-137, ale půjde zřejmě o hodnoty relativně nízké, které k vzhledem k ostatním zdrojům ionizujícího záření mají na zdraví populace zanedbatelný vliv.

3. METODIKA

Na jednom místě ve vybraných lokalitách Jihočeského kraje (výjimkou byla lokalita Srní - Západní Čechy - okres Klatovy) byly odebírány vzorky půdy, pokud to dovolily podmínky tak i porostu, dřeva a kůry. Hmotnostní aktivita cesia-137 byla dále určena gamaspektricky.

3.1 *Princip metody*

Stanovení hmotnostní aktivity radionuklidů ve vzorcích půdy a porostu pomocí polovodičové spektrometrie gama.

3.2 *Přístroje, pomůcky a materiálové zajištění*

Ke stanovení byly použity, kromě běžného laboratorního vybavení, tyto přístroje a pomůcky:

- přístroj pro určování zeměpisných souřadnic (GPS)
- spektrometrická trasa s polovodičovým detektorem umístěným ve stínící kobce; tato trasa se skládá z HPGe detektoru umístěného ve stínící kobce, předzesilovače (obvykle umístěného pod krytem detektoru), zesilovače, analogo-digitálního převodníku, mnohokanálového analyzátoru
- nástroje pro odběr půdy, porostu (př. rýč, nůžky, srp a další)
- váhy
- měřící nádoby

3.3 Odběr a úprava vzorků

Při odběrech bylo postupováno podle vyhlášky SÚJB č. 319/2002 Sb. (poslední změna 27/2006Sb.) a plánu monitorování a podle metodiky.

Porost byl zvážen, vysušen při pokojové teplotě a po vysušení opět zvážen (pokud to dovolovaly podmínky).

Půda se odebírala ze dvou vrstev na ploše 20 x 20 cm, a to první vrstva 0 - 5 cm, druhá 5 - 20 cm. Hloubka 20 cm byla dostačující vzhledem k pomalé migraci cesia -137 v půdách (přibližně 2- 9 mm/rok). Z toho plyne, že maximum depozita cesia - 137 je ve vrchní vrstvě. Každá odebraná vrstva půdy byla zvážena, vysušena (podmínky stejné jako u porostu) a opět zvážena. Kameny byly odděleny, zváženy a dále se neměřily ani jinak nezpracovávaly. Pokud byl v půdních vrstvách obsažen porost a kořeny, tyto se oddělily a zvážily. Doba sušení pro každou vrstvu půdy (porost) činila cca 1 až 2 týdny. Vzorek se před měřením homogenizoval promícháním.

3.4 Stanovení aktivity

Samostatně se měřila standardním způsobem polovodičovou spektrometrií gama porost, první vrstva a druhá vrstva půdy, dřevní hmota, kůra a případně další vzorky na pracovišti SÚJB v Českých Budějovicích. V tomto případě byla jako použitá geometrie zvolena Marinelliho nádoba.

Gamaspektrum bylo vyhodnoceno s využitím germaniového detektoru s vysokým rozlišením v kombinaci s mnohakanálovým analyzátořem softwarovým programem GAMAT p. J. Matznera. Výstupem po zadání hmotnosti měřeného vzorku byla hodnota hmotnostní aktivity radionuklidů (spolu s nejistotou a hodnotou MDA) (kvantitativní analýza spekter) a kvalitativní analýza spekter. (převzato a upraveno podle Metodiky VDMI 081 platné od 1.11.2003)

4. VÝSLEDKY

Tab. XI Výsledky měření vzorků

Lokalita	Druh vzorku	Mokrý hmotnost (kg)	Suchá hmotnost (kg)	Mokrý/Suchá	Měřená hmotnost (kg)	Aktivita Cs – 137 (Bq/kg)
Kroclov	kůra	1,000	0,840	1,190	0,141	7,680
	šišky	0,620	0,450	1,378	0,166	2,836
	větve+listy	0,290	0,250	1,160	0,050	6,416
	půda 0-5 cm	0,900	0,740	1,216	0,659	56,500
	půda 5-20 cm	0,880	0,820	1,073	0,540	18,900
	dřevo	0,240	0,115	2,087	0,095	2,191
Žimutice	kůra	0,480	0,430	1,116	0,266	4,644
	listí	0,210	0,130	1,615	0,064	4,918
	půda 0-5 cm	1,490	1,080	1,380	0,311	105,800
	půda 5-20 cm	1,000	0,770	1,299	0,345	61,310
	černý bez	0,360	0,320	1,125	0,320	méně než MDA
	houby	0,275	0,034	8,088	0,034	79,135
	dřevo	0,800	0,360	2,222	0,141	2,113
Braníšov	kůra	0,870	0,720	1,208	0,176	6,408
	listí	0,300	0,120	2,500	0,044	4,627
	půda 0-5 cm	0,610	0,260	2,346	0,146	155,700
	půda 5-20 cm	1,130	1,040	1,087	0,513	3,918
	houby	0,180	0,025	7,200	0,025	36,400
	dřevo	0,240	0,150	1,600	0,143	1,437
Vodňany	kůra	0,375	0,290	1,293	0,280	4,033
	listí	0,070	0,070	1,000	0,052	4,237
	půda 0-5 cm	0,660	0,530	1,245	0,352	151,200
	půda 5-20 cm	1,250	1,120	1,116	0,536	23,010
	houby	0,235	0,044	5,341	0,044	30,651
	šišky	0,195	0,170	1,147	0,093	6,094
	dřevo	0,280	0,250	1,120	0,240	0,666
	maso kanec	0,240	-	-	0,240	1,475

Mokré	kůra	0,250	0,180	1,389	0,137	5,982
	listí	0,030	0,030	1,000	0,016	5,560
	půda 0-5 cm	0,410	0,330	1,242	0,314	23,000
	půda 5-20 cm	0,690	0,600	1,150	0,580	5,165
	dřevo	0,070	0,040	1,750	0,036	1,791
	šišky	0,110	0,080	1,375	0,063	2,956
Srní	kůra	0,125	0,100	1,250	0,098	15,540
	listí	0,035	0,035	1,000	0,014	15,890
	půda 0-5 cm	0,370	0,210	1,762	0,196	535,800
	půda 5-20 cm	0,280	0,195	1,436	0,184	509,000
	dřevo	0,100	0,090	1,111	0,072	10,660
	šišky	0,120	0,080	1,500	0,074	102,800
Bechyně	kůra	-	0,170	-	0,158	8,724
	listí	-	0,020	-	0,020	17,700
	půda 0-5 cm	-	0,333	-	0,333	10,520
	půda 5-20 cm	-	0,280	-	0,280	20,440
	dřevo	-	0,160	-	0,079	4,618
Boršov	kůra	-	0,120	-	0,089	1,072
	listí	-	0,035	-	0,035	2,711
	půda 0-5 cm	-	0,198	-	0,198	66,830
	půda 5-20 cm	-	0,420	-	0,420	0,787
	dřevo	-	0,033	-	0,033	2,475
	dřevo II	-	0,050	-	0,050	2,640
	šišky	-	0,100	-	0,100	2,639
Rudolfov	kůra	-	0,300	-	0,137	2,117
	listí	-	0,032	-	0,032	2,450
	půda 0-5 cm	-	0,135	-	0,135	81,030
	půda 5-20 cm	-	0,198	-	0,198	43,490
	dřevo	-	0,036	-	0,036	5,142

VI. Březí	kůra	0,580	0,360	1,611	0,276	4,104
	jehličí	0,100	0,053	1,887	0,053	0,609
	půda 0-5 cm	0,580	0,417	1,391	0,417	69,620
	půda 5-20 cm	0,740	0,650	1,138	0,537	22,340
	dřevo	0,180	0,116	1,552	0,116	méně než MDA
	šišky	0,600	0,280	2,143	0,096	0,888
	houby	0,295	0,077	3,831	0,077	3,846
	jeřabiny	0,390	0,105	3,714	0,105	0,476
	trnky	0,190	0,057	3,333	0,057	méně než MDA
	maso jehně	0,153	-	-	0,153	méně než MDA
Těšínov	kůra	-	0,360	-	0,206	6,190
	půda 0-5 cm	-	0,320	-	0,140	178,200
	půda 5-20 cm	-	0,820	-	0,382	33,560
	dřevo	-	0,160	-	0,092	6,223
	šišky	-	0,215	-	0,185	3,764

MDA = nejmenší detekovatelná hmotnostní aktivita

V tabulce XI jsou výsledky gamaspektrometrického měření mých vzorků z lesního ekosystému. Jsou zde uvedeny vždy lokality, druhy vzorků, jejich hmotnosti a aktivity cesia - 137 v Bq/kg. Pro lepší srozumitelnost výsledků jsem zpracovala tabulku XII, kde jsou výsledky kvantitativní analýzy ^{137}Cs v lesním ekosystému. Uvádím zde vždy druh vzorku, počet změřených vzorků a dále vzhledem k širokému rozpětí naměřených hodnot i maximální a minimální zjištěnou hmotnostní aktivitu cesia - 137 v daném druhu vzorků, průměrnou hmotnostní aktivitu a medián. K tomu připojuji tab. XIII, kde uvádím zeměpisné souřadnice (GPS) lokalit odběru vzorků. Vzorků jsem měla maximálně 11, jelikož jsem navštívila 11 lokalit. Maximální hmotnostní aktivita cesia - 137 byla naměřena v půdě z horní vrstvy (z hloubky 0-5 cm) v lokalitě Srní 535,8 Bq/kg. Naopak minimální hmotnostní aktivita cesia - 137 byla naměřena ve dřevní hmotě v lokalitě Vodňany 0,666 Bq/kg. To samé je vidět i graficky v grafu 20.

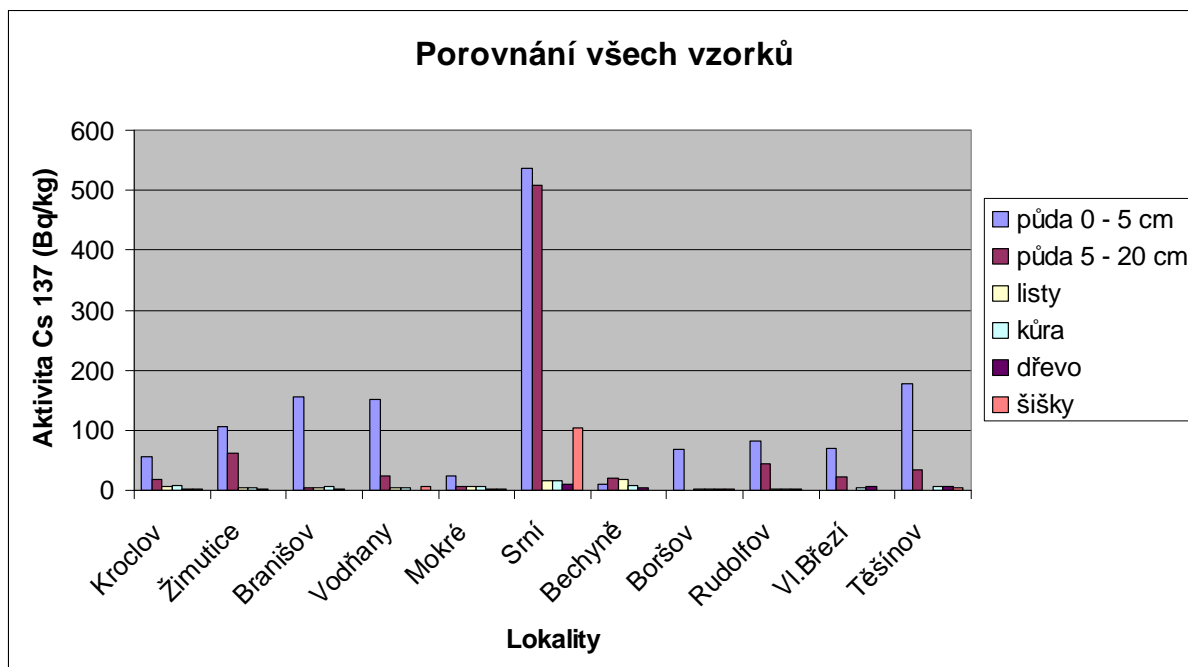
Tab. XII Výsledky kvantitativní analýzy ¹³⁷Cs v lesním ekosystému

Druh vzorku	Počet vzorků	Maximum (Bq/kg)	Minimum (Bq/kg)	Průměr (Bq/kg)	Medián (Bq/kg)
půda 0 - 5 cm	11	535,8	10,52	130,38	81,03
půda 5 - 20 cm	11	509	0,7974	67,45	22,34
Listy	9	17,7	2,45	7,17	4,92
Kůra	11	15,54	1,072	6,04	5,98
Dřevo	11	10,66	0,666	3,63	2,48
Šišky	7	102,8	0,8875	17,43	2,96

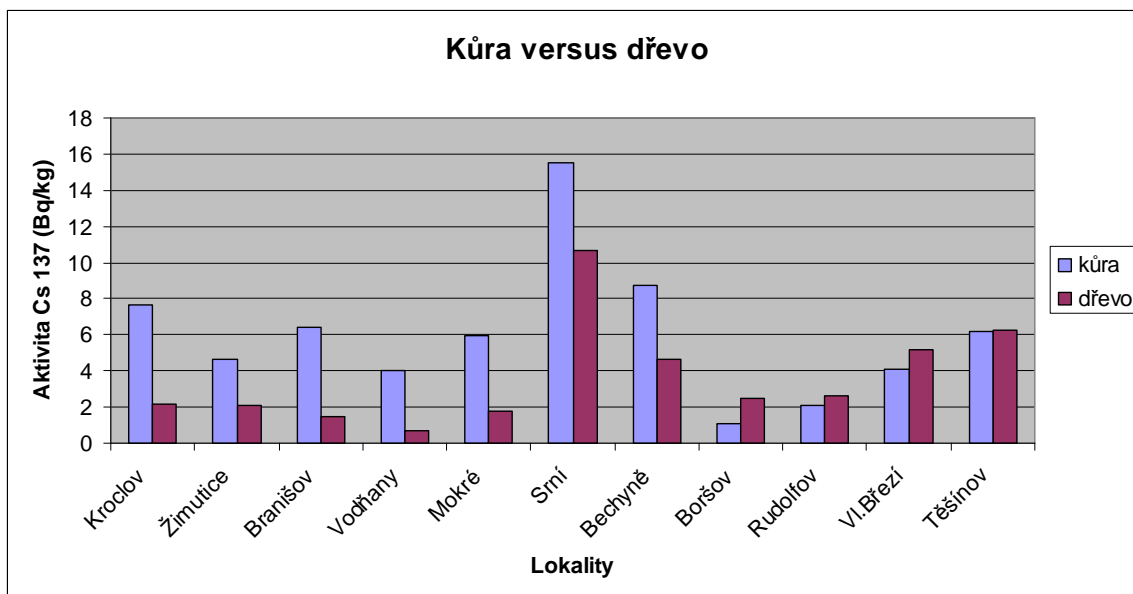
Tab. XIII Lokality odběru vzorků včetně jejich zeměpisných souřadnic (GPS)

Lokalita	GPS	Okres
Kroclov	48°54'12.61"N,14°23'0.37"E	České Budějovice
Žimutice	49°12'12.88"N,14°30'54.26"E	České Budějovice
Branišov	48°58'31.48"N,14°23'58.18"E	České Budějovice
Vodňany	49°8'59.53"N,14°7'50.49"E	Strakonice
Mokré	48°57'52.02"N,14°24'33.67"E	České Budějovice
Srní	49°4'58.06"N,13°27'59.8"E	Klatovy
Bechyně	49°18'15.46"N,14°27'35.59"E	Tábor
Boršov nad Vltavou	48°55'4.8"N,14°25'2.38"E	České Budějovice
Rudolfovo	48°59'14.63"N,14°33'4.05"E	České Budějovice
Vlachovo Březí	49°4'38.12"N,13°57'24.46"E	Prachatice
Těšínov	48°51'53.47"N,14°44'35.21"E	České Budějovice

Graf 20 Porovnání hmotnostních aktivit ^{137}Cs u všech vzorků

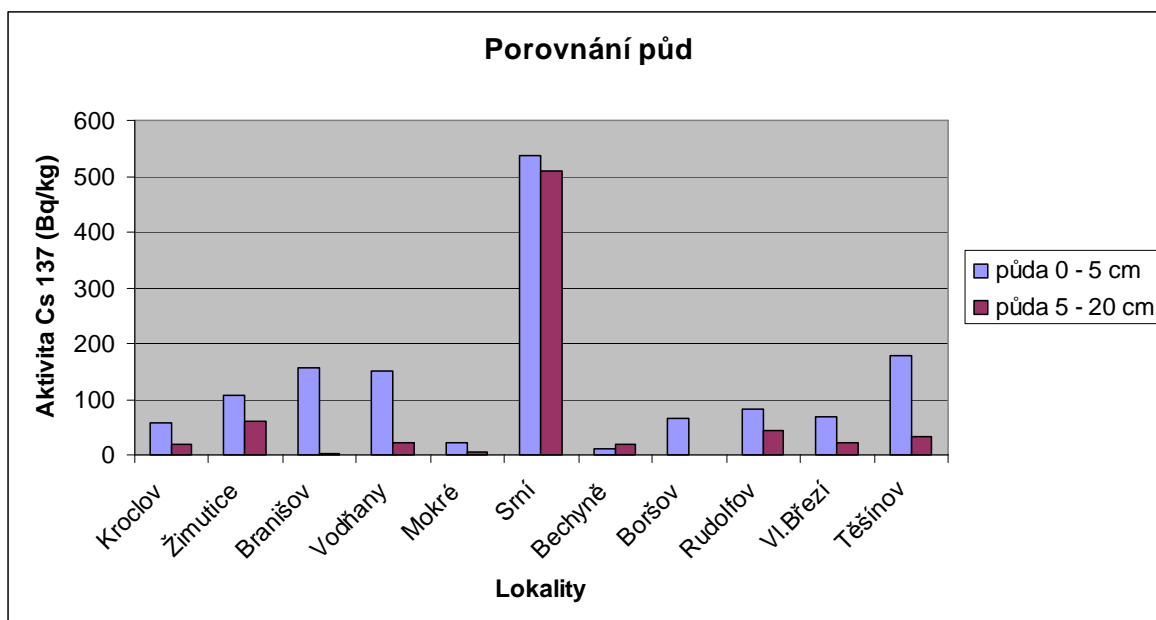


Graf 21 Porovnání hmotnostních aktivit ^{137}Cs kůry a dřeva



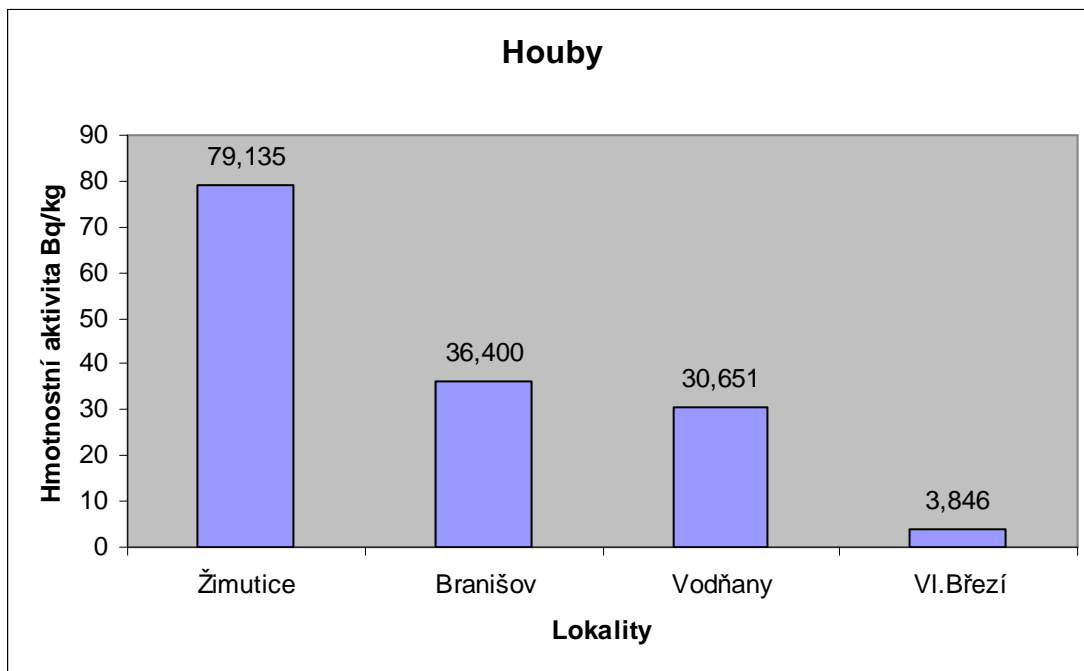
V grafu 21 jsem mezi sebou porovnávala vzorky kůry a dřeva. Nejvyšších hmotnostních aktivit cesia - 137 dosahovala kůra z lokality Smí 15,540Bq/kg. Naopak nejnižší hodnota hmotnostní aktivity byla naměřena v dřevu z lokality Vodňany 0,666 Bq/kg. U všech lokalit převyšovaly hmotnostní aktivity cesia - 137 ve vzorcích kůry, hmotnostní aktivity cesia - 137 ve vzorcích dřevní hmoty byly nižší. Výjimkou byly lokality Boršov nad Vltavou, Rudolfov, Vlachovo Březí a Těšínov.

Graf 22 Porovnání hmotnostních aktivit ^{137}Cs půd



V grafu 22 jsem porovnávala vzorky půd ze dvou vrstev (vrstvu půdy z hloubky 0-5cm s vrstvou půdy z hloubky 5-20cm). Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity cesia - 137 byla naměřena v lokalitě Srní v půdě z hloubky 0-5 cm 535,8Bq/kg. Naopak nejnižší hodnota hmotnostní aktivity cesia - 137 byla naměřena v lokalitě Boršov nad Vltavou v půdě z hloubky 5 - 20 cm 0,787 Bq/kg.

Graf 23 Porovnání hmotnostních aktivit ^{137}Cs v houbách



Graf 23 poukazuje na to, že nejvyšší hmotnostní aktivita cesia - 137 v houbách byla naměřena v lokalitě Žimutice 79,135 Bq/kg. Když jsem tuto hodnotu porovnála s hodnotou nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin pro radiační mimořádné situace pro děti (400 Bq/kg) (viz tab. XIV) a s hodnotou nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin pro přetrvávající ozáření po černobylské havárii pro děti (370 Bq/kg) (viz tab. XV) je mnou změřená hodnota hmotnostní aktivity cesia - 137 zanedbatelná.

Tab. XIV Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin pro radiační mimořádné situace (převzato z přílohy č. 8 vyhlášky č. 307/2002 Sb., tabulky č.4)

Radionuklid	Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin ^{a)} pro radiační mimořádné situace Bq/kg] nebo [Bq/l]				
	Potraviny pro děti ^{b)}	Mléko a mléčné výrobky	Pitná voda a tekuté potraviny	Minoritní [potraviny ^{c)}	Ostatní potraviny
Izotopy stroncia, zejména Sr-90	75	125	125	7500	750
Izotopy jódu, zejména I-131	150	500	500	20000	2000
Izotopy plutonia a transuranových prvků, emitující záření alfa, zejména Pu-239 a Am-241	1	20	20	800	80
Všechny ostatní nuklidy s poločasem přeměny delším než 10 dní, zejména Cs-134 a Cs-137, kromě H-3, C-14, K-40.	400	1000	100	12500	1250

Vysvětlivky:

- ^{a)} Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin se u koncentrovaných nebo sušených potravin vztahují na výsledný produkt, který je určen pro přímou konzumaci (tj. např. po zředění).
- ^{b)} Potravinami pro děti se rozumí všechny potraviny, které jsou určeny zejména k výživě kojenců mezi 4. až 6. měsícem života a splňují nutriční požadavky pro tuto věkovou kategorii dětí.
- ^{c)} Minoritní potraviny jsou uvedeny v tabulce č. 6.přílohy č.8 vyhlášky 307/2002Sb.

Tab. XV Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin pro přetrvávající ozáření po černobylské havárii (převzato z přílohy č.8 vyhlášky č. 307/2002 Sb., tabulky č.5)

Radionuklid	Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin ^{a)} pro přetrvávající ozáření po černobylské havárii [Bq/kg] nebo [Bq/l]				
	Potraviny pro děti ^{b)}	Mléko a mléčné výrobky	Pitná voda a tekuté potraviny	Minoritní potraviny ^{c)}	Ostatní potraviny
Sumární aktivita Cs-134 a Cs-137	370	370	600	6000	600

- ^{a)} Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin se u koncentrovaných nebo sušených potravin vztahují na výsledný produkt, který je určen pro přímou konzumaci (tj. např. po zředění).
- ^{b)} Potravinami pro děti se rozumí všechny potraviny, které jsou určeny zejména k výživě kojenců mezi 4. až 6. měsícem života a splňují nutriční požadavky pro tuto věkovou kategorii dětí.
- ^{c)} Minoritní potraviny jsou uvedeny v tabulce č. 6.přílohy č.8 vyhlášky 307/2002Sb.

Obr. 12 Kvalitativní a kvantitativní analýza šišek z lokality Těšínov, vyhodnoceno softwarem GAMAT

```

*
*
*                               Kvalitativni analiza
*
***** GAMAT *****
* Spektrum : RCB11017                * Datum mereni : 28.02.2007
* Detektor  : D3                      * Geometrie    : MA
*                               * Doba mereni   : 84896 s
* Popis     : SISKY TESINOV, c.v.31962,185g,2/07
* Analyza   : Si=1.65 Ei=1.5 keV Pozk=4 Sm=0
* Datum energet.kalibrace : 16.02.2007

Pik.c.   Kanal   Energie   FWHM   Integral   Plocha   Chyba   Nuklid
          (keV)
-----
  1      62.4     46.5    1.5    1463      352     21.1    PB-210 GD-153
  2      85.0     63.4    1.1    1921      309     28.9    TH-234
  3     100.4     75.0    1.4    3402     1361      8.1    PB-Kx
  4     113.6     84.9    1.4    2507      644     19.9    TH-228
  5     124.1     92.8    1.2    2521      746     13.7    TH-234
  6     248.4    186.0    1.4    2038      557     16.6    U-235 RA-226
  7     318.7    238.8    1.3    2267     1101      8.2    PB-212
  8     394.1    295.3    1.1    1225      407     16.9    PB-214
  9     451.4    338.3    1.7    1057      210     32.3    AC-228
 10     469.7    352.0    1.4    1558      738     10.4    PB-214
 11     681.6    511.0    2.6    2413     1709      5.5    TL-208 NA-22
 12     777.9    583.2    1.2     746      429     11.8    TL-208
 13     812.6    609.3    1.6    1156      746      8.6    XE-135 BI-214
 14     882.4    661.6    1.7    1452     1074      6.5    CS-137
 15    1215.0    911.1    1.7     505      244     18.3    AC-228
 16    1291.9    968.8    1.5     355      125     29.5    AC-228 RU-105
 17    1493.7   1120.1    2.1     347      156     23.4    BI-214 SC-46
          TA-182
 18    1947.8   1460.8    2.1    1983     1852      4.1    K-40
 19    2352.6   1764.4    2.1     252      198     14.4    BI-214
 20    3487.3   2615.6    2.8     506      471      8.2    TL-208

          SUJB RC Ceske Budejovice
*****
*
*                               Kvantitativni analiza
*
***** GAMAT *****
* Spektrum : RCB11017                * Detektor : D3                * Doba mereni : 84896 s
* Mnozstvi : .185 kg                 * Geometrie: MA                * Knihovna   : UM+
* Dat/cas mereni: 28.02.2007/08:03   * Refer. dat/cas: "28.02.2007"/08:0
* Dat.en.kalib. : 16.02.2007         * Dat.uc.kalib. : 02.03.2005

Nuklid   Energie   Integral   Plocha   Aktivita   Chyba
          (keV)
-----
BE-7      477.6
CS-134    604.7
CS-137    661.6      1452      1074      3.764E+00  2.44E-01
I-131     364.5
K-40      1460.8      1983      1852      3.524E+01#  4.39E+00
PB-210    46.5        1463      352       1.720E+01#  1.52E+01
* preneseno do DATABASE
          # odceteno pozadi
          28.02.2007*08:08
*****

```

5. DISKUSE

Cílem diplomové práce byl srozumitelný souhrn poznatků z dostupné literatury o dané problematice a potvrdit či vyvrátit předpokládané hypotézy: „Průzkum a měření dřevní hmoty, kůry lesního porostu by měly prokázat kontaminaci cesiem-137, ale půjde zřejmě o hodnoty relativně nízké, které k vzhledem k ostatním zdrojům ionizujícího záření mají na zdraví populace zanedbatelný vliv.“

V teoretické části jsem se zaměřila na objasnění původu cesia - 137 v lesním ekosystému a úvodu do problematiky. V praktické části práce jsem provedla odběr vzorků (především půdy z hloubky 0-5cm, půdy z hloubky 5-20cm, dřevní hmoty a porostu) z několika lokalit především Jihočeského kraje a následné jejich gamaspektrometrické proměření (kvantitativní analýza cesia - 137 v lesním ekosystému) na SÚJB v Českých Budějovicích podle metodiky. Jen pro zajímavost na obr. 12 je kvalitativní a kvantitativní analýza šišek z lokality Těšínov, vyhodnoceno softwarem GAMAT.

Výsledky měření jsou prezentovány v tab.XI. Jsou zde zobrazeny lokality s příslušnými vzorky, jejich hmotnosti a naměřené aktivity cesia - 137 v Bq/kg. Pro přehlednost jsem zpracovala tabulku XII, kde je uveden druh vzorku, počet změřených vzorků a dále vzhledem k širokému rozpětí naměřených hodnot je uvedena maximální a minimální zjištěná hmotnostní aktivita cesia - 137 v daném druhu vzorků, průměrná hmotnostní aktivita a medián. K tomu jsem připojila tab. XIII, kde jsou vyjmenovány lokality odběru vzorků včetně jejich zeměpisných souřadnic (GPS). Maximální hmotnostní aktivita cesia - 137 byla naměřena v půdě z horní vrstvy (z hloubky 0-5 cm) v lokalitě Srní 535,8 Bq/kg. Naopak minimální hmotnostní aktivita cesia - 137 byla naměřena ve dřevní hmotě v lokalitě Vodňany 0,666 Bq/kg. Toto je i graficky znázorněno v grafu 20, kde jsem porovnávala všechny vzorky. Široký rozptyl naměřených hodnot byl způsoben nerovnoměrnou distribucí cesia - 137 na území Jihočeského kraje.

Dále jsem porovnávala mezi sebou vzorky kůry a dřeva viz graf 21. Nejvyšších hmotnostních aktivit cesia - 137 dosahovala kůra již před tím zmíněné lokality Srní. U

všech lokalit převyšovaly hmotnostní aktivity cesia - 137 ve vzorcích kůry, hmotnostní aktivity cesia - 137 ve vzorcích dřevní hmoty byly nižší. Výjimkou byly lokality Boršov nad Vltavou, Rudolfov, Vlachovo Březí a Těšínov. To mohlo být zapříčiněno statistickou chybou nebo špatnými podmínkami při sběru. Předpokládala jsem totiž, že ve dřevní hmotě budou hodnoty hmotnostní aktivity cesia - 137 nižší. Je možné, že se mohlo jednat o vzorky dřevní hmoty z blízkosti kůry, kdy již cesium - 137 do dřeva proniklo.

V průměru hodnoty hmotnostních aktivit cesia - 137 ve vzorcích kůry převyšují 2,4krát hodnoty hmotnostních aktivit cesia - 137 ve vzorcích dřevní hmoty.

Cesium - 137 se ve dřevní hmotě šíří rovnoměrně a prostupuje postupně hluboko do kmenu stromu. Cesium - 137 se mohlo do dřeva dostat dvěma způsoby - ze spadu přes povrch stromu a nebo z půdy kořenovým systémem, kdy se šířilo stejně jako ostatní minerály obvodovým lýkem a dostalo se tak až do středu kmene. Množství cesia - 137 ve dřevní hmotě závisí tedy na druhu stromu, hloubce jeho kořenů a v neposlední řadě na množství cesia - 137 v lesní půdě. [23]

Kontaminace dřeva cesiem - 137 však existovala již před černobylskou havárií v důsledku globálního radioaktivního spadu z pokusných výbuchů jaderných zbraní v atmosféře v předchozích desetiletích. [17]

Dále jsem porovnávala vzorky půd ze dvou vrstev. Jak je vidět na grafu 22. Opět nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity cesia - 137 byla naměřena v lokalitě Srní v půdě z hloubky 0 - 5 cm 535,8Bq/kg. Naopak nejnižší hodnota hmotnostní aktivity cesia - 137 byla naměřena v lokalitě Boršov nad Vltavou v půdě z hloubky 5 - 20 cm 0,787 Bq/kg.

Hloubka 20 cm byla dostačující vzhledem k pomalé migraci cesia v půdách (2 až 9 mm/rok). [23] Ráda bych ještě zmínila skutečnost, že v lesním ekosystému je půda neobdělávaná, tudíž je možné na ní sledovat pomalou migraci cesia - 137. Jelikož od Černobyli uběhlo 21 let, předpokládala jsem, že nejvyšších hmotnostních aktivit cesium - 137 bude dosahovat zejména půda ve vrchní vrstvě v hloubce 0-5 cm. Toto se potvrdilo. V průměru hodnoty hmotnostních aktivit cesia - 137 ve vzorcích půd z vrchní vrstvy 0 - 5 cm převyšují 14krát hodnoty hmotnostních aktivit cesia - 137 ve vzorcích

půd ze spodní vrstvy 5 - 20 cm hloubky. Cesium - 137 v hloubce 5 - 20 cm pochází ze spadu z dřívějších zkoušek jaderných zbraní v atmosféře.

Podářilo se mi také po mých obchůzkách po lese nasbírat i vzorky hub. Vzpomněla jsem si, že po výbuchu v Černobylu se nesměly sbírat houby kvůli obsažené radioaktivitě. Podle Petra Dvořáka z brněnské Veterinární a farmaceutické univerzity se dosud v houbách nachází cesium - 137 a to nejvíce v nejoblíbenějších hřibovitých houbách. Je známo, že houby zadržují těžké kovy a téměř dvacet let po havárii v Černobylu stále obsahují cesium - 137, tedy prvek, který může zvýšit riziko vzniku rakoviny.

Nejvyšší hmotnostní aktivitu cesia - 137 v houbách jsem naměřila v lokalitě Žimutice 79,135 Bq/kg, jak je vidět z grafu 23. Když jsem tuto hodnotu porovnála s hodnotou nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin pro radiační mimořádné situace pro děti (400 Bq/kg) (viz tab. XIV) a s hodnotou nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin pro přetrvávající ozáření po černobylské havárii pro děti (370 Bq/kg) (viz tab. XV), je mnou změřená hodnota hmotnostní aktivity cesia - 137 zanedbatelná.

Dále jsem se pokusila o výpočet úvazku efektivní dávky pro 1 obyvatele, který zkonsumoval 10 kg hub za 1 rok. K tomu jsem potřebovala následující údaje:

- * *Konverzní faktor pro přepočítání příjmu radionuklidů (^{137}Cs) požitím na úvazek efektivní dávky pro dospělé = $1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$ (podle přílohy č.2 tabulky č.5 vyhlášky č.307/2002Sb.)*
- * *Předpokládaná průměrná roční spotřeba hub na 1 obyvatele = 10 kg/rok*
- * *Největší naměřená hmotnostní aktivita ^{137}Cs v houbách (lokality Žimutice) = 9,135 Bq/kg*
- * *Usuchací poměr (mokrý/suchá hmotnost) = 6,115*

$$E = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} \times 10 \text{ kg} \times 9,135 \text{ Bq/kg} \times 6,115 = 6,29 \cdot 10^{-5} \text{ Sv} = 0,0629 \text{ mSv}$$

Vynásobením všech předchozích údajů mi vyšel úvazek efektivní dávky pro 1 obyvatele, který zkonzumoval 10 kg hub za 1 rok **0,0629mSv**, což je **nižší než 1mSv** (obecný limit pro součet efektivních dávek ze zevního ozáření a úvazků efektivních dávek z vnitřního ozáření za kalendářní rok, z vyhlášky č.307/2002Sb., § 19). Z toho plyne, že v houbách je už jen zbytkové množství cesia - 137, které nepředstavuje pro lidský organismus vážné zdravotní nebezpečí. Lidé by museli jíst houby často a po kilogramech, aby měli problémy.

6. ZÁVĚR

Gamaspektrometrická analýza vzorků půdy, dřevní hmoty, kůry a lesního porostu odebraných z několika lokalit převážně Jihočeského kraje sice prokázala kontaminaci cesiem - 137, ale šlo o hodnoty relativně nízké a vzhledem k ostatním zdrojům ionizujícího záření je jeho vliv na zdraví naší populace zanedbatelný. Tím byla potvrzena předpokládaná hypotéza.

Nejvíce radionuklidů včetně ^{137}Cs bylo do ovzduší uvolněno v důsledku zkoušek jaderných zbraní v atmosféře prováděných v padesátých a začátkem šedesátých let. Radiační poškození po černobylské katastrofě bylo asi pětikrát nižší (kromě bezprostředního okolí). Větší ozáření způsobují přírodní zdroje ozáření, zejména radon v budovách - průměrně 49%, záření gama z povrchu Země - průměrně 17%, přírodní radionuklidy v těle člověka - průměrně 9%, kosmické záření - průměrně 14% a ozáření způsobené v důsledku lékařského vyšetření (rentgeny, nukleární medicína) - 11%- Černobyl zde zaujímá pouze 0,3%. To vše je vidět v grafu 1 na začátku práce.

Je nesporné, že ve dnech bezprostředně po Černobylu bylo v naší populaci radioaktivní cesium jednoznačně prokazatelné. Dostalo se do organismu pomocí potravinového řetězce. Biologický poločas cesia (tj. doba potřebná k vyloučení jedné jeho poloviny z těla) je 110 dnů. Pokud není postupně doplňováno po dobu několika (cca deseti) biologických poločasů, je z organismu vyloučeno.

Nejvíce jsem čerpala ze zahraniční literatury a internetu. Získala jsem i některé materiály ze Státního úřadu pro jadernou bezpečnost České republiky (SÚJB).

Myslím, že má práce by se dala mnohými studenty využít jako studijní materiál. Snažila jsem se o přehledné a srozumitelné zpracování. Dozvěděla jsem se při jejím vytváření spoustu nových informací a zajímavostí, o které bych se za jiných okolností vůbec nezajímala. Téma je poměrně široké, zahrnuje vybrané kapitoly z několika vědních oborů (radiobiologie, jaderná fyzika, dozimetrie aj.). Nesnažila jsem se zabíhat do úplných podrobností, ale výsledné zpracování by mělo čtenářům poskytnout odpovědi na otázky vytyčené v úvodu práce.

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

[1] Baran, V., Jaderná energetika a další problémy moderní civilizace, 1. vyd., Academia, Praha, 2002, 159s., ISBN 80-200-1048-3.

[2] Cooper J.R. a kol., Radioactive releases in the environment: Impact and assessment, 1. vyd., Chichester, England, 2003, 473s, ISBN 0-471-89924-0

[3] Československá komise pro atomovou energii, Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR, Ústřední informační středisko pro jaderný program, 1988, 65s.

[4] ČEZ, a.s.,Jaderná energetika,

URL<http://www.cez.cz/presentation/cze/instance_view.jsp?folder_id=13210&instance_id=96020> 01.05.2007

[5] Hrazdira I., Mornstein V., Lékařská biofyzika a přístrojová technika, 1. vyd., Neptun, Brno, 2001, 395s, ISBN 80-902896-1-4

[6] Hůlka, J., Malátová, I., Radiační situace v České republice,SÚRO Praha 2006,
URL<http://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/radiacni_situace_v_cr_po_cernobylu.pdf> 01.05.2007

[7] Institut hygieny a epidemiologie, Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl, 1.vyd., Centrum hygieny záření, Praha, 1987, 168s.

[8] Klener V. a kol., Principy a praxe radiační ochrany, 1. vyd., AZIN CZ Praha, 2000, 619s, ISBN 80-238-3703-6.

- [9] Kostka,T.,Havárie v jaderné elektrárně Černobyl,
URL<<http://www.volny.cz/kostka2000/Cernobyl.htm>>01.05.2007
- [10] Kuna P., Navrátil L., Klinická radiobiologie, 1.vyd., MANUS, Praha, 2005,
222s., ISBN 80-86571-09-2
- [11] Matzner J., Praktika z dozimetrie, 1.vyd., Jihočeská univerzita v Českých
Budějovicích, Zdravotně sociální fakulta, 2004, 79 s, ISBN 80-7040-707-7
- [12] Reisinger, A., Radiocäsium in Pulzem, Berlin, 1. vyd., J. Cramer, 1994, 128 s,
ISBN 3-443-59057-8
- [13] Riziko nehody atomové elektrárny,
URL<<http://www.jaderna-bezpecnost.cz/riziko-nehody-elektrarny.htm>> 01.05.2007
- [14] Savčenko V.K, Ekologija Černobyl'skoj katastrofy : naučnyje osnovy
Meždunarodnoj programmy issledovanij, 1. vyd., Minsk, Belaruskaja navuka, 1997,
223 s, ISBN 985-08-0055-0
- [15] Singer J., Heřmanská J., Principy radiační ochrany, 1.vyd., Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích, Zdravotně sociální fakulta, 2004, 111s, ISBN 80-7040-708-5
- [16] Smith J., Beresford N.A., Chernobyl - Catastrophe and Consequences, 1.vyd.,
Praxis Publishing Ltd, Chicester, UK, 2005, 310s, ISBN 3-540-23866-2
- [17] Studynková, A., Rulík, P., Pfeiferová, V., Obsah ¹³⁷Cs ve dřevě, Sborník
rozšířených abstraktů XXVI. dny radiační ochrany, Luhačovice, 1.-5.11.2004, 311-
314s.,ČVUT Praha, 2004, ISBN 8001-03076-8.

- [18] SÚRO - Měsíční hodnoty,
URL<<http://www.suro.cz/cz/rms/ovzdusi/mesic/>> 01.05.2007
- [19] SÚRO - Přírodní radioaktivita a problematika radonu
URL< <http://www.suro.cz/cz/prirodnioz/>>01.05.2007
- [20] SÚRO - Týdenní hodnoty,
URL< http://www.suro.cz/cz/rms/ovzdusi/tyden/document_view>01.05.2007
- [21] Štoll, I., Fyzika mikrosvěta, 3.vyd., Prometheus, Praha 2002, 190s, ISBN 80-7196-241-4
- [22] Štuller, J., 10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu - důsledky a poučení, Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Praha, 1996, 80s
- [23] Tecl, J., Schlesingerová, E., Distribuce ^{137}Cs v půdách ČR, Sborník rozšířených abstraktů XXVI. dny radiační ochrany, Luhačovice, 1.-5.11.2004, 335-338s., ČVUT Praha, 2004, ISBN 8001-03076-8.
- [24] The International Nuclear Event Scale (INES) User's Manual 2001 Edition, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2001
- [25] Výroba jaderné energie, Typy jaderných reaktorů,
URL< <http://www.jaderna-energie.cz/jaderny-reaktor-typy.htm>>01.05.2007
- [26] Zpráva o činnosti 1998 - 2003, Státní ústav radiační ochrany SÚRO, Praha, listopad 2003
- [27] Zpráva o výsledcích činnosti SÚJB při výkonu státního dozoru nade jadernou bezpečností jaderných zařízení a radiační ochranou za rok 2005, SÚJB

8. KLÍČOVÁ SLOVA

aktivita

cesium - 137

černobylská havárie

gamaspektrometrie

kvantitativní analýza

9. PŘÍLOHY

Obr. 13 Polucit (obsahuje Cs)

(URL<<http://en.wikipedia.org/wiki/Image:Pollucite%28CesiumMineral%29USGOV.jpg>>01.05.2007)



Obr. 14 Periodická tabulka prvků (URL< <http://www.labo.cz/mft/img/ptall1.gif>>01.05.2007)

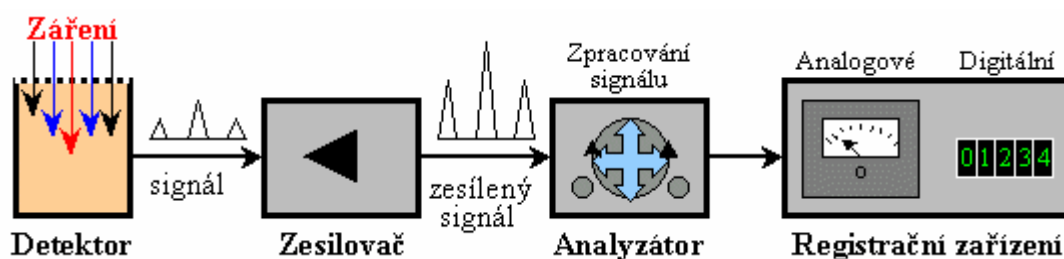
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18																																																																
I A	II A	III B	IV B	V B	VI B	VII B	VIII	VIII	VIII	I B	II B	III A	IV A	V A	VI A	VII A	0																																																																
Hydrogen 1 H 1,00794(7)	Helium 2 He 4,002602(2)	<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 45%;"> <p>— název prvku</p> <p>— protonové číslo</p> <p>— značka prvku</p> <p>— relativní atomová hmotnost</p> </div> <div style="width: 45%;"> <p>■ nekovy</p> <p>■ alkalické kovy</p> <p>■ alkalické zemní kovy</p> <p>■ vzácné plyny</p> <p>■ halogeny</p> <p>■ metalloidy</p> <p>■ přechodné kovy</p> <p>■ jiné kovy</p> <p>■ vzácné zemní prvky</p> </div> </div>												Helium 2 He 4,002602(2)																																																																			
Lithium 3 Li 6,941(2)	Beryllium 4 Be 9,012182(2)	Bor 5 B 10,811(7)	Uhlík 6 C 12,0107(8)	Dužď 7 N 14,0064(4)	Kyslík 8 O 15,999(4)	Fluor 9 F 18,9984032(5)	Neon 10 Ne 20,1797(6)	Sodík 11 Na 22,98976928(2)	Magnesium 12 Mg 24,30409(4)	Alumínium 13 Al 26,9815385(2)	Křemík 14 Si 28,0855(8)	Fosfor 15 P 30,973761(2)	Síra 16 S 32,065(8)	Chlor 17 Cl 35,452(7)	Argon 18 Ar 39,948(1)	Kalium 19 K 39,0983(1)	Calcium 20 Ca 40,078(4)	Scandium 21 Sc 44,955910(8)	Titan 22 Ti 47,88(1)	Vanad 23 V 50,9415(1)	Chrom 24 Cr 51,9961(6)	Mangan 25 Mn 54,938044(1)	Železo 26 Fe 55,845(2)	Kobalt 27 Co 58,93320(5)	Nikl 28 Ni 58,6934(2)	Měď 29 Cu 63,546(3)	Zink 30 Zn 65,38(2)	Gallium 31 Ga 69,723(1)	Germanium 32 Ge 72,61(2)	Arsen 33 As 74,92160(2)	Selen 34 Se 78,96(3)	Brom 35 Br 79,904(1)	Krypton 36 Kr 83,8(1)	Rubidium 37 Rb 85,4678(3)	Strontium 38 Sr 87,62(1)	Ytřium 39 Y 88,9058(2)	Zirkon 40 Zr 91,224(2)	Niob 41 Nb 92,90638(2)	Molibden 42 Mo 95,94(1)	Technetium 43 Tc (98,9063)	Ružium 44 Ru 101,07(2)	Rhodium 45 Rh 102,90550(2)	Palladium 46 Pd 106,42(1)	Sřibřok 47 Ag 107,8682(8)	Kadmium 48 Cd 112,411(8)	Indium 49 In 114,818(3)	Cín 50 Sn 118,710(7)	Antimon 51 Sb 121,760(1)	Telur 52 Te 127,60(3)	Jod 53 I 126,90447(3)	Xenon 54 Xe 131,29(2)	Cesium 55 Cs 132,90545(2)	Baryum 56 Ba 137,327(7)	77-79 Lanthanoidy	72 Hf 178,49(2)	73 Ta 180,9479(1)	74 W 183,84(1)	75 Re 186,207(1)	76 Os 190,23(3)	77 Ir 192,221(3)	78 Pt 195,084(2)	79 Au 196,96656(2)	80 Hg 200,59(2)	81 Tl 204,3833(2)	82 Pb 207,2(1)	83 Bi 208,98040(2)	84 Po (209,9824)	85 At (209,9871)	86 Rn (222,01758)	87 Fr (223,0187)	88 Ra (226,0254)	89-102 Aktinoidy	104 Rf (261,10)	105 Db (262,114)	106 Sg (263,108)	107 Bh (264,12)	108 Hs (265,130)	109 Mt (268)	110 Uun (269)	111 Uuu (272)	112 Uub (277)
Lanthanoidy:		57 La 138,905(2)	58 Ce 140,118(1)	59 Pr 140,90768(2)	60 Nd 144,242(3)	61 Pm (144,9127)	62 Sm 150,36(3)	63 Eu 151,964(1)	64 Gd 157,25(3)	65 Tb 158,92534(2)	66 Dy 162,50(3)	67 Ho 164,93032(2)	68 Er 167,26(3)	69 Tm 168,93421(2)	70 Yb 173,04(3)	71 Lu 174,967(1)	Aktinoidy:	89 Ac 227,02871	90 Th 232,0371(1)	91 Pa 231,03688(2)	92 U 238,02891(3)	93 Np 237,04817	94 Pu 244,06422	95 Am 243,06136	96 Cm 247,07127	97 Bk 247,07127	98 Cf 251,07889	99 Es 252,08302	100 Fm 257,10528	101 Md 258,10389	102 No 259,10389	103 Lr 260,10389																																																	

Obr.15, 16 Detektor (fota pořizena ve SÚJB České Budějovice)



Obr. 17 Základní blokové schéma elektronického detektoru záření

(URL<<http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm>> 01.05.2007)



Obr. 18 Analyzátor (foto pořízeno ve SÚJB České Budějovice)



Obr.19 Gamaspektrometrie - přístroje (foto pořízeno ve SÚJB České Budějovice)



Obr. 20 Marinelliho nádoby (foto pořízeno ve SÚJB České Budějovice)

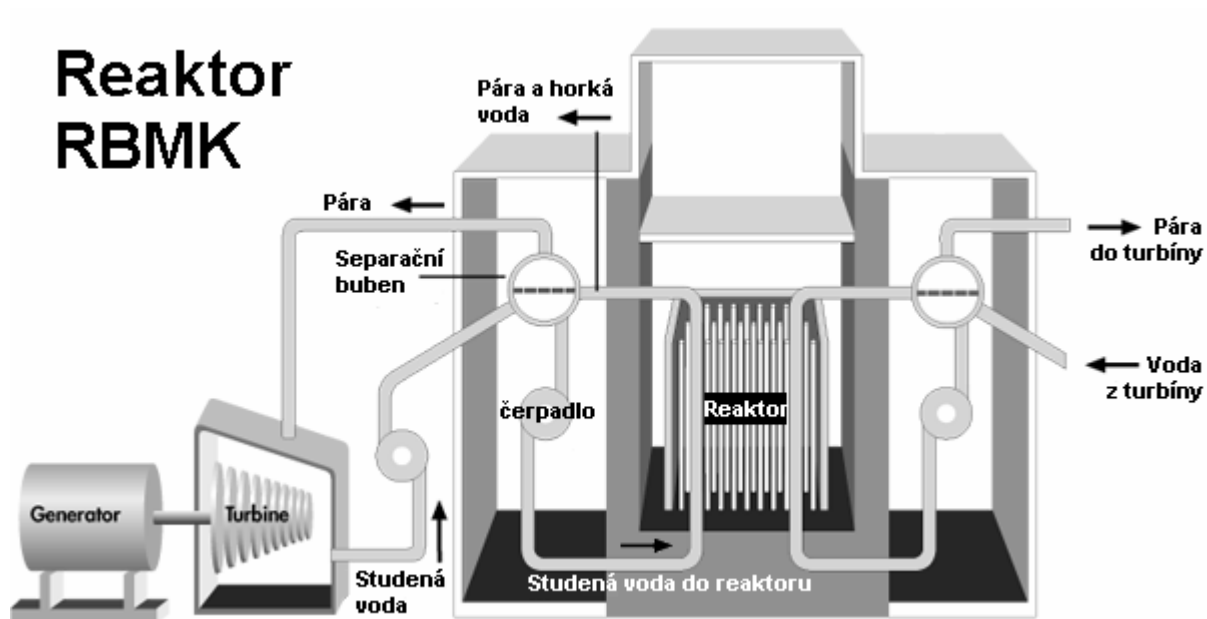


Obr.21 Poloha Černobyľu - nachází se 100 km severně od Kyjeva na řece Pripjat', na tzv. Ukrajinsko - Běloruském plesí

(URL< <http://www.pavrd.cz/cernobyľ/img/ukraine.gif>>01.05.2007)



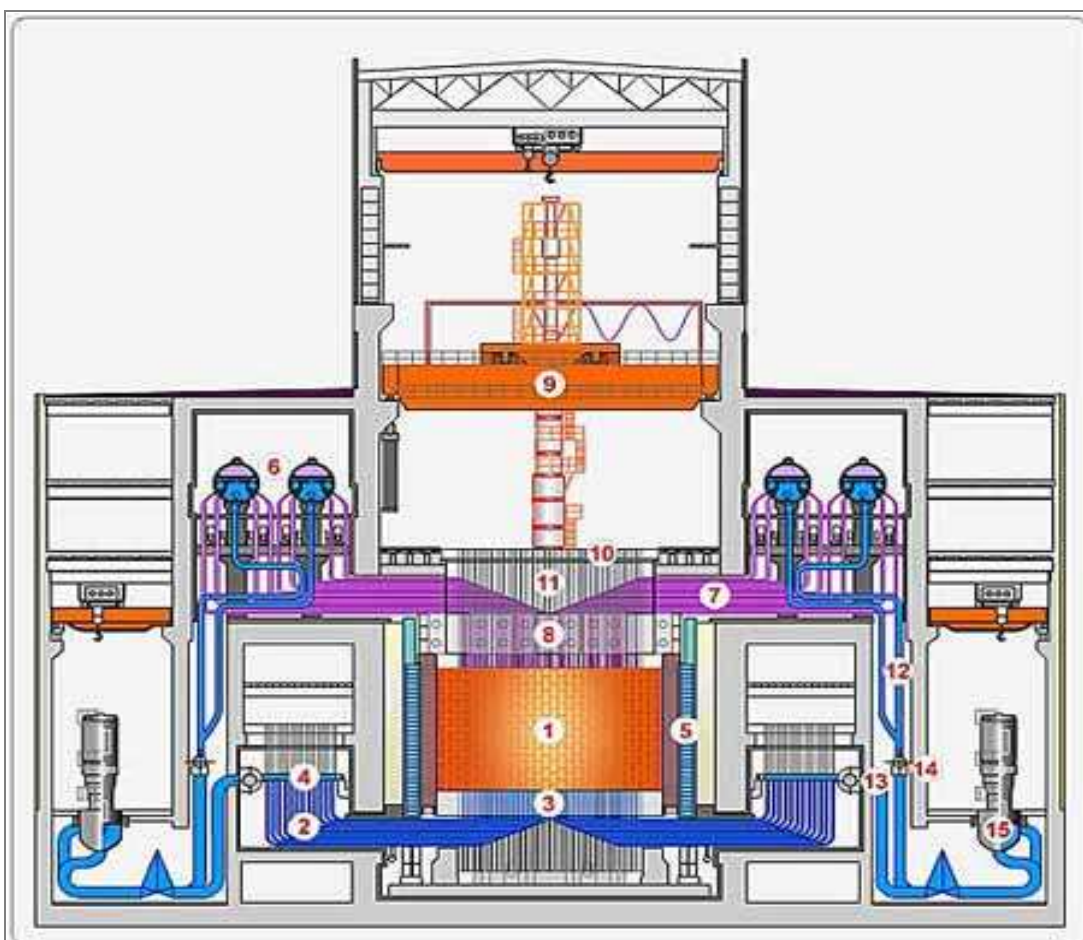
Obr.22 Reaktor RBMK (URL< <http://www.pavrd.cz/cernobyl/reaktor.html>>01.05.2007)



Source: Nuclear Energy Institute

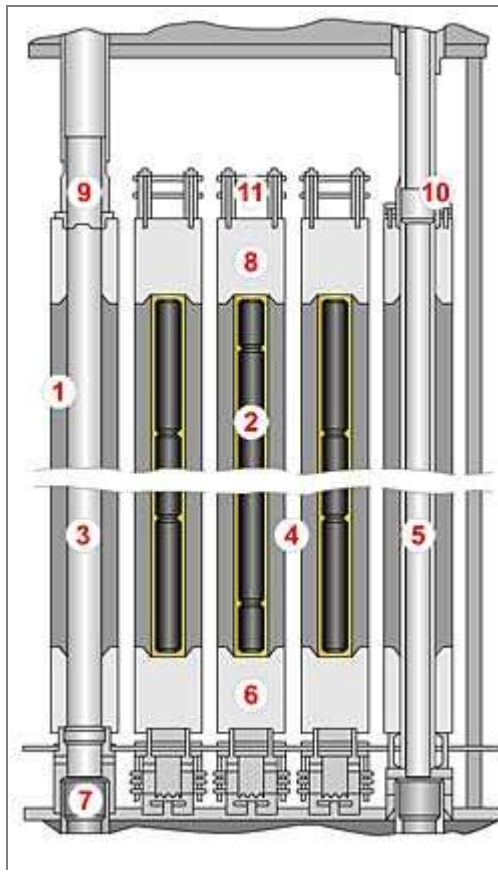
Obr. 23 - 27 Reaktor RBMK 1000 (URL<<http://www.pavrda.cz/cernoby/rbmk/>>01.05.2007)

Příčný řez zařízením reaktoru:



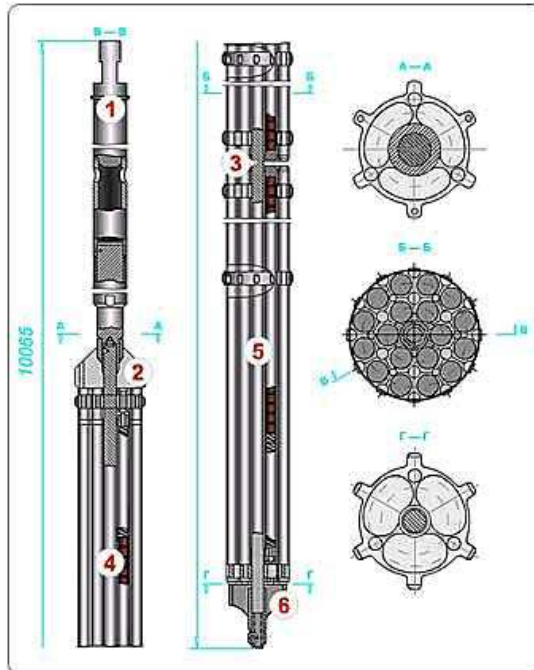
1. Aktivní zóna; 2. Potrubí vodních komunikací; 3. Spodní biologická ochrana
4. Rozdělovací kolektor; 5. Boční biologická ochrana
6. Separční bublen; 7. Potrubí parovodních komunikací
8. Vrchní biologická ochrana; 9. Zavážecí stroj
10. Odjímatelná desková podlaha; 11. Trakty palivových kanálů
12. Spouštěcí kanály; 13. Tlakový kolektor; 14. Sací kolektor
15. GCN - hlavní cirkulační čerpadlo

Schéma části grafitové výplně a konstrukce reaktorového prostoru

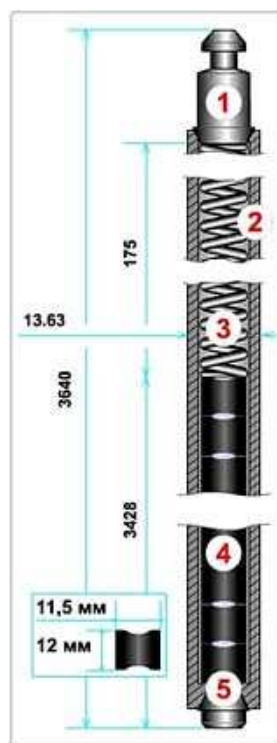


1. Grafitové bloky
2. Grafitové tyče
3. Kolona aktivní zóny
4. Kolona reflektoru
5. Periferní kolona reflektoru
6. Nosná deska
7. Nosné kalíšky
8. Ochranné desky
9. Příruby
10. Směrovací nátrubky
11. Ochranné tepelné stínění
12. Trakty

Palivová kazeta: 1. Úchyt, 2. Fixační díl, 3. Nosný prut, 4. Horní palivový svazek, 5. Spodní palivový svazek, 6. Koncovka



TVEL: 1. Koncovka, 2. Obal, 3. Fixační pružina, 4. Palivové tablety, 5. Uzávěr



Obr. 28 Poloha černobylské jaderné elektrárny (UNSCEAR 1988 REPORT, ANNEX D,

Exposures from the Chernobyl accident, URL<<http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf>>

01.05.2007)

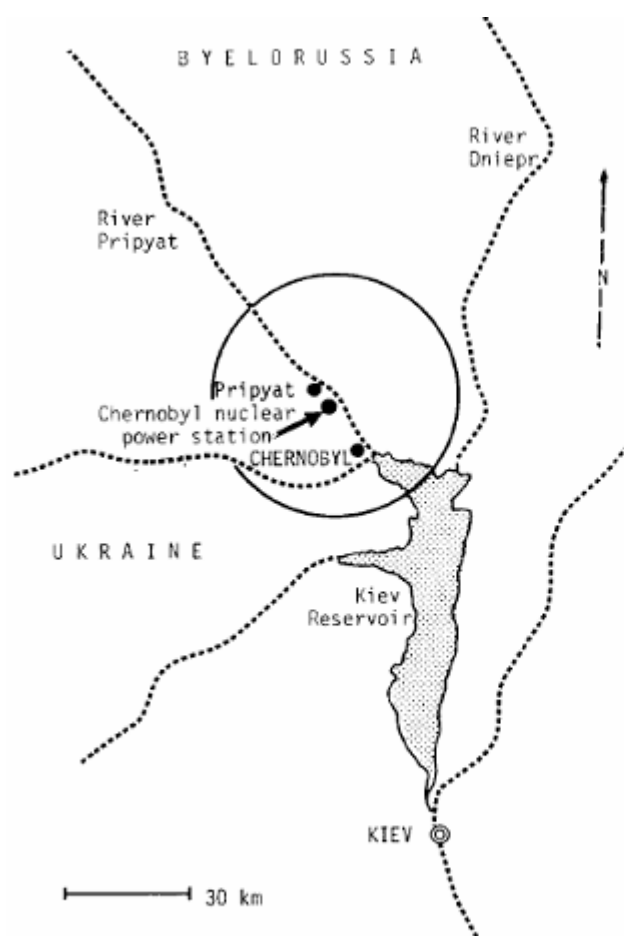


Figure I. The site of the Chernobyl nuclear power station.

Obr. 29 Šíření radioaktivity z černobylské elektrárny (UNSCEAR 1988 REPORT, ANNEX D, Exposures from the Chernobyl accident, URL<<http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf>> 01.05.2007)

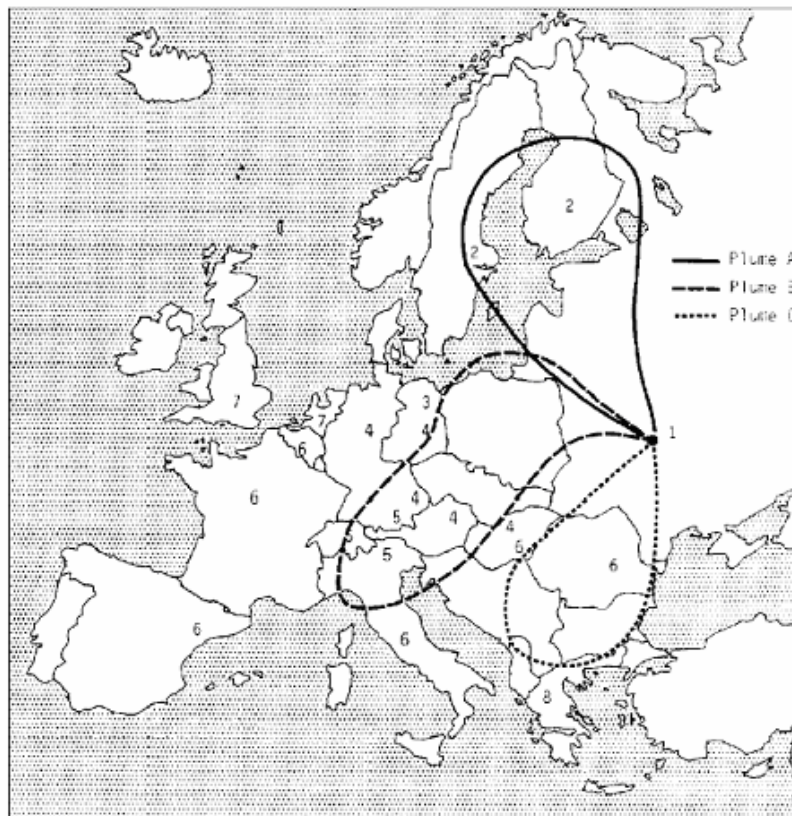


Figure III. Descriptive plume behaviour and reported initial arrival times of detectable activity in air. Plumes A, B, and C correspond to air mass movements originating from Chernobyl on 26 April, 27-28 April, and 29-30 April, respectively. The numbers 1 to 8 indicate initial arrival times:
1 (26 April), 2 (27 April), 3 (28 April),
4 (29 April), 5 (30 April), 6 (1 May), 7 (2 May), 8 (3 May).

Obr. 30 Šíření radioaktivity z černobylské elektrárny (UNSCEAR 1988 REPORT, ANNEX D, Exposures from the Chernobyl accident, URL<<http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf>> 01.05.2007)

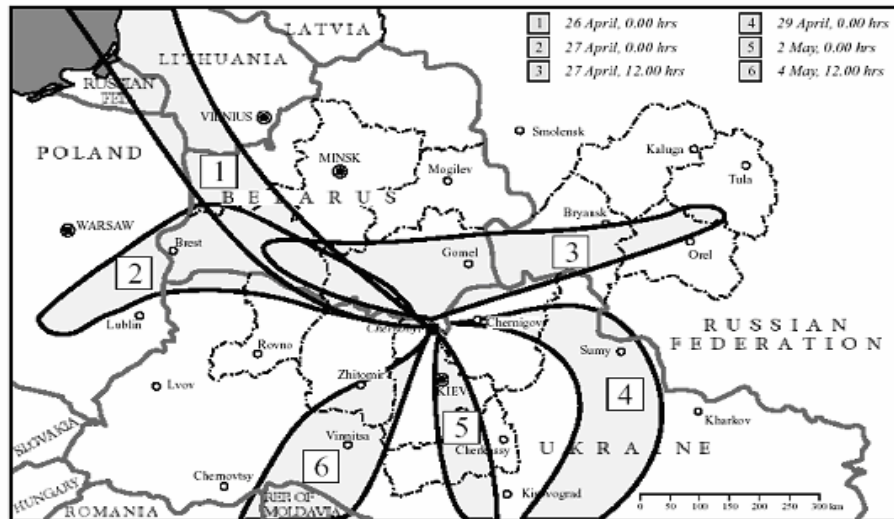


Figure V. Plume formation by meteorological conditions for instantaneous releases on dates and times (GMT) indicated [B7].

Obr.31 Oblasti s největší kontaminací ¹³⁷Cs (UNSCEAR 1988 REPORT, ANNEX D, Exposures from the Chernobyl accident, URL<<http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf>> 01.05.2007)

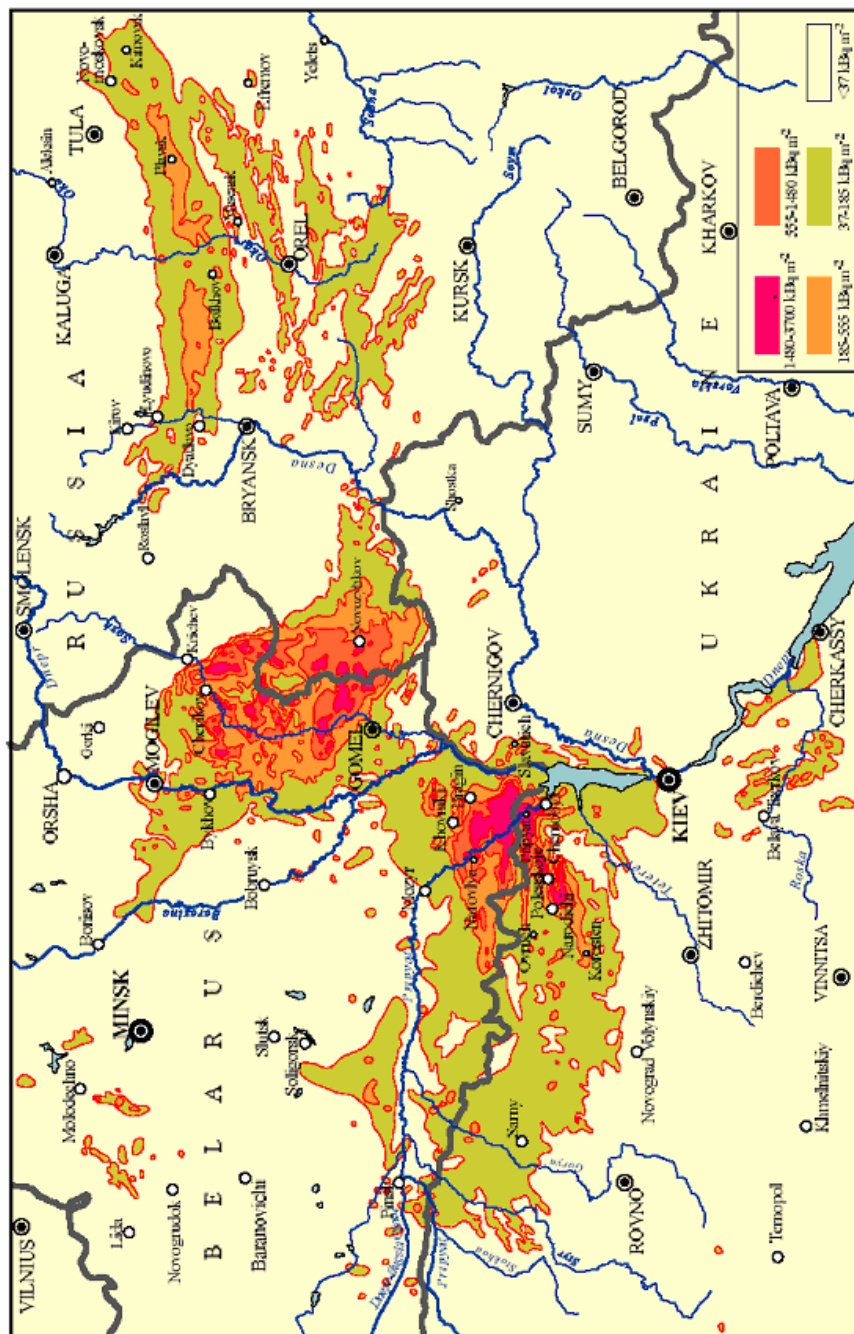
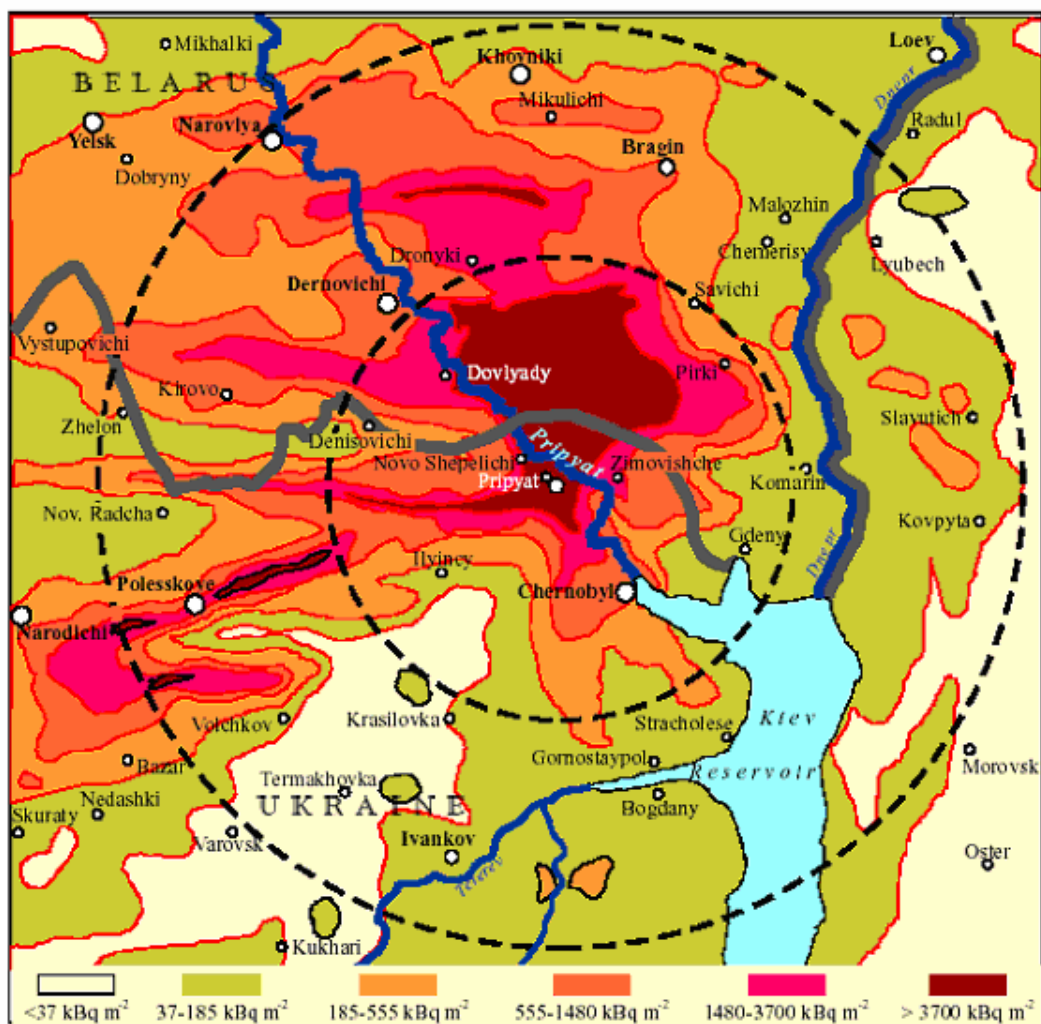


Figure VI. Surface ground deposition of caesium-137 released in the Chernobyl accident [11, 13].

Obr.32 Oblasti s největší kontaminací ^{137}Cs v bezprostřední blízkosti černobylského reaktoru (UNSCEAR 1988 REPORT, ANNEX D, Exposures from the Chernobyl accident, URL<<http://www.unscear.org/docs/reports/annexj.pdf>> 01.05.2007)



Surface ground deposition of caesium-137 in the immediate vicinity of the Chernobyl reactor
The distances of 30 km and 60 km from the nuclear power plant are indicated.