

Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření

Jiří Hůlka, Irena Malátová, Státní ústav radiační ochrany Praha

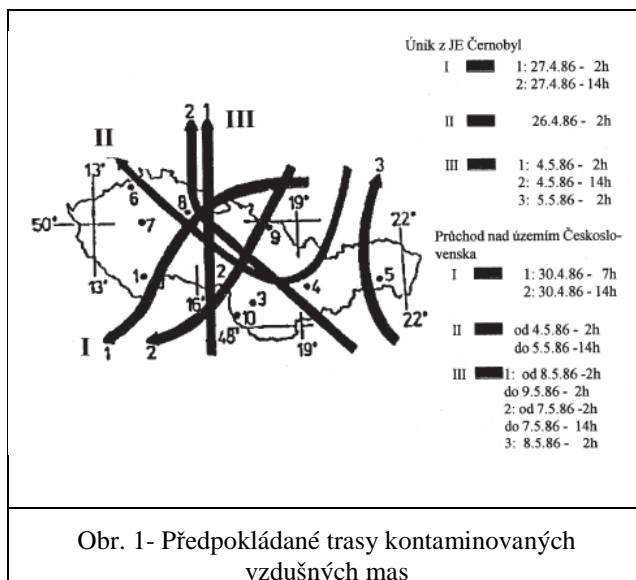
Monitorování radiační situace na území Československa.

První signály o příchodu vzdušných kontaminovaných mas na naše území zachytily v průběhu noci z 29. na 30.dubna 1986, stejně jako v jiných zemích, jaderné elektrárny v rámci prováděných kontrolních měření. V ranních hodinách začalo systematické měření i na některých odborech hygieny záření Krajských hygienických stanic a v Centru hygieny záření IHE, které bylo pověřeno sběrem dat o radiační situaci.

Kontaminace ovzduší

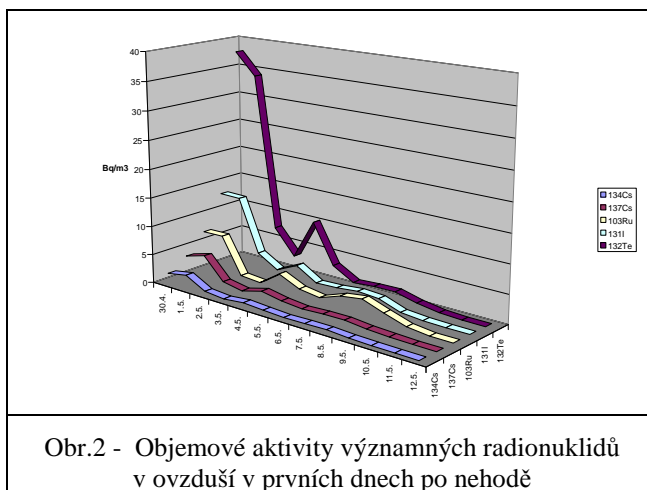
Byly zaznamenány celkem tři významné průchody, První v noci z 29. na 30.dubna 1986, druhý 3.a 4.května 1986 a třetí 7.května 1986. Přechod kontaminovaných vzdušných mas je schematicky na obrázku 1.

V aerosolech bylo identifikováno až 20 různých radionuklidů, přitom typické hodnoty z hlediska expozice významných radionuklidů (^{131}I , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{103}Ru) se pohybovaly v řádu jednotek až desítek Bq/m^3 (obr.2). Z výsledků velikostní distribuce vyplývaly výrazné rozdíly pro aerodynamické mediány aktivit (AMAD) radionuklidů pro skupiny těkavých radionuklidů (^{131}I , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{103}Ru , ^{106}Ru) s menším AMAD, a netěkavých radionuklidů (^{140}La , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{95}Zr , ^{96}Nb). (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 kondensace). Poměr jednotlivých uniklých radionuklidů se během nehody měnil, to umožnilo využít například poměru ^{103}Ru a ^{137}Cs k identifikaci jednotlivých průchodů vzdušných kontaminovaných mas.

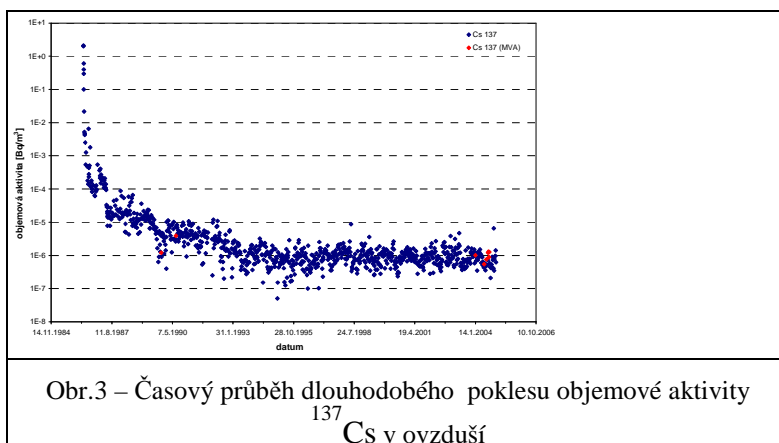


Časový průběh objemových aktivit nejvýznamnějších radionuklidů, měřený v prvních dnech po nehodě do 10.5.1986, je na obrázku č.2. Důležité je zmínit zastoupení jodu v různých fyzikálně chemických podobách, a to přibližně: v aerosolové formě bylo 20-30% aktivity, v plynné podobě cca 30-40 % a v podobě CH_3I 30-40 %.

V odebraném vzdušném aerosolu byla stanovena i objemová aktivita ^{90}Sr a ^{89}Sr , která byla však 10 až 50x nižší než objemové aktivity ^{137}Cs . To mj. výrazně odlišuje spád z černobylské havárie od spádu ze zkoušek jaderných zbraní v atmosféře, kde byl poměr aktivit $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ zhruba konstantní (1,6). V dalších speciálních analýzách bylo ve vzduchu stanoveno i malé množství transuranů $^{239+240}\text{Pu}$ a ^{242}Cm (na úrovni $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$), malé zvýšení aktivity tritia, 30.dubna 1986 byl na úrovni desítek Bq/m^3 naměřen rovněž ^{133}Xe .



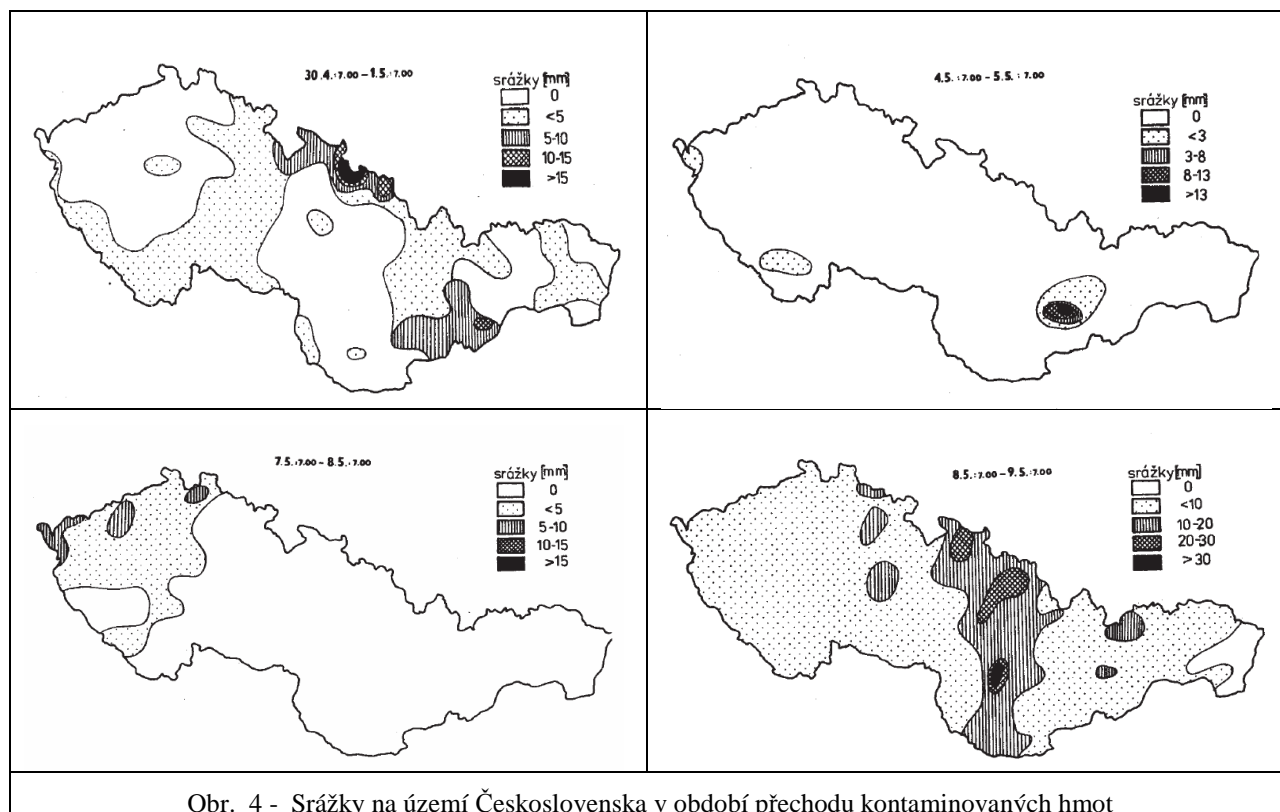
Aktivita v ovzduší výrazně poklesla po přechodu posledních kontaminovaných mas po 10 květnu. Následný dlouhodobý trend poklesu objemové aktivity ^{137}Cs v ovzduší do konce roku 2005 je na obrázku 3.



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

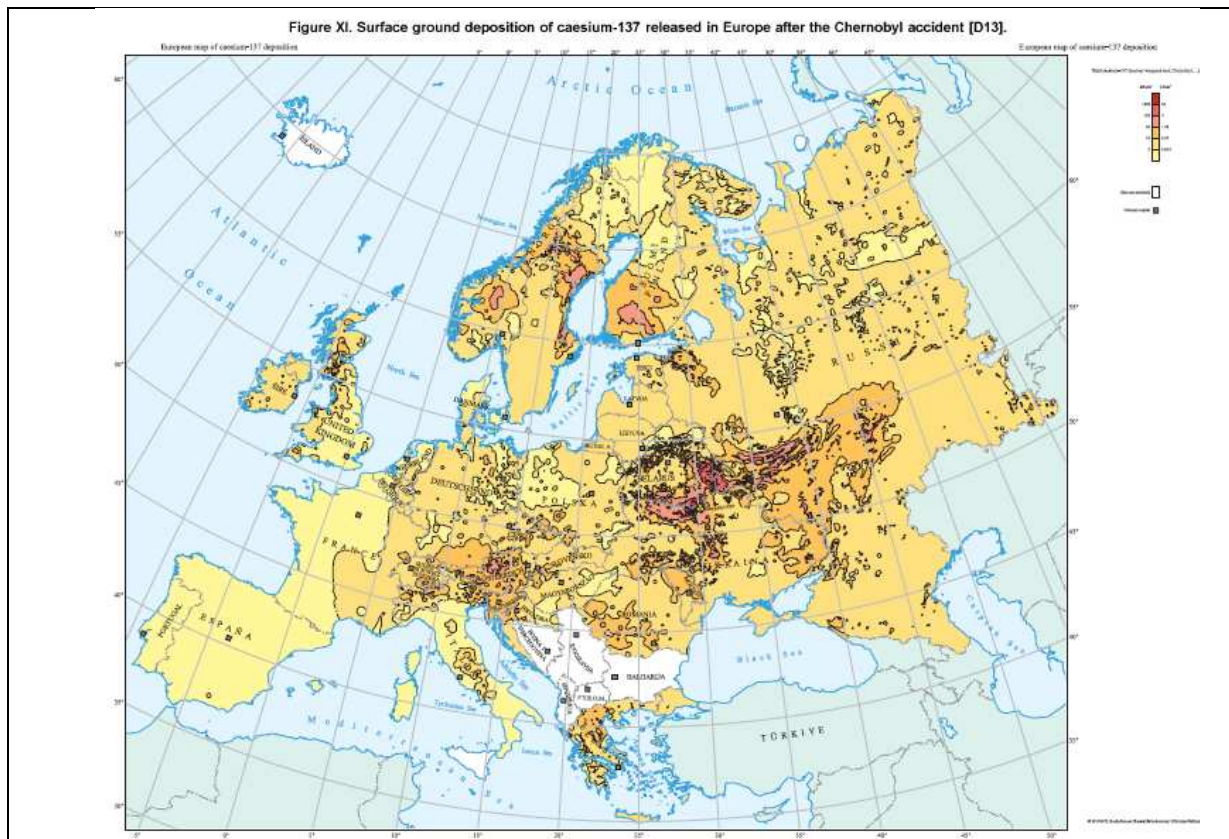
Kontaminace území (radioaktivní spad)

Nehomogenita v kontaminaci území byla důsledkem zejména nerovnoměrných srážek při přechodu jednotlivých vzdušných mas (úrovně srážek v době přechodu kontaminovaných mas, obrázek č.4).



Výsledná mapa kontaminace ^{137}Cs získaná z celostátního průzkumu půd v červnu 1986 je na obrázku č.6. Distribuci hodnot v České republice lze popsat logaritmicko normálním rozdělením (aritmetický průměr 5,7 kBq/m²)

Pro srovnání je uvedena i mapa kontaminace Evropy ^{137}Cs (obr. 5)

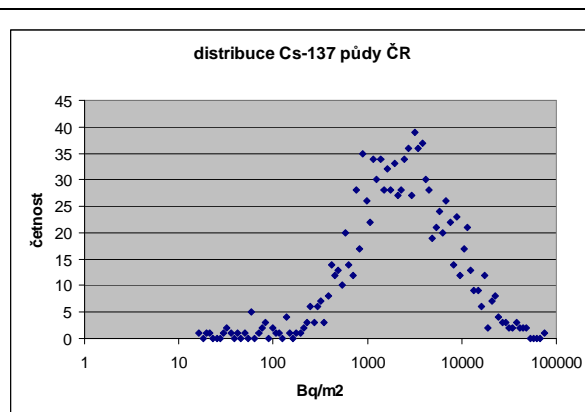


Obr. 5 - Mapa kontaminace Evropy ^{137}Cs

(převzato z „Atlas of Cesium deposition on Europe after Chernobyl accident“)



Obr.6 – kontaminace území České republiky ^{137}Cs



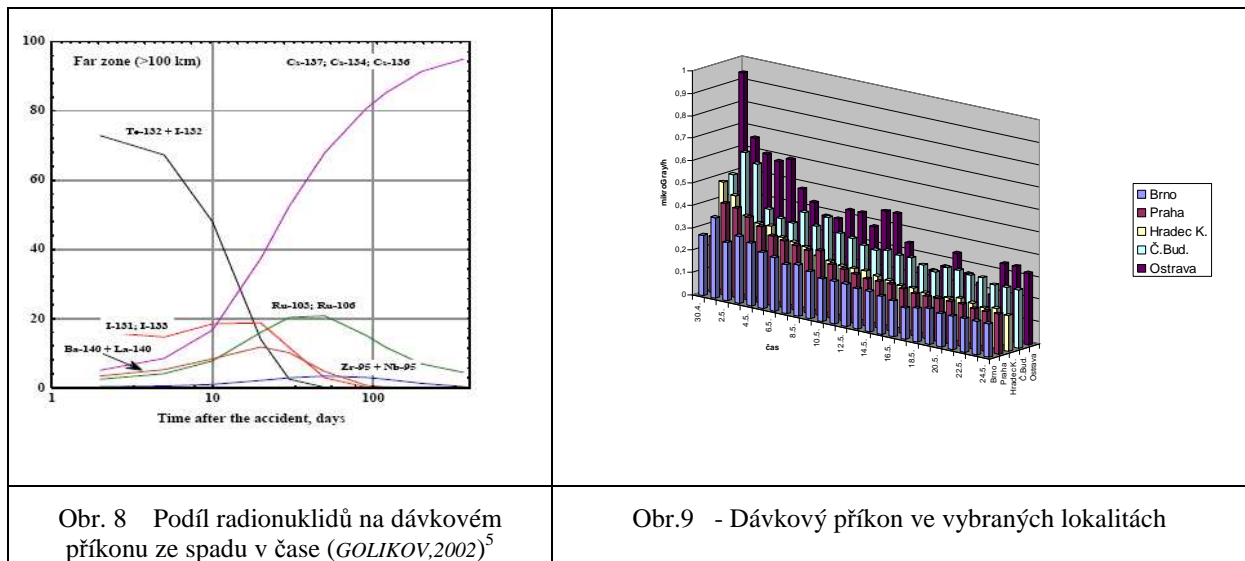
Obr. 7- Distribuce plošné kontaminace ^{137}Cs v ČR

Zevní ozáření a inhalace

Zatímco např. *přímé zevní ozáření* z přechodu „radioaktivního mraku“ bylo zanedbatelné (lze ho výpočtem odhadnout na méně než 0,001 mSv), ozáření ze spadu bylo významnější. Krátkodobě došlo ke zvýšení příkonu dávkového ekvivalentu na několiknásobek přírodního pozadí, a toto zvýšení bylo běžnými prostředky měřitelné v časovém horizontu několika týdnů.

Na příspěvku k zevnímu ozáření se podílely z krátkodobých radionuklidů zejména, ^{132}Te , ^{132}I , ^{131}I , ^{103}Ru dlouhodobě zejména radioizotopy cesia ^{137}Cs a ^{134}Cs . Relativní podíl v čase na dávkovém příkonu zevním ozáření od jednotlivých radionuklidů je na obrázku 8.

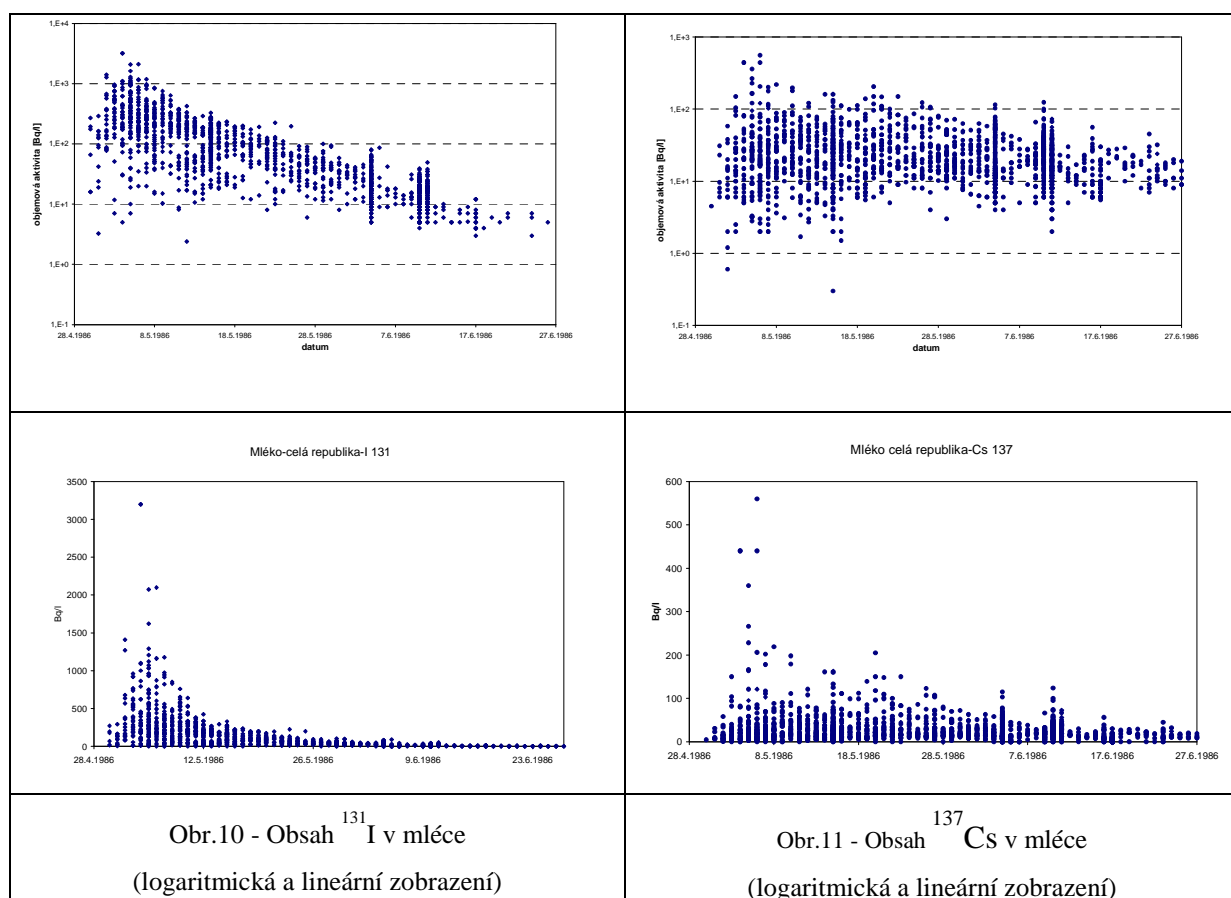
Ukázka časového průběhu fotonového dávkového ekvivalentu v několika odlišných místech je na obrázku.9. Po vymření krátkodobých radionuklidů po cca 2-3 měsících se zvýšení dávkového příkonu způsobené prakticky již jen izotopy cesia nedá na většině území měřením (při průměrné kontaminaci ^{137}Cs cca 5 kBq/m²) již po několika týdnech běžným odlišit od přírodního pozadí (v Čechách na úrovni 0,1 µGy/h).



Průměrná efektivní dávka **od zevního ozáření ze spadu** v České republice byla v roce 1986 odhadnuta na ~0,05mSv (za zbývajícím období lidského života cca 70 let (1986- 2056) z modelu přibližně na 0,28 mSv).

Sledování obsahu radionuklidů v potravinách a ingesce

Ke kontaminaci došlo na začátku vegetačního období, kdy byla vzrostlá (a to částečně) pouze tráva a některá listová zelenina (salát, špenát,...). V období na přelomu dubna a května se při krmení hospodářských zvířat teprve přecházelo na zelené krmivo. Pro základní představu : hmotnostní aktivity významných radionuklidů se u trávy pohybovaly v rozmezí stovek až tisíců Bq/kg, ale díky hmotnostnímu přírůstku (a rozpadu např. ^{131}I) poměrně rychle klesaly. Hlavní pozornost byla proto soustředěna na sledování obsahu radionuklidů v mléce a mléčných produktech, protože tyto produkty byly nejvýznamnějším zdrojem příjmu ^{131}I , ^{137}Cs a ^{134}Cs potravinovým řetězcem. Očekávalo se, že tato expoziční cesta je pravděpodobně významnější než inhalační příjem, a je přitom regulovatelná. Pozornost byla zaměřena na 25 vybraných mlékáren, více méně geograficky rovnoměrně rozložených po území Československa. Produkce těchto mlékáren pokrývala 30% veškeré přímé spotřeby mléka. Mimo to bylo v květnu, červnu a prosinci 1986 provedeno několik celostátních průzkumů, které zahrnovaly všechny mlékárenské závody ve státě. Účelem bylo najít dosud nezachycená místa s vyšší kontaminací, na něž by se případně měla aplikovat regulační opatření, zjistit reprezentativnost zvolených mlékáren a zjistit, zda existuje vztah mezi vyšší kontaminace mléka a spadem v dané svozové oblasti. Výsledky všech průzkumů jsou na obrázku 10 a 11.

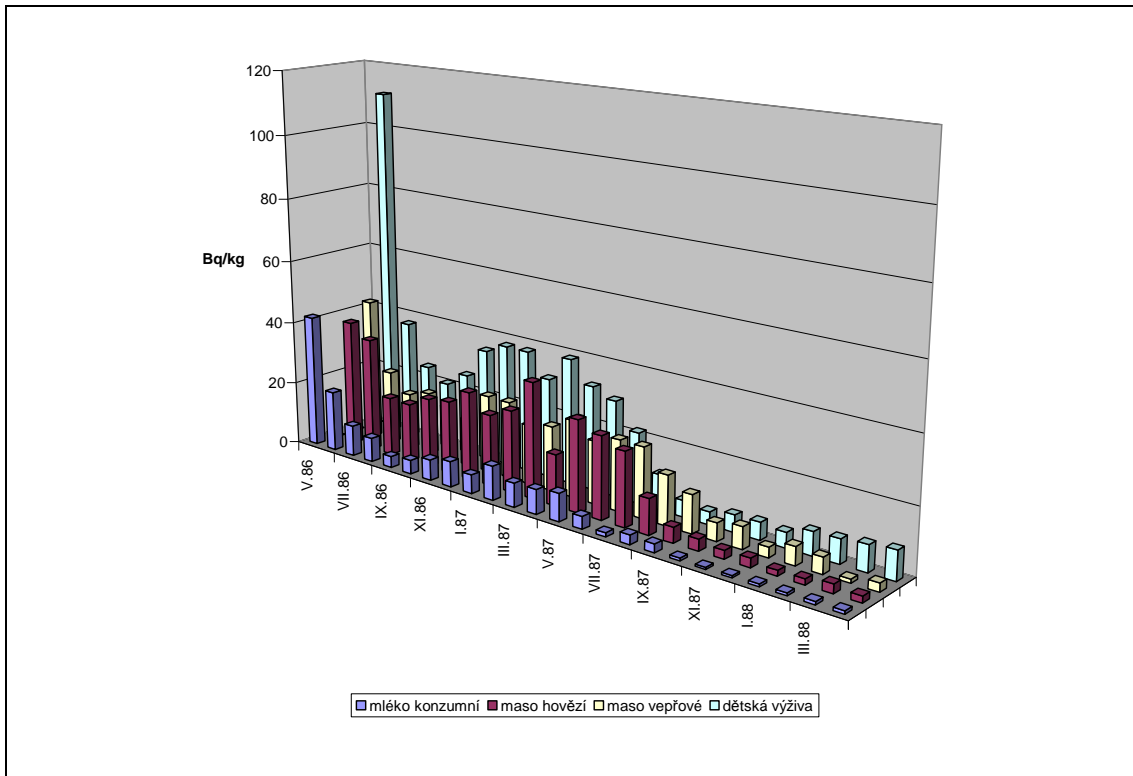


Aktivita ^{131}I v mléce z mlékáren po 15.5.1986 již na žádném místě nepřesáhla zásahovou úroveň 1000 Bq/l a mléko ze zvolených mlékáren bylo dostatečně reprezentativní pro celý stát. Obsah ^{137}Cs ve vzorcích mléka z vybraných 25 mlékáren je sledován až do současné doby.

Speciální pozornost byla věnována *dětské mléčné výživě (DMV)* zajišťované podnikem Průmysl mléčné výživy Hradec Králové v závodech Opočno a Zábřeh na Moravě. Oblast, ze které se sváželo mléko do těchto závodů, zahrnovala převážně okresy více zasažené radioaktivním spadem (Náchod, Ústí nad Orlicí, Šumperk). To se projevilo již v prvních dnech května zvýšeným obsahem radionuklidů ^{131}I , ^{134}Cs a ^{137}Cs v DMV. Byly proměřeny objemové aktivity mléka z jednotlivých kravínů, svozové linky, kontrolovány směsné vzorky z každého dne výroby vždy a to dvakrát - jednak ihned po ukončení výroby, jednak po zabalení ještě před expedicí výrobků. Distribuce DMV vyrobené po 29.4.1986 v závodech PMV Opočno a Zábřeh byla pozastavena a podmíněna souhlasem hlavního hygienika. Teprve po vyčerpání zásob byla tato výroba uvolněna zčásti pro expedici; vycházelo se z výsledků měření a uvolňovány jako DMV byly výrobní šarže s nejnižším obsahem radionuklidů. Již tímto zpožděním v distribuci byl prakticky eliminován z DMV krátkodobý ^{131}I a obsah radioizotopů cesia byl omezen na v té době asi nejnižší reálně dosažitelnou úroveň. Dalším opatřením bylo zavedení výroby DMV v závodech PMV Nový Bydžov, který zpracovával mléko převážně z okresů Hradec Králové (západní část) a Jičín. Jak ukázala již předběžná měření kontaminace terénu provedená v první polovině května (a potvrdila pozdější podrobná měření), byla tato oblast postižena radioaktivním spadem podstatně méně v porovnání se svozovými oblastmi pro Opočno a Zábřeh. Výroba DMV v Novém Bydžově byla zahájena 8.června, zajistila pokrytí výpadků výroby (neuvolněné hlavním hygienikem do distribuce) z ostatních závodů PMV a umožnila realizovat v těchto závodech účinnější opatření na snížení obsahu radionuklidů v DMV. Koncem května byla připravena a v průběhu první poloviny června provedena v součinnosti s veterinární službou kontrola obsahu radioizotopů cesia v mléce používaném pro výrobu DMV. Prověřeno bylo cca 350 mléčných farem, především těch, které zásobovaly výroby v Opočně a v Zábřehu. V druhé polovině června byly na základě výsledků těchto měření redukovány oblasti svozu mléka pro výrobu DMV a vyřazeny byly mléčné farmy se zvýšeným obsahem radionuklidů v mléce (především severní část okresů Šumperk a Ústí nad Orlicí, okres Náchod). Toto opatření se projevilo prakticky okamžitě výrazným snížením obsahu radioizotopů cesia v DMV (3 až 6krát v porovnání s výrobou z května), později omezením nárůstu aktivity v zimním období 1986-1987 (v souvislosti s přechodem na sušené krmivo z první seče).

Opatření na snížení měrné aktivity DMV zůstala v platnosti prakticky do konce roku 1987. Obsah radioizotopů cesia v mléce z vyřazených mléčných farem byl prověřován v září 1987 a na základě těchto měření bylo možno obnovit původní svozové oblasti pro závody Opočno a Zábřeh. Výroba DMV v Novém Bydžově byla ukončena koncem roku 1987. Sledování obsahu ^{137}Cs v DMV trvá v redukovaném rozsahu (týdenní směsné vzorky) dosud.

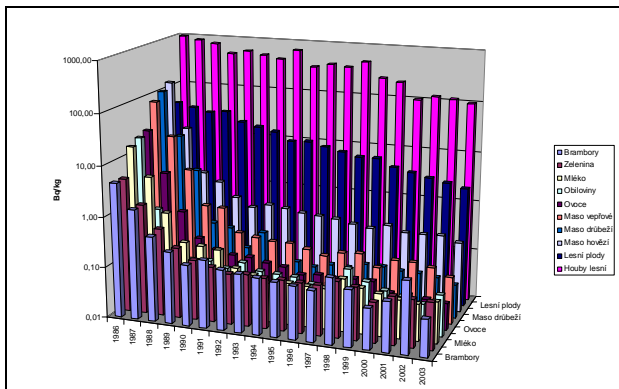
Z dalších potravin byly sledovány ty, které jsou z hlediska spotřeby obyvatelstvem nejvýznamnější, tj. kromě mléka zejména maso, dále obilniny, zelenina, ovoce. Časový průběh průměrných hmotnostních aktivit ^{137}Cs v hovězím a vepřovém masu a objemových aktivit v mléce a DMV v letech 1986 -1988 na obr.12, kde je vidět očekávaný nárůst aktivity v druhém roce po nehodě v důsledku použití krmiv kontaminovaných v roce 1986 (seno atd.)



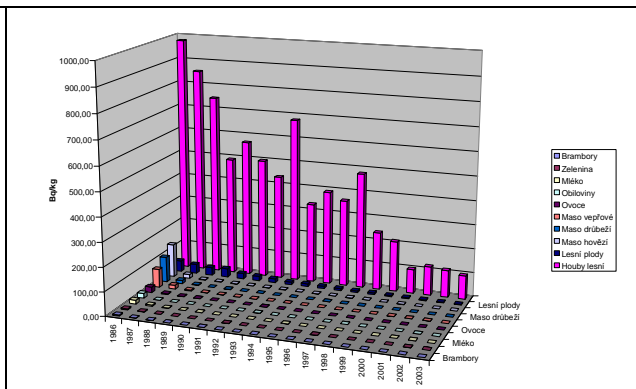
Obr.12 - Časový průběh hmotnostní aktivity ^{137}Cs vybraných potravin (první 2 roky po nehodě)

Hmotnostní aktivity ^{131}I u listové zeleniny (salát, špenát, přezimující pórek..), případně u jarních sušených léčivých rostlin se v prvních dnech pohybovaly v řádu až tisíců Bq/kg, v ovoci a kořenové zelenině se díky poločasů a vegetačnímu období kontaminace ^{131}I projevila minimálně. Kontaminace ovoce a zeleniny cesiem v roce 1986 se pohybovala v rozpětí jednotek až desítek Bq/kg (výjimečně stovek u rybízu), kontaminace obilnin ve sklizni 1986 v rozmezí jednotek až desítek Bq/kg.

Dlouhodobý vývoj hmotnostních aktivit ^{137}Cs v potravinách, jednou v logaritmické a podruhé v lineární stupnici je na následujících obrázcích 13 a 14:



Obr. 13 – Dlouhodobý časový vývoj hmotnostních aktivit ^{137}Cs v potravinách (logaritmické měřítko)



Obr. 14 - Dlouhodobý časový vývoj hmotnostních aktivit ^{137}Cs v potravinách (lineární měřítko)

Odhad úvazku efektivní dávky na základě měření in vivo.

Měření in vivo se rozumí taková měření, při nichž se měří aktivity radionuklidů v těle nebo jednotlivých orgánech člověka celotělovým počítačem nebo detekčním zařízením pro měření aktivity jódu ve štítné žláze. Celotělový počítač je vlastně spektrometr gama s polovodičovými nebo scintilačními detektory, umístěný ve stíněné kobce, aby byla vyloučena interference záření z radionuklidů z prostředí. (obr. 15) Aktivita jódu ve štítné žláze se detekuje obvykle scintilačním detektorem s kolimátorem (obr.16) Tato zařízení se běžně používají k monitorování osob, které s otevřenými radionuklidy pracují

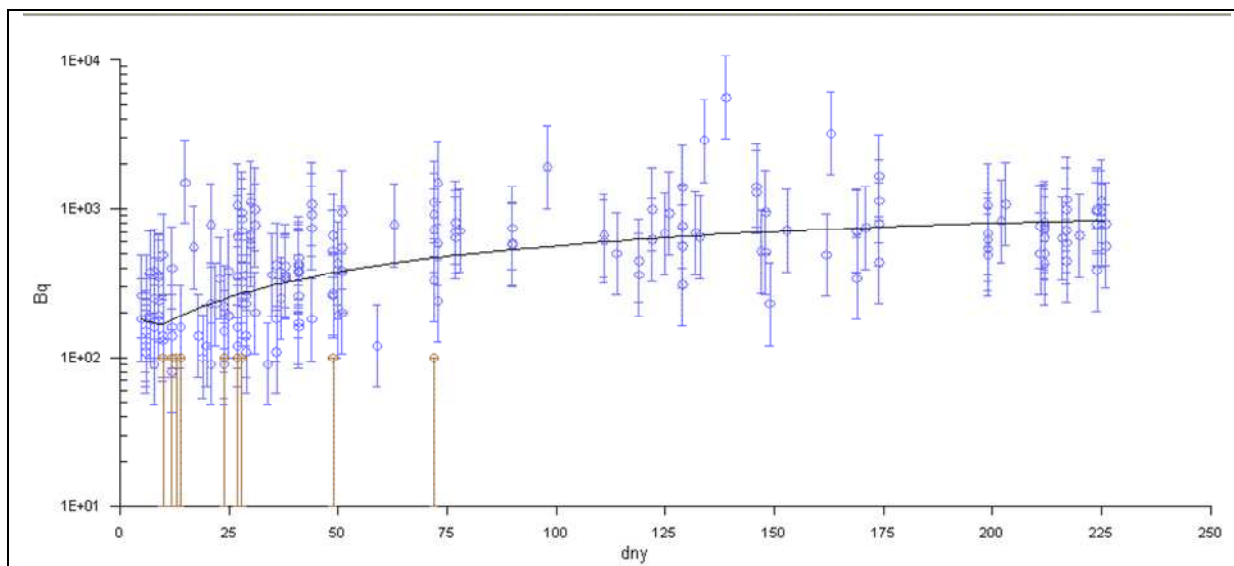


Obr. 15 - Kalibrace pro měření in vivo

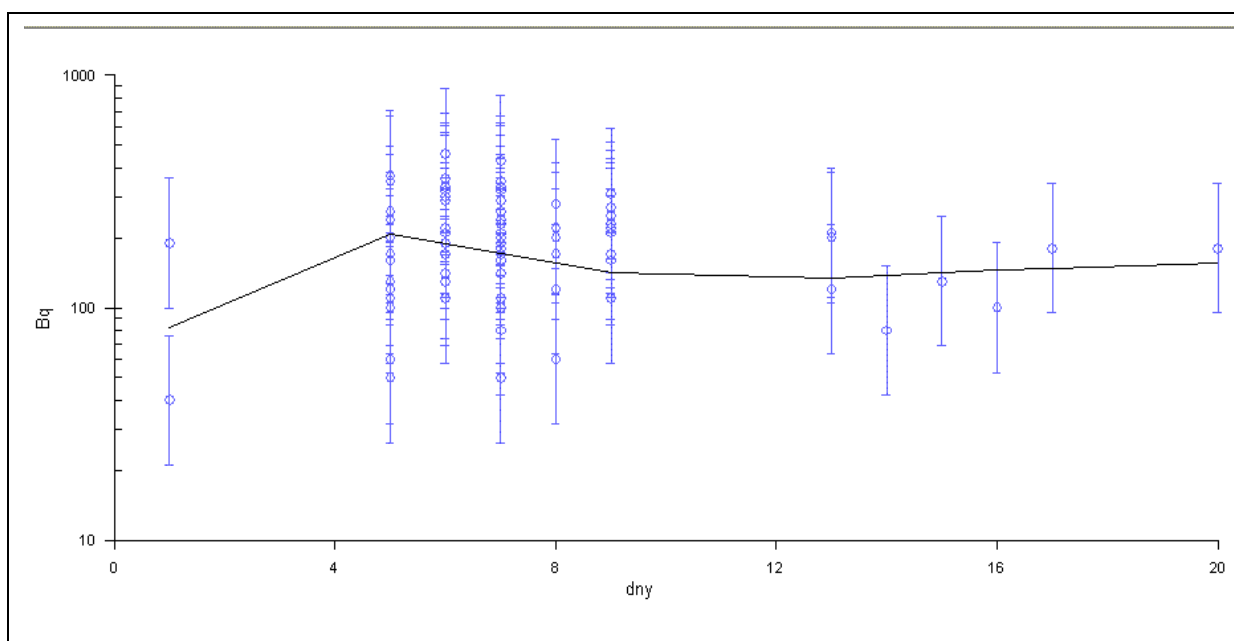


Obr. 16 - Měření štítné žlázy – scintilační detektor

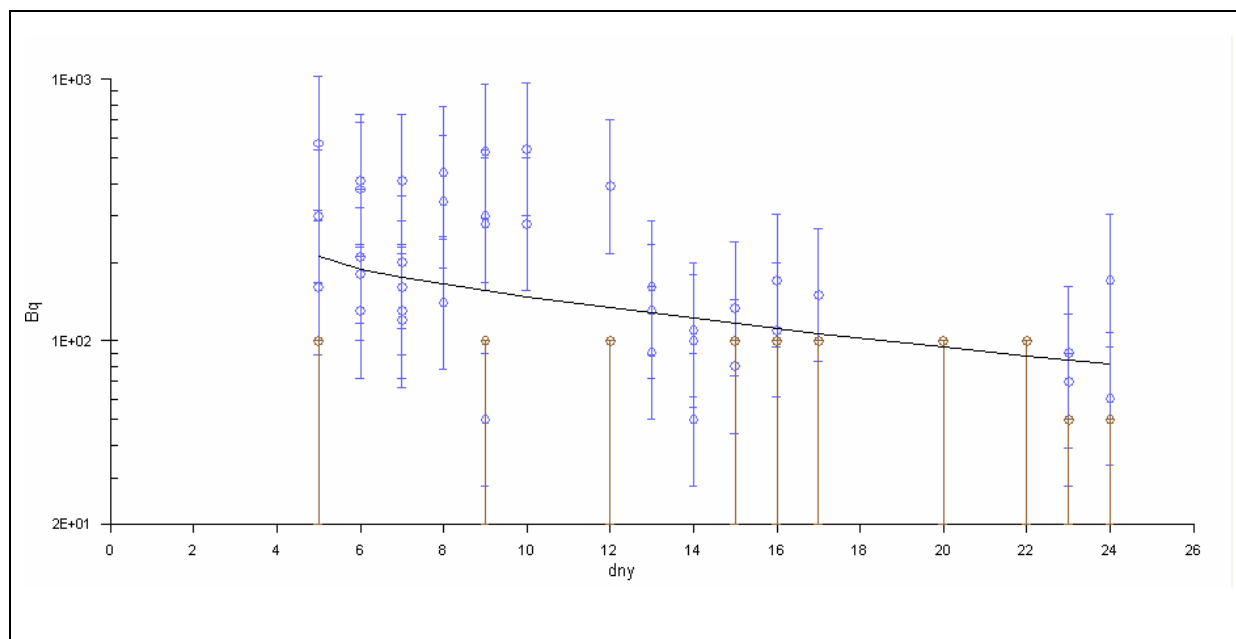
Po černobylské havárii bylo těmito zařízeními měřeno několik skupin osob. Výsledky těchto měření se pak staly cenným zdrojem informací pro odhad dávek z vnitřního ozáření z ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{132}Te + ^{132}I a ^{103}Ru . Výhodou oproti odhadu dávek z měření potravin a prostředí je používání daleko menšího počtu předpokladů a tedy realističtější odhad dávek. Osoby pro celotělová měření nebyly speciálně vybírány; šlo většinou o dobrovolníky z Centra hygieny záření IHE a dalších pracovišť Institutu hygieny a epidemiologie, dále o pracovníky Krajských hygienických stanic, kteří do CHZ přicházeli služebně anebo o pracovníky Okresních hygienických stanic, kteří již byli na měření cíleně vysláni (obr. 17). Retence ^{131}I ve štítných žlázách byly změřeny v laboratoři osobní dozimetrie jaderné elektrárny Dukovany, kde byly měření pracovníci při běžném monitorování. Protože se ^{131}I nevyskytoval ve výpustech ani v pracovním prostředí, lze tyto hodnoty přisoudit černobylské havárii (obr.18)



Obr. 17 - Retence ^{137}Cs v české populaci, muži, rok 1986
 (body s jednostrannými chybovými úsečkami jsou hodnoty pod mezí detekce).



Obr 18 - Retence ^{131}I ve štítných žlázách, muži, okr. Třebíč



Obr. 19 - Retence ^{103}Ru , v české populaci, ženy, 1986 (body s jednostrannými chybovými úsečkami jsou hodnoty pod mezí detekce).

V grafech jsou uvedeny naměřené retence (depo) radionuklidů v těle jednotlivých osob. Vyhodnocení bylo provedeno pomocí softwaru IMBA, který umožňuje proklad experimentálních hodnot biokinetickým modelem. Pro proklad je třeba zvolit, zda jde o příjem akutní či chronický, ingesční nebo inhalační, nebo jejich kombinaci. Rovněž je třeba zvolit dobu příjmu. Tato předvolba byla provedena podle výsledků měření aerosolů v ovzduší. Obvykle bylo voleno několik variant a pak zvolena ta, která vykazovala nejlepší statistický proklad. Tímto způsobem tedy byly přehodnoceny původní výsledky. Souhrn všech výsledků jak z celotělového měření, tak z měření štítných žláz je uveden v tabulce 1. Tyto výsledky jsou vesměs v dobré shodě s odhady původními, ke snížení došlo zejména u ^{131}I .

Jako celkové výsledky jsou pak uvedeny zprůměrované hodnoty, získané u jednotlivých skupin obyvatelstva (celotělová měření mužů a žen, měření štítných žláz mužů a žen).

Efektivní dávka od zevního ozáření byla vypočtena z příspěvku z ozáření z průchodu kontaminovaných vzdušných mas (mraku) a z ozáření ze spadu. K výpočtu byly použity faktory, které zohledňují pobyt v domech a mimo ně. Příspěvek zevního ozáření byl odhadnut na základě naměřených hodnot asi do 20.dne po havárii a byl zkompileován s hodnotou vypočtenou na základě změřeného spadu na území státu. Úvazek efektivní dávky od vnitřního ozáření se počítá po celou dobu od černobylské havárie zásadně na základě celotělového měření. Během prvního období bylo ovšem nutno pro predikci dávek do budoucna použít modelových výpočtů, které braly v úvahu jak naměřené aktivity v potravinách, tak i v krmivu a jejich předpokládaný časový vývoj. Tyto odhady se ukázaly jako nadhodnocené, zmiňujeme je však proto, že ve Zprávě o radiační situaci na území ČSSR po černobylské havárii (1987) se tyto vyšší odhady pro dávky od ^{137}Cs a ^{134}Cs vyskytují. V dalších publikacích byly již odhady založené na experimentálních hodnotách a tyto odhady byly poněkud nižší.

Tabulka 1 - Úvazky efektivní dávky z příjmu radionuklidů v r. 1986				
	Inhalace μSv	Ingesce μSv	celkem μSv	Relativně (%)
^{131}I	94	2	96	63
$^{132}\text{I} + ^{132}\text{Te}$	16	-	16	10,5
^{103}Ru	0,7	-	0,7	0,1
^{137}Cs	2,5	21	23,5	15,4
^{134}Cs	1,8	14,5	16,3	11
celkem	115	37,5	152,5	100

V poslední době jsme pomocí modernějších metod (nového programu pro hodnocení vnitřní kontaminace IMBA) tyto odhady přepočítali a došli k nevýznamným změnám; tyto nové, poněkud nižší odhady zde uvádíme společně s odhady dříve publikovanými.

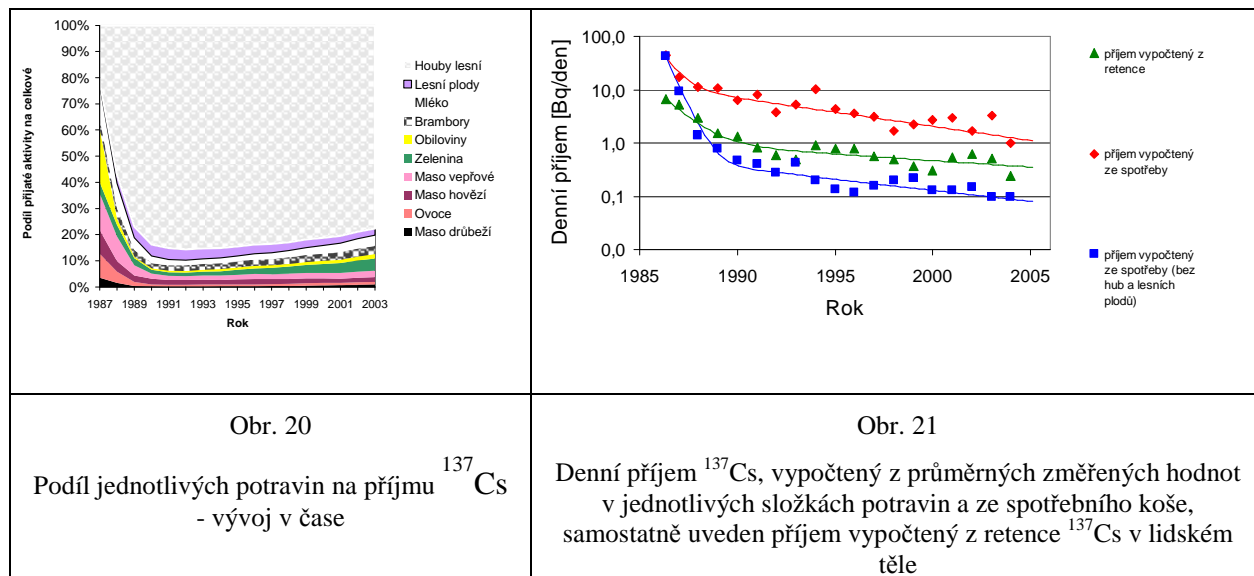
Tabulka 2 - Srovnání původních a nových odhadů dávek obyvatelstvu ČR z černobylské havárie					
Dávka (mSv)	1986	1986-1991	1986-1995	1986-2005	1986-2056
Zevní ozáření	0,05	0,15	0,17	0,22	0,28
Vnitřní ozáření (původní)	0,21	0,28	0,29	0,32	0,36
Vnitřní ozáření (nový odhad)	0,15	0,22	0,23	0,25	0,26
Celkem původní	0,26	0,43	0,46	n/a	n/a
Celkem (nový odhad)	0,2	0,37	0,4	0,47	0,54

Radioizotopy cesia v přírodních ekosystémech a příjem minoritních potravin

V šedesátých letech po zkouškách jaderných zbraní v ovzduší byly objeveny speciální potravní řetězce, prostřednictvím nichž se dostává do lidského těla významně vyšší množství radioizotopů cesia než u průměrného obyvatele. Kromě obyvatel severovýchodních zemí, kde byl identifikován potravní řetězec lišejníků, sob (los, jelen), člověk - bylo obdobné chování cesia nalezeno v lesnatých přírodních ekosystémech i jinde v Evropě, kde je většinou tenká vrstva chudých půd na skalním podloží. Cesium se v takovýchto půdách málo váže a navíc nemůže difundovat do hloubky. V těchto ekosystémech se vyskytují vyšší měrné aktivity rostlinné vegetace, lesních plodů, hub a samozřejmě i v masě lesní zvěře, která se v těchto místech pase. Je známo, že rychlost ubývání cesia z prostředí (též popisovaná pomocí termínu "radioekologický poločas") je pro přírodní ekosystémy delší než pro oblasti s obdělávanou půdou.

U nás se takové oblasti vyskytují zejména na Šumavě a v Jeseníkách. Potravin z přírodních ekosystémů však nejsou dominantní v jídelníčku české populace a dávka z nich tedy nepřispívá významně k průměrné dávce naší populace. Vzhledem k tomu, že od černobylské havárie se pravidelně vyskytovaly dotazy na úroveň aktivity v těchto potravinách, bylo měření vzorků hub a lesních plodů zařazeno do monitorovacího plánu, vyhlášeného Radiační monitorovací sítí ČR. Průměrné hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v těchto potravinách jsou pravidelně uváděny ve Zprávách o radiační situaci na území ČR. Vzhledem k tomu, že tyto údaje o spotřebě jednotlivých potravin se nevyskytují ve statistických ročenkách, bylo v rámci jednoho z výzkumných projektů provedeno statistické šetření, v němž byla zjištěna průměrná spotřeba hub obyvatel ČR 2,1 kg, 1,4 kg lesních plodů 0,24 kg zvěřiny. Na následujících obrázcích je vidět podíl jednotlivých potravin na příjmu ^{137}Cs , zejména dominantní podíl příjmu z hub od třetího roku po nehodě (obr.20).

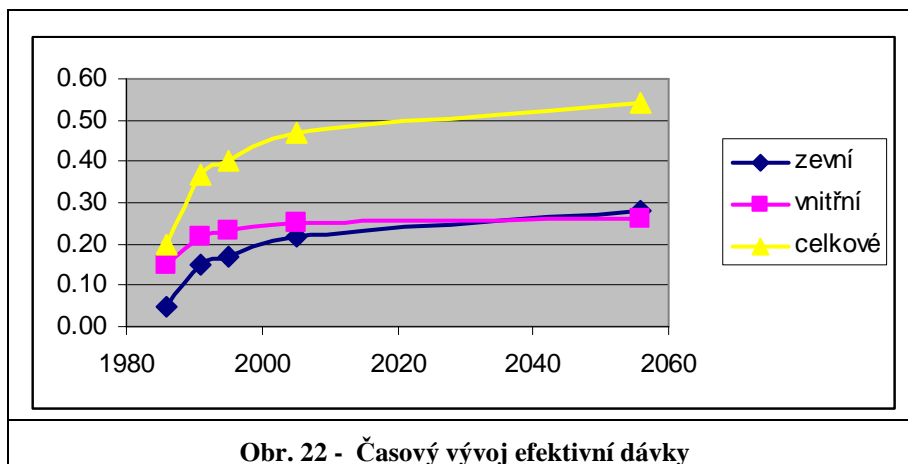
V grafu na obr 21. jsou uvedeny vypočtené denní příjmy ^{137}Cs pro průměrného obyvatele ČR, vypočtené na základě měření in vivo a na základě výpočtu z měřených hodnot v potravinách a spotřeby podle potravinového koše, a to se zahrnutím/bez zahrnutí potravin z přírodního ekosystému.



Právě 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, která vykazuje zvýšenou konzumaci zejména zvěřiny. U malé skupiny lesníků bývá pravidelně nacházena retence (odhadovaná prostřednictvím měření ^{137}Cs , vyloučeného močí) o jeden až jeden a půl řádu řády vyšší než je průměr u obyvatelstva. Znamená to, že zatímco úvahy efektivní dávky z ročního příjmu jsou obvykle 1 až 2 μSv , osoby, u nichž je dominantní složkou potravy zvěřina a houby, mohou mít roční dávku z příjmu ^{137}Cs potravou 10 až 100 μSv (za konzervativního předpokladu, že tyto potraviny konzumují po celý rok stejně jako koncem lovné sezóny), což je maximálně 1/10 mezinárodně uznávaného limitu pro přídatné ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů.

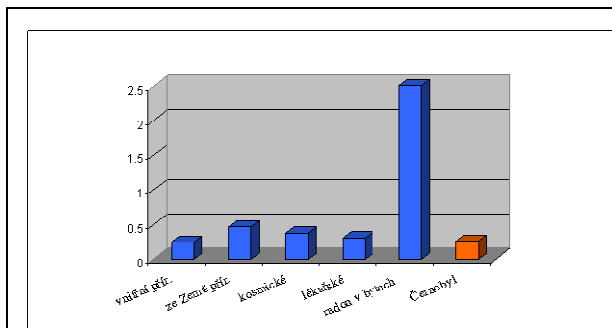
Celkové shrnutí a porovnání dávek

Odhad dávek z vnitřního ozáření až do současné doby je založen na měřených hodnotách, jeho odhad do r. 2056 předpokládá pokračování stejného průběhu jako v posledních 10 letech. Odhad dávek ze zevního ozáření je založen na měření kontaminace povrchu z r. 1986, jeho časový vývoj je odhadován podle NRPB jsou v něm použity předpoklady o spojitě změně distribuce radionuklidů v půdě s časem (obr.22).

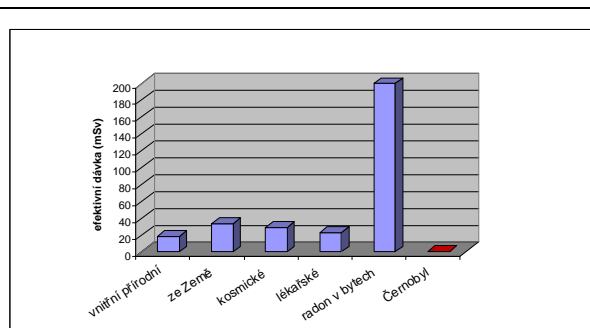


Obr. 22 - Časový vývoj efektivní dávky

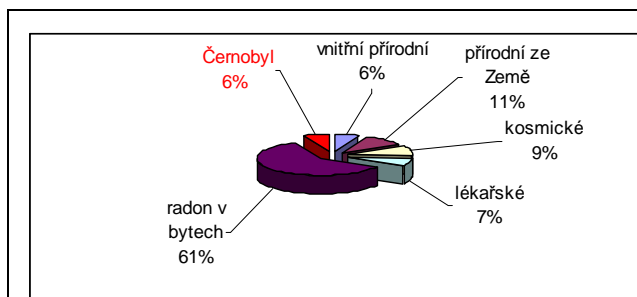
Na obrázcích 23-26 je pro přehlednost porovnání „ozáření z Černobylu“ na území České republiky s ostatním ozářením, kterému je obyvatelstvo vystaveno, a to jednak v absolutních hodnotách, jednak v procentech (první rok po nehodě a celoživotně) .



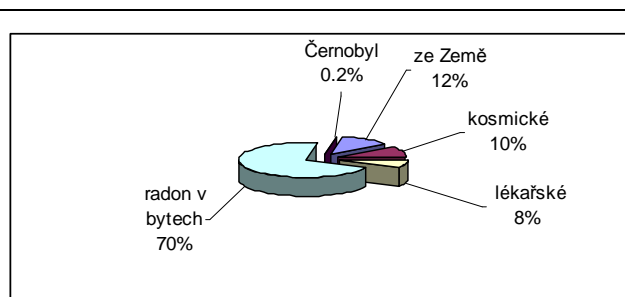
Obr. 23 - Průměrná efektivní dávka 1986



Obr. 24 - Průměrná efektivní dávka - celoživotně



Obr. 25 - Relativní podíl ozáření v roce 1986



Obr. 26 - Relativní podíl ozáření celoživotně (od 1986)

Přehled opatření na ochranu obyvatelstva, zavedených na území ČR po černobylské havárii.

Vzhledem k měřeným aktivitám a dávkám, které podle našich i mezinárodních předpisů nevyžadovaly zavádění ochranných opatření, byla zavedena pouze taková opatření, která nezasahovala do života lidí a vyžadovala minimální finanční náklady.

V předešlém textu bylo podrobněji rozebráno opatření u dětské mléčné výživy, zde uvádíme stručný přehled všech opatření:

1. Pokud to bylo realizovatelné, doporučeno ponechat dojnice ve stájích na suchém krmení
2. Z konzumace vyloučeno mléko s aktivitou ^{131}I vyšší než 1 000Bq/l
(Doporučení WHO – vyřadit mléko s aktivitou větší než 2 000Bq/l)
3. Do spotřeby uvolněny zásoby sušeného a kondenzovaného mléka
4. Výroba dětské mléčné výživy dočasně přesunuta ze závodů Opočno a Zábřeh do provozovny Nový Bydžov
5. Doporučeno zvýšené kropení silnic ve městech
6. Přechodně zastavena výroba léků z čerstvých hovězích štítných žláz
7. Jódová profylaxe zavedena na Slovensku u bačů z důvodu vysokých aktivit ^{131}I v ovčím mléce (opatření se týkala celého území tehdejší ČSSR, proto zde zmiňujeme i to, které se týkalo pouze Slovenska)

Použitá literatura

1. *Report on the Radiation situation in CSSR after Chernobyl Accident, IHE, Centre of Radiation Hygiene, Prague 1986*
2. *Některé výsledky monitorování následků Černobylské havárie v ČSSR, Ústřední informační středisko pro jaderný program, 1988.*
3. *Zprávy o radiační situaci na území České republiky, Státní ústav radiační ochrany, Praha, 1989 - 2003, www.suro.cz.*
4. *Atlas of Cesium deposition on Europe after Chernobyl accident“, Luxemburg 1998*
5. *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group “Environment” (EGE) August 2005, Vienna*