

ČESKOSLOVENSKÁ KOMISE PRO ATOMOVOU ENERGII

**NĚKTERÉ VÝSLEDKY
MONITOROVÁNÍ NÁSLEDKŮ
ČERNOBYLSKÉ HAVÁRIE V ČSSR**

ÚSTŘEDNÍ INFORMAČNÍ STŘEDISKO PRO JADERNÝ PROGRAM, 1988

OBSAH

Předmluva /I. Bučina/	3
Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce / I. Bučina, Z. Dvořák, I. Malátová, H. Vrbová, D. Drábová /	5
Výsledky celostátních průzkumů obsahu umělých radionuklidů v mléce po černobylské havárii / D. Drábová, P. Rulík, I. Malátová, I. Bučina, Z. Hölggye /	23
Kontaminace potravin radioizotopy cesia v ČSSR po černobylské havárii / V. Kliment, I. Bučina /	34
Ozáření československé populace z vnitřní kontaminace po černo- bylské havárii / I. Malátová, I. Bučina, I. Koublová, D. Drábová, ji Thomas /	46

PŘEDMLUVA

Výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR, získané složkami monitorovací sítě v roce 1986, byly shrnuty ve Zprávě o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny, sestavené koncem roku 1986 Centrem hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie v Praze pro Vědecký výbor OSN pro účinky atomového záření /UNSCEAR/ a vydané též v r. 1987 v českém překladu v ÚISJP. /Zpráva byla zaslána řadě československých i zahraničních zájemců a institucí. Byla předána též do čs. veřejných vědeckých knihoven a vážní odborní zájemci ji mohou získat v Centru hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie./

V úvodu zprávy je vysloveno upřímné poděkování všem autorům a organizacím^{+/}, které se na monitorování podílely a přispěly výsledky svých měření, stanovení a rozborů k rozsáhlému, podrobnému a nepochybně i užitečnému zhodnocení následků černobylské havárie u nás i ve světě, jímž se zabývá UNSCEAR. Většina zmíněných pracovišť se podílí jako složky monitorovací sítě ČSSR na této činnosti, mající nemalý vědecký a politický význam i nadále a postupuje své výsledky ústředí monitorovací sítě ČSSR a meziřesortní referenční laboratoři, jejichž funkci plní Centrum hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie. Patří jim stejný dík všech autorů příspěvků do tohoto sborníku jako těm, kteří dali k dispozici výsledky svých měření v roce 1986. Není však možno všechny jmenovat v poděkování u jednotlivých statí, a proto bylo poděkováno pouze těm institucím, které přispěly autorům jmenovitě vyžádanými výsledky.

+/
Institut hygieny a epidemiologie Praha
Výskumný ústav preventivního lékařství Bratislava
Výskumný ústav jadrových elektrárn Jaslovské Bohunice
Krajská hygienická stanice Středočeského 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 hygienická stanice Jihomoravského kraje Brno
Krajská hygienická stanice Severomoravského kraje Ostrava
Krajská hygienická stanice Západoslovenského kraje Bratislava
Krajská hygienická stanice Středoslovenského kraje Banská Bystrica
Krajská hygienická stanice východoslovenského kraje Košice
Hygienická stanice hlavního města Prahy
Hygienická stanice hlavního města Bratislavy
Atomové elektrárny Jaslovské Bohunice
Jaderná elektrárna Dukovany
Ústav radioekologie a využití jadrovej techniky Košice
Ústav jaderného výzkumu Řež u Prahy
Ústav pro výzkum, výrobu a využití radioizotopů Praha
Ústav dozimetrie záření ČSAV Praha
Výskumný ústav veterinárního lékařství Brno
Český hydrometeorologický ústav Praha
Slovenský hydrometeorologický ústav Bratislava
Výskumný ústav vodohospodářský Praha
Výskumný ústav vodného hospodářství Bratislava
Státní výskumný ústav materiálů Praha
Matematickofyzikální fakulta UK Bratislava
Škoda Plzeň

Technická spolupráce

- pracovníci hygienické služby resortu zdravotnictví
- pracovníci resortu zemědělství a výživy
- pracovníci resortu lesního a vodního hospodářství
- Terplan Praha

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 pro nedostatek času nebo proto, že k nim jsou nezbytné též výsledky získané autory i ostatními až v pozdější době. Proto vznikly kromě dalších též práce obsažené v tomto sborníku.

Monitorování následků černobylské havárie přineslo kromě zhodnocení zdravotních důsledků cenné zkušenosti, které jsou využívány při budování monitorovací sítě ve smyslu usnesení přijatých vládou ČSSR a vládami ČSR a SSR. Cenné jsou i metodické zkušenosti a vědecké poznatky, které je možno získat jen v reálných podmínkách po nastalé havárii. Mezi ně patří poznatek vyplývající ze zde uveřejněných prací, že 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.

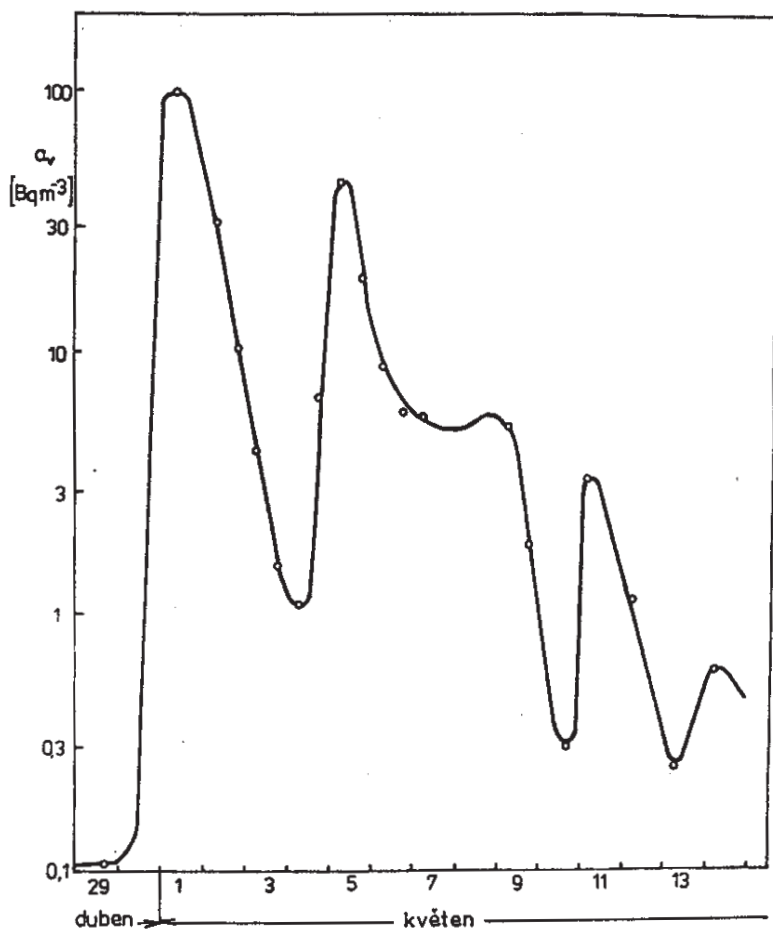
RADIONUKLIDY Z ČERNOBYLSKÉ HAVÁRIE V PŮDĚ NA ÚZEMÍ ČSSR: JEJICH PŮVOD,
DEPOZICE A DISTRIBUCE

I. Bučina, Z. Dvořák,^{x/}I. Malátová, H. Vrbová, D. Drábová

Centrum hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie, Praha

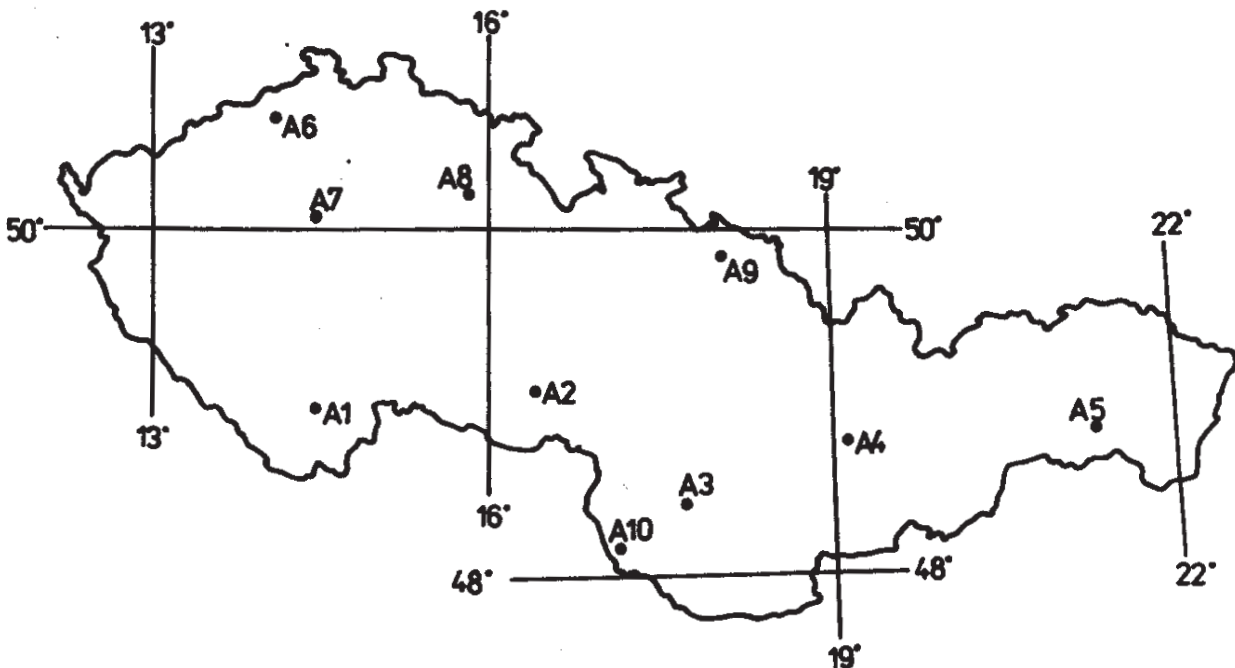
^{x/} nyní Ústav dozimetrie záření ČSAV, Praha

Průchod radionuklidů uniklých při havárii 4. reaktoru jaderné elektrárny v Černobylu na území ČSSR byl zaznamenán v čs. jaderných elektrárnách a některých dalších pracovištích, jejichž nepřetržitá nebo pravidelná měření byla ovlivněna kontaminací ovzduší, mezi nimi na pracovišti dozimetrické kontroly reaktoru Ústavu jaderného výzkumu v Řeži, odkud pochází záznam měření celkové objemové aktivity beta v ovzduší na obr. 1. Po zjištění, že nastala radiační havárie a že se svými důsledky dotýká i území ČSSR, bylo u nás zahájeno rozsáhlé monitorování obsahu radionuklidů v životním prostředí, složkách potravinových řetězců a lidech, měření zevního ozáření a hodnocení dávkových ekvivalentů. Většina výsledků nebyla jejich autory publikována a je známa pouze z hlášení do Ústředí monitorovací sítě ČSSR. Na základě těchto hlášení byla Centrem hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie vypracována zpráva pro UNSCEAR - Vědecký výbor OSN pro účinky atomového záření /1/.



Obr. 1 Časový průběh celkové objemové aktivity beta aerosolů z ovzduší, měřený v ÚJV Řež u Prahy

Objemová aktivita radionuklidů obsažených v aerosolové formě v přízemním ovzduší byla po černobylské havárii monitorována v lokalitách znázorněných na obr. 2.



Obr. 2 Rozmístění měřících míst, která monitorovala objemovou aktivitu aerosolů z ovzduší

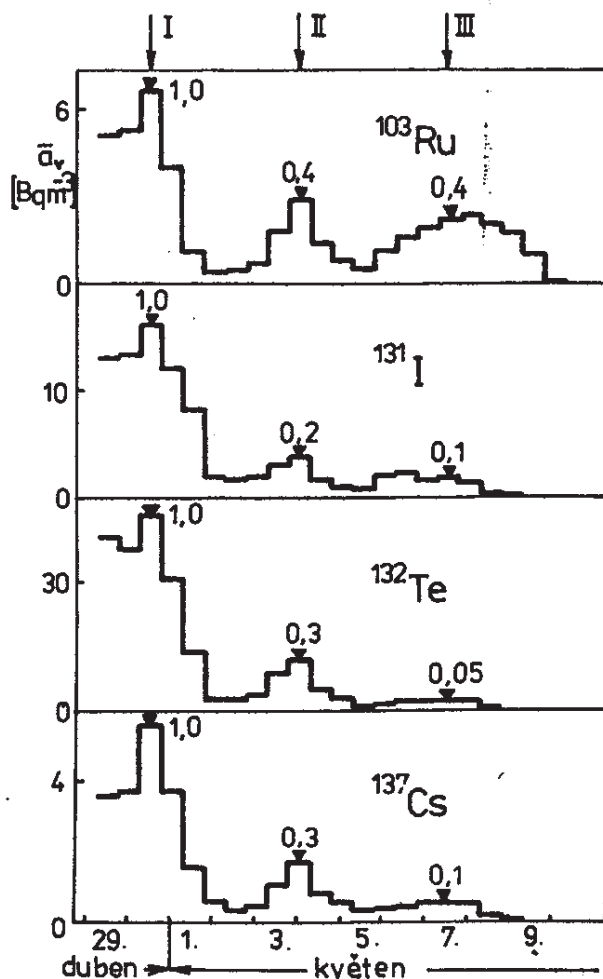
Pro ilustraci jsou v tab. 1 uvedeny pro jednotlivá měřící místa hodnoty objemové aktivity Cs 137 přečtené na jednotnou dobu odběru aerosolu od 7.00 předchozího dne do 7.00 uváděného dne.

Tabulka 1 Objemová aktivita Cs 137 v Bq/m³ nalezená polovodičovou spektrometrií gama měřením aerosolů odebraných z přízemní vrstvy ovzduší v jednotlivých měřících místech /1/

	A 1	A 1	A 3	A 4	A 5	A 6	A 7a	A 7b	A 8	A 10a
29.4.										
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			

Poznámka: Datum se týká konce odběru vzorku v 7.00 h. Prázdné místo znamená chybějící odběr. Údaj 0,000 značí hodnotu pod mezí detekovatelnosti

Lokality A1 až A5 jsou prakticky rovnoměrně rozmístěny podél 49. rovnoběžky, která protíná téměř celé území našeho státu, takže průměrnou hodnotu objemové aktivity radionuklidů pozorovanou v těchto lokalitách je možno pokládat za repre-



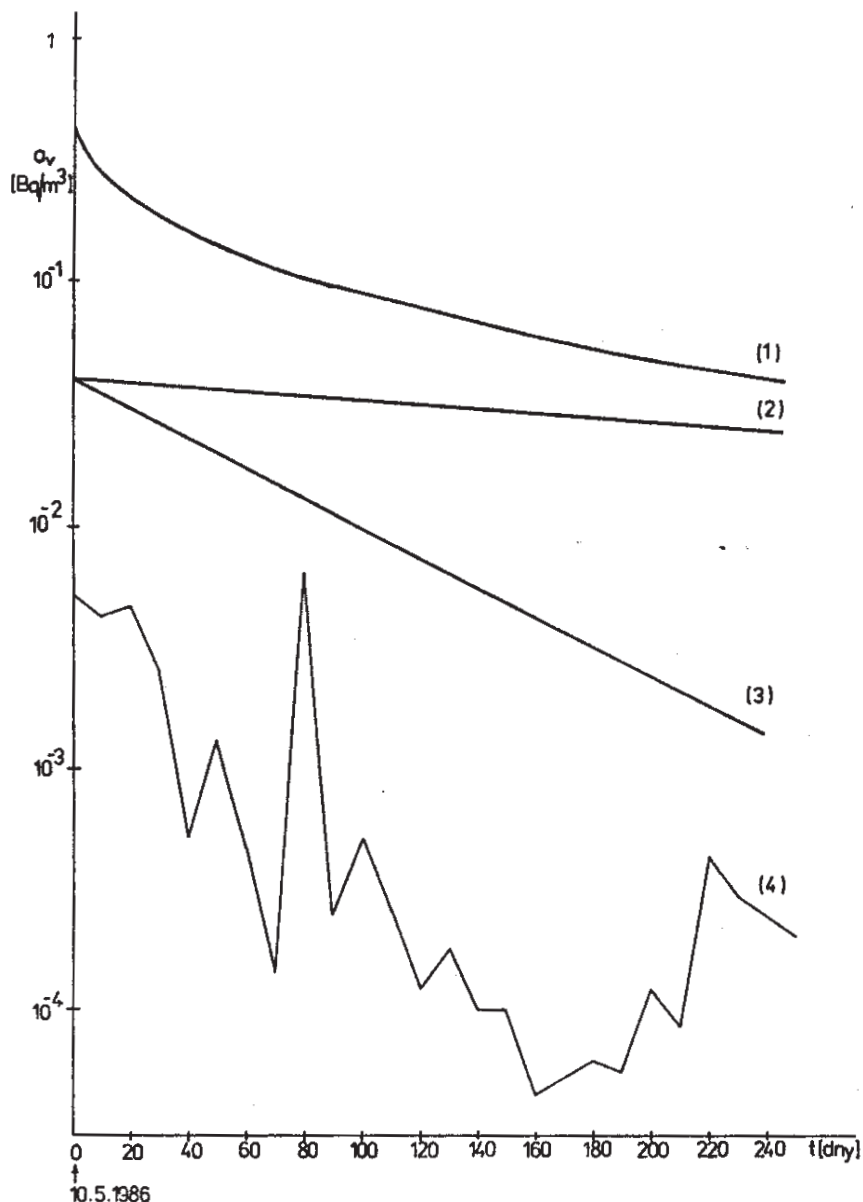
Obr. 3 Časový průběh průměrné objemové aktivity Ru 103, I 131, Te 132 a Cs 137 v aerosolech z ovzduší na měřicích místech A1 až A5 podél 49° s. š.
U šipek jsou relativní hodnoty při průchodech I, II a III

zentativní hodnotu pro celou ČSSR. Časový průběh této průměrné objemové aktivity vybraných radionuklidů, přepočtené k uvedenému jednotnému termínu odběru, je znázorněn na obr. 3. Jsou na něm vidět tři maxima zřejmě odpovídající třem průchodům výrazně kontaminovaných vzdušných hmot:

- průchod I - 30. dubna 1986;
- průchod II - 3. až 4. května 1986;
- průchod III - okolo 7. května 1986.

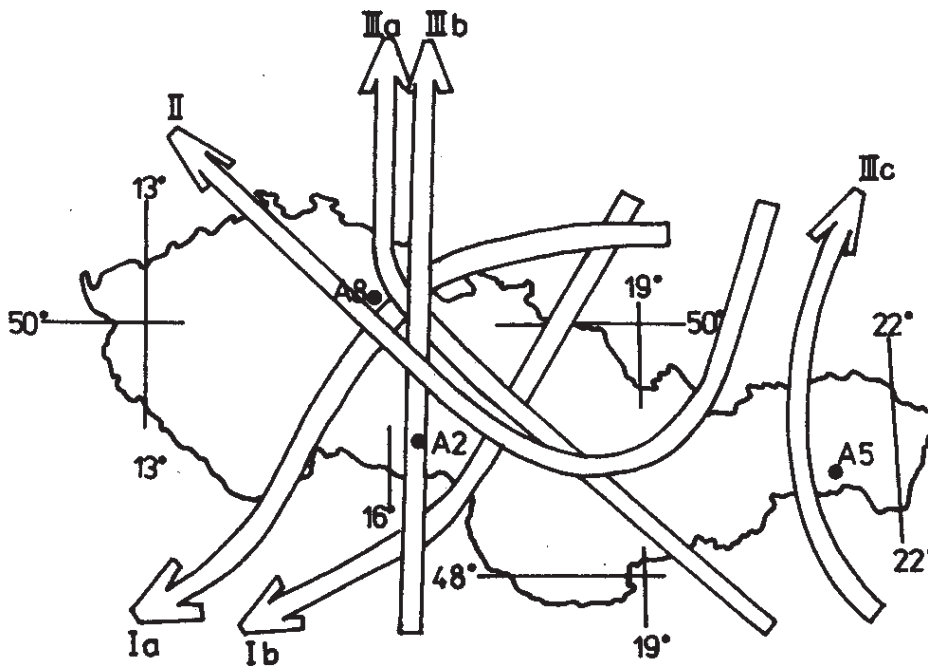
Při prvním průchodu dosahovaly objemové aktivity řady radionuklidů jednotek až desítek Bq/m^3 . Jak je naznačeno na obr. 3, objemové aktivity ve srovnání s prvním průchodem dosahovaly při druhém průchodu zhruba jen třetinové úrovně a při třetím průchodu u většiny radionuklidů asi desetinné. Po 10. květnu se po deštích výrazně snížil obsah radionuklidů v ovzduší a lze předpokládat, že obsah radionuklidů uniklých z černobylské jaderné elektrárny ve vzdušném aerosolu byl nadále určován resuspenzí. Nasvědčuje tomu časový průběh objemové aktivity Cs 137

v pražském ovzduší porovnaný na obr. 4 s objemovou aktivitou očekávanou v ovzduší podle uznávaných modelů resuspenze /2/ za realistického předpokladu, že plošná aktivita Cs 137 ve spadu byla zhruba 4 kBq/m^2 /1/. Je zajímavé, že skutečný průběh leží řádově níže než kterýkoli z průběhů vypočtených podle uznávaných modelů. Vysvětlení by bylo možno hledat též ve velikostním rozdělení aerosolových částic obsahujícím u černobylského spadu větší podíl aerosolových částic větších rozměrů /1/, než se předpokládá v modelech.



Obr. 4 Časový průběh objemové aktivity Cs 137 v aerosolech z ovzduší v IHE Praha /křivka 4/ a časové průběhy objemové aktivity Cs 137 v ovzduší vypočtené z plošné aktivity 4 kBq/m^2 podle modelů resuspenze uvedených v /2/: křivka 1 - podle Anspaugh et al., 1975; křivka 2 - podle USNRC Reactor Safety Study, 1975; křivka 3 - podle Momeni et al., UDAD, 1979

Při objasnění původu kontaminace území ČSSR po černobylské havárii je možno vyjít z trajektorií středů kontaminovaných vzdušných hmot, jejichž části nad územím ČSSR jsou znázorněny na obr. 5 a jim odpovídající časy úniku z havarovaného reaktoru a průchodu nad územím ČSSR jsou uvedeny v tab. 2. Trajektorie byly vypočteny na pracovišti Slovenského hydrometeorologického ústavu v Jaslovských Bohunicích /1, 3/ s použitím údajů o rychlosti a směru větru v přízemní vrstvě atmosféry a na hladině 850 hPa. Zde uvedené trajektorie nejsou v rozporu se skutečností, že průchody I a III byly zaznamenány při monitorování atmosféry ve všech měřicích místech, avšak průchod II nebyl téměř zaznamenán na východ od 19° v.d.

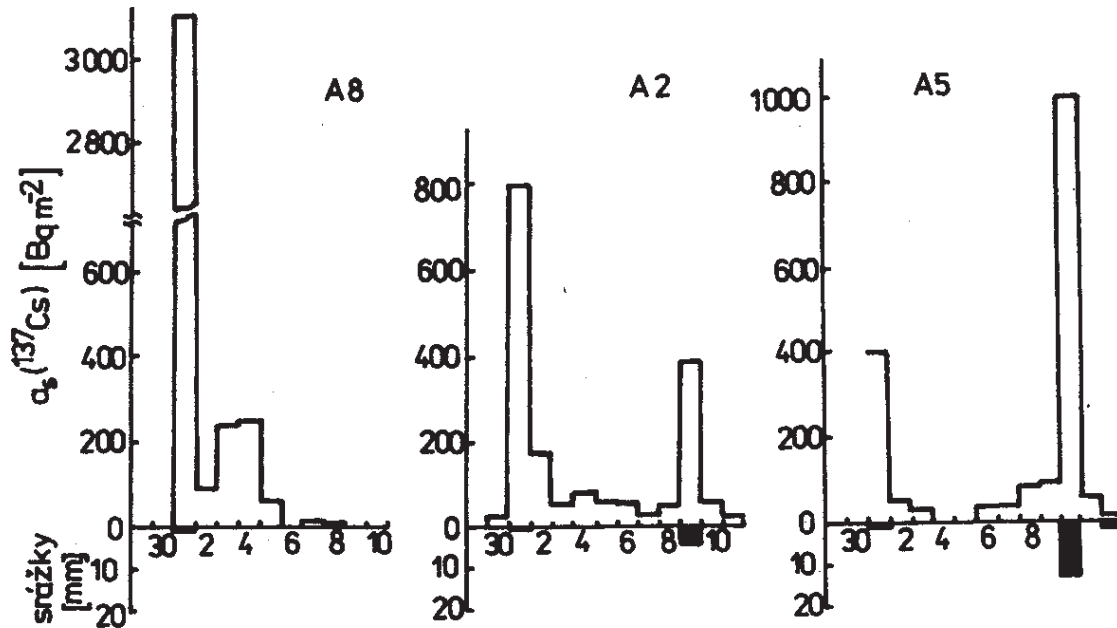


Obr. 5 Části trajektorií středů kontaminovaných hmot nad územím ČSSR odpovídající průchodům I, II a III

Tabulka 2 Přibližné časy /ve světovém čase/ úniků z havarovaného reaktoru jaderné elektrárny Černobyl a průchody nad územím ČSSR pro středy trajektorií kontaminovaných vzdušných hmot podle jednotlivých složek průchodů I, II a III

Průchod	Složka	Únik z Černobylu	Průchod nad ČSSR
I	a	27. dubna 02 h	30. dubna 02 h
	b	27. dubna 14 h	30. dubna 14 h
II	-	26. dubna 02 h	od 4. května 02 h do 5. května 02 h
III	a	4. května 02 h	od 8. května 02 h
	b	4. května 14 h	od 9. května 02 h
	c	5. května 02 h	od 7. května 02 h do 7. května 14 h
			8. května 02 h

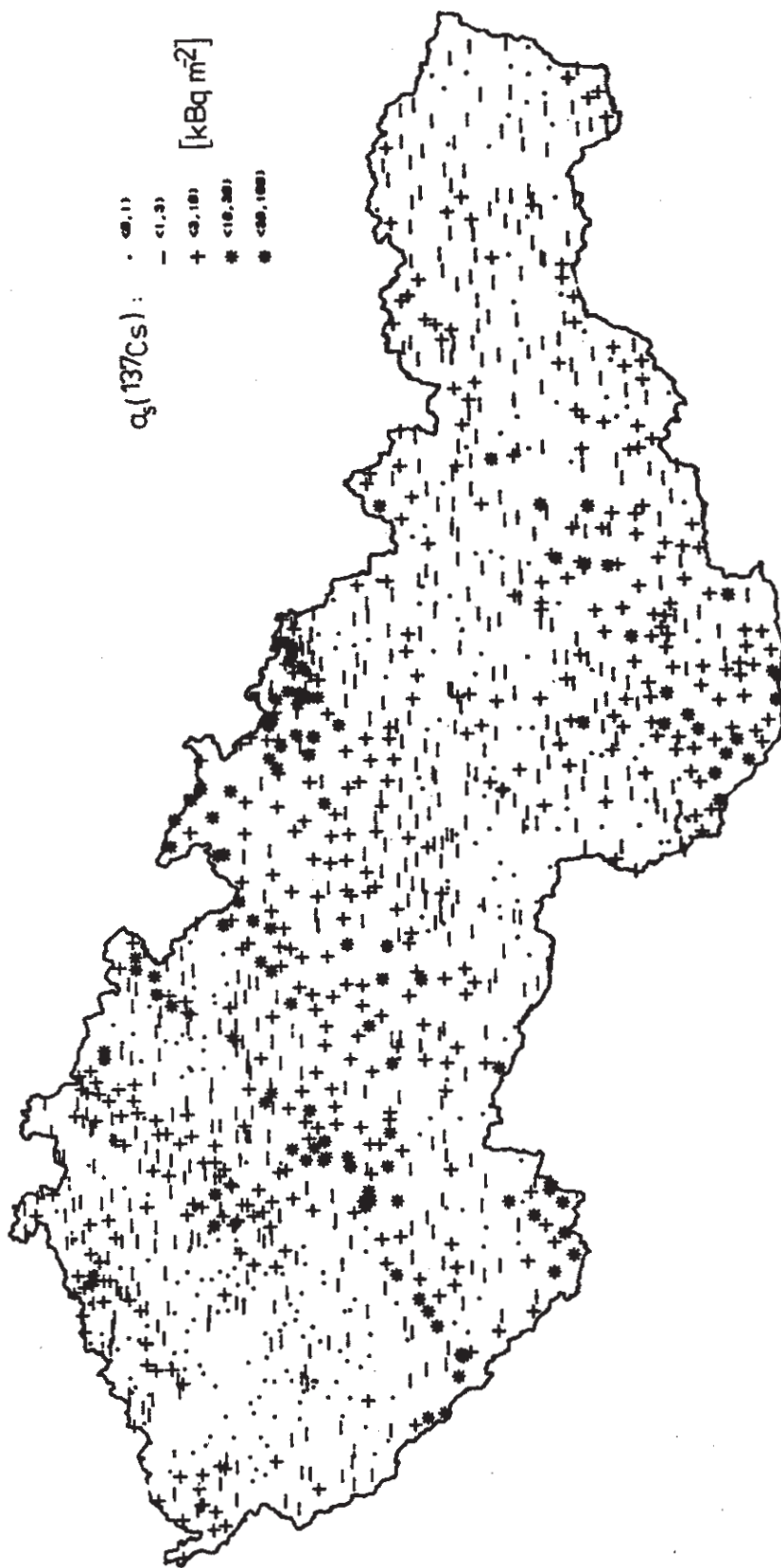
Na obr. 6 jsou uvedeny údaje o srážkách a plošné aktivitě ^{137}Cs ve spojeném suchém a mokřém spadu na měřicích místech A8, A2 a A5 /1/, které napovídají, že nerovnoměrnosti v kontaminaci území ČSSR je možno objasnit spíše časovým souběhem kontaminace ovzduší a srážek než samotnými rozdíly v kontaminaci ovzduší.



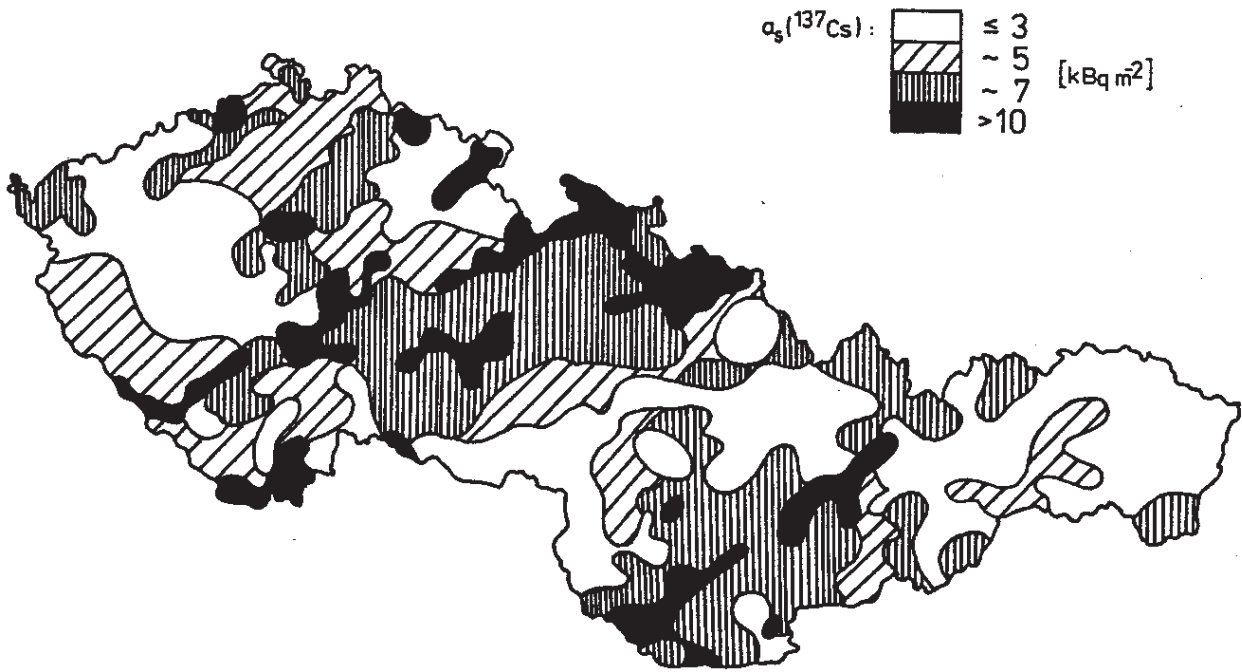
Obr. 6 Plošná aktivita $\text{Cs } 137$ ve spojeném suchém a mokřém spadu a srážky v měřicích místech A8, A2 a A5 koncem dubna a začátkem května 1986

Pro podrobné zhodnocení spadu a kontaminace území bylo ve dnech 16. až 18. června 1986 odebráno jednotnou metodikou zhruba 1300 vzorků půdy z lokalit pokud možno rovnoměrně rozdělených po území ČSSR. Vzorky, v počtu asi 10 na okres, byly odebírány okresními hygienickými stanicemi z míst nezastíněných budovami, keři a stromy, prostých travního porostu - nejlépe zemědělské půdy neobdělané od 26. dubna 1986, se sklonem menším než 3° a s půdou propustnou pro vodu, avšak zásadně ne s půdou písčitou. Vzorky byly zpravidla odebírány z plochy $0,09 \text{ m}^2$ do hloubky 3 a více cm. Před měřením byly půda vysušena, kameny větší než 2 cm a případně se vyskytnuvší kořeny rostlin byly odstraněny. V homogenizovaných vzorcích pak byl v laboratořích hygienické služby, jaderné energetiky a některých výzkumných ústavů /1/ polovodičovou spektrometrií gama stanoven obsah jednotlivých radionuklidů. S využitím databáze ISÚ /Informační systém o území ČSSR - Terplan Praha/ byly výsledky stanovené plošné aktivity $\text{Cs } 137$, $\text{Cs } 134$, $\text{Ru } 103$ a poměru plošné aktivity $\text{Ru } 103$ a $\text{Cs } 134$ k plošné aktivitě $\text{Cs } 137$ znázorněny jako kartogramy /1/. Pro ukázkou je na obr. 7 uvedeno zjištěné rozdělení plošné aktivity $\text{Cs } 137$ s hodnotami ležícími v rozmezí více než tří řádů /viz též obr. 20/. Totéž rozdělení je pak na obr. 8 prezentováno v přehlednějším znázornění s čarami ohraničujícími území s přibližně stejnou plošnou aktivitou.

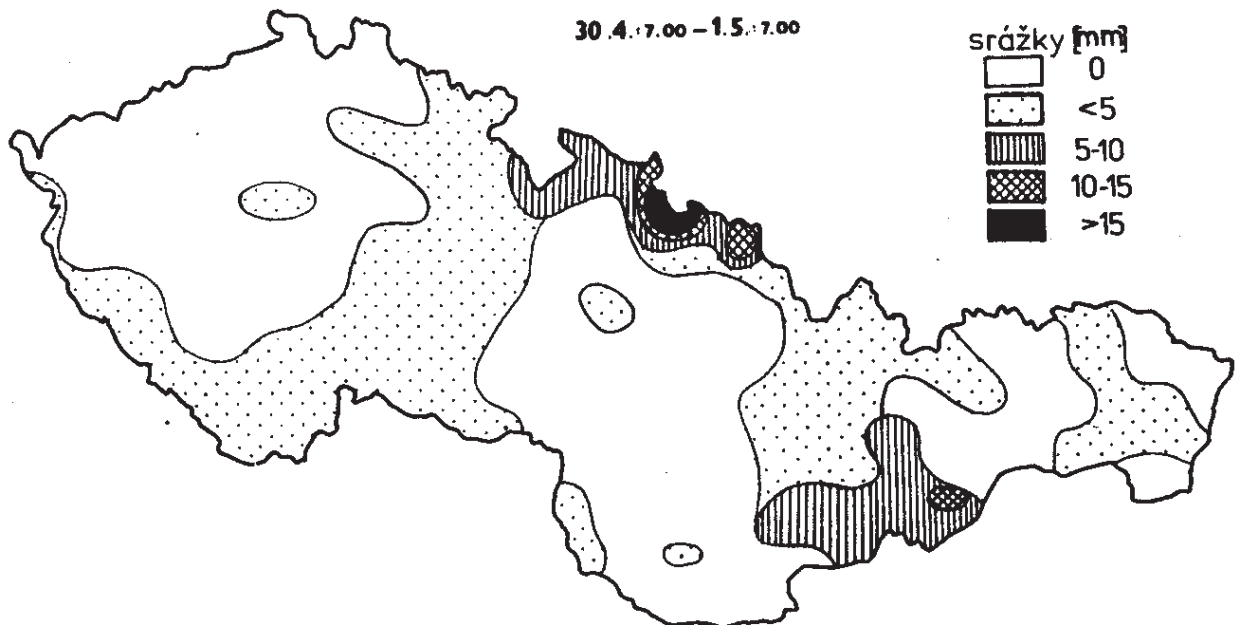
Rozdělení plošné aktivity $\text{Cs } 137$ na území ČSSR uvedené na obr. 7 je možno porovnat s rozdělením srážek v době průchodů kontaminovaných vzdušných hmot znázorněným na obr. 9, 10, 11 a 12. Vezme-li se v úvahu, že v době průchodu I, kterému odpovídají srážky na obr. 9, byla objemová aktivita $\text{Cs } 137$ v ovzduší největší, je vidět velmi dobrá shoda rozdělení plošné aktivity a srážek. Je tím potvrzen předpoklad, že depozice radionuklidů byla dána v první řadě časovým souběhem jejich obsahu v ovzduší se srážkami. Podrobnější analýza výsledků však napovídá, že krát-



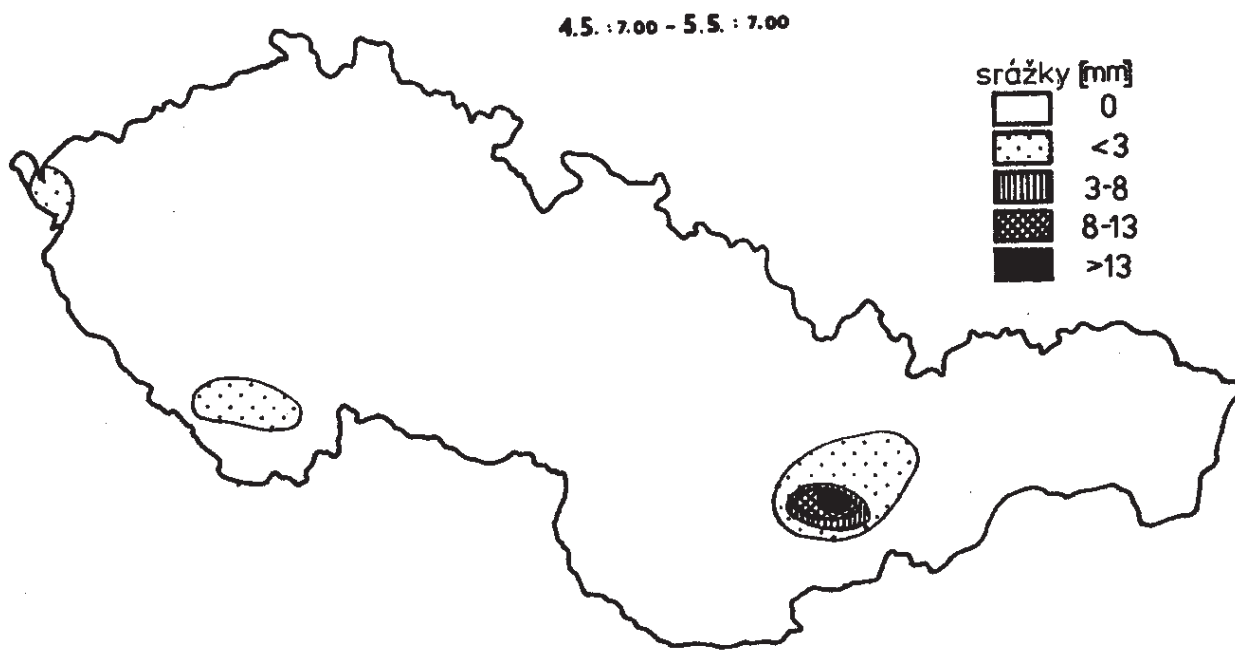
Obr. 7 Rozdělení plošné aktivity Cs 137 na území ČSSR - kartogram původních hodnot naměřených v jednotlivých lokalitách v intervalech: do 1 kBq/m² od 1 do 3 kBq/m²; od 3 do 10 kBq/m²; od 10 do 30 kBq/m²; nad 30 kBq/m²



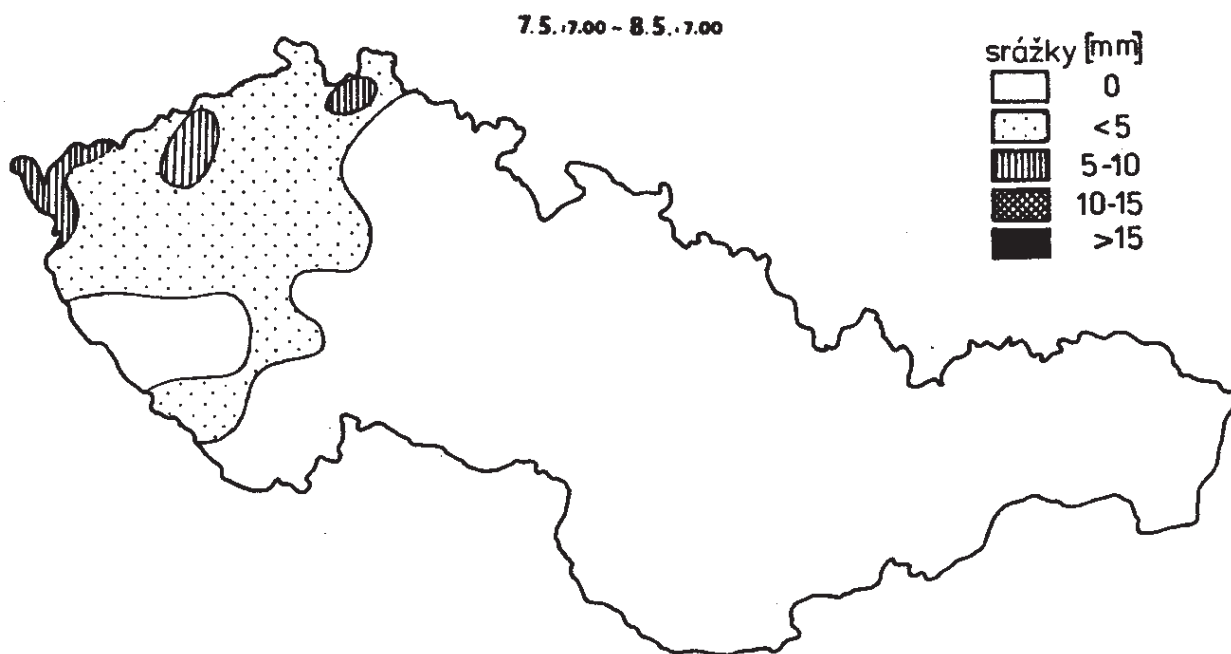
Obr. 8 Rozdělení plošné aktivity Cs 137 na území ČSSR - přehledné znázornění



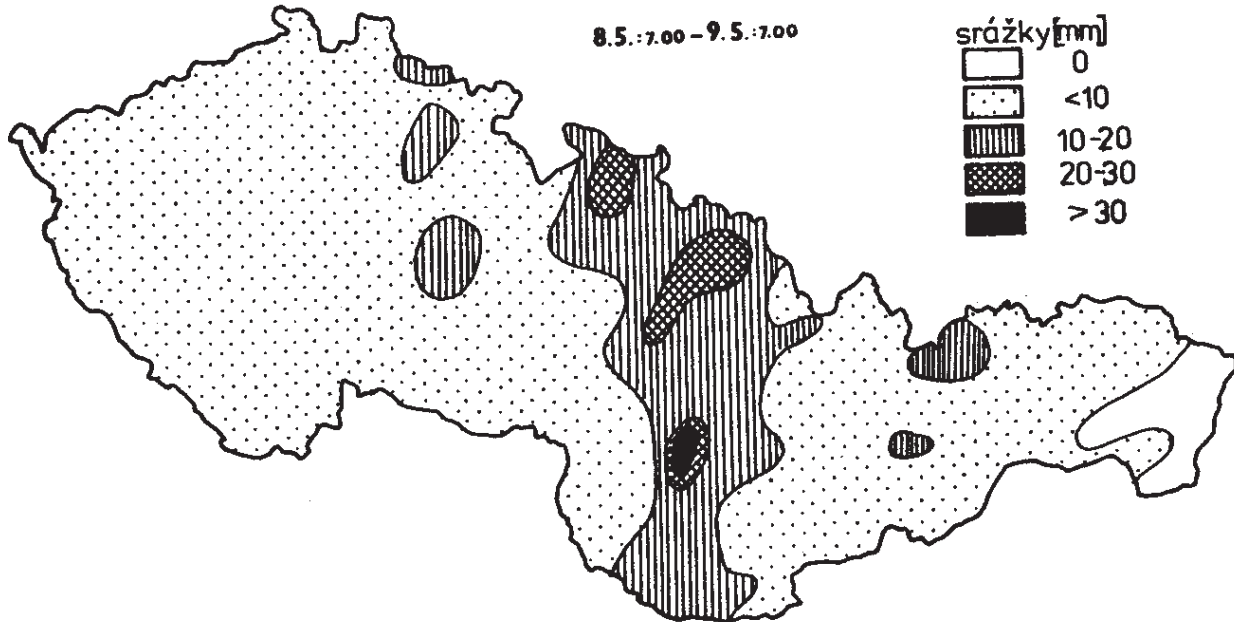
Obr. 9 Srážky od 30. dubna 1986: 7.00 do 1. května 1986: 7.00



Obr. 10 Srážky od 4. května 1986: 7.00 do 5. května 1986: 7.00



Obr. 11 Srážky od 7. května 1986: 7.00 do 8. května 1986: 7.00

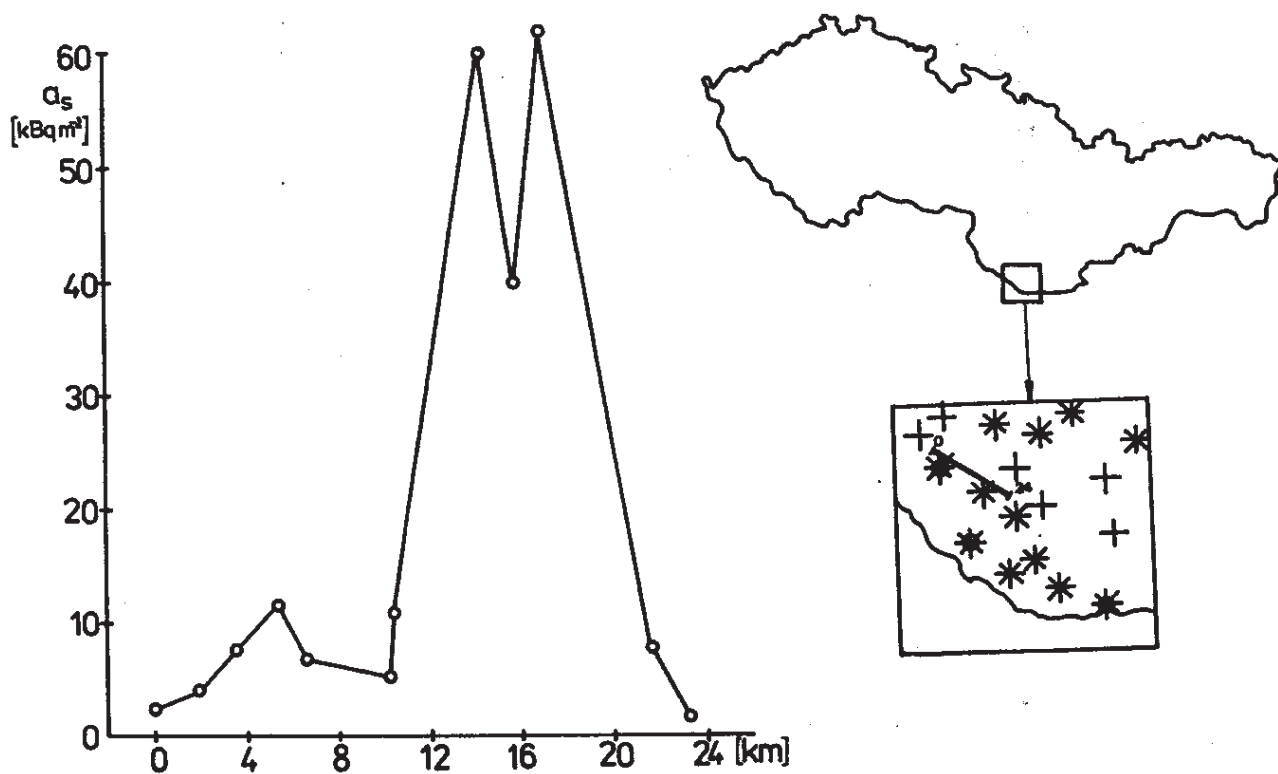


Obr. 12 Srážky od 8. května 1986: 7.00 do 9. května 1986: 7.00

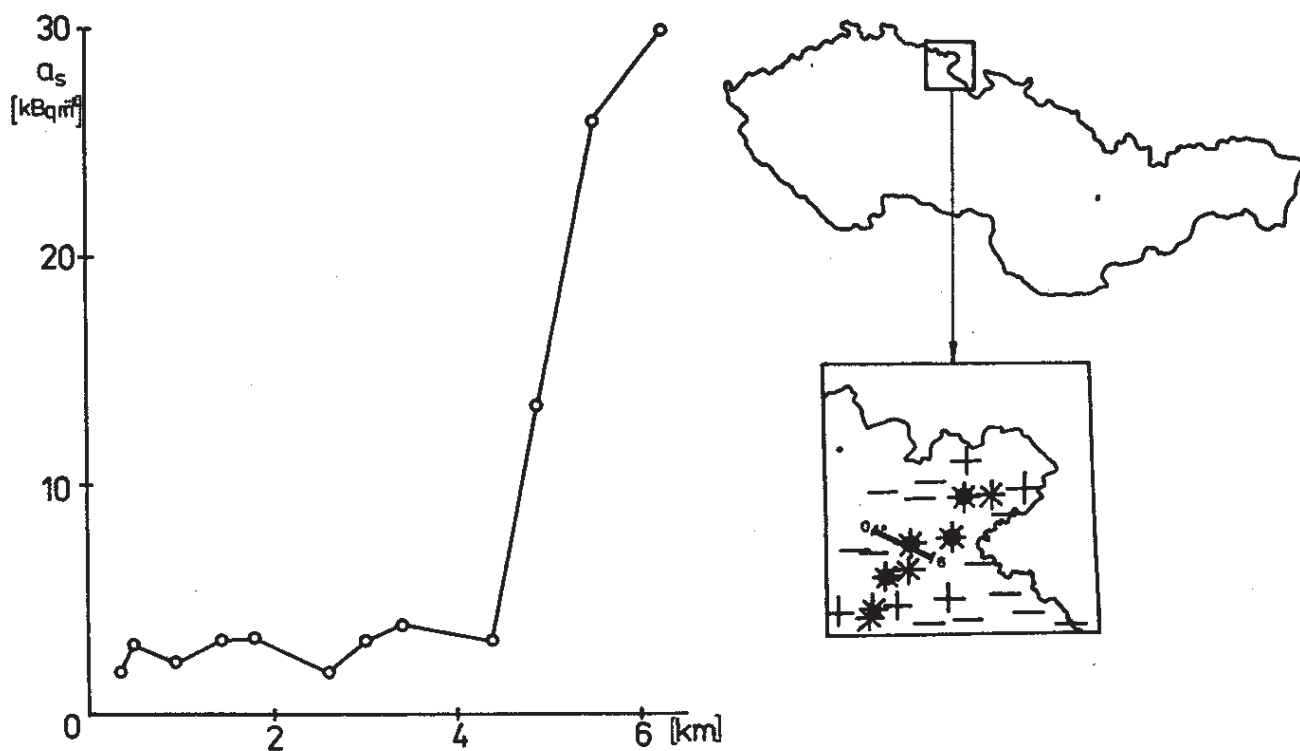
rodobá depozice během průchodu kontaminovaného vzduchu nezávisela lineárně na velikosti srážek. Výskyt malého deště /srážky menší než 1 mm/ nebo pouhá rosa mohly způsobit poměrně velkou depozici radionuklidů.

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 /1/. Bylo také odebráno několik sad vzorků podél přímků různé délky. Výsledky uvedené na obr. 13, 14 a 15 demonstrují obtíže při rozlišení, zda se jedná o regionální, intermediální nebo lokální variace, vyskytující se např. při hodnocení kartogramů nebo konstrukci čar ohraničující území s přibližně stejnou plošnou aktivitou. Nicméně 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 (/1/ - obr. 1.4.4. Variace plošné aktivity zjištěné na území ČSSR nemají tedy pouze náhodný charakter.

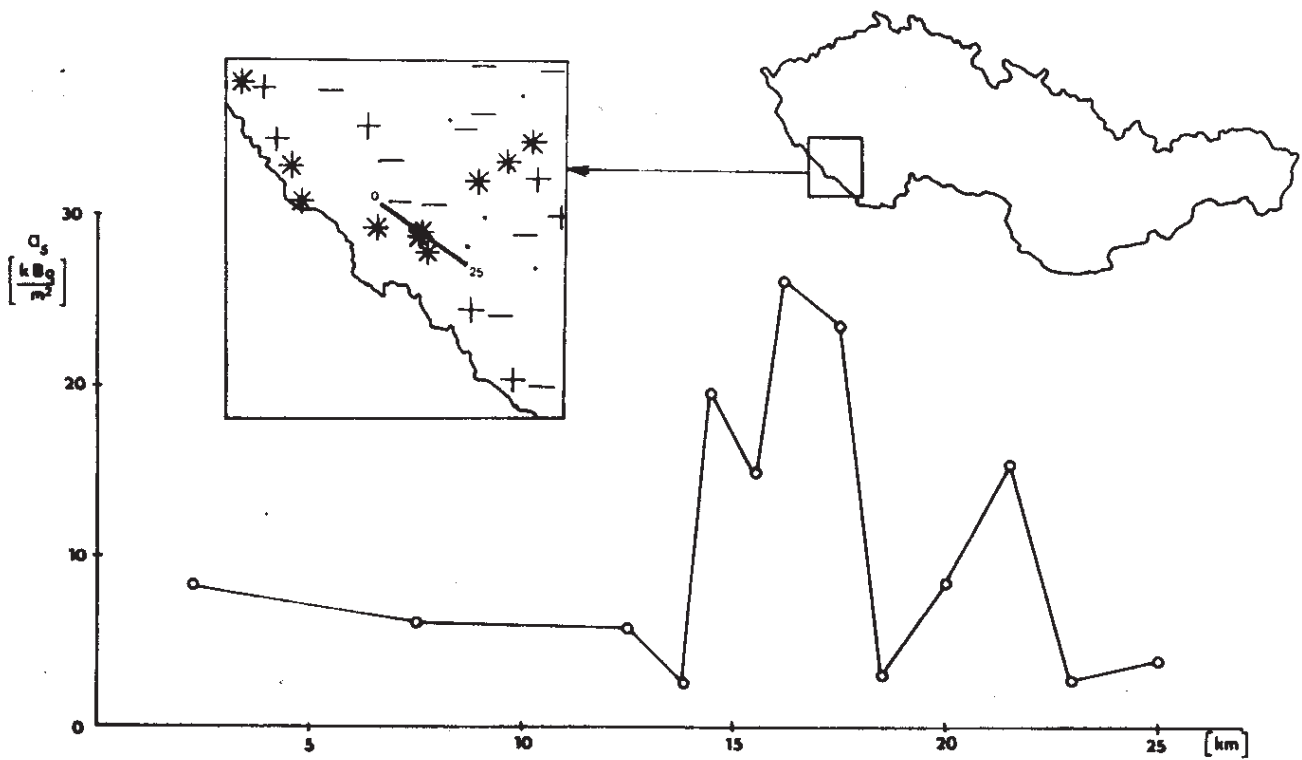
Pro posouzení časového rozdělení depozice radionuklidů je významný též poměr plošných aktivit Ru 103 a Cs 137 vztažený k času odběru vzorků /17. 6. 1986/, jehož rozdělení na území ČSSR je na obr. 16. Nelze zde přehlédnout rozdíl mezi širokým pruhem uprostřed území státu, kde je poměr nízký, a západní a zejména východní částí ČSSR, kde je poměr vyšší. Podle sovětských zpráv o černobylské havárii /4, 5/ podíl Ru 103 v únicích stoupal ve dnech těsně předcházejících utěsnění zničené budovy havarovaného reaktoru. Vzrůst podílu Ru 103 byl pozorován také při monitorování ovzduší v ČSSR, jak je vidět na časovém průběhu poměru objemových aktivit Ru 103 a Cs 137 v ovzduší přepočteném k 17. 6. 1986. Na obr. 17 je tento poměr pro měřicí místa A7, A10 a A5 porovnán s průměrnými hodnotami v ČSSR v době průchodu I, II a III. Toto porovnání napovídá jednu z příčin různícího se poměru plošných aktivit Ru 103 a Cs 137 deponovaných na území ČSSR, a to vyšší poměr



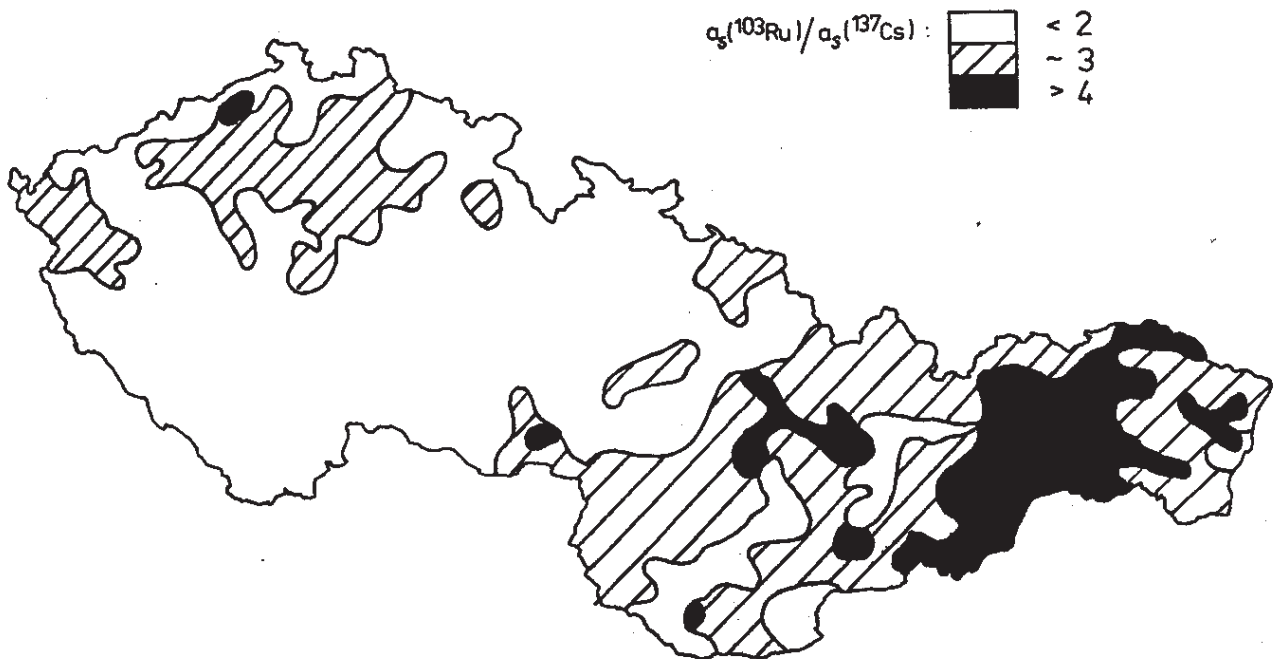
Obr. 13 Profil plošné aktivity Cs 137 na Žitném ostrově



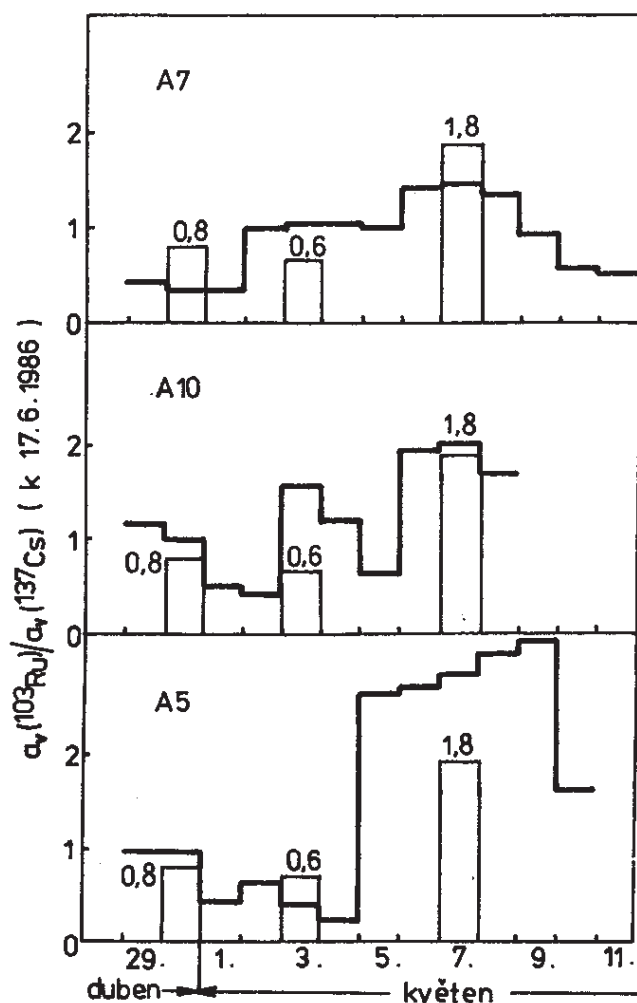
Obr. 14 Profil plošné aktivity Cs 137 na Náchodsku



Obr. 15 Profil plošné aktivity Cs 137 na Šumavě



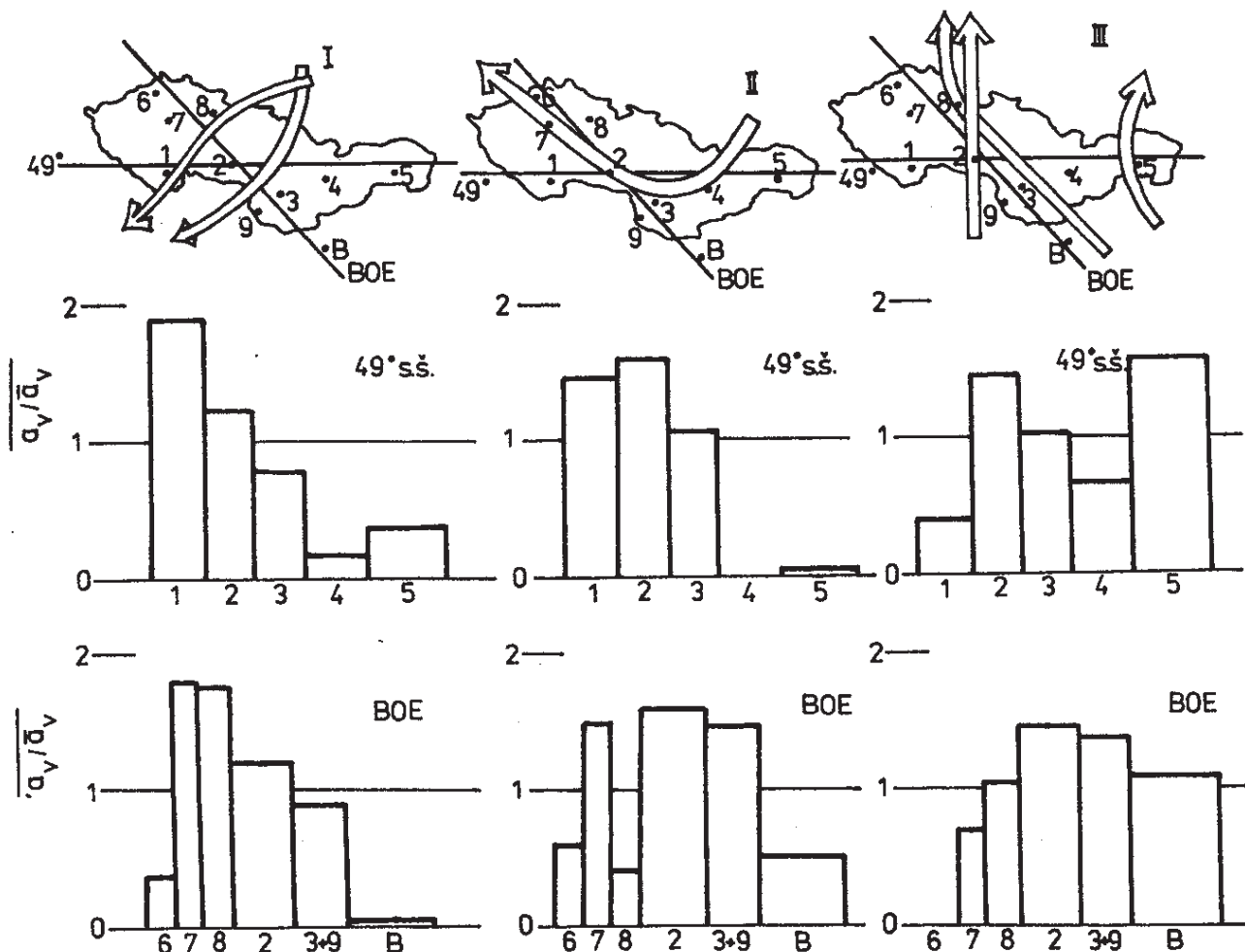
Obr. 16 Rozdělení poměru plošných aktivit Ru 103 a Cs 137 k 17. 6. 1986 na území ČSSR - přehledné znázornění



Obr. 17 Časový průběh poměru objemových aktivit Ru 103 a Cs 137 k 17. 6. 1986 v měřicích místech A7, A10 a A5 - tučná čára ; porovnaný s průměrnou hodnotou tohoto poměru na území ČSSR při průchodu I /0,8/; průchodu II /0,6/ a průchodu III /1,8/ - tenká čára

těchto aktivit ve spadu během průchodu III. Je to však příčina pro vysvětlení nalezených rozdílů sama o sobě nedostatečná. Druhou rozhodující příčinou je nutno hledat v nerovnoměrné depozici Cs 137 na území ČSSR.

Na obr. 18 je v první řádce histogramů znázorněno rozdělení objemové aktivity v ovzduší podél 49° s. š. na území ČSSR v období průchodů I, II a III. Vynesené hodnoty jsou průměry relativních hodnot objemové aktivity Cs 137, Cs 134, I 131, Te 132 a Ru 103 v dané lokalitě A1 až A5 podél 49. rovnoběžky vztažených k průměrné objemové aktivitě nalezené v ČSSR. Toto rozdělení podél 49° s. š. spolu s ostatními informacemi ještě jednoznačně osvětlení problému nedává. Při pohledu na charakteristické rysy rozdělení kontaminace území Cs 137 na obr. 8 a na směry trajektorií kontaminovaných vzdušných hmot znázorněné pro jednotlivé průchody na obr. 18 se však nabízí myšlenka prostudovat profil objemové aktivity v ovzduší kolmý ke směru trajektorií průchodu I a protínající pruh vyšší kontaminace půdy Cs 137 na obr. 8 i pruh nižšího poměru plošných aktivit Ru 103 a Cs 137, které leží mezi Ostravskem a Šumavou. Rozdělení objemové aktivity v ovzduší podle této čáry označené BOE



Obr. 18 Profily průměru z relativních hodnot objemové aktivity Cs 137, Cs 134, I 131, Te 132 a Ru 103 v aerosolech v ovzduší vztažené k průměrné objemové aktivitě daného radionuklidu nalezené v ČSSR při průchodech I, II a III. Horní řádka histogramů - profily podél 49° s. š. Dolní řádka histogramů - profily podél čáry BOE. Nad histogramy jsou polohy profilů a středů trajektorií kontaminovaných vzdušných hmot na území ČSSR

/podle Balt-Orient Expres/ jsou znázorněna v druhé řádce histogramů. Vynesené hodnoty byly vypočteny stejným postupem jako histogramy podél 49° s. š., avšak pro měřicí místa A6, A7, A8, A2, A3, A9 a Budapešť /6/. Výsledný profil má výraznější průběh a je podobný průběhu kontaminace půdy Cs 137, a zejména průběhu zrcadlového obrazu poměru plošné aktivity Ru 103 a Cs 137 podél přímky BOE. Odpovídá to výše uvedenému předpokladu, protože hlavní část Cs 137 se zjevně deponovala při prvním průchodu, při němž ovzduší obsahovalo menší podíl Ru 103 než při třetím průchodu, který obsahoval větší podíl Ru 103, a přitom přispěl poměrně více ke kontaminaci území na západ a východ od pruhu kolmého k přímce BOE.

Je zajímavé si povšimnout v tab. 2, že radionuklidy obsažené v průchodu II unikly dříve než ty, které byly obsaženy v průchodu I a pocházejí z prvních hodin po výbuchu, tj. z počátku černobylské havárie, kdy došlo též k rozprášení části jaderného paliva. Důkazem toho je poměrně vyšší obsah radioizotopů málo těkavých prvků při průchodu II, jak je vidět na časovém průběhu objemových aktivit La 140 a Cs 137 v ovzduší na obr. 19 a objemové aktivity Pu 239 a Pu 240 v tab. 3 převza-

Tabulka 3. Celková objemová aktivita Pu 239 a Pu 234 v $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ v přízemní vrstvě ovzduší nalezená polovodičovou spektrometrií alfa po radiochemické separaci z aerosolových filtrů /7/

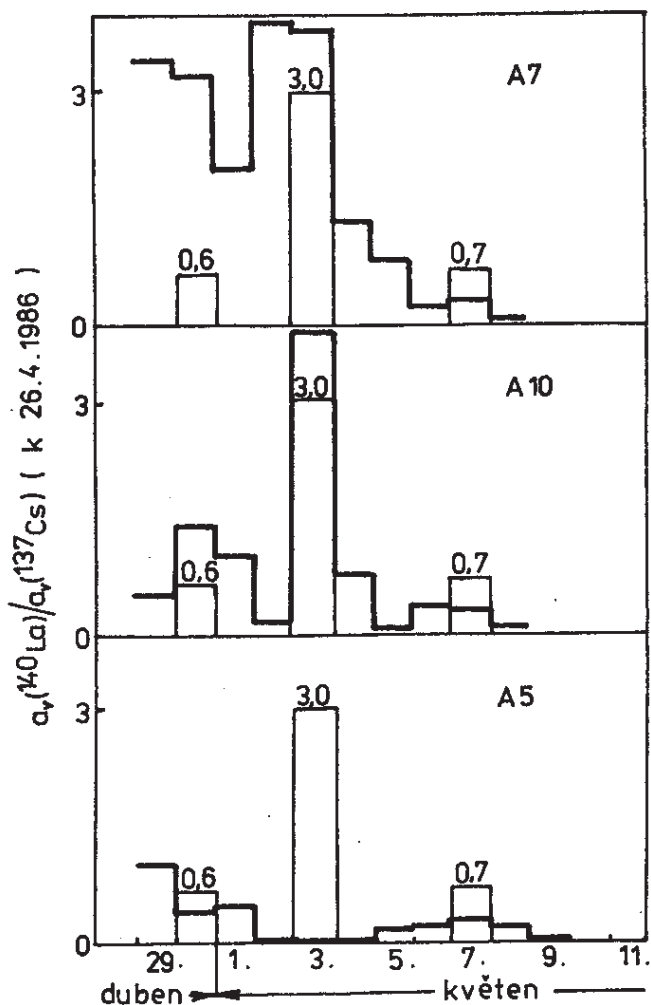
Dukovany			Praha		
Čas odběru	$\frac{V}{\text{m}^3}$	$\frac{a_V}{\mu\text{Bq}/\text{m}^3}$	Čas odběru	$\frac{V}{\text{m}^3}$	$\frac{a_V}{\mu\text{Bq}/\text{m}^3}$
28. dubna 12.00 až			29. dubna 8.15 až		
29. dubna 14.30	822	<4	30. dubna 8.15	428	15
30. dubna 5.30 až			1. května 8.15 až		
1. května 16.00	531	49	2. května 8.15	845	10
2. května 23.15 až			2. května 8.15 až		
3. května 5.00	88	140	4. května 8.15	3504	28
3. května 5.00 až			4. května 8.15 až		
3. května 11.15	92	<32	5. května 8.15	831	13
4. května 11.00 až			6. května 8.15 až		
4. května 17.00	90	132	7. května 8.15	828	<4
5. května 5.00 až			9. května 8.15 až		
5. května 22.00	280	<11	10. května 8.15	1141	<3
7. května 10.00 až			12.-19. května	5607	<1
9. května 12.45	681	<4			
15. května 15.45 až					
16. května 6.30	484	<6			
19. května až					
26. května	2535	<1			

Poznámka: V = objem vzduchu prosátý filtrem

Tabulka 4. Modus \hat{A} , medián \tilde{A} a střední hodnota \bar{A} plošné aktivity radionuklidů v Bq/m^2 k 17. červnu 1986 nalezených v půdě na území ČSSR

Radionuklid	\hat{A}	\tilde{A}	\bar{A}
Cs 137	600	2190	4200
Cs 134	200	930	1980
Ru 103	490	1560	2800
La 140	0,014 až 1,4	5,18 až 49	101,4 až 294
Zr 95	0,021 až 1,1	7,88 až 20	48,6 až 87
Nb 95	2,92 až 14,5	35,4 až 97	123,3 až 252
Ce 141	3,71 až 7,9	20,63 až 44	48,5 až 103
I 131	9,20 až 14,3	82,74 až 108	248,1 až 295
Ag 110m			70
Sb 125			140
Ru 106			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



Obr. 19 Časový průběh poměru objemových aktivit La 140 a Cs 137 k 17. 6. 1986 na měřicích místech A7, A10 a A5 - tučná čára v porovnání s průměrnou hodnotou tohoto poměru na území ČSSR při průchodu I /0,6/, průchodu II /3,0/ a průchodu III /0,7/ - tenká čára

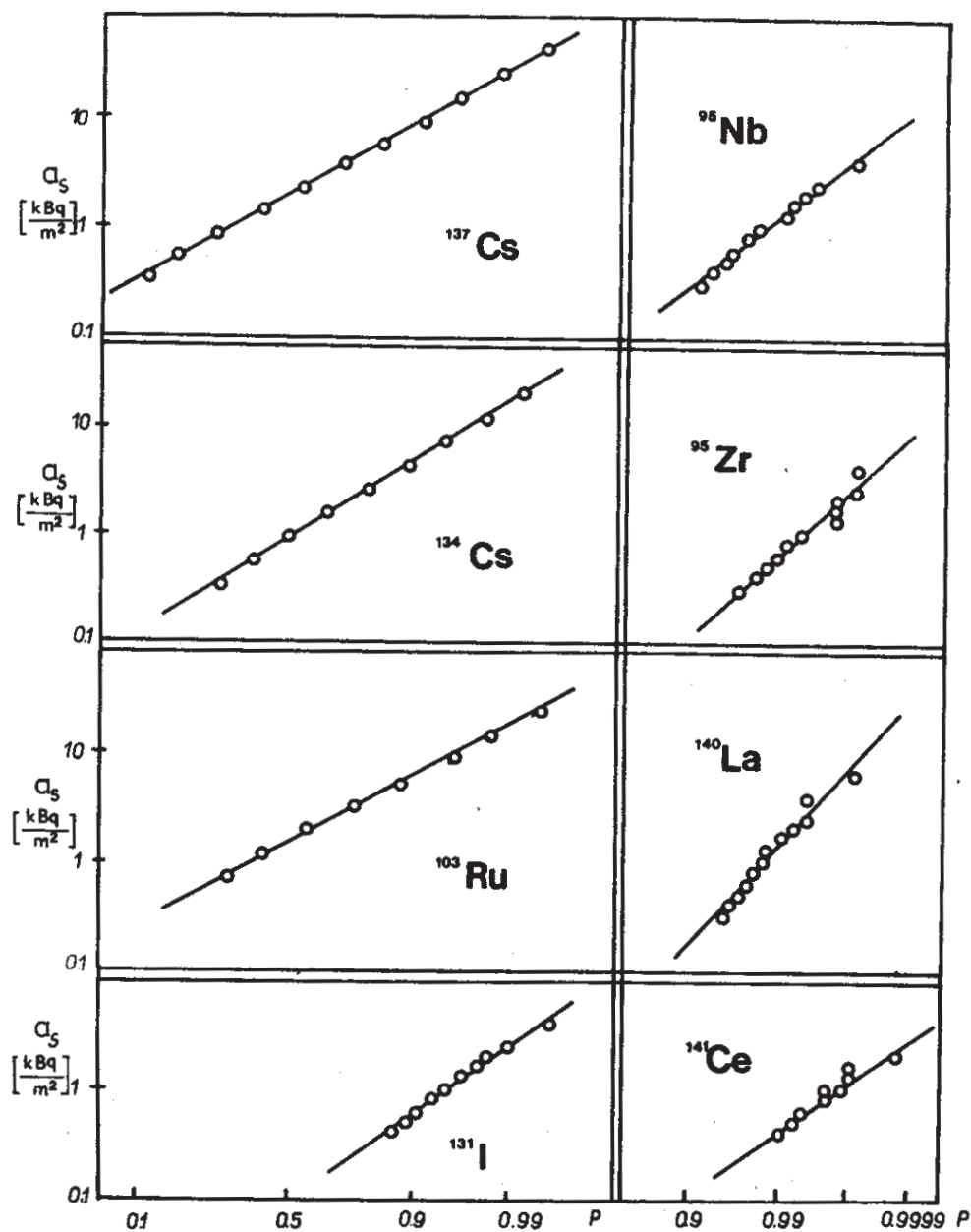
tých od Hölgyeho a Filgase /7/, kteří našli výrazná maxima v aerosolech odebraných v lokalitách A7 a A2 ve dnech 3. a 4. května 1986.

Plošná aktivita radionuklidů nalezených v půdě na území ČSSR má logaritmicko-normální rozdělení, jak je zřejmé z obr. 20. V tabulce 4 jsou pak pro jednotlivé radionuklidy uvedeny módy \hat{A} , mediány /geometrické průměry a zároveň 50 % kvantily/ \tilde{A} a střední hodnoty /aritmetické průměry/ \bar{A} odhadnuté z uvedených rozdělení.

Průzkum radionuklidů v půdě ukázal, že celkově se na území ČSSR deponovalo 0,53 PBq Cs 137. Tomu odpovídající střední hodnota plošné aktivity 4,2 kBq/m² Cs 137 je srovnatelná s depozicí zhruba 8 kBq/m² Cs 137, k níž podle dřívějších odhadů UNSCEAR došlo v našich zeměpisných šířkách za celé období zkoušek jaderných zbraní v ovzduší.

Některé vzorky půdy byly opětovně změřeny během roků 1987 a 1988 s cílem stanovit plošnou aktivitu méně zastoupených radionuklidů, jmenovitě Ag 110m, Sb 125 a Ru 106. Střední hodnoty \bar{A} aktivity těchto radionuklidů deponovaných na území ČSSR byly odhadnuty na základě korelace jejich aktivity s aktivitou jiných radionuklidů

v znovu měřených vzorcích pomocí regresní přímký určené počátkem: u Ag 110m podle Cs 137 /n = 101; b = 0,0171/ u Sb 125 podle Cs 137 /n = 160; b = 0,0343/ a u Ru 106 podle Ru 103 /n = 200; b = 2,065/. Výsledky jsou zahrnuty do tab. 4.



Obr. 20 Logaritnicko-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

LITERATURA

- /1/ Report on Radiation Situation in CŠSR after Chernobyl Accident /Revised edition/, IHE, Praha 1986
Český překlad: Zpráva o radiační situaci na území ČŠSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl, IHE, Praha 1987
- /2/ NCRP Report No. 76, Radiological Assessment: Predicting the Transport, Bioaccumulation, and Uptake by Man of Radionuclides Released to the Environment, p. 52 - 56, NCRP, Bethesda 1984
- /3/ Škulec, Š. a Ďuran, J.: osobní sdělení
- /4/ Gosudarstvennyj komitet po ispolzovaniju atomnoj energii SSSR, Avarija na černobylskoj AES i jejo posledstvija, Informacija podgotovlennaja dlja soveščanija ekspertov MAGATE, Vena 1986
- /5/ Izrael, Ju., A.: Radioaktivnoje zagrjaznenije prirodnych sred v zone avarii na černobylskoj atomnoj elektrostancii, Meteorologija i gidrologija, s. 5 - 18, 1987
- /6/ Andrási, A. et al.: KFKI-1986-49/K, Monitoring the Radiation Consequences Due to the Disaster at the Chernobyl Nuclear Facility from April 28 to June 12, 1986, Preliminary Report, Central Research Institute for Physics. Budapest 1986
- /7/ Hölgge, Z. a Filgas, R.: Determination of $^{239+240}\text{Pu}$ in Surface Air in Several Localities in Czechoslovakia in 1986 in Connection with the Chernobyl Radiation Accident, J. Radioanal. Nucl. Chem. Letters 119 /1/ 21 - 28, 1987

VÝSLEDKY CELOSTÁTNÍCH PRŮZKUMŮ OBSAHU UMĚLÝCH RADIONUKLIDŮ V MLÉCE PO ČERNOBYLSKÉ HAVÁRII

D. Drábová, P. Rulík, I. Malátová, I. Bučina, Z. Hölgye
Centrum hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie, Praha

V rámci monitorování radiační situace na území ČSSR v souvislosti s havárií černobylské jaderné elektrárny byla od počátku věnována značná pozornost sledování obsahu umělých radionuklidů v mléce, neboť mléko a mléčné výrobky tvoří jednu ze základních složek výživy obyvatelstva - zhruba 30% roční spotřeby základních potravin u dospělých a 60% u dětí. V prvních dnech po havárii byly umělé radionuklidy v mléce takřka výhradní komponentou ingesčního příjmu obyvatelstva v důsledku rychlého přestupu radionuklidů - zejména I 131 - v řetězcích vzduch-kráva-mléko-člověk a spád-rostlina-kráva-mléko-člověk. Vzhledem k poměrně krátkému poločasu přeměny I 131 /8,05 d/ je však možné tuto cestu vnitřní kontaminace omezit vyloučením mléka s vysokými koncentracemi I 131 z přímé spotřeby a jeho zpracováním na sýry, sušené mléko a další mléčné výrobky dostatečně prodloužit dobu do spotřeby. Technologické zpracování mléka např. na sýry snižuje rovněž obsah radioizotopů cesia ve finálním výrobku natolik, že produkty obsahují jen 10 až 20% z jejich obsahu v surovém mléku použitém k výrobě.

Kontrola objemové aktivity umělých radionuklidů v konzumním mléce byla zaměřena na stanovování I 131, Cs 134 a Cs 137. Pravidelné měření probíhalo v síti vybraných mlékáren v květnu a červnu 1986 denně, později v týdenních a měsíčních intervalech. Síť vybraných mlékáren tvoří v ČSR 19 mlékárenských závodů rovnoměrně rozdělených do jednotlivých krajů a hlavního města Prahy. V SSR byla do sítě zahrnuta většina mlékáren, jejich počet se však měnil.

Kromě pravidelného sledování obsahu umělých radionuklidů v mléce z vybraných mlékáren byly ve spolupráci s ministerstvy zemědělství a výživy ČSR a SSR provedeny jednorázové průzkumy v celé mlékárenské síti ČSSR s cílem získat podrobnou informaci o rozdělení objemových aktivit, která měla umožnit /a to zejména v květnu a červnu 1986/ kvalifikovaný odhad pravděpodobnosti výskytu mléka s vyššími objemovými aktivitami radionuklidů. Výsledky prvního celostátního průzkumu rovněž ovlivnily určení počtu mlékáren v regionální jednotce, který byl považován za reprezentativní v pravidelném sledování. Další průzkumy sloužily mimo jiné i k ověření reprezentativnosti sítě vybraných mlékáren v obdobích s různým krmným režimem dojníc. Toto ověření bylo nezbytné vzhledem k nehomogenitě spádu a značnému regionálnímu míchání krmivové základny.

ORGANIZACE SBĚRU A MĚŘENÍ VZORKŮ

Údaje o datech průzkumů, počtu odebraných vzorků, měřících laboratořích, způsobu přípravy vzorků pro měření a případných požadavcích na minimální detekovatelné objemové aktivity /MDA/ pro Cs 137 jsou uvedeny v tab. 1.

První celostátní průzkum proběhl 15. 5. 1986. Vzorky /2 l mléka konzervovaného formaldehydem/ ze závodů ČSR byly měřeny v Ústavu pro výzkum, výrobu a využití radioizotopů a v Institutu hygieny a epidemiologie v Praze, vzorky z SSR ve Výzkumném ústavu preventivního lékařství v Bratislavě. Objemové aktivity radionuklidů ve vzorcích byly stanovovány pomocí polovodičové spektrometrie gama. Objem měřeného vzorku se pohyboval od 0,2 do 1,2 l mléka. U každého mlékárenského závodu byly zjištěny údaje o průměrném denním příjmu mléka, průměrné výrobě konzumního mléka

a průměrné výrobě ostatních mléčných výrobků. Tyto údaje byly použity pro statistické zpracování naměřených dat.

Tabulka 1 Základní údaje o provedených celostátních průzkumech mlékárenské sítě v ČSSR

Datum	Počet vzorků		Měřicí laboratoře	Příprava vzorků pro měření	MDA pro Cs 137
	ČSR	SSR			
15.5.1986	74	30	IHE Praha VÚPL Bratislava ÚVVVR Praha	nativní stav	nepožadována
11.6.1986	108	40	ÚVVVR Praha	nativní stav	napožadována
1.-5.12.1986	85	39	IHE Praha VÚPL Bratislava KHS - laboratoře hygieny záření	nativní stav	2 Bq/l
25.-29.3.1987	97	37	IHE Praha VÚPL Bratislava KHS - laboratoře hygieny záření	nativní stav	2 Bq/l
20.-24.7.1987	100	38	IHE Praha VÚPL Bratislava KHS - laboratoře hygieny záření	nativní stav nebo radiochemická koncentrace cesia	1 Bq/l

Stejným způsobem byly provedeny odběry vzorků dne 11. 6. 1986, všechny vzorky byly měřeny v Ústavu pro výzkum, výrobu a využití radioizotopů v Praze.

Další průzkum následoval po přechodu dojníc na zimní krmení. Tehdy se s ohledem na zjištěné hmotnostní aktivity velkého počtu vzorků sena, senází a silází očekávalo zvýšení objemové aktivity Cs 134 a Cs 137 v mléce ve srovnání s hodnotami podzimními /1/. Vzorky ze závodů produkujících konzumní mléko byly stejným způsobem jako v květnu a červnu 1986 odebrány v průběhu prvního prosincového týdne 1986. Týdenní rozpětí odběru vzorků bylo možné, protože objemové aktivity Cs 134 a Cs 137 v mléce se v kratších časových intervalech měnily již jen málo. Měření provedly laboratoře příslušných krajských hygienických stanic, Výzkumný ústav preventivního lékařství v Bratislavě a Institut hygieny a epidemiologie v Praze. Rozšíření počtu měřících laboratoří bylo umožněno výsledky mezilaboratorního porovnání gamaspektrometrického měření vzorků s většími objemy, které v srpnu 1986 proběhlo ve všech spektrometrických laboratořích nově vytvořené monitorovací sítě ČSSR /1/. Byla tak získána měřící kapacita pro delší měření jednotlivých vzorků. Vzhledem k nutnosti dostatečně citlivého měření objemových aktivit radionuklidů, které byly až řádově nižší než v květnu a červnu 1986, byla tentokrát na rozdíl od předchozích dvou průzkumů předem požadována MDA pro Cs 137 2 Bq/l, což umožnilo pozdější statistické zpracování dat. Požadavek operativního vyhodnocení a nároky na měřící kapacitu zároveň se soustředěním všech vzorků v jedné až třech laboratořích při předchozích dvou průzkumech nedovolovaly totiž delší měřící doby.

Ke konci zimní krmné sezóny byl proveden průzkum v polovině března 1987. Způsob odběru vzorků v týdenním rozmezí, měřící laboratoře a požadavky na MDA byly stejné jako v prosinci 1986.

Poslední celostátní průzkum mlékárenské sítě byl uskutečněn v červenci 1987. Vzorky byly opět odebírány v průběhu jednoho týdne a měřeny ve stejných laboratořích jako v prosinci 1986 a v březnu 1987. Výrazný pokles objemových aktivit Cs 134 a Cs 137 v mléce po přechodu dojníc na letní krmný režim s využitím krmiva

z nové sklizně, která byla již kontaminována těmito radionuklidy pouze prostřednictvím kořenového přestupu a tedy řádově méně než v předchozím roce, kdy se uplatňovala přímá kontaminace ze spadu, si vyžádal prodloužení měřicích dob tak, aby MDA pro Cs 137 byla 1 Bq/l. Aby bylo možno takových a pokud možno ještě nižších MDA dosáhnout v přijatelně dlouhých měřicích dobách, bylo nutno upustit při průzkumech stejně jako při pravidelném sledování v síti vybraných mlékáren od měření vzorků v nativním stavu a přejít k radiochemickým metodám koncentrace cesia. V Centru hygieny záření IHE byla vyvinuta, ověřena a při celostátním průzkumu mlékárenské sítě ČSSR v červenci 1987 poprvé použita metodika sorpce cesia z mléka na čerstvě připraveném hexakvanoželeznanu mědnatém s následným gamaspektrometrickým stanovením aktivity ve sraženině /2/. Použití této metody umožňuje stanovit objemové aktivity Cs 134 a Cs 137 v mléce na úrovni MDA 0,1 Bq/l při měřicí době okolo pěti hodin v závislosti na účinnosti použitého detektoru. Vzorky z červencového průzkumu však byly ještě v některých laboratořích měřeny v nativním stavu, některé laboratoře použily jiné radiochemické metody separace cesia s následným současným stanovením aktivity obou radioizotopů cesia měřením záření beta výsledného produktu /3/.

VÝSLEDKY

Výsledky všech celostátních průzkumů mlékárenské sítě ČSSR jsou shrnuty v tabulkách 2 až 6 a graficky znázorněny ve formě kumulativních logaritmicko-normálních rozdělení objemových aktivit nalezených radionuklidů na obrázcích 1 až 7. V tabulkách jsou uvedeny vážené aritmetické průměry objemových aktivit, mediány odhadnuté z jejich logaritmicko-normálního rozdělení a rozpětí hodnot objemových aktivit. Zjištěné objemové aktivity radionuklidů v jednotlivých vzorcích byly v květnu 1986 váženy trojím způsobem: denním příjmem mléka do závodu, denní výrobou konzumního mléka a denní výrobou ostatních mléčných výrobků, která byla definována jako rozdíl příjmu a výroby konzumního mléka. Rozdíly pro jednotlivé způsoby vážení jsou zanedbatelné a tak /s přihlédnutím k tomu, že 98% příjmového mléka vstupuje přímo či nepřímo do lidského potravinového řetězce/ jsou pro další průzkumy uvedeny již jen průměrné objemové aktivity radionuklidů vážené příjmem mléka.

Tabulka 2 Objemové aktivity /Bq/l/ umělých radionuklidů v mléce při celostátním průzkumu v květnu 1986

	ČSR				SSR			ČSSR		
	I 131	Cs 134	Cs 137	Cs 136	I 131	Cs 134	Cs 137	I 131	Cs 134	Cs 137
Medián	120	11	21	2	289	28	52	155	14	27
Průměr vážený příjmem mléka	143	18	37	3	308	38	66	196	24	45
Průměr vážený výrobou konzumního mléka	140	16	34	5	334	46	81	201	24	46
Průměr vážený výrobou mléčných výrobků	137	18	32	5	298	44	79	180	24	43
Rozpětí hodnot	19-327	do 84	do 163	do 13	175-636	do 100	do 180	19-636	do 100	do 180

Tabulka 3 Objemové aktivity /Bq/l/ umělých radionuklidů v mléce při celostátním průzkumu v červnu 1986

	ČSR			SSR			ČSSR		
	I 131	Cs 134	Cs 137	I 131	Cs 134	Cs 137	I 131	Cs 134	Cs 137
Medián	11	10	15	7	8	13	9	9	14
Průměr vážený příjem mléka	13	12	20	9	11	17	12	11	19
Rozpětí hodnot	do 49	do 42	do 73	do 38	do 43	do 59	do 49	do 43	do 73

Tabulka 4 Objemové aktivity /Bq/l/ umělých radionuklidů v mléce při celostátním průzkumu v prosinci 1986

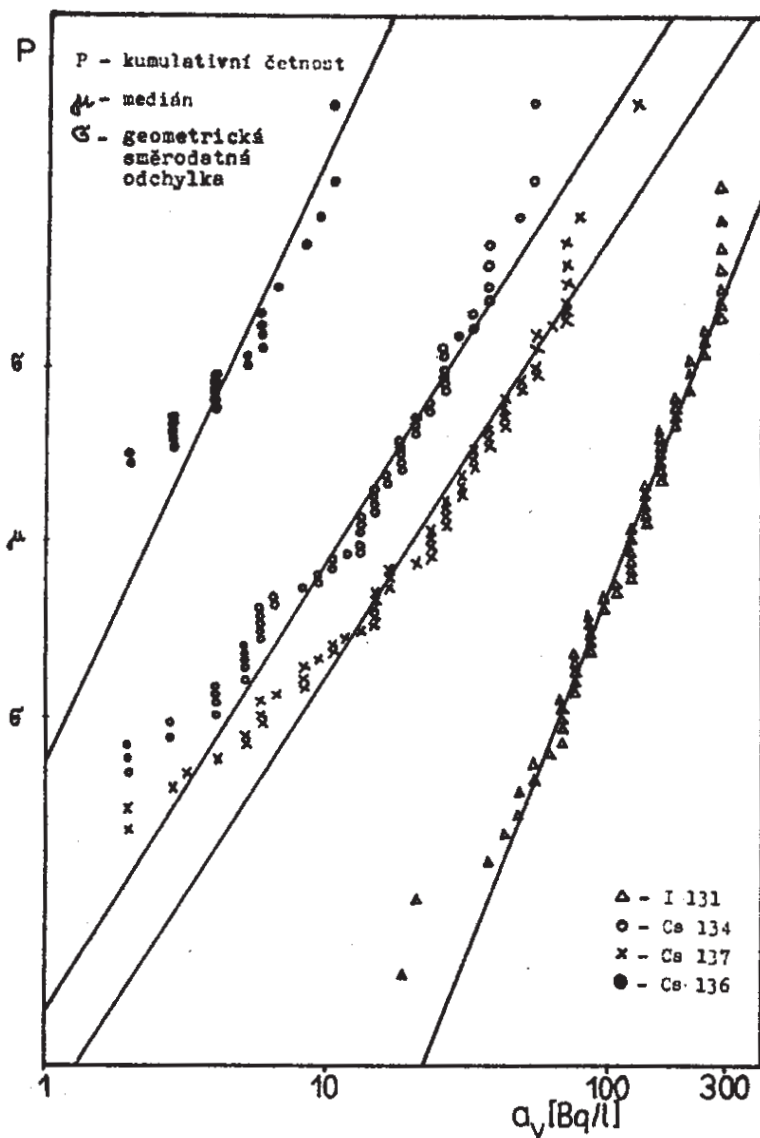
	ČSR		SSR		ČSSR	
	Cs 134	Cs 137	Cs 134	Cs 137	Cs 134	Cs 137
Medián	2	5	2	4	2	5
Průměr vážený příjem mléka	4	8	3	6	3	7
Rozpětí hodnot	do 25	do 58	do 8	do 24	do 25	do 58

Tabulka 5 Objemové aktivity /Bq/l/ umělých radionuklidů v mléce při celostátním průzkumu v březnu 1987

	ČSR		SSR		ČSSR	
	Cs 134	Cs 137	Cs 134	Cs 137	Cs 134	Cs 137
Medián	2	5	2	7	2	6
Průměr vážený příjem mléka	4	8	4	9	4	8
Rozpětí hodnot	do 17	do 42	do 14	do 34	do 17	do 42

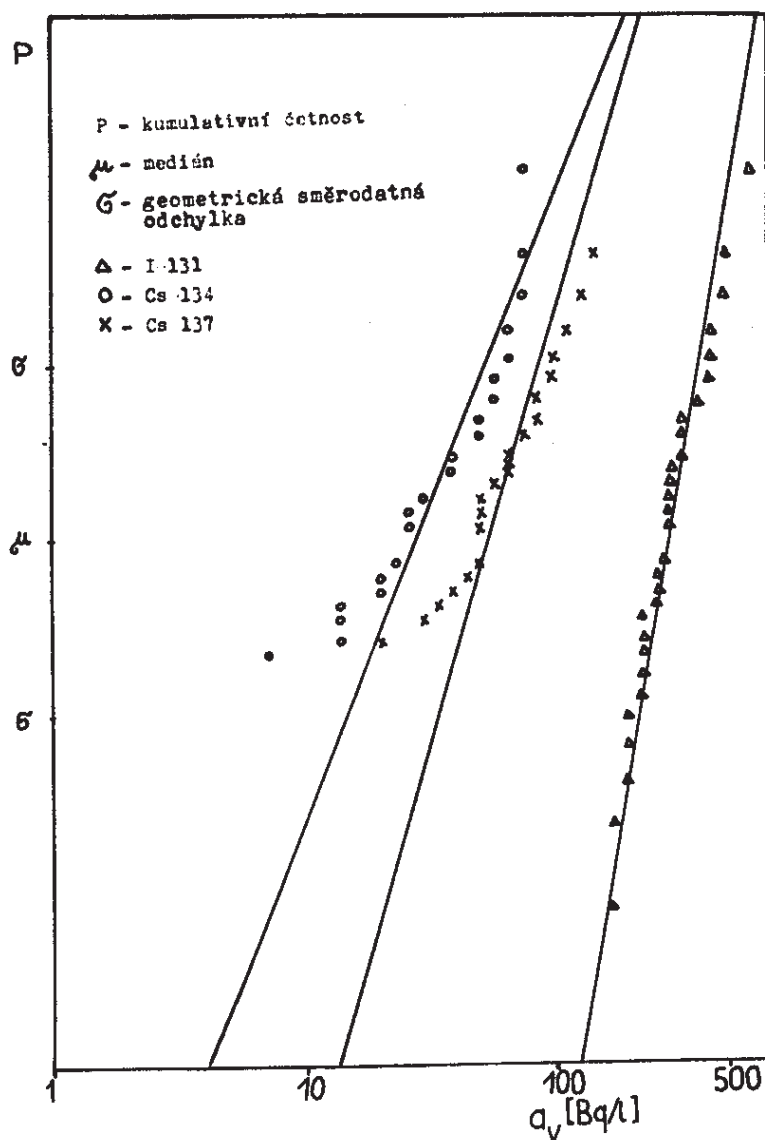
Tabulka 6 Objemové aktivity /Bq/l/ umělých radionuklidů v mléce při celostátním průzkumu v červenci 1987

	ČSR		SSR		ČSSR	
	Cs 134	Cs 137	Cs 134	Cs 137	Cs 134	Cs 137
Medián	0,5	1,0	0,4	1,4	0,4	1,1
Průměr vážený příjem mléka	0,6	1,3	0,6	1,8	0,6	1,4
Rozpětí hodnot	do 2,8	do 5,6	do 5,6	do 9,0	do 5,6	do 9,0



Obr. 1 Logaritmicko-normální rozdělení objemových aktivit I 131, Cs 134, Cs 137 a Cs 136 v mléce pro mlékárny ČSR - květen 1986

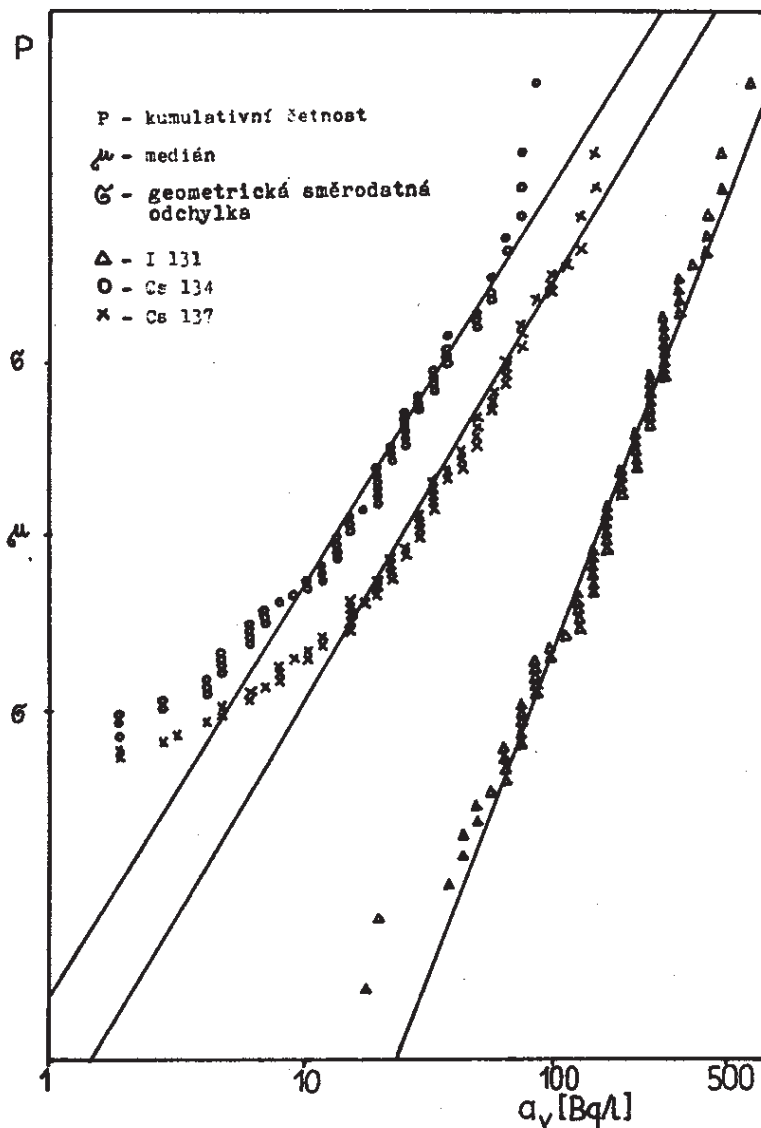
Při průzkumu v květnu 1986 se pozornost soustředila především na stanovení objemových aktivit I 131, který byl v průběhu prvních dvou květnových dekád dominantním kontaminantem. Dále byly stanoveny objemové aktivity Cs 134 a Cs 137 a v řadě vzorků z ČSR i objemové aktivity Cs 136. Aktivity Cs 136 byly řádově nižší než aktivity ostatních zjištěných radionuklidů. To bylo dáno jednak nižším zastoupením Cs 136 ve směsi radionuklidů v emisi z havarovaného bloku - poměr aktivit Cs 136 a 137 činil k 26. 4. 1986 přibližně 0,25 /4, 5, 6/, jednak jeho krátkým poločasem 13,1 d. Stanovení objemových aktivit Cs 136 v mléce bylo tedy v důsledku poměrně krátkých dob měření jednotlivých vzorků /okolo 1000 s/ poznamenáno značnými chybami. Potvrzením správnosti odhadu průměrné objemové aktivity Cs 136 v mléce v ČSR je však její poměr k průměrné objemové aktivitě Cs 137. Ke dni 15. 5. 1986 činil 0,08, zatímco očekávaný poměr aktivit těchto radionuklidů k témuž datu vycházel přibližně 0,09. V SSR bylo Cs 136 stanoveno pouze v šesti vzorcích mléka s rozpětím objemových aktivit 2 až 9 Bq/l. Poměr zjištěných objemových



Obr. 2 Logaritmicko-normální rozdělení objemových aktivit I 131, Cs 134 a Cs 137 v mléce pro mlékárny SSR - květen 1986

aktivit Cs 136 a Cs 137 se v SSR pohyboval od 0,04 do 0,1, jeho průměrná hodnota byla 0,07. Lze tedy průměrné objemové aktivity Cs 136 v mléce v SSR a na celém území ČSSR odhadnout na základě poměru k aktivitám Cs 137, který velmi dobře odpovídá očekávané hodnotě. Průměrná objemová aktivita Cs 136 dne 15. 5. 1986 v mléce v SSR činila 6 Bq/l a v ČSSR 4 Bq/l.

Při červnovém průzkumu bylo I 131 možno stanovit již jen sporadicky, dominantními radionuklidy se staly Cs 134 a Cs 137. Zároveň se snížily rozdíly mezi ČSR a SSR vzniklé v květnu 1986 v důsledku různě načasovaného přechodu na zelené krmení. Tento fakt spolu s pozdější nerovnoměrností podílu čerstvého krmiva v krmných dávkách dojnic podle podmínek jednotlivých zemědělských závodů se pravděpodobně též podílí na zřejmé bimodalitě logaritmicko-normálních rozdělení objemových aktivit cesia v květnu a v červnu 1986 pro ČSR i ČSSR /pro SSR nelze kvůli malému počtu hodnot posoudit/. Vzhledem k tomu, že rozdíly v parametrech distribuce objemových

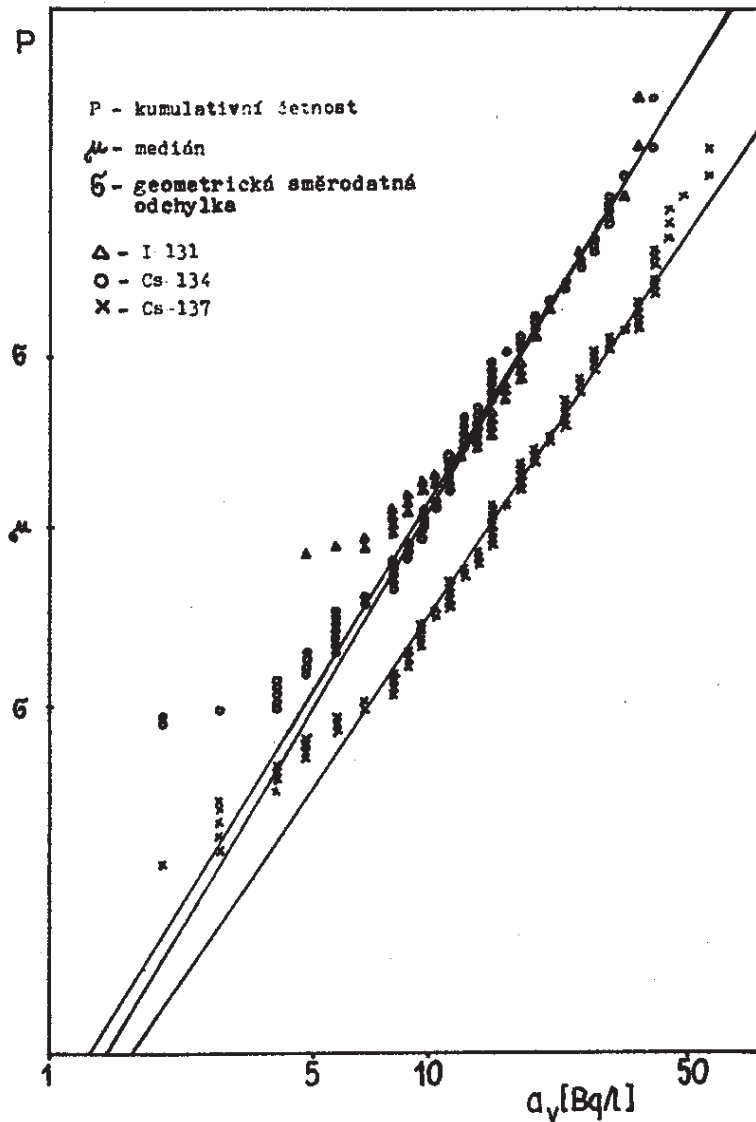


Obr. 3 Logaritmicko-normální rozdělení objemových aktivit I 131, Cs 134 a Cs 137 v mléce pro mlékárny ČSSR - květen 1986

aktivit radionuklidů v mléce jsou od červnového průzkumu minimální, jsou nadále uváděny již jen grafy jejich logaritmicko-normálních rozdělení pro celé území ČSSR.

Při prosincovém a dalších průzkumech byly stanoveny jen aktivity Cs 134 a Cs 137. V prosinci 1986 se prokázal mírný nárůst průměrných objemových aktivit těchto radionuklidů v mléce ve srovnání s hodnotami podzimními. Průměrné objemové aktivity byly v mléce z vybraných mlékáren v září 1986 2,8 Bq/l pro Cs 134 a 4,6 Bq/l pro Cs 137. Při těchto úrovních objemových aktivit a možných dobách měření, které v důsledku nedostatku měřicí kapacity nepřesahovaly 2 až 3 hodiny na vzorek, bylo Cs 134 stanovováno s poměrně značnou chybou, což vysvětluje odchylky poměru objemových aktivit Cs 134 a Cs 137 od hodnoty

$$\frac{a_{134}}{a_{137}}(t) = 0,5 \cdot \exp[-8,5 \cdot 10^{-4} \cdot t] \quad (1)$$

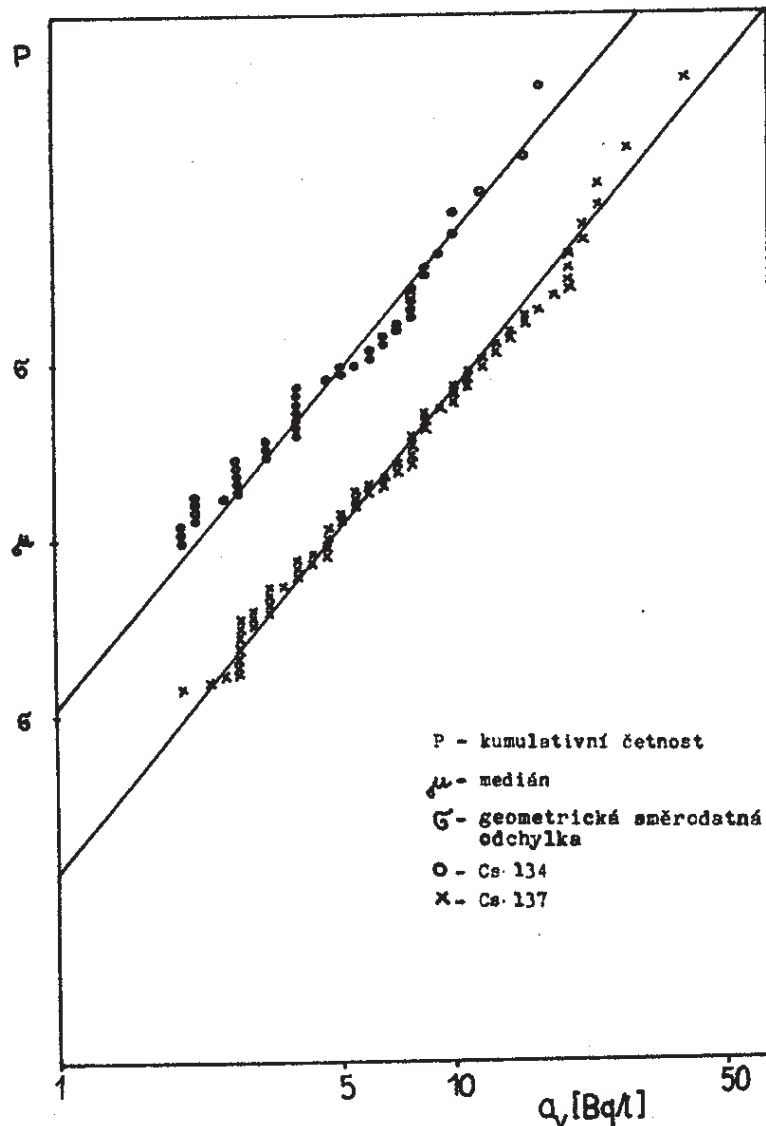


Obr. 4 Logaritmicke-normální rozdělení objemových aktivit I 131, Cs 134 a Cs 137 v mléce pro mlékárny ČSSR - červen 1986

kde a_{137} je objemová aktivita Cs 137,
 a_{134} je objemová aktivita Cs 134,
 t je doba od havárie ve dnech.

Tento vztah je vyjádřením faktu, že poměr aktivit Cs 134 a Cs 137 v průběhu emise z havarovaného bloku byl stálý a jeho hodnota činila 0,5 a později se tedy měnil přibližně s poločasem Cs 134.

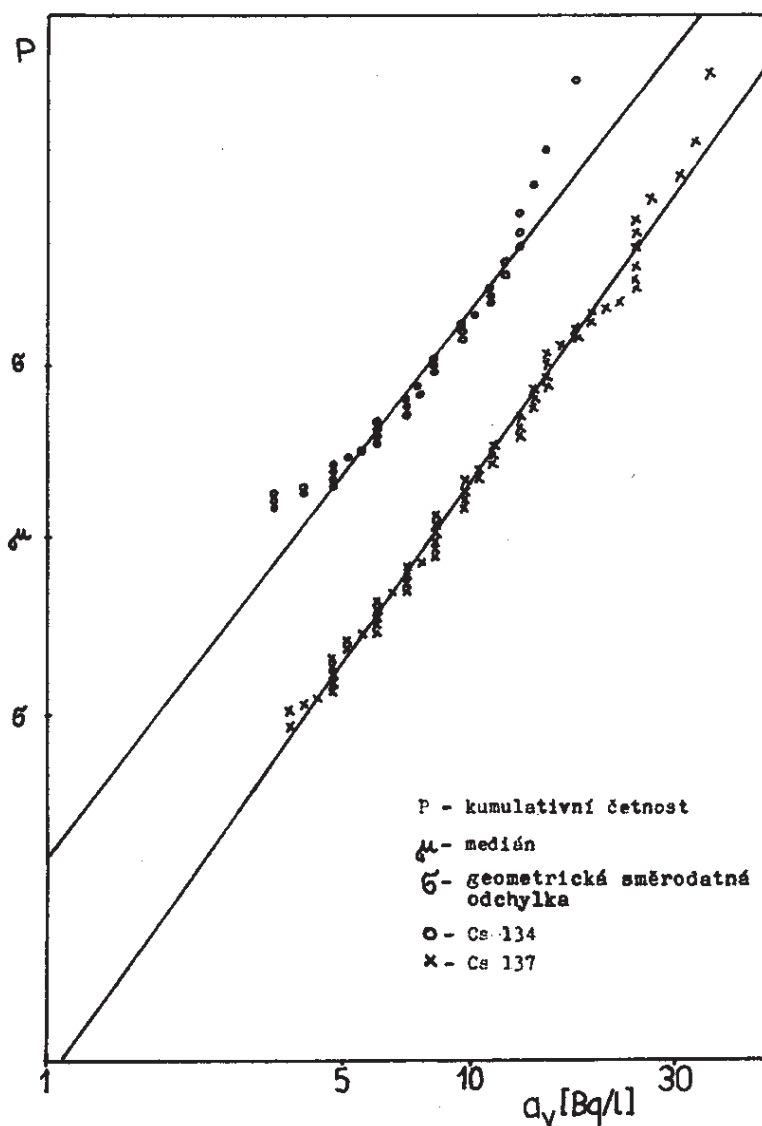
Nárůst objemových aktivit Cs 134 a Cs 137 v mléce se v prosinci 1986 projevil především v oblasti nejvyšších hodnot, což potvrzuje regionální nerovnoměrnost kontaminace zimního krmiva dojnic tak, jak byla indikována podzimním měřením vzorků sena, senáže a siláže. Pro srovnání lze uvést, že v září 1986 se objemové aktivity Cs 134 v mléce pohybovaly v rozmezí 0 až 8 Bq/l, objemové aktivity Cs 137 v rozmezí 0 až 12 Bq/l.



Obr. 5 Logaritmicko-normální rozdělení objemových aktivit Cs 134 a Cs 137 v mléce pro mlékárny ČSSR - prosinec 1986

V březnu 1987 byly průměrné objemové aktivity Cs 134 a Cs 137 prakticky na úrovni hodnot z prosince 1986. Přejít na letní krmný režim s využitím čerstvého krmiva znamenal jejich výrazný pokles, což se prokázalo při průzkumu v červenci 1987. I přes snížení požadované MDA pro Cs 137 na 1 Bq/l se vyskytly problémy s vyhodnocením objemových aktivit Cs 134, které byly v té době zhruba na úrovni 1/3 hodnot pro Cs 137. V případě, že vzorky byly měřeny v nativním stavu bez použití koncentrační metodiky, nebylo většinou Cs 134 stanoveno s citlivostí dostatečnou pro další statistické zpracování. Odhad průměrné aktivity Cs 134 v mléce byl proto potvrzen na základě vztahu /1/, tj. předpokládaného poměru a_{134}/a_{137} ve vzorcích.

Vzhledem k poklesu objemových aktivit cesia, nárokům na měřící kapacitu při dostatečně citlivém stanovení radioizotopů cesia ve vzorcích z celostátních průzkumů a vzhledem k ověřené reprezentativnosti sítě vybraných mlékáren /viz tab. 7/

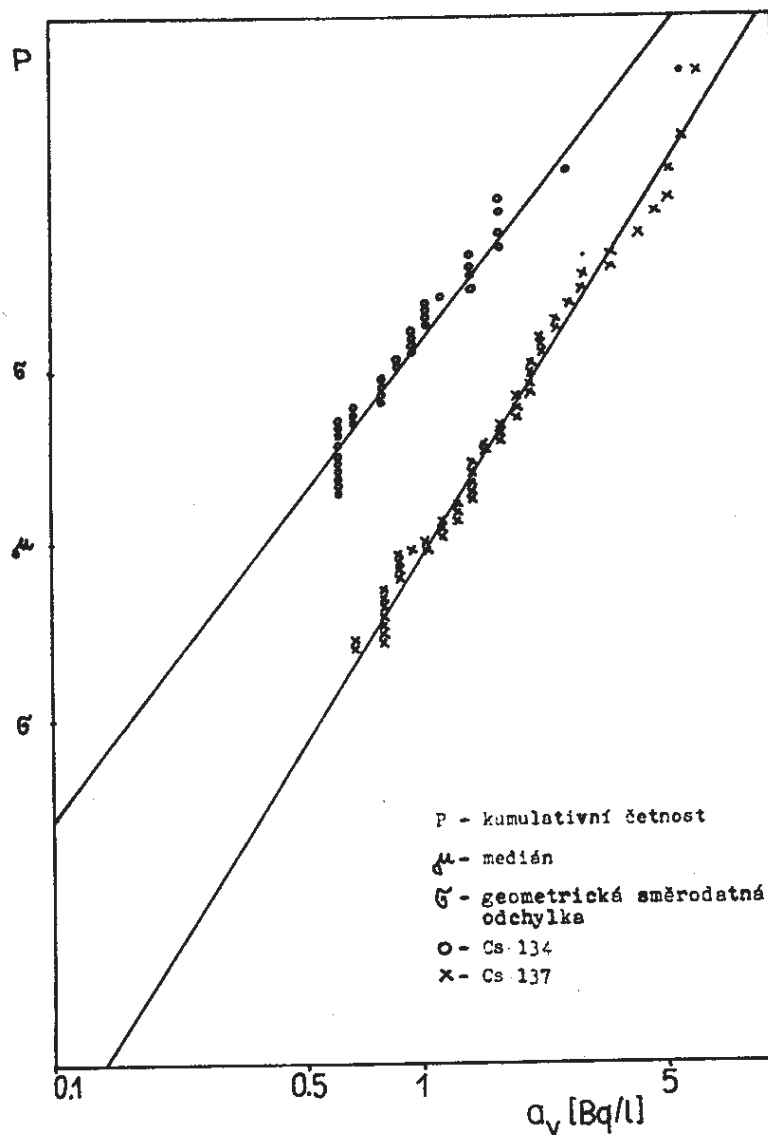


Obr. 6 Logaritmicko-normální rozdělení objemových aktivit Cs 134 a Cs 137 v mléce pro mlékárny ČSSR - březen 1987

probíhá od července 1987 sledování objemových aktivit umělých radionuklidů v mléce pravidelně v měsíčních intervalech pouze v této síti.

Tabulka 7 Průměrné objemové aktivity /Bq/l/ Cs 137 v mléce z vybraných mlékáren

Měsíc	Medián	Průměr	Rozpětí hodnot
Květen 1986	28	42	do 180
Červen 1986	13	16	do 59
Prosinec 1986	5	7	1 až 19
Březen 1987	7	9	do 30
Červenec 1987	1,6	1,9	do 9



Obr. 7 Logaritmicke-normální rozdělení objemových aktivit Cs 134 a Cs 137 v mléce pro mlékárny ČSSR - červenec 1987

LITERATURA

- /1/ Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl, Institut hygieny a epidemiologie, Centrum hygieny záření, Praha 1987
- /2/ Hölgye, Z., Drábová, D.: Stanovení Cs 134 a Cs 137 v mléce sorpcí na čerstvě připraveném hexakvanoželeznatanu měďnatém a gamaspektrometrickým měřením, Collection of Czechoslovak Chemical Communication, v tisku
- /3/ Csupka, Š. a kol.: Rádioaktivná kontaminácia biosféry v Západoslovenskom kraji po černobyľskej havárii, KHS Bratislava, 1987
- /4/ The Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant and its Consequences, Annex 4, Information compiled for the IAEA Exports Meeting, Vienna 1986
- /5/ Health and Environmental Consequences of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident, USDOE Rep. DOE/ER-0332, 1987
- /6/ The Chernobyl Accident, Rapport IPSN 2/86, Institut de Protection et de Surete Nucleaire, Commissariat a l'Energie Atomique, Fontenay-aux-Roses, 1986

KONTAMINACE POTRAVIN RADIOIZOTOPY CESIA V ČSSR PO ČERNOBYLSKÉ HAVÁRII

V. Kliment a I. Bučina

Centrum hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie, Praha

ÚVOD

Radionuklidy uvolněné při havárii jaderného reaktoru v Černobylu se usazovaly na půdní povrch a rostlinný kryt na začátku vegetačního období roku 1986, čímž byly dány základní předpoklady a podmínky pro další transport kontaminantu do požívaných nebo zkrmovaných částí rostlin a konečně do všech produktů rostlinné a živočišné výroby. Z původního inventáře radionuklidů se vzhledem k charakteru havárie podílejí na dávkové zátěži při dlouhodobém sledování kontaminace v podstatě jen radioizotopy cesia. Vliv ostatních radionuklidů je buď nevýznamný, nebo odezněl již v počátečním období havárie a jejich sledování a hodnocení bylo již ukončeno.

Ze základních mechanismů transportu vyplývá, že v prvním vegetačním období po nehodě převládá vedle povrchové kontaminace přímý přestup z listových částí rostlin do plodů a výrazně tak ovlivňuje měrné a objemové aktivity radionuklidů v potravinách. V dalších vegetačních obdobích význam tohoto přestupu obvykle klesá, podíl resuspendované a znovu deponované aktivity na rostlinném krytu nebývá významný /3/. Další transportní mechanismus, z půdního povrchu přes kořenový systém, je výrazně pomalejší /hodnoty rychlostních konstant přestupu jsou zde řádově nižší než u přímého transportu z listových ploch/ a jeho vliv je proto zjevný až v dalších vegetačních obdobích. Takto formulovaná hlediska vývoje kontaminace zemědělských rostlin ovlivnila organizaci sledování měrných a objemových aktivit radioizotopů cesia v jednotlivých produktech zemědělské výroby:

- průběžné monitorování obsahu radionuklidů v konzumním mléce a jatečném mase;
- jednorázové monitorování plodin /zejména obilnin/, zelených pícein a krmovin na senáž a siláž z prvního vegetačního období;
- průběžné monitorování vzorků všech zemědělských produktů v pravidelných intervalech a v množství vyplývajícím z produkce a spotřeby.

METODY MĚŘENÍ A HODNOCENÍ VZORKŮ POTRAVIN

Obsahy radionuklidů v produktech zemědělské výroby byly měřeny na pracovištích monitorovací sítě, která zahrnovala laboratoře řady organizací, zejména hygienické služby a výzkumných ústavů. Výsledky byly shromažďovány a vyhodnocovány v Centru hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie v Praze. Počty vzorků pro měření byly určovány podle předpokládaného stupně kontaminace, velikosti produkce a spotřeby.

Měrné a objemové aktivity radioizotopů cesia byly stanovovány metodou polovodičové spektrometrie záření gama. Všechny použité spektrometry měly detektory z čistého Ge nebo Ge(Li), umístěné v ocelovém nebo olověném stínění a mnohokanálové amplitudové analyzátoři. Spektra byla hodnocena pomocí počítačových programů nebo manuálně.

Při kvantitativním hodnocení souboru vzorků byly vzaty v úvahu také takové výsledky měření, jejichž hodnoty aktivit byly pod minimální významnou aktivitou. Tato minimální významná aktivita se měnila podle úrovně kontaminace a podle podmínek v jednotlivých měřicích laboratořích. U výběrů obsahujících část vzorků, jejichž aktivita byla statisticky nevýznamná, odhadovaly se střední hodnoty aktivity pomocí předpokladu logaritmicko-normálního rozdělení všech hodnocených údajů.

U souborů, kde se všechny hodnoty pohybovaly pod minimální významnou aktivitou, byla za střední hodnotu vzata /za předpokladu obdélníkového rozdělení/ poloviční hodnota příslušných minimálních významných aktivit. Takto zpracované střední hodnoty byly použity pro konstrukci přehledů o kontaminaci potravin v jednotlivých letech po havárii. V konečné fázi zpracování se jednalo o aritmetický průměr za celou ČSSR bez ohledu na velikost produkce, počet obyvatel či počty měřených vzorků na příslušném území, většinou kraji, s výjimkou obilovin, ovoce a zeleniny, o jejichž způsobu hodnocení bude pojednáno dále.

Pro posouzení dávkové zátěže z příjmu potravin lze použít obecný vztah pro úvazek efektivního dávkového ekvivalentu $H_{50,E}$ pro příslušnou věkovou kategorii k , např. pro roční spotřebu potravin ve tvaru

$$(H_{50,E})_k = \sum_i S_k^i \left[\sum_j f_{V,k}^j \cdot R_{ing}^j \cdot a^{i,j} \right], \quad [Sv]$$

kde S_k^i je roční spotřeba i -tého druhu potravin [kg, l], R_{ing}^j dávkový faktor j -tého radionuklidu z příjmu ingescí [Sv/Bq], $a^{i,j}$ je měrná či objemová aktivita v potravinách [Bq/kg, Bq/l] a $f_{V,k}^j$ faktor věkové závislosti úvazku efektivního dávkového ekvivalentu /10, 11/.

KONTAMINACE POTRAVIN RADIOIZOTOPY CESIA

Měsíční přehledy o kontaminaci potravin jsme shrnuli do tabulek 1 až 4 podle izotopů ^{134}Cs a ^{137}Cs a podle roků po nehodě. Přehled o frekvenci jednotlivých měření uvádíme v tabulce 5. V tomto přehledu nejsou uvedena účelová měření potravin, např. určených pro vývoz.

Časový průběh obsahu ^{137}Cs v konzumním mléce a v hovězím resp. vepřovém mase je znázorněn na obr. 1 a 2. ^{134}Cs v grafické podobě neuvádíme, protože jde v podstatě o shodný tvar závislosti, lišící se po opravě aktivity obou radioizotopů na radioaktivní přeměnu pouze co do velikosti aktivity faktorem cca 0,5. Uváděné hodnoty jsou vyhlazeny třibodovou metodou /v tabulkách jsou původní hodnoty/, aby se odstranily informační šумы.

Z grafů lze pozorovat vývoj kontaminace sledovaných složek potravního řetězce. Částice obsahující radionuklidy se usazovaly nejen na půdním povrchu, ale také již na rostlinném krytu /záleželo na rozvoji listových ploch jednotlivých druhů rostlin/ a poměrně rychle se zeleným krmivem přecházely do mléka a hovězího masa. Postupným nárůstem travní hmoty /k havárii došlo na začátku vegetačního období/ a se zvyšujícím se podílem pícnin z druhé seče v krmných dávkách měrné aktivity klesaly. S nástupem zimních krmných dávek, které obsahovaly pícniny zejména z první seče, obsah cesia v mléce a mase opět narůstal. Další pokles pak nastal v jarních a letních měsících roku 1987.

Tato skutečnost je dána tím, že ve druhém a dalším vegetačním období po nehodě se přesun radionuklidů do jedlých či krmných částí rostlin realizoval v podstatě jen kořenovým systémem z půdního povrchu, který je řádově pomalejší než transport přímých spadů z listových ploch, jenž se uplatnil v prvním vegetačním období roku 1986. Během podzimního a zimního období roku 1987 a 1988 docházelo k ustavení rovnovážného stavu, o jeho dalším možném vývoji se ještě zmíníme.

Tabulka 1 Střední měrné a objemové aktivity ^{137}Cs v potravinách v prvním roce po nehodě
/u mléka /Bq/l/ jinak /Bq/kg//

Potraviny	Období											
	5/86	6/86	7/86	8/86	9/86	10/86	11/86	12/86	1/87	2/87	3/87	4/87
mléko konzumní	42,0	19,0	9,7	7,6	3,6	4,4	6,6	8,0	5,9	10,7	7,5	7,7
dětská ml. výživa	-	110	37,5	24,7	20,8	25,3	35,0	38,1	38,1	31,1	39,0	32,3
maso hovězí	-	40,0	35,9	18,5	18,3	21,8	22,8	27,6	22,3	25,5	36,1	15,9
maso vepřové	-	45,0	23,2	17,6	19,7	17,0	14,7	24,2	24,1	18,6	20,2	24,0
maso ostatní	-	66,1	62,8	21,9	17,3	14,7	9,3	12,2	36,6	20,2	24,0	27,5
pšenice	-	-	-	-	-	-	16,0	-	-	-	-	16,0
žito	-	-	-	-	-	-	41,7	-	-	-	-	41,7
ovoce	23,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23,5
brambory a zeleniny	6,3	-	-	6,3	4,6	-	-	-	-	-	-	4,6
ostatní potraviny	-	1,3	-	-	-	-	-	1,3	1,2	-	-	1,2

Tabulka 2 Střední měrné a objemové aktivity ^{134}Cs v potravinách v prvním roce po nehodě
/u mléka /Bq/l/ jinak /Bq/kg//

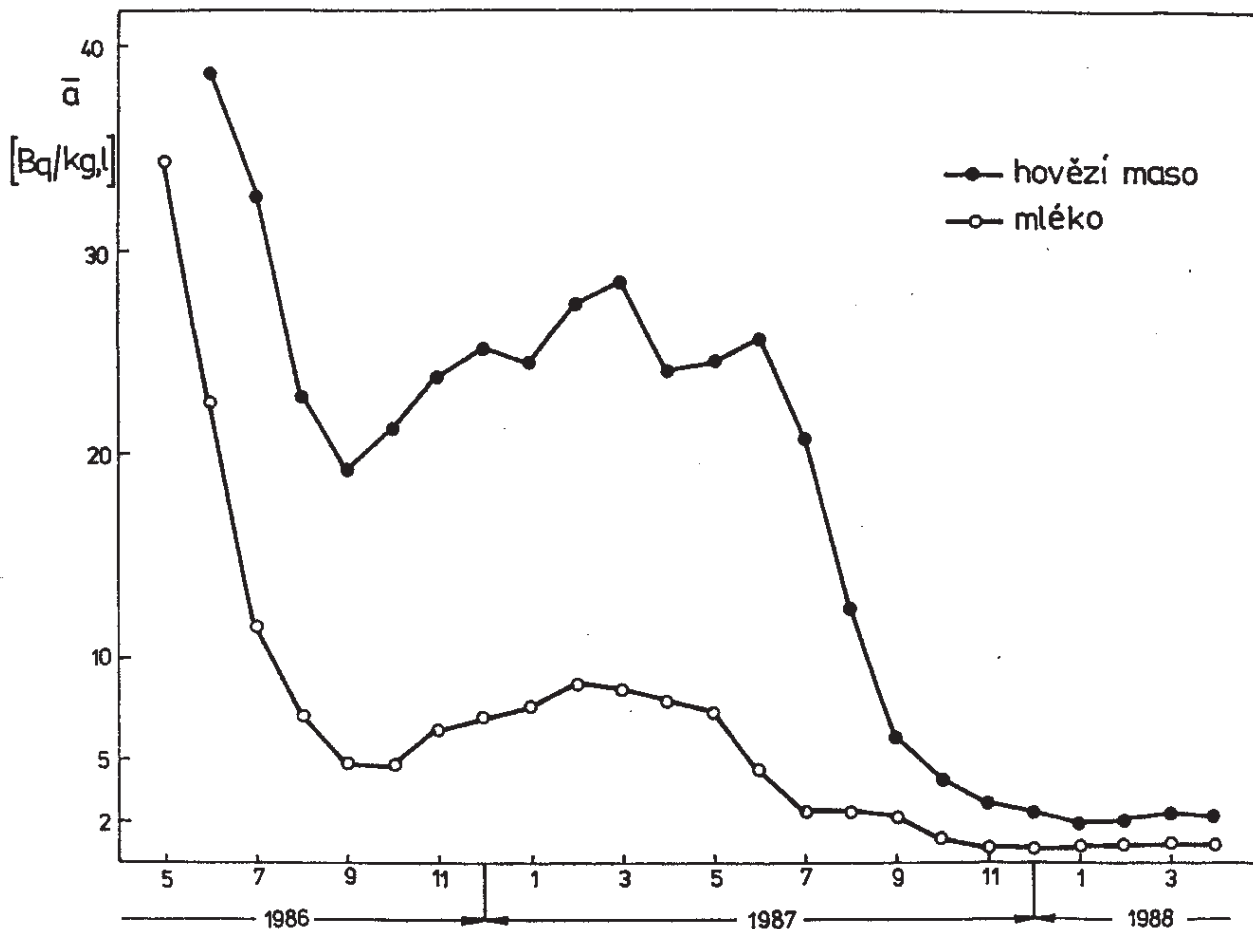
Potravina	Období											
	5/86	6/86	7/86	8/86	9/86	10/86	11/86	12/86	1/87	2/87	3/87	4/87
mléko konzumní	23,0	11,9	5,5	3,6	1,8	2,6	4,0	3,7	3,0	4,8	3,5	3,3
dětská ml. výživa	-	55,5	18,6	11,4	9,9	11,3	15,0	15,8	15,5	13,4	16,7	14,5
maso hovězí	-	24,7	13,8	10,5	9,2	9,9	10,2	10,4	9,8	12,2	13,5	9,8
maso vepřové	-	24,0	9,8	7,9	8,2	7,8	6,6	7,9	11,1	7,9	7,6	10,5
maso ostatní	-	29,7	29,2	9,5	8,3	6,7	4,4	5,9	18,0	10,3	10,4	11,7
pšenice	-	-	-	-	-	-	7,3	-	-	-	-	7,3
žito	-	-	-	-	-	-	19,4	-	-	-	-	19,4
ovoce	11,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11,0
brambory a zeleniny	3,7	-	-	3,7	2,8	-	-	-	-	-	-	2,8
ostatní potraviny	-	1,0	-	-	-	-	-	1,0	0,9	-	-	0,9

Tabulka 3 Střední měrné a objemové aktivity ^{137}Cs v potravinách ve druhém roce po nehodě
/u mléka /Bq/l/ jinak /Bq/kg//

Potravina	O b d o b í											
	5/87	6/87	7/87	8/87	9/87	10/87	11/87	12/87	1/88	2/88	3/88	4/88
mléko konzumní	8,7	3,9	1,3	2,9	2,6	0,83	0,61	0,65	0,77	0,81	0,96	0,99
dětská ml. výživa	29,7	21,8	10,9	5,1	4,0	5,3	5,4	4,7	7,2	7,4	8,1	8,9
maso hovězí	28,5	25,6	23,0	11,1	4,8	3,6	2,6	2,8	1,7	1,8	2,8	2,0
maso vepřové	19,5	22,0	21,9	15,5	11,8	5,6	6,8	3,1	5,7	5,0	1,2	2,6
maso ostatní	15,6	16,3	8,0	5,0	2,4	2,9	4,8	2,6	3,6	2,0	3,0	3,0
pšenice	16,0					16,0	0,80					0,80
žito	41,7					41,7	0,86					0,86
ovoce	3,5											3,5
brambory a zelenina	2,1				2,1	0,9						0,9
ostatní potraviny	1,0		1,0	0,8				0,8	0,4			0,4

Tabulka 4 Střední měrné a objemové aktivity ^{134}Cs v potravinách ve druhém roce po nehodě
/u mléka /Bq/l/ jinak /Bq/kg//

Potravina	O b d o b í											
	5/87	6/87	7/87	8/87	9/87	10/87	11/87	12/87	1/88	2/88	3/88	4/88
mléko konzumní	3,1	1,3	0,47	1,2	1,4	0,60	0,24	0,30	0,28	0,34	0,42	0,35
dětská ml. výživa	12,5	8,8	3,3	2,7	1,4	2,6	2,3	2,4	3,0	2,6	2,9	2,9
maso hovězí	12,2	10,1	7,9	3,9	2,2	1,1	1,2	0,9	0,8	1,1	0,9	0,6
maso vepřové	8,4	8,8	8,1	4,2	3,9	1,6	5,3	1,0	1,8	1,9	0,5	1,0
maso ostatní	7,6	6,8	2,6	1,8	1,1	1,9	1,9	1,0	1,1	0,7	1,0	1,1
pšenice	7,3					7,3	0,50					0,50
žito	19,4					19,4	0,52					0,52
ovoce	1,6											1,6
brambory a zelenina	2,1				2,1	0,9						0,9
ostatní potraviny	0,8		0,8	0,6				0,6	0,3			0,3



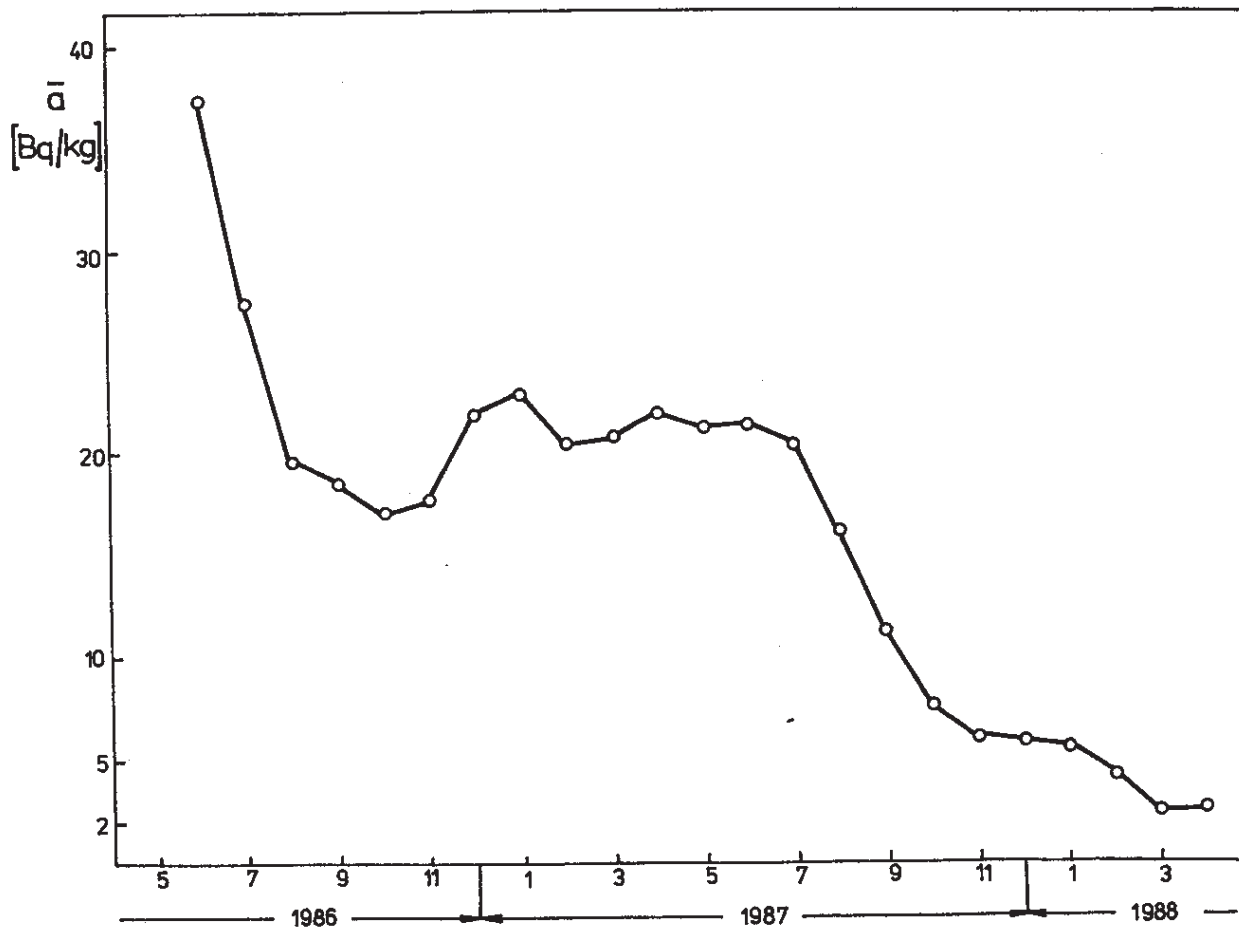
Obr. 1 Časový průběh střední objemové aktivity ¹³⁷Cs v konzumním mléce a měrné v hovězím mase

Potravní řetězce popisující transport radionuklidů do mléka či hovězího masa předpokládají přímé řazení složek ve směru spád - krmivo - skot - potravina - člověk. U vepřového masa je tomu jinak. Krmivo prasat je složeno zejména ze šrotu, který v jarních a letních měsících roku 1986 ještě pocházel ze sklizně roku 1985 a nemohl být zdrojem kontaminace, a bílkovinných koncentrátů /např. syrovátky/, které pocházejí hlavně ze zpracování mléka a byly hlavní příčinou kontaminace. Z tohoto rozboru je nutné dovést jinou konstrukci potravního řetězce pro vepřové maso /obr. 3/ a uplatnit ji při aplikaci příslušných modelů šíření radioaktivních látek do životního prostředí.

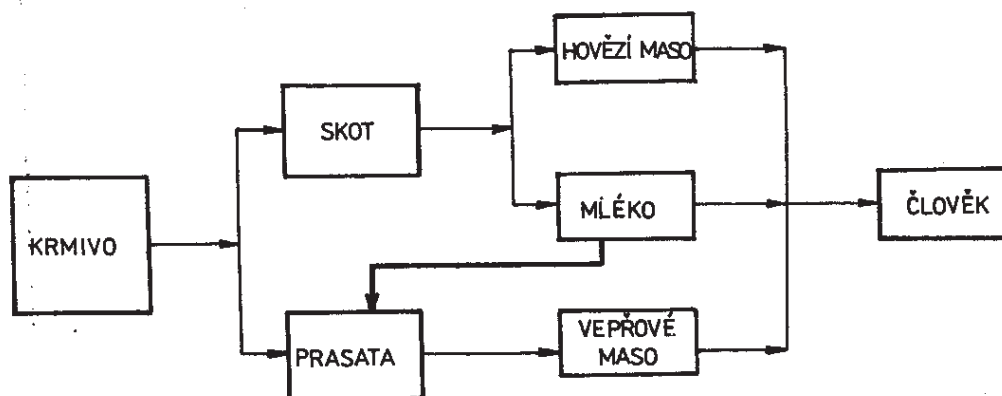
Ostatní potraviny jsou sezónního sklizňového charakteru a v tabulkách 1 až 4 jsou uvedeny jejich hodnoty měrných aktivit pro příslušnou dobu konzumace jako konstantní hodnoty. U zeleniny a ovoce byl do těchto tabulek použit vážený průměr ze sledovaných komodit podle zastoupení ve spotřebě, u obilnin, protože byl dostatečný počet vzorků, vážený průměr podle krajských produkcí.

Při hodnocení kontaminace potravin vznikly dva problémy, které se týkají mléka a mléčných výrobků resp. obilnin a výrobků z nich. Z důvodů kapacitních možností měřících laboratoří nebylo možné realizovat podrobné měření obsahu radioizotopů cesia v jednotlivých mléčných či moučných výrobcích. V předcházejících odhadech dáv-

kové zátěže /4/ byl použit konzervativní přístup, který vycházel z předpokladu, že při mlékárenském či mlýnském zpracování je veškerá aktivita radionuklidů obsažena v jedlých frakcích výrobků.



Obr. 2 Časový průběh střední měrné aktivity ^{137}Cs ve vepřovém mase



Obr. 3 Schéma transportu radioaktivních látek v potravním řetězci jatečního masa a mléka

Tabulka 5 Počty změřených vzorků hlavních druhů potravin v jednotlivých rocích po nehodě

Potravina	O b d o b í		Potravina	O b d o b í	
	1.rok	2.rok		1.rok	2.rok
mléko konzumní	882	375	ovoce	276	211
dětská ml. výživa	895	198	brambory	149	125
maso hovězí	376	396	zelenina list.,plod.	183	145
maso vepřové	229	198	zelenina kořenová	34	59
maso ostatní	303	274	vejce	29	68
obilniny	1323	353	cukr	55	10

Tento zjednodušující konzervativní předpoklad je při detailnějším hodnocení nepoužitelný, a proto byly realizovány experimenty, jejichž cílem bylo popsat distribuci cesia ze surovin /mléko, pšenice a žito/ do základních typů technologického zpracování.

U mléka se sledovalo rozdělení do odstředěného mléka, smetany, tvarohu, syrovátky, másla a podmáslí. Jednotlivé mléčné produkty byly posouzeny z hlediska zpracování a konzumace a výsledkem jsou údaje shrnuté v tabulce 6, kde je spolu se spotřebou popsána distribuce cesia pomocí distribučního faktoru mléčného výrobku, f_D^i . Je to poměr měrné resp. objemové aktivity ve výrobku a objemové aktivity v konzumním mléce. Tento faktor je přímo použitelný pro odhad reálného příjmu aktivity z mléka a jeho výrobků při znalosti pouze obsahu radionuklidu v konzumním mléce podle vztahu

$$I = a_{km} \cdot \sum_i S^i f_D^i, \quad [Bq]$$

kde I je roční příjem aktivity radionuklidu, a_{km} objemová aktivita konzumního mléka $[Bq/l]$ a S^i roční spotřeba i -tého mléčného výrobku $[kg; l]$.

Tabulka 6 Distribuce cesia v mléčných produktech

Výrobek	Roční spotřeba /l; kg/		f_D^i
	přepočtená na mléko	výrobků	
mléko konzumní	111,1	111,1	1,00
smetana	4,5	4,5	0,53
tvaroh	26,0	3,7	1,06
sýry	52,5	6,3	1,06
mraž. výrobky	1,5	2,8	0,53
sušené mléko	30,5	3,2	9,50
kond. mléko	4,5	1,7	2,65
ostatní	17,8	17,8	1,00

Poznámka: U mléka konzumního, smetany a kondenzovaného mléka je měřicí jednotkou litr, jinak kilogram

Obdobně byl řešen problém týkající se obilnin a mlýnských produktů. V běžných údajích o spotřebě se vyskytují neúplné informace o konzumaci pouze některých druhů

moučných výrobků a celková spotřeba přepočtená na hodnotu obilnin ve formě zrna. Proto ze sklizně roku 1986 bylo provedeno stanovení obsahu radioizotopů cesia ve vzorcích pšenice a žita před mletím a v jejich mlecích frakcích z různých lokalit ČSR. Při hodnocení jsme vycházeli ze základní hypotézy, že obsah cesia bude úměrný obsahu popelovin v jednotlivých produktech mletí. Tento předpoklad se splnil a v tabulce 7 uvádíme výsledky měření pro pšenici. Zde je distribuční faktor poměrem měrných aktivit mlýnského výrobku a pšenice před mletím. Produkty mletí jsou sdruženy podle typů, protože ne každý mlýn realizuje celou sortimentní paletu výrobků. Souhrnně lze říci, že z pšeničného zrna se vyrobí v průměru 69 % jedlých frakcí podle hmotnosti a 31 % se zkrmuje. V jedlých frakcích je pak obsaženo jen 36 % cesia přítomného původně v zrně. Ostatní 64 % přecházejí do krmného podílu. U žita je situace jednodušší, protože sortiment mlecích frakcí je výrazně menší. Z měření vychází, že jedlé frakce představují 75 % původního zrna /opět podle hmotnosti/, ale obsahují 50 % cesia z původní měrné aktivity.

Tabulka 7 Distribuce cesia v produktech mletí pšenice

Výrobek	Popel /%/	Hmotnostní podíl /%/	f_D^i
krupice	0,45 - 0,48	2	0,40
hrubé mouky	0,40 - 0,45	17	0,43
polohrubé mouky	0,50 - 0,55	27	0,49
hladké mouky	0,70 - 0,75	4	0,49
chlebové mouky	0,90 - 1,70	19	0,67
jedlá frakce	0,40 - 1,70	69	0,52
krmná frakce	1,6 - 3,3	31	2,06

Výsledky z výše uvedených analytických postupů usnadní posuzování kontaminace potravin a hodnocení dávkové zátěže. Není nutné analyzovat celý sortiment výrobků, stačí se soustředit na hlavní produkt či surovinu, protože schéma distribuce je v případě radioizotopů cesia v našich podmínkách obecně použitelné.

MODEL SPOTŘEBY POTRAVIN

Druhou veličinou, vystupující ve vztahu pro odhad úvazku efektivního dávkového ekvivalentu, je spotřeba jednotlivých druhů potravin, která byla pro tyto účely zpracování vzata ze základních statistických údajů /6/. Jsme si vědomi nepřesností obsažených v těchto informacích, protože jde o bilanční údaje obchodu. Na případných neurčitostech se podílejí některé faktory, z nichž vyjímáme zásadní:

- naturální spotřeba, posuzovaná na základě dotazníkové akce, bývá ovlivněna snahou producentů zvýraznit své pěstitelské úspěchy; oficiálně se však předpokládá podle /7/, že toto nadhodnocení není řádové;
- některé druhy potravin se ve skutečnosti nespotřebovávají v plném rozsahu, protože bývají plánovitě nakupovány ke krmným účelům, nebo předčasně podléhají zkáze.

Spotřeba potravin nedospělými osobami není v Československu z hlediska množství jednotlivých druhů sledována a její stanovení je možné pouze na základě nepřímých informací. Při jejich určení jsme vyšli z doporučených výživových dávek /14/ a výsledků hodnocení rodinných účtů /5/, podle nichž jsme rozdělili bilanční spotřebu obyvatelstva pro jednotlivé věkové kategorie. Výsledky uvádíme ve zkrácené verzi pro hlavní druhy potravin spolu se spotřebou dospělých v tabulce 8.

Tabulka 8 Roční spotřeba hlavních druhů potravin v ČSSR /kg; 1/

Potravina	V ě k o v á k a t e g o r i e				
	Dospělí	0-1 r.	1-8 r.	8-12 r.	12-20 r.
mléko /1/	248,0	31,1	360,1	383,4	333,8
maso hov. /2/	21,5	3,8	14,9	20,7	23,3
maso vepř. /2/	39,5	1,1	7,6	16,3	19,7
maso ost. /2/	15,7	0,3	9,7	11,8	17,6
obilniny /3/	157,0	14,8	61,1	101,9	140,9
ovoce /6/	45,0	9,9	33,6	45,4	55,9
brambory	80,0	4,4	36,6	50,7	77,1
zelenina /4/	75,0	23,0	44,0	55,4	69,4
vejce /5/	17,3	2,7	10,9	15,8	18,3
tuky	26,0	6,3	6,5	7,2	9,9
cukr	37,5	9,6	25,4	27,0	29,6

- Poznámky: 1 - spotřeba mléka a mléčných výrobků přepočtená na mléko /u dětí do jednoho roku se přičítá 22,2 kg dětské mléčné výživy/
 2 - hodnoty u masa jsou vyjádřeny v čisté hmotnosti a zahrnují i vnitřnosti
 3 - spotřeba mouky a moučných výrobků vyjádřena v hodnotě zrna
 4 - rozdělení: 24 % listová, 42 % plodová, 34 % kořenová
 5 - v čisté hmotnosti
 6 - bez jižního ovoce

HODNOCENÍ DÁVKOVÉ ZÁTĚŽE

Hodnocení úvazků efektivního dávkového ekvivalentu jsme kromě dospělých osob provedli také pro kategorii dětí ve věku 1 až 8 roků, což je část populace, která bývá v modelech výpočtu dávek většinou označována jako kritická skupina, a také pro děti mladší jednoho roku. Výsledky uvádíme v tabulce 9.

Tabulka 9 Úvazek efektivního dávkového ekvivalentu radioizotopů cesia z příjmu potravin pro vybrané věkové kategorie

Období	$H_{50,E}$ / μ Sv/		
	0 - 1 r.	1 - 8 r.	Dospělí
1. rok	45	241	143
2. rok	16	60	48
Typ potravin	Podíl na úvazku - 1.r./2.r./%/%/		
	0 - 1 r.	1 - 8 r.	Dospělí
mléko a ml. výr.	45/38	57/40	33/17
maso	7/7	15/20	28/31
obilniny	14/43	5/19	10/31
ovoce	12/5	15/9	17/8
brambory a zelenina	9/5	7/9	11/11
ostatní	1/2	1/3	1/2

Pro výpočet dávkové zátěže je nutné znát pro věkové kategorie nedospělých osob faktor věkové závislosti úvazku efektivního dávkového ekvivalentu /poměr úvazků efektivního dávkového ekvivalentu u dané věkové kategorie a dospělých při stejném příjmu radionuklidu/, který je dán věkovou závislostí hmotnosti tělesných orgánů a rychlosti a distribuce kinetických dějů v organismu /tabulka 10/. Určení tohoto faktoru pro děti mladší jednoho roku je velmi obtížné, protože průběh retence radionuklidů zde bývá většinou odlišný od jiných věkových kategorií vzhledem k převažující tekuté stravě /8/.

Tabulka 10 Faktor věkové závislosti úvazku efektivního dávkového ekvivalentu podle /11/

Radionuklid	Věková kategorie			
	0-1 r	1-8 r	8-12 r	12-20 r
^{134}Cs	1,0 ⁺	1,63	1,60	1,29
^{137}Cs	1,1 ⁺	2,26	2,02	1,44

Poznámka: Hodnoty označené symbolem "+" jsou převzaty z práce /9/

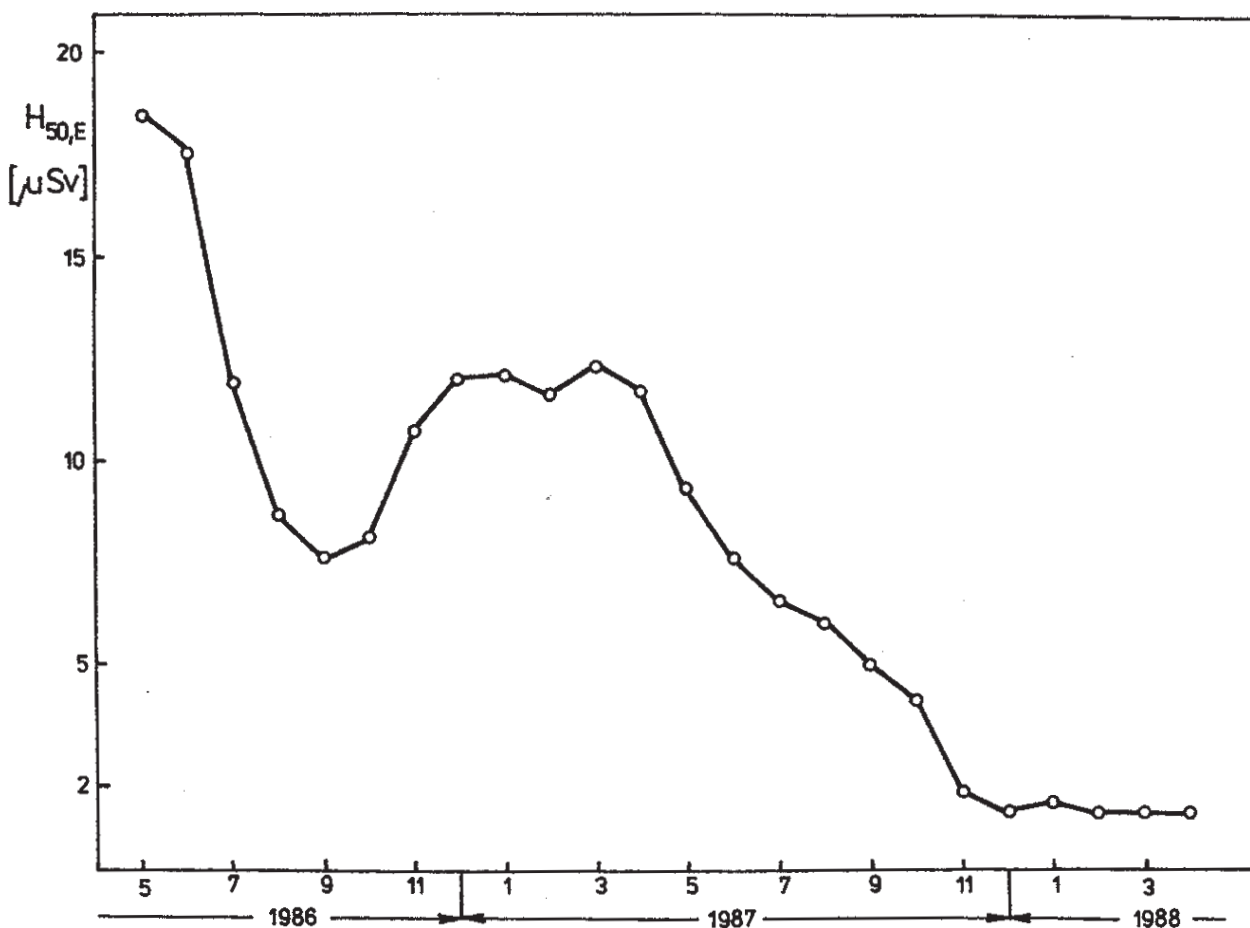
Celková hodnota úvazku efektivního dávkového ekvivalentu, tj. 143 μSv pro dospělé osoby za první rok po nehodě, je nižší ve srovnání s hodnotou, kterou jsme v rámci prognózy uváděli na podzim roku 1986 /4/. Důvodů pro tento rozdíl je několik. Jednak jsou to tehdy použité konzervativní předpoklady distribuce cesia do mléčných a moučných produktů, jednak rozdíly v kinetice cesia týkající se potravního řetězce krmivo - hospodářské zvíře i potravina - člověk.

Z literárních údajů např. /1/ a /3/ vyplývá předpoklad, že cesium po požití bývá kvantitativně resorbováno stěnou tenkého střeva do krevního řečiště. Skutečnost je zřejmě jiná, protože kontaminant obsahující radioizotopy cesia nebyl plně rozpustný. Z toho důvodu skutečné hodnoty měrných a objemových aktivit, zejména v mléce a mase, zjišťované v průběhu zimních a jarních měsíců roku 1987 byly nižší než prognostické odhady. Tuto skutečnost potvrzuje srovnání námi vypočtených hodnot úvazků s výsledky získanými z celotělového měření dospělých osob, které jsou nižší; v práci /12/ se uvádí hodnota 47 μSv . Zásadně je tento rozdíl vysvětlitelný nejen tam zmíněnou neúplnou resorpcí cesia, čímž je přímo ovlivněna hodnota dávkového faktoru, ale také nadhodnocením spotřeby potravin /např. nespoteřeváním nakoupených potravin, zahrnutých do bilanční spotřeby/, jak vyplývá z výše uvedeného rozboru.

Hodnocení z tabulky 9 ukazuje, že mezi prvním a druhým rokem po nehodě je značný rozdíl v hodnotách úvazků efektivních dávkových ekvivalentů pro všechny věkové kategorie. Všimneme-li si jednotlivých složek potravního koše, můžeme konstatovat, že konzumní mléko a mléčné výrobky u věkových kategorií nedospělých osob představují v obou hodnocených letech po nehodě rozhodující část kontaminace. U dospělých není tato dominance tak zřetelná, významný podíl na dávkové zátěži dále uplatňují jateční maso a v druhém roce po nehodě také produkty z obilnin, což je dáno spotřebou sklizně z roku 1986 v podstatě až v roce 1987. V prvním roce představuje také nezanedbatelnou složku kontaminace ovoce, které se ovšem obtížně monitoruje - stejně jako zelenina - pro své rozsáhlé spektrum druhů.

Ze závislosti měsíčních přírůstků úvazku efektivního dávkového ekvivalentu počítaného z měsíčních příjmů potravin /obr. 4/ je vidět již naznačenou skutečnost:

poměrně rychlý pokles dávkové zátěže v letních měsících roku 1986, na nějž navazuje nárůst hodnot spojených s přechodem na zimní krmné dávky skotu v zimě 1986/87 /seno, senáž, siláž/. V jarních měsících roku 1987 dochází k postupnému poklesu v hodnotách těchto přírůstků podle toho, jak klesají aktivity v mléce a mase a jak jsou postupně spotřebovávány produkty rostlinné výroby ze sklizně roku 1986. Další modelové sledování vývoje dávkové zátěže je již obtížné, protože hodnoty měrných a objemových aktivit jsou nízké a vzhledem ke kapacitním možnostem měřících laboratoří vznikají problémy s jejich dostatečně přesným stanovením.



Obr. 4 Měsíční příspěvky úvazku efektivního dávkového ekvivalentu dospělých osob pro radioizotopy cesia

Výhled do budoucna v dávkové zátěži obyvatelstva je poměrně těžké odhadnout. Prognóza by měla být založena zejména na informacích o fyzikálně chemických vlastnostech kontaminujících spadových částic. Z charakteru havárie a podmínek úniku /2/ a podle výsledků měření aerosolů /13/ lze usuzovat na fakt, že v části částic obsahujících radioizotopy cesia, které se usazovaly na půdním povrchu a rostlinném krytu, bylo cesium omezeně rozpustné. O tom konečně svědčí nadhodnocení úvazků efektivního dávkového ekvivalentu zjištěných z výpočtu podle kontaminace potravin vůči výsledkům úvazků vypočtených na základě celotělového měření.

S postupujícím časem bude zřejmě docházet ke změnám, cesium bude pronikat do koloběhu potravního řetězce a v jednotlivých složkách životního prostředí bude na-

růstat obsah rozpustného cesia, jehož původ bude dílem ze živočišných metabolických produktů a dílem z výluhů aerosolových částic deponovaných původně na půdní povrch. Rychlost těchto změn v rámci celého systému životního prostředí je velmi těžké odhadnout a nakonec i ověřovat, protože po rozpadu ^{134}Cs nebude možné rozlišovat u ^{137}Cs , zda pochází z havárie či z dřívějších globálních spadů.

PODĚKOVÁNÍ

Děkujeme všem pracovníkům měřících laboratoří monitorovací sítě ČSSR, zejména zaměstnancům hygienické služby MZSV ČSR a MZSV SSR za pečlivé zpracování a měření vzorků potravin a krmiv.

Naše poděkování patří dále pracovníkům KHS v Českých Budějovicích a generálního ředitelství Mlékárenského průmyslu za spolupráci při určení distribuce cesia v mléčných produktech a pracovníkům Centra hygieny záření IHE, KHS v Českých Budějovicích a Výzkumného ústavu mlýnského a pekárenského průmyslu za přípravu a měření vzorků obilnin a moučných výrobků.

LITERATURA

- /1/ International Commission on Radiological Protection: Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, ICRP Publication 30. Oxford: Pergamon Press 1979
- /2/ Havárie v Černobylské jaderné elektrárně. ČSKAE - ÚISJP Praha 1986
- /3/ IAEA - Safety Series No. 57: Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases. Vienna: IAEA 1982
- /4/ Kolektiv IHE: Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl. Praha: IHE 1987
- /5/ Kolektiv FSÚ: Statistika rodinných účtů II. Československá statistika. Praha: FSÚ 1987
- /6/ Statistická ročenka ČSSR 1987. Praha: SNTL 1987
- /7/ Zprávy o spotřebě potravin č. 7 1985. VÚ obchodu Praha 1985
- /8/ Crawford-Brown, D.J.: "Health Phys." 46, 1984 s. 809-832
- /9/ Kendall, G.M., Kennedy, B.W., Greenhalgh, J.R., Adams, N., Fell, T.P.: Committed Doses to Selected Organs and Committed Effective Doses from Intakes of Radionuclides. Chilton: NRPB 1987
- /10/ Kliment, V.: "Jaderná energie" 31, 1985 s. 3-6
- /11/ Kliment, V.: "Jaderná energie" v tisku
- /12/ Malátová, I., Bučina I., Koublová, I., Drábová, D., Thomas, J.: Ozáření čs. populace z vnitřní kontaminace po černobylské havárii. Tento soubor studií
- /13/ Rulík, P., Bučina, I., Malátová, I.: Aerosol Particle Size Distribution in Dependence of the Type of Radionuclide after Chernobyl Accident and in the NPP Effluents. 20th Int. Symposium on Radiation Protection Physics. Gausisig 1988
- /14/ Vigner, J.: "Výživa lidu" XIV, 1979 čtvrtletní příloha

OZÁŘENÍ ČESKOSLOVENSKÉ POPULACE Z VNITŘNÍ KONTAMINACE PO ČERNOBYLSKÉ HAVÁRII

I. Malátová, I. Bučina, I. Koublová, D. Drábová, J. Thomas
Centrum hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie, Praha

1. ÚVOD

Pro odhad dávky z vnitřního ozáření jak u jednotlivce, tak i u populace jsou nejdůležitější informace získané měřením osob celotělovým počítačem, jímž se stanovuje aktivita jednotlivých radionuklidů, zářičů gama, nacházejících se v dané době v těle měřené osoby. Na základě takto stanovených aktivit se odhaduje efektivní dávkový ekvivalent za určité období, k čemuž je nutné znát jednak kinetiku daného radionuklidu v těle, jednak dobu i způsob příjmu. Tyto údaje se odhadují podle průběhu události, za níž k příjmu radionuklidu do organismu došlo, včetně výsledků měření aktivity radionuklidů v různých složkách životního či pracovního prostředí, pokud ovšem tyto údaje existují.

Současné poznatky o kinetice jednotlivých radionuklidů jsou shrnuty v ICRP č. 30 /1/ a k jejímu matematickému popisu lze použít modelů /2/. Oprávněnost použití uvedených modelů a parametrů k popisu skutečných případů vnitřní kontaminace závisí na chemické a fyzikální formě kontaminantu. Je tedy zřejmé, že k tomu, aby bylo možné z experimentálně získaných hodnot aktivit radionuklidů v těle odhadnout efektivní dávkový ekvivalent, je třeba většinou použít různých předpokladů, protože jen ve velmi málo případech jsou všechny výše zmíněné údaje přesně známy, nicméně počet použitých předpokladů je značně menší než při výpočtech dávek z příjmu, vypočtených na základě modelů potravinových řetězců. Proto považujeme odhad dávek získaných z celotělových měření za nejspolehlivější, i když pro předpovědi vývoje v čase, jde-li o příjem přes potravinové řetězce, jsou modelové výpočty nezbytným doplňkem.

Při odhadu dávek pro populaci je ovšem nezbytné, aby skupina osob, z výsledků jejichž měření se odhady dávek provádějí, byla pro danou populaci dostatečně reprezentativní.

V důsledku havárie černobylského reaktoru v dubnu 1986, po níž se na naše území dostaly kontaminované vzdušné masy, byly vnitřně kontaminovány osoby, a to jak inhalační cestou, tak i cestou ingesční. Obdobná vnitřní kontaminace obyvatelstva se projevila v letech šedesátých v důsledku zkoušek jaderných zbraní v ovzduší; údaje z těchto dob se však týkají poněkud více Cs 137, případně Sr 90 /3, 4, 5/. V nynější době, vzhledem k mnohem dokonalejšímu přístrojovému vybavení, bylo možné získat dosti podrobné údaje o složení směsi radionuklidů v lidech i o časovém průběhu retence jednotlivých radionuklidů. Rovněž tak existuje velký počet údajů o časovém průběhu aktivity ve vzdušném aerosolu, ve spadu atd. /6/, takže odhady dávek z celotělových měření lze dělat poměrně spolehlivě.

2. VÝBĚR OSOB K CELOTĚLOVÉMU MĚŘENÍ

Od května 1986 bylo na celotělovém počítači Centra hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie v Praze uskutečněno celkem 1 700 měření osob /7, 8/. Jelikož měření byla prováděna s různými záměry, byly pro hodnocení výsledků osoby rozděleny do několika skupin.

Skupina I je tvořena dobrovolníky, poněkud více zaměstnanci Centra hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie, kteří jsou od května 1986 až do nynější doby měření opakovaně, zpravidla jedenkrát za měsíc. U části této skupiny byly třikrát během uvedeného období měřeny vzorky moči s cílem

získat naše vlastní údaje o vztahu mezi obsahem cesia v těle a rychlostí vylučování. Výsledky celotělového měření této skupiny slouží za základ výpočtu úvazku efektivního dávkového ekvivalentu $H_{E,50}$ z příjmu Cs 137 a Cs 134 u čs. populace a používají se též k ověřování predikce časového průběhu vnitřní kontaminace cesiem, provedené na základě modelových výpočtů.

Skupinu II tvoří občané ČSSR pobývající v době po havárii v Černobyli na území Československa, kteří byli měřeni s cílem zjistit případné rozdíly ve vnitřní kontaminaci v závislosti na úrovni spadu v oblasti, kde žijí. Tato skupina zahrnuje zejména pracovníky krajských hygienických stanic, kteří přicházeli krátce po havárii do Centra hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie služebně, a pracovníky okresních hygienických stanic, kteří byli zváni k měření zejména z oblastí s vyšší úrovní spadu. V pozdější době pak byla získána mj. skupina 63 studentů, kteří přišli z různých míst v ČSSR studovat na podzim roku 1987 do Prahy na vysoké školy. Do výsledků skupiny II lze zahrnout i výsledky nepřímého stanovení vnitřní kontaminace Cs 137 a Cs 134 prostřednictvím měření moče, které bylo zatím provedeno u 86 osob, pocházejících z nejrůznějších oblastí ČSSR.

Skupina III byla vytvořena z osob, které v době přechodu kontaminovaných vzdušných mas přes území ČSSR pobývaly ve vzdálených zemích, v nichž byl vliv černobylské havárie na vnitřní kontaminaci zanedbatelný, a do Československa se vrátily až po 12. 5. 1986. U těchto osob byl měřen nárůst vnitřní kontaminace Cs 137 a Cs 134, způsobený v podstatě pouze ingescí.

Velmi nehomogenní skupina IV je složena z osob, které pobývaly v době po havárii v evropské části SSSR, zejména na Ukrajině a v Bělorusku. Tyto osoby byly měřeny na vlastní žádost, jelikož projevovaly obavy o své zdraví. Některé z těchto osob však pobývaly ve velké vzdálenosti od Černobyli, navíc v době, kdy se do uvedených míst ještě vzdušná kontaminace nedostala. Tyto osoby pak byly při hodnocení přiřazeny ke skupině III. Osoby ze IV. skupiny, u nichž byla zjištěna vnitřní kontaminace, nelišící se v době, kdy bylo provedeno měření, od hodnot zjišťovaných běžně u čs. obyvatelstva, nebyly zařazeny do žádného souboru. U osob s vyššími úrovněmi vnitřní kontaminace byly stanoveny úvazky efektivního dávkového ekvivalentu individuálně podle odhadnutého období příjmu.

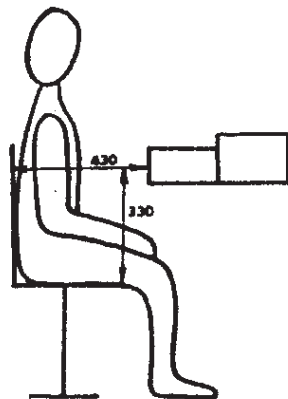
Rozsáhlá skupina V zahrnuje pracovníky se zářením, kteří jsou na celotělovém počítači CHZ IHE monitorováni pravidelně. Podle poměru aktivit Cs 137 a Cs 134 naměřených u těchto osob lze posoudit, zda jde o vnitřní kontaminaci profesionální nebo vnitřní kontaminaci v důsledku černobylské havárie, proto byly výsledky měření těchto osob z některých období použity spolu s výsledky měření skupiny II k testování, zda lze výsledky měření skupiny I pokládat za reprezentativní pro čs. populaci.

3. METODY MĚŘENÍ

K celotělovému měření se používá polovodičového detektoru ze superčistého germania, u něhož měřená osoba sedí /obr. 1/. Detektor je umístěn v kobce ze staré oceli, vyrobené před rokem 1945. Vnitřní rozměry kobky jsou 250 x 200 x 200 cm a tloušťka stěn 21 cm. V průběhu dlouhodobé studie došlo několikrát k poruše detektoru, bylo proto pro měření použito celkem tří detektorů. Přehled období použití jednotlivých detektorů spolu s jejich parametry uvádí též obr. 1. Doba měření od začátku studie do prosince 1987 činila 20 minut, pak byla prodloužena na 30 minut.

Pro hodnocení spekter byl používán firemní program firmy Canberra Spectran F, píky byly hledány na hladině spolehlivosti 68 %. Minimální detekovatelné aktivity se pro výše uvedené podmínky a pro radionuklidy hodnocené v této studii pohybovaly od 50 do 100 Bq.

Detektor č. 1 a 2



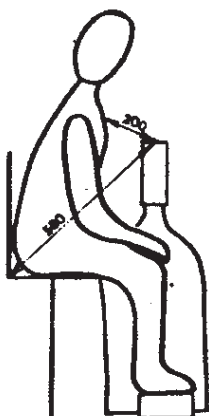
Detektor č. 1

HPGe Ortec "Baby"
relativ. účinnost 20 %
rozlišení 1,9 keV
používán do 1.12.1986
a od 1.11.1987 do současné doby

Detektor č. 2

HPGe Canberra MAC
relativní účinnost 15 %
rozlišení 1,9 keV
používán od 1.12.1986 do 1.3.1987

Detektor č. 3



Detektor č. 3

HPGe Ortec
relativní účinnost 25 %
rozlišení 1,9 keV
používán od 1.3.1987 do 31.10.1987.

Obr. 1 Geometrické uspořádání při celotělovém měření

Používaná konfigurace měřené sedící osoby u detektoru byla zavedena pro běžné monitorování osob jako nejcitlivější s tím, že při překročení vyšetřovací úrovně při tomto vyhledávacím měření se měření opakuje přesnějším způsobem, tj. měřená osoba leží na lůžku a detektor je umisťován nad nebo pod ní do několika poloh podél její osy. Po černobylské havárii bylo třeba měřit velký počet lidí, zvolili jsme proto metodu nejrychlejší, i když méně přesnou. Vzhledem k tomu, že cílem není získat informace o ozáření jednotlivců, ale o hodnocení celé populace s použitím velkého počtu dat, je výsledná nejistota podstatně menší než u jednotlivce.

3.1 Kalibrace detektorů pro celotělové měření

Všechny použité detektory /tab. 1/ byly původně kalibrovány pro měření aktivity v lidském těle buď s fantómy, napodobujícími lidské tělo /detektor č. 1 a č. 3/, nebo přenosem této kalibrace z jednoho detektoru na druhý prostřednictvím účinn-

nostní křivky pro bodové etalony, měřené ve vzdálenosti 25 cm od čela detektoru. Druhým uvedeným způsobem byl zkalibrován pro měření aktivity v těle detektor č. 2, na nějž byla přenesena kalibrace z detektoru č. 1, což se jevílo oprávněným vzhledem ke stejnému geometrickému uspořádání detektoru a měřené osoby /obr. 1/. V případě měření s detektorem č. 3, který je ve vertikálním kryostatu a nebylo tedy s ním možno manipulovat jako s detektory přenosnými /č. 1 a č. 2/, bylo geometrické uspořádání detektoru a měřené osoby poněkud odlišné /obr. 1/.

Tabulka 1 Přehled experimentálních metod použitých pro kalibraci detektorů

Detektor	Metoda kalibrace pro celotělové měření
č. 1 HPGe Ortec "Baby"	Fantomy s roztoky Tc 99m, I 131, Na 24
č. 2 HPGe Canberra v přenosné Dewarově nádobě	Přenos dat z detektoru č. 1, in vivo Na 24
č. 3 HPGe Ortec ve vertikálním kryostatu	Fantomy s roztoky Tc 99m, I 131, Na 24, in vivo Na 24

Jako fantomu lidského těla bylo použito modifikovaného fantomu typu BOMAB. Do trupu tohoto fantomu byly vkládány nádoby, simulující plíce a střeva, a bodový zářič, umístěný v krku, simulující štítnou žlázu. Kalibrace se prováděla jednak s fantomem homogenně naplněným roztokem Tc 99m / $E_{\gamma} = 140$ keV/, I 131 / $E_{\gamma} = 364$ keV/ a Na 24 / $E_{\gamma} = 1370$ keV/, jednak s tímto roztokem v nádobách, simulujících jednotlivé orgány, zatímco zbytek fantomu byl naplněn destilovanou vodou.

Pro vyhodnocování naměřených hodnot se pak používalo takové kalibrace, která se pro daný radionuklid jevíla jako realistická, nebo takové, aby odhady aktivity v těle byly spíše konzervativní.

Pomocí měření s fantomem byla též odhadnuta chyba měření, vzniklá v důsledku rozdílů v poloze měřených osob vůči detektoru, související s jejich tělesnou konstitucí. Takto vznikající odchylky v účinnosti měření nepřekračují nikdy meze dané faktorem $2^{\pm 1}$.

Kalibrace detektorů č. 2 a č. 3 byla později ověřena kalibrací in vivo, kdy byl několika dobrovolníkům orálně podán roztok Na 24 o známé aktivitě. Měření se prováděla po 20 až 24 hodinách a aktivita v těle byla korigována na aktivitu vyloučenou močí. Výsledky byly porovnány s kalibrací získanou s fantomem homogenně naplněným roztokem radionuklidů, což nejlépe odpovídá distribuci Na 24 v lidském těle. Bylo zjištěno, že u detektoru č. 2 s použitím přenesené fantomové kalibrace detektoru č. 1 jsou aktivity v těle nadhodnoceny asi o 8 %. Na detektoru č. 3, u nějž nelze dostatečně napodobit polohu osoby sedící u detektoru válcovým fantomem, bylo však zjištěno, že s použitím fantomové kalibrace jsou naměřené celotělové aktivity podhodnocovány asi o 34 %.

Rozdíly v kalibraci by mohly způsobit při střídání detektorů způsobeném jejich poruchami zdánlivé skoky v časovém průběhu měřených aktivit Cs 137 a Cs 134 u referenční skupiny, proto byly odhady možných systematických chyb kalibrace použitých de-

tektorů ověřeny ještě dalším způsobem. Porovnali jsme průměrný obsah draslíku, stanovený prostřednictvím měření K 40, s hodnotami, vypočítanými na základě empirických vztahů pro závislost obsahu draslíku v těle na stáří a tělesné hmotnosti /9/ odděleně pro průměrného muže a ženu z dané skupiny /tab. 2/.

Tabulka 2 Ověření použitých kalibrací

Detektor	Porovnání měřeného a vypočteného obsahu K - 40			Poměr účinnosti získané in vivo a dříve používané /pro energii 1,37 MeV/	Použitá korekce
	Počet osob ve skupině	Pohlaví	Poměr aktivit		
č. 1	114	M	1,13	-	0,85
	98	Ž	1,19		
č. 1 /po opravě/	82	M	1,14	-	0,85
	50	Ž	1,17		
č. 2	87	M	0,98	1,08	1,00
	62	Ž	1,02		
č. 2 /po opravě/	6	M	0,94	-	1,00
	12	Ž	1,01		
č. 3	187	M	0,73	0,66	1,33
	83	Ž	0,76		

U detektorů č. 2 a č. 3 jsou tyto rozdíly v dobrém souladu s výsledky kalibrace in vivo. Na základě těchto dvou odhadů jsme u detektoru č. 2 systematickou chybu zanedbali, u detektoru č. 3 jsme naměřené hodnoty korigovali faktorem 1,33 a u detektoru č. 1 faktorem 0,85. Správnost těchto korekcí jsme se pokusili odhadnout měřením části referenční skupiny v jednom z období na detektoru č. 1 a č. 2, v jiném období na detektoru č. 1 a č. 3 a porovnáním zjištěného obsahu Cs 137 v těle vždy dvěma detektory. Tento poměr je pro výsledek zjištěný detektorem č. 1 k výsledku z detektoru č. 2 $1,03 \pm 0,13$ /n=18/, pro detektor č. 1 k detektoru č. 3 $3,1 \pm 0,2$ /n=17/.

Tento výsledek jsme považovali za uspokojivý a v dlouhodobé studii vnitřní kontaminace lidí Cs 137 a Cs 134 jsme naměřené hodnoty jednotlivými detektory na odhadnutí systematické chyby korigovali. Absolutní hodnota účinnosti vychází tedy z kalibrace in vivo prostřednictvím K 40 a Na 24 s tím, že relativní hodnoty účinnosti v závislosti na energii fotonů gama jsou nadále založeny na fantómové kalibraci. U ostatních radionuklidů, měřených v lidech v krátkém období po černobylské havárii, jsme korekci na systematickou chybu nedělali. Všechny tyto radionuklidy byly totiž měřeny jedním detektorem /č. 1/ a nebylo tedy nutno měření vzájemně navazovat. Systematická chyba byla navíc odhadnuta pro radionuklidy s obdobnou distribucí v těle /K 40, Na 24, Cs 137, Cs 134/, tj. pro radionuklidy, které jsou téměř homogenně rozděleny v měkkých tkáních /9/. Ostatní měřené radionuklidy mají v těle jinou distribuci, a proto jsou systematické chyby diskutovány vždy pro každý radionuklid zvlášť.

3.2 Metodika stanovení obsahu radionuklidů v moči

Ke stanovení radionuklidů v moči se používá vzorku moči sbírané po 24 hodin do polyetylenové láhve.

Moč je měřena v nativním stavu v šesti válcových nádobách o obsahu 200 ml, umístěných kolem polovodičového detektoru v dobrém stínění. Měří se tedy buď celý objem moči, příp. doplněný na příslušný objem destilovanou vodou, nebo její alikvotní množství. Doba měření se volí tak, aby chyba měření nebyla větší než 15 %.

4. VÝSLEDKY CELOTĚLOVÉHO MĚŘENÍ A ODHADY DÁVEK

V počátečním období po přechodu kontaminovaných vzdušných mas byla u osob pobývajících na území Československa měřitelná vnitřní kontaminace I 131, Te 132, Ru 103, Cs 137 a Cs 134. Od druhé poloviny června 1986 jsou u čs. obyvatel až do současné doby měřitelné již jen Cs 137 a Cs 134. Stejně radionuklidy se daly zjistit u většiny osob vracějících se z SSSR, pouze asi u 10 osob byly navíc měřitelné Zr 95, Nb 95, Ba 140, La 140, Ru 106, v jednom případě i Ce 141 a Np 239. U lidí ze skupiny III, kteří do Československa přijeli po 12. 5. 1986, byly měřitelné I 131, Cs 137 a Cs 134.

Vnitřní ozáření bylo hodnoceno jako padesátiroční úvazek efektivního dávkového ekvivalentu $H_{E,50}$. Způsob jeho odhadu byl volen různě podle časového průběhu příjmu jednotlivých radionuklidů a též podle počtu získaných experimentálních dat.

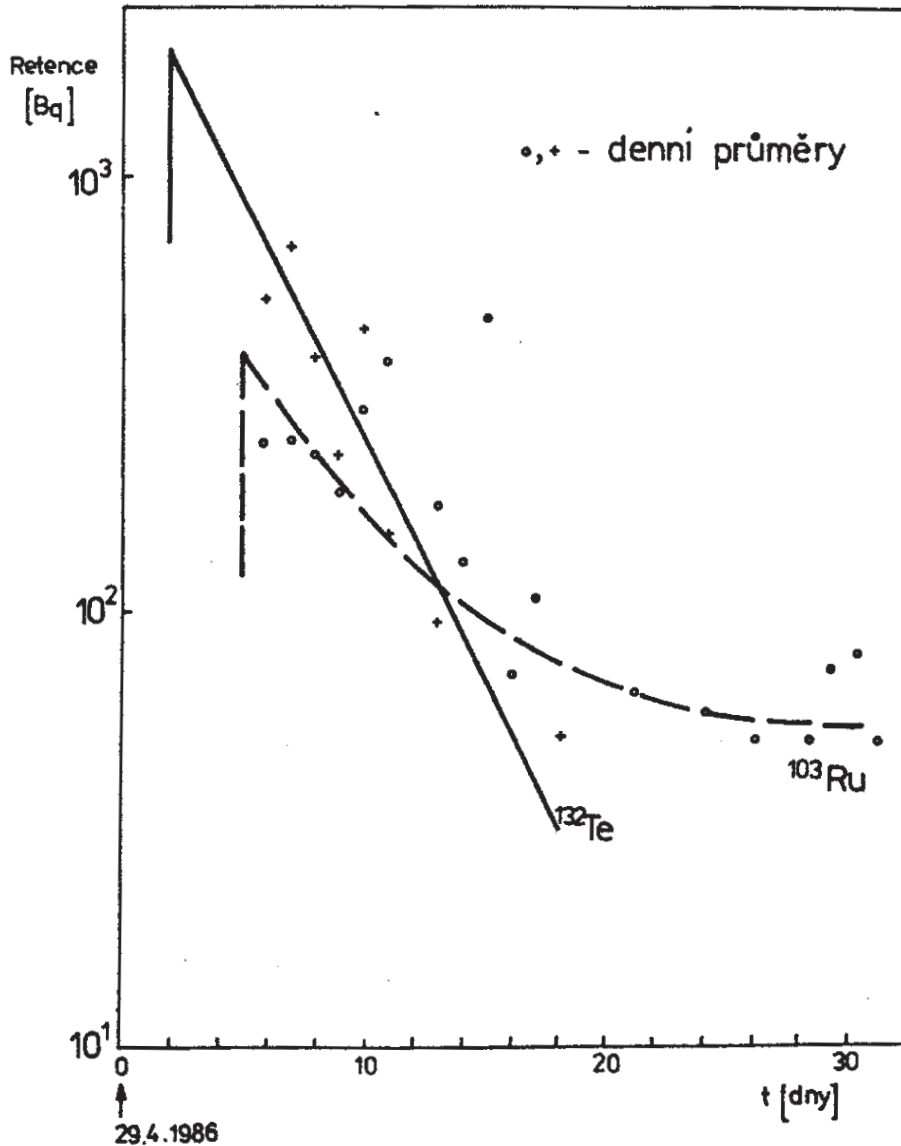
4.1 Příspěvky od Te 132 a Ru 103

Pro odhad $H_{E,50}$ od Te 132 a Ru 103 bylo použito všech hodnot naměřených u lidí skupiny I a II. Časový průběh denních průměrů měřené retence Te 132 a Ru 103 zachycuje obr. 2. Pro hodnocení retence Te 132 bylo použito celkem 66 naměřených hodnot, pro Ru 103 jich bylo použito 95. Vzhledem k tomu však, že aktivita těchto radionuklidů byla měřitelná jen po krátkou dobu, bylo pro odhad příjmu použito modelů ICRP 30 /1/ pro jednorázový příjem inhalací. Experimentálními hodnotami retence byla proložena retenční funkce pro jednorázový příjem, přičemž pro Te 132 bylo použito předpokladu, že k příjmu došlo 30. 4. 1986, kdy byla jeho koncentrace v ovzduší maximální, a u Ru 103 se předpokládala doba příjmu 3. 5. 1986, což je střed období jeho nejvyšší koncentrace v ovzduší. Takto odhadnuté příjmy pak byly převedeny na úvazek efektivního dávkového ekvivalentu, což je 16 μ Sv pro Te 132 a 2 μ Sv pro Ru 103.

Při výpočtu aktivit z celotělového měření bylo jak pro Te 132, tak pro Ru 103 použito kalibračního faktoru, získaného pro radionuklid uložený v plicích. Tuto kalibraci jsme zvolili jednak proto, že se zde předpokládal příjem převážně inhalací a tedy část aktivity se skutečně nacházela v plicích, jednak proto, že proti použití kalibrace pro radionuklidy homogenně rozložené v těle získáme výsledky poněkud vyšší, takže odhad je konzervativní. Ke konzervativnosti odhadu ještě přispívá použití detektoru č. 1, u něhož pro vyšší energie /1370 keV, 1460 keV/ bylo zjištěno nadhodnocení o 15 %. Odhad úvazku efektivního dávkového ekvivalentu jak pro Te 132, tak pro Ru 103 představuje tedy spíše jejich horní hranici.

4.2 Příspěvek od I 131

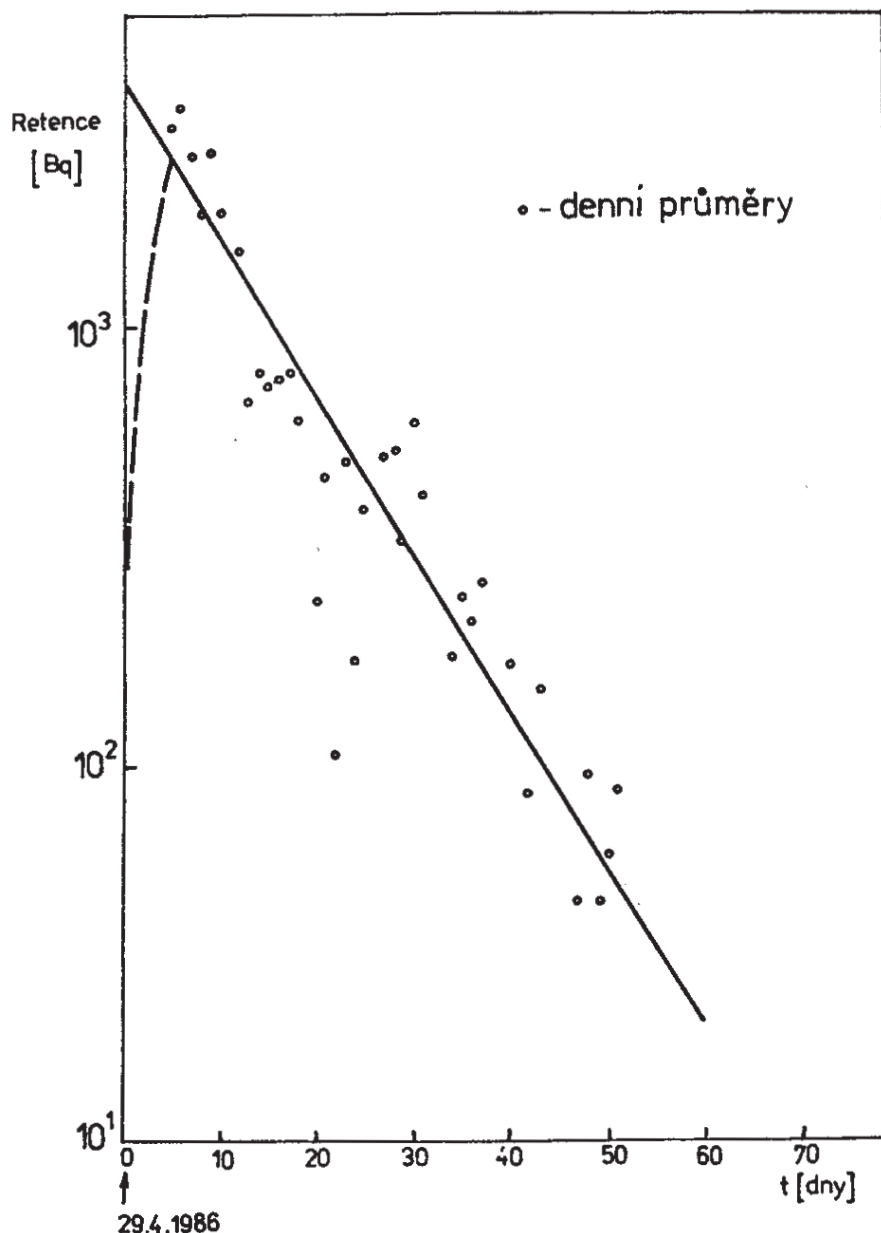
Pro radionuklidy, pro něž je k dispozici větší množství experimentálních dat, rozložených v časovém intervalu dostatečně dlouhém ve srovnání s dobou, během níž se po jednorázovém příjmu realizuje podstatná část efektivního dávkového ekvivalentu daného radionuklidu /obr. 3/, lze použít pro výpočet $H_{E,50}$ přístupu, nepoužívajícího apriorních modelů a vycházejícího především z naměřených hodnot.



Obr. 2 Časový průběh retence Te 132(+) a Ru 103(o) u čs. obyvatelstva

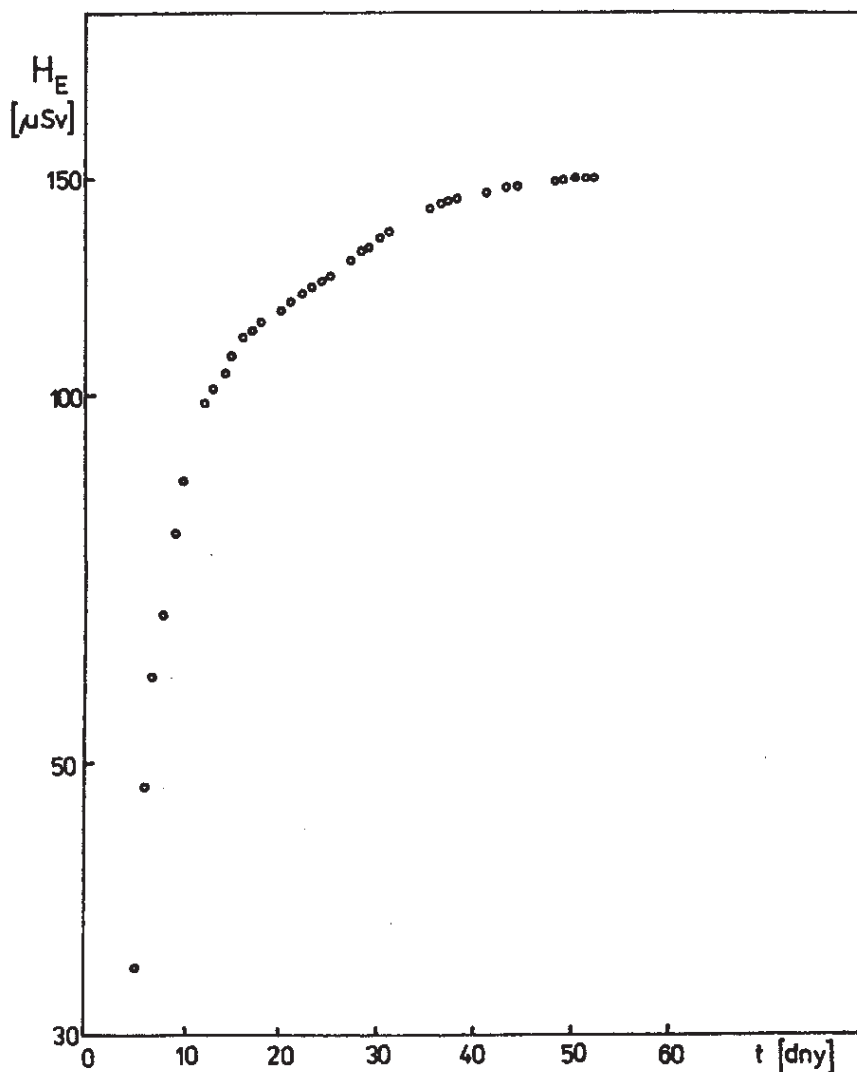
Pro vyhodnocení $H_{E,50}$ z vnitřní kontaminace I 131 bylo použito celkem 282 hodnot, získaných od lidí ze skupiny I a II. Časový průběh efektivního dávkového ekvivalentu $H_E(t)$ byl vypočten jako součin časového integrálu retence a konverzního faktoru h_E , definovaného jako efektivní dávkový ekvivalent na radioaktivní přeměnu s použitím hodnoty odvozené námi již dříve /6, část 4/, přičemž časový integrál byl aproximován sumou součinů denních průměrů měřené retence a odpovídajícího časového intervalu, tj. 1 den. Pro dny bez experimentálně zjištěných hodnot byla použita lineární interpolace mezi dvěma nejbližšími hodnotami. Pro dobu, pro níž byly naměřeny hodnoty retence, tj. od 4. 5. do 20. 6. 1986, je $H_E(t) = 121 \mu\text{Sv}$.

Pro extrapolaci chybějících dat na začátku období po havárii /měření začala až 4. 5. 1986/ a na konci, kdy již byly retence menší než minimální významná aktivita při daných podmínkách měření, bylo použito exponenciální funkce, proložené denními průměry váženou lineární regresí logaritmu retence v závislosti na čase. Proložená



Obr. 3 Časový průběh retence I 131 u čs. obyvatelstva

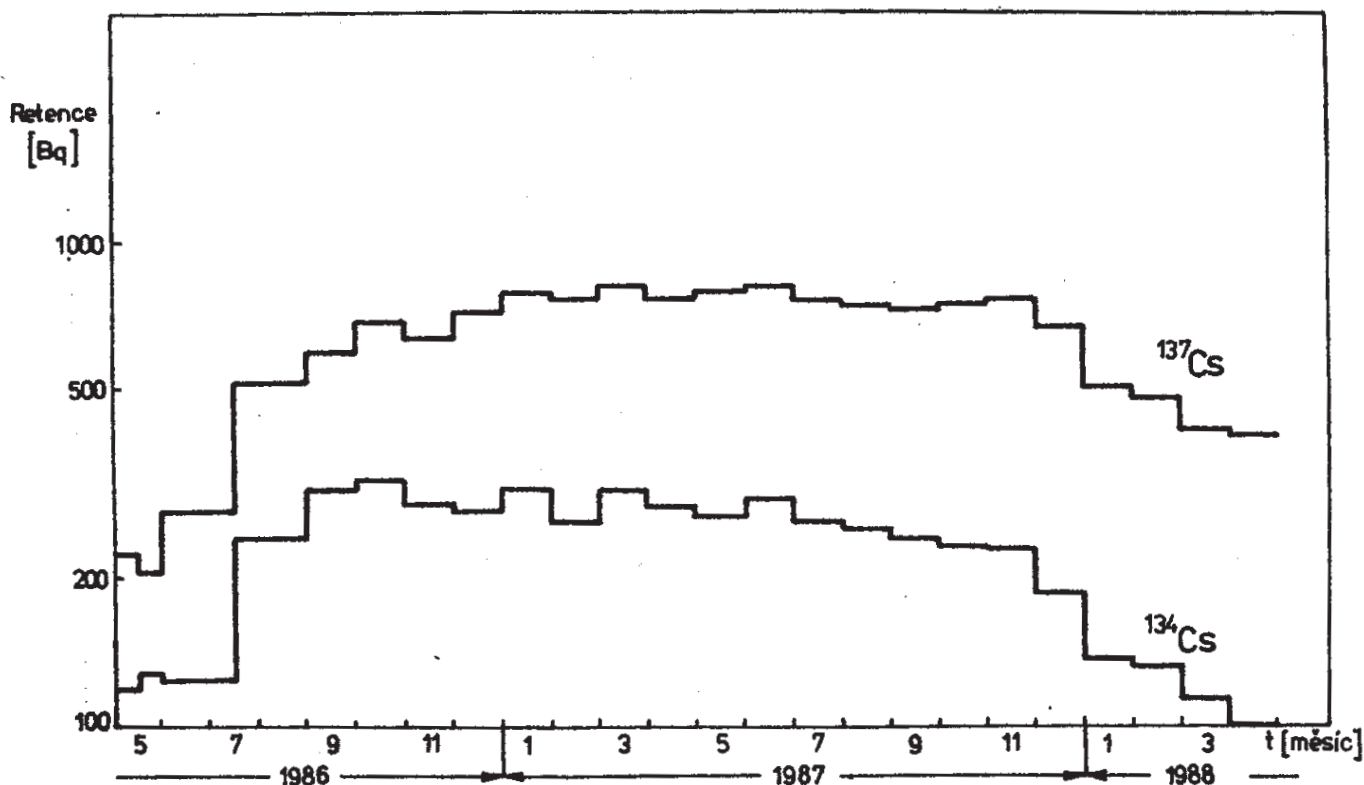
funkce klesá s poločasem 8,35 dne. Poněkud vyšší hodnota než poločas přeměny je vysvětlitelná tím, že během sledovaného období ještě docházelo k příjmu I 131 jak inhalací, tak ingescí. Jelikož neexistují měření z období těsně po havárii, z nichž by bylo možné odvodit nárůst retence I 131, bylo nutno tuto část odhadnout, což bylo uskutečněno dvojnásobným způsobem: jednak byla exponenciála extrapolována zpět k 29. 4. 1986 a předpokládala se okamžitý jednorázový příjem, jednak byla extrapolace vedena jen k 2. 5. 1986 a od 29. 4. do 2. 5. 1986 se předpokládala lineární nárůst retence. Při prvním přístupu vychází příspěvek $H_E(t)$ do 4. 5. 1986 46 μSv , což je zcela jistě přecenení; při druhém přístupu je tento příspěvek 28 μSv . K tomu přistupuje v obou případech malý příspěvek z konce období činící 1,2 μSv . Úvazek efektivního dávkového ekvivalentu je tedy mezi 168 μSv podle prvního přístupu a 150 μSv podle druhého. Časový průběh nárůstu efektivního dávkového ekvivalentu $H_E(t)$ pro realističtější druhý přístup extrapolace je na obr. 4.



Obr. 4 Časový průběh $H_E(t)$ z I 131

4.3 Příspěvky Cs 137 a Cs 134

Retence Cs 137 v lidech je na celotělovém počítači měřitelná od černobylské havárie až po současnou dobu, aktivity Cs 134 jsou však v našich dosavadních měřicích podmínkách u některých osob od podzimu 1987 pod mezí detekovatelnosti. Časový průběh retence cesia je pravidelně sledován u skupiny I. Aritmetické průměry hodnot naměřených v jednotlivých obdobích u této skupiny jsou uvedeny v tabulkách 3a, 3b. Všechny tyto hodnoty jsou již korigovány na odchylky od původní kalibrace jednotlivých detektorů. Poměr aktivity Cs 137 a Cs 134 v lidech byl zjišťován stejný jako ve všech složkách prostředí, tj. na začátku studie 2 : 1, a měnil se později s poločasem Cs 134. Aktivity Cs 134 jsou stanoveny s mnohem většími chybami než Cs 137, proto jsou výpočty příjmů i dávkových ekvivalentů prováděny na základě měření Cs 137 a pro Cs 134 jsou pak výsledky přepočteny na základě známého poměru jejich aktivit. K odhadu efektivního dávkového ekvivalentu je možné použít stejného přístupu jako u I 131. Tato metoda však nedovoluje počítat $H_{E,50}$, jelikož příjem Cs 137 a Cs 134 do lidského organismu pokračuje přes potravinové řetězce, navíc



Obr. 5 Časový průběh retence Cs 134 a Cs 137 u skupiny I

způsobem, který nelze spolehlivě předpovědět. Pro odhad $H_{E,50}$ z příjmu Cs 137 a Cs 134 během prvního a druhého roku po nehodě byl použit podobný přístup jako při rutinním monitorování pracovníků /6, část 4/. Vycházelo se z retencí naměřených u osob ze skupiny I a předpokládalo se, že pocházejí z jednorázových příjmů ingescí uprostřed monitorovacího období, tj. zhruba jednoměsíčních intervalů mezi jednotlivými měřeními. /Výjimku zde představovalo počáteční období od 29. 4. do 14. 5. 1986, kdy byl předpokládán příjem inhalační/. Od naměřené retence byla odečtena retence zjištěná při předchozím měření, o níž se předpokládalo, že se během období snížila s poločasem 110 dnů. Rozdíl byl pak přepočten v čase zpět na zdánlivý jednorázový příjem v polovině intervalu mezi měřeními. /Zanedbání krátkodobé složky exkrece vede k podhodnocení odhadu příjmu o méně než 10 %, které lze zanedbat vzhledem k nejistotě dané neznámým průběhem příjmu v čase a nepřesnou znalostí biologického poločasu/. Z odhadnutých příjmů pak byly vypočteny úvazky efektivního dávkového ekvivalentu $H_{E,50}$ /10/.

Výsledné zdánlivé jednorázové příjmy a jim odpovídající průměrné příjmy jsou spolu s denními přírůstky efektivního dávkového ekvivalentu pro Cs 137 a Cs 134 uvedeny v tab. 3a a 3b. Odhadovaný úvazek efektivního dávkového ekvivalentu $H_{E,50}$ ze sumy příjmů za první rok po nehodě činí 35 μ Sv pro Cs 137 a 20 μ Sv pro Cs 134, z příjmu za dva roky po nehodě 46 μ Sv pro Cs 137 a 25 μ Sv pro Cs 134 /tab. 4/.

Výše uvedené odhady byly provedeny za předpokladu, že se jedná o příjem ingescí, pro první období po přechodu kontaminovaných vzdušných mas přes území ČSSR však vzhledem k úrovním aktivit ve vzdušném aerosolu byl pravděpodobně významný i příjem inhalační. K rozlišení ingescí a inhalační složky retence lze použít

Tabulka 3a Výsledky měření skupiny I
Přehled retencí Cs 137, vypočtených jednorázových příjmů a
 $H_E(t)$ pro Cs 134 a Cs 137

1. rok po nehodě		Cs 137				Cs 134
Období	Počet měřených osob	Průměrná retence /Bq/	Příjem /Bq/+	Denní příjem /Bq/d/	$H_E(t)$ / μ Sv/	$H_E(t)$ / μ Sv/
1986						
29.4.-14.5.	28	230	264	15,5	0,4	0,3
15.5.-31.5.	14	209	107	5,9	0,8	0,7
1.6.-15.7.	11	278	139	3,1	2,0	1,6
16.7.-31.8	13	510	349	7,6	4,3	3,4
září	23	569	162	5,4	6,0	4,9
Říjen	12	693	248	8,0	8,1	6,5
Listopad	14	644	77	2,6	10,0	7,9
Prosinec	16	717	206	6,7	12,2	9,2
1987						
Leden	31	791	222	7,2	14,6	10,8
Únor	28	766	112	4,0	16,7	12,0
Březen	31	823	213	6,7	19,2	13,6
Duben	30	771	99	3,3	21,5	14,9

+ / Příjem v 1/2 období

$H_E(t)$ efektivní dávkový ekvivalent

Tabulka 3b Výsledky měření skupiny I
Přehled retencí Cs 137, vypočtených jednorázových příjmů a
 $H_E(t)$ pro Cs 137 a Cs 134

2. rok po nehodě		Cs 137				Cs 134
Období	Počet měřených osob	Průměrná retence /Bq/	Příjem /Bq/+	Denní příjem /Bq/d/	$H_E(t)$ / μ Sv/	$H_E(t)$ / μ Sv/
Květen	38	797	178	5,8	23,9	16,3
Červen	31	825	181	6,0	26,4	17,7
Červenec	31	767	97	3,1	28,7	19,0
Srpen	32	757	134	4,5	31,0	20,3
Září	35	746	131	4,4	33,2	21,5
Říjen	35	755	155	5,0	35,5	22,7
Listopad	40	775	169	5,6	37,8	23,8
Prosinec	35	677	43	1,4	39,9	24,7
1988						
Leden	31	514	-	-	41,5	25,4
Únor	32	490	68	2,3	42,9	26,0
Březen	35	419	18	0,6	44,2	26,5
Duben	27	404	63	2,1	45,4	26,9

+ / Příjem v 1/2 období

$H_E(t)$ efektivní dávkový ekvivalent

Tabulka 4 Odhad efektivních dávkových ekvivalentů z vnitřní kontaminace pro jednotlivce z čs. populace

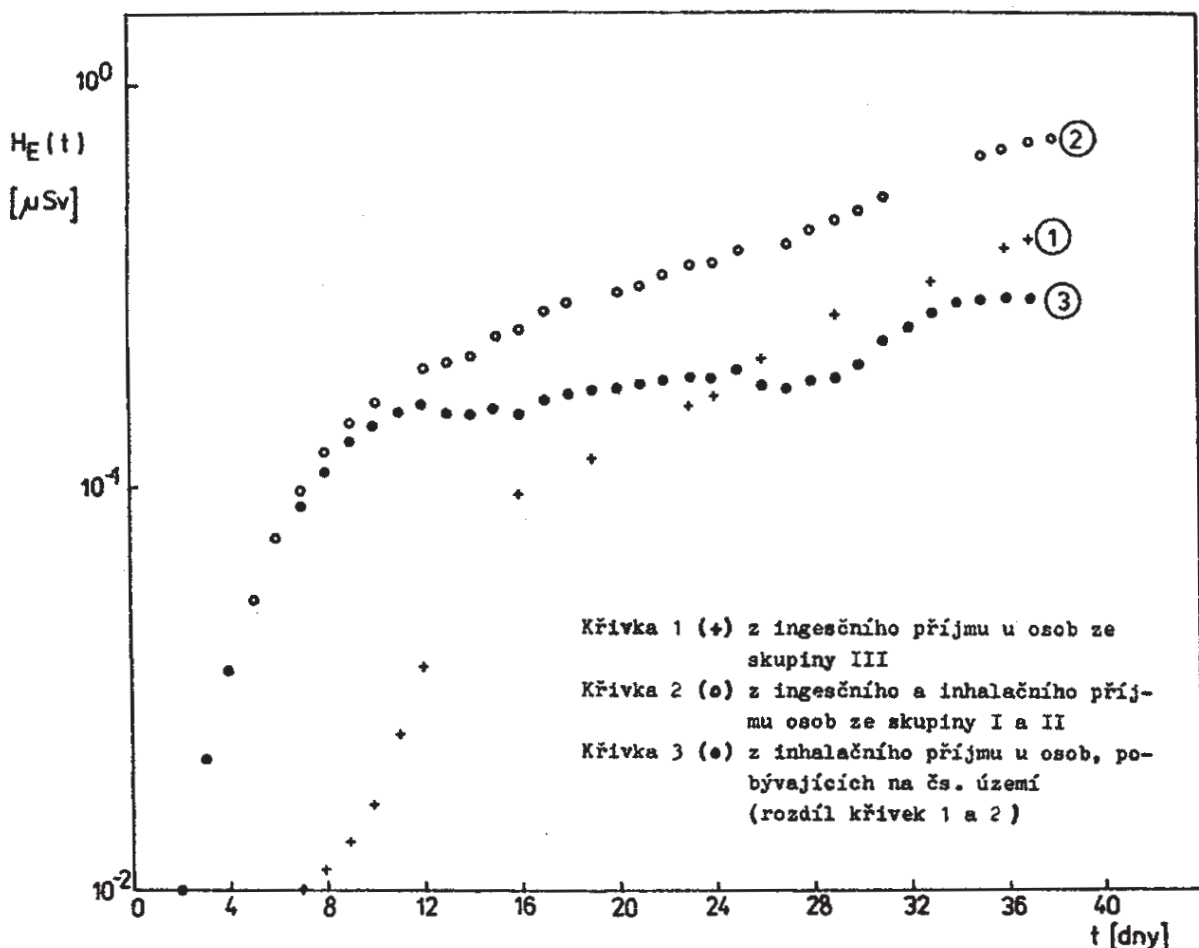
	$H_{E,50} / \mu\text{Sv}/$	
	za 1 rok	za 2 roky
Te 132	16	16
Ru 103	2	2
I 131	150 - 168	150 - 168
Cs 137	29	46
Cs 134	18	25
celkem	224	248

měření osob skupiny III, tj. osob, které se do Československa vracely ze vzdálených zemí od 12. 5. 1986 do 14. 6. 1986, kdy již koncentrace cesia ve vzduchu významně poklesla /6/. Některé z těchto osob byly měřeny opakovaně. Aby bylo možné hodnotit nárůst retence u této skupiny společně, byl u všech osob přijat zjednodušující předpoklad návratu do ČSSR ve stejný den. Chtěli jsme se pokud možno vyhnout používání apriorních modelů, a proto jsme vypočetli časový průběh efektivního dávkového ekvivalentu $H_E(t)$ z denních průměrů naměřených retencí Cs 137 jako součin časového integrálu retence a konverzního faktoru h_E stejným způsobem jako pro I 131 s použitím hodnoty h_E odvozené námi již dříve /6, část 4/. Průběh $H_E(t)$ jsme pak porovnali s průběhem $H_E(t)$, vypočteným pro všechna měření osob ze skupiny I a II za období 35 dní /ve kterém byly měřeny osoby ze skupiny III/, uvedeným v tab. 3a a 3b a na obr. 6. Na časové ose uvedeného grafu je času $t=0$ přiřazena doba prvního příchodu vzdušné kontaminace na čs. území, tj. 30. 4. 1986. Pro skupinu III byl na grafu na obr. 6 počátek příjmu, tj. den návratu, posunut do středu období mezi příchodem vzdušné kontaminace a 12. 5. 1986, kdy byly měřeny první osoby ze skupiny III a vzdušná kontaminace byla již oproti počátečnímu období zanedbatelná. Za střed období byl tak zvolen 6. 5. 1986. U skupiny III předpokládáme výhradně ingesční příjem a rozdíl mezi křivkami 1 a 2 lze tedy přisoudit $H_E(t)$ z inhalačního příjmu, který byl odhadnut na 210 Bq. Podle tohoto odhadu tedy za 1. rok po havárii připadlo na inhalační příjem 10 % z celkového příjmu Cs 137; do současné doby je podíl inhalace na celkovém příjmu cesia asi 6 %.

4.4 Porovnání retencí Cs 137 u různých skupin obyvatelstva

Odhad úvazku efektivního dávkového ekvivalentu z příjmu Cs 137 a Cs 134 je založen na dlouhodobém sledování skupiny I. Několikrát v průběhu studie jsme ověřovali, nakolik je možno tuto skupinu brát jako reprezentativní pro celou československou populaci. V počátečním období po havárii bylo toto ověření problematické pro značné časové změny rychlosti jak inhalační, tak ingesční složky příjmu. Pro období, kdy již změny v rychlosti příjmu byly relativně pomalé, /tj. od června 1986/ jsme porovnali parametry kumulativní logaritmicko-normální distribuce retence Cs 137 u osob skupiny I a retence u osob spojené skupiny II a V; rozdíly nejsou významné /obr. 7/.

Takováto porovnání jsme opakovali během studie několikrát. Snažili jsem se zejména, aby byly měřeny též osoby s jinými potravinovými zvyklostmi než u základního souboru I.



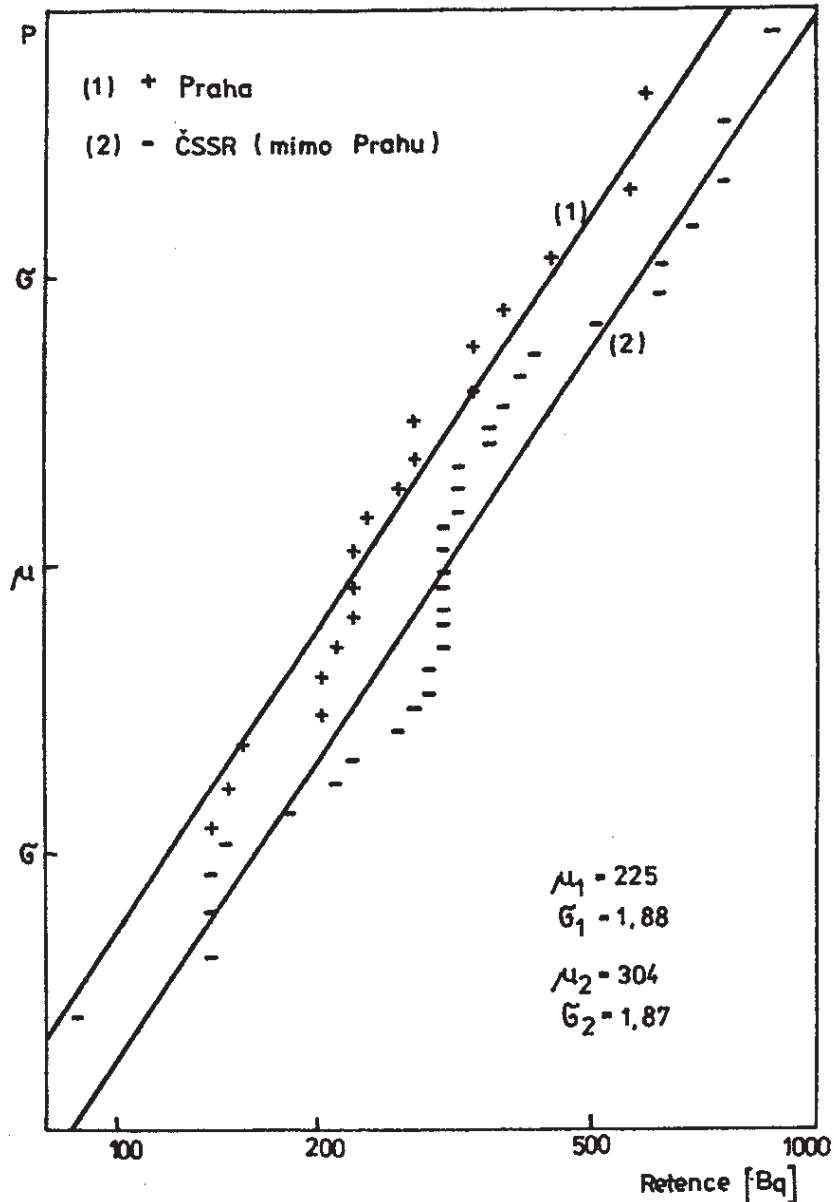
Obr. 6 Časový průběh efektivního dávkového ekvivalentu $H_E(t)$ z vnitřní kontaminace Cs 137

V říjnu 1987 byla získána k měření na celotělovém počítači skupina 63 studentů, kteří přišli do Prahy z celého území Československa jako posluchači 1. ročníků některých vysokých škol. Porovnání výsledků měření této skupiny s výsledky měření skupiny I přináší obr. 8; opět nebyly nalezeny významné rozdíly. V lednu 1988 byla měřena skupina pracovníků, kteří udržují požární hlásiče s Am 241, tito pracovníci pocházeli téměř z celého území Čech a Moravy a z Bratislavy. Na obr. 9 jsou porovnány výsledky měření této skupiny a skupiny I; ani v tomto případě nebyly zjištěny významné rozdíly.

4.5 Odhad retence na základě měření aktivity v moči

I když všechna porovnání retence Cs 137 mezi skupinou opakovaně sledovanou s jinými skupinami z čs. populace nevykazovala významné rozdíly, bylo naší snahou získat doplňující informace o příjmu Cs 137 a Cs 134 u osob z míst s rozdílným spadem, a to zejména u osob s možnými podstatně rozdílnými potravními zvyklostmi. Tyto osoby je však obvykle velmi obtížné získat ve větším počtu k celotělovému měření, zvláště jde-li o vzdálenější místa.

Řešení bylo nalezeno v měření obsahu Cs 137, popř. Cs 134 v moči, které by navíc mělo umožnit pokračovat ve studiu vnitřní kontaminace osob a stanovení úvazku efektivního dávkového ekvivalentu i v době, v níž nebude již retence na celotělovém počítači měřitelná.



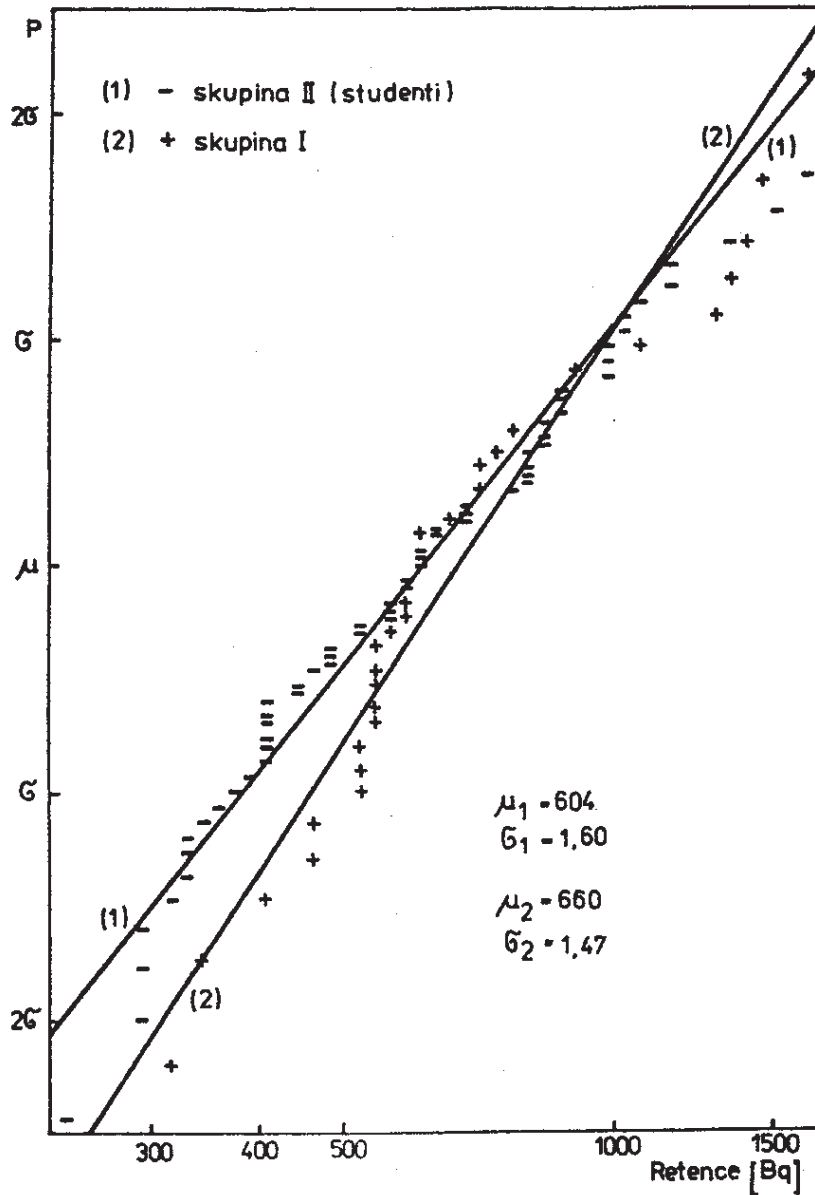
Obr. 7 Kumulativní logaritmicko-normální rozdělení retence Cs 137 u rozšířené skupiny I /pražské obyvatelstvo/ a spojené skupiny II a V /1. 6. - 15. 7. 1986/

P - kumulativní četnost, μ - medián, σ - geometrická směrodatná odchylka

Měří se exkrece rychlost moči, tj. obsah Cs 137 a Cs 134 ve 24 hodinových vzorcích moči. Na obr. 10 jsou porovnány výsledky měření exkrece rychlosti moči \dot{A}_u /Bq/d/ s výsledky současného měření retence R /Bq/ u 50 osob ze skupiny I a některých dalších osob. Obě stanovení jsou dobře korelovaná / $r=0,88$ / a lze z nich odvodit vztah $\dot{A}_u = 0,0067 \cdot R$, umožňující bez použití dalších modelových předpokladů odhad retence a z ní příjmu a $H_{E,50}$ bez celotělového měření.

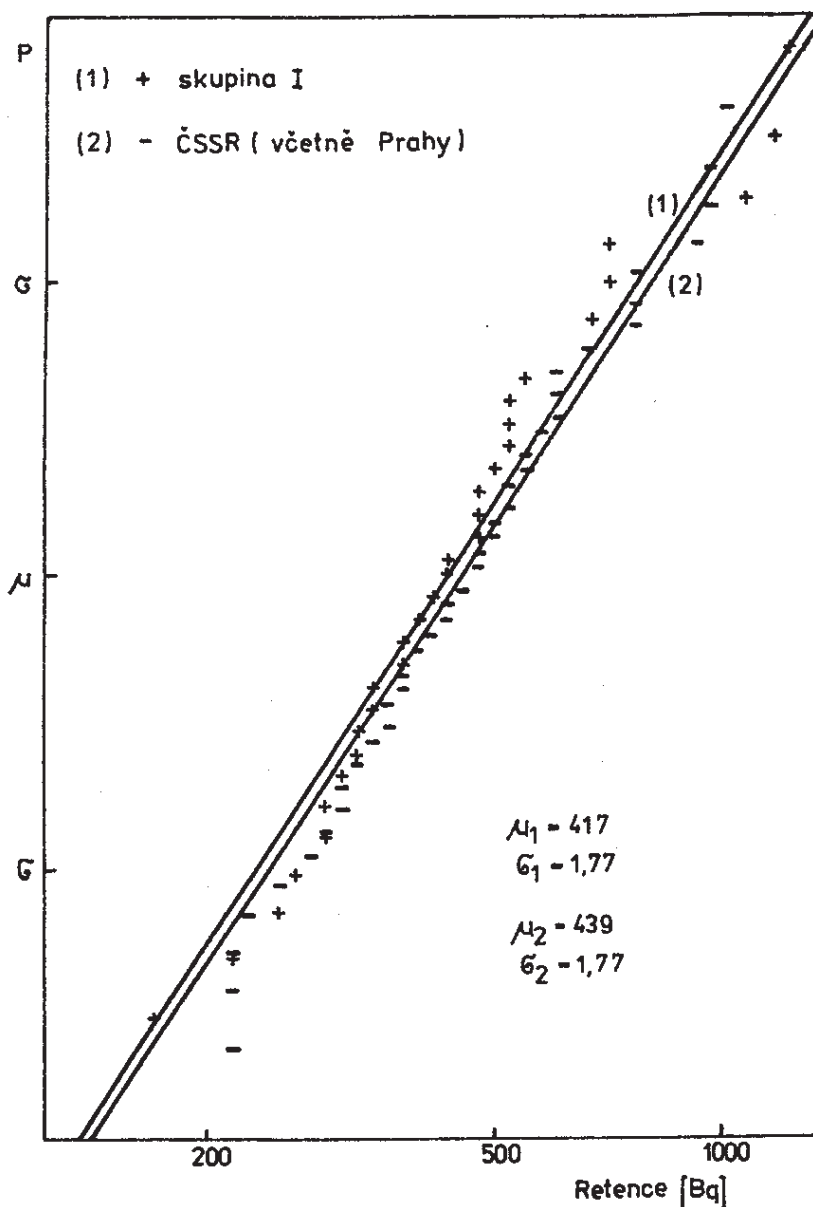
Pro porovnání výsledků měření Cs 137 v moči za období říjen-listopad 1987 u 21 osob z rozšířené skupiny I a skupiny tvořené 86 osobami z jihočeského, středočeského, severomoravského a jihomoravského kraje jsme použili jejich kumulativní

logaritmicko-normální distribuce znázorněné na obr. 11. Rozdíl mezi oběma skupinami je nevýznamný, takže bylo i tímto potvrzeno, že odhad $H_{E,50}$ daný příjmem ingescí, založený na opakovaném měření skupiny I, je možno použít pro čs. populaci.



Obr. 8 Kumulativní logaritmicko-normální rozdělení retence Cs 137 u skupin I a II /studenti/ /říjen 1987/

P - kumulativní četnost, μ - medián, σ - geometrická směrodatná odchylka

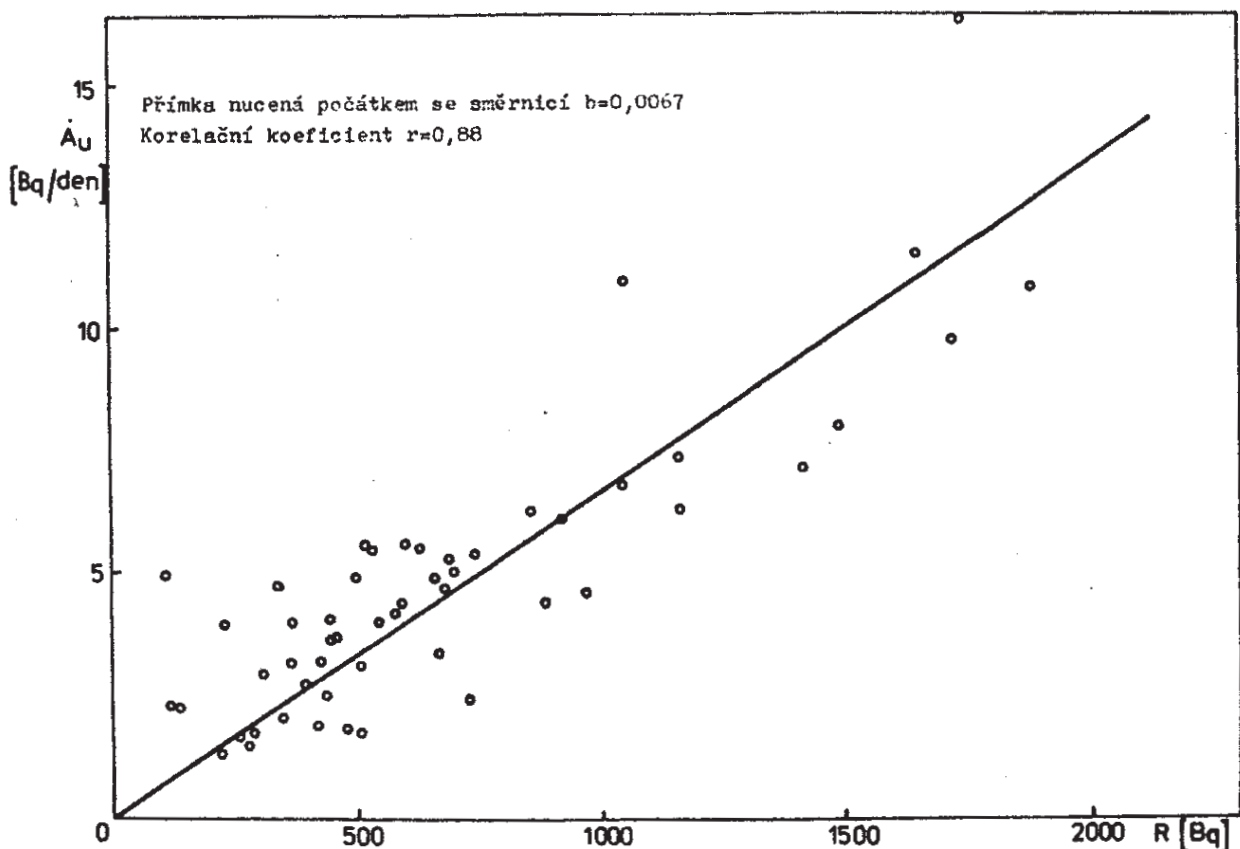


Obr. 9 Kumulativní logaritmicko-normální rozdělení retence Cs 137 u skupin I a V /leden 1988/

P - kumulativní četnost, μ - medián, σ - geometrická směrodatná odchylka

4.6 Výsledky celotělového měření osob skupiny IV

Od začátku května 1986 se v laboratoři celotělového počítáče Centra hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie v Praze ucházelo o měření mnoho osob, které se vrátily z SSSR nebo Polska a obávaly se, že u nich došlo k závažné vnitřní kontaminaci. Z kapacitních důvodů nebylo možné všem zájemcům vyhovět, zvolili jsme proto takový postup, že kdykoliv šlo o skupinu lidí, která se pohybovala i stravovala společně /turistické zájezdy, skupiny pracovníků atd./, byl změřen vzorek 2 až 3 osob a podle výsledku bylo rozhodnuto o měření osob dalších. Celkem bylo změřeno ve skupině IV 114 osob; u většiny z nich byla nalezena retence radionuklidů stejná nebo jen mírně vyšší než v odpovídající době u obyvatelstva pobývajících ce-



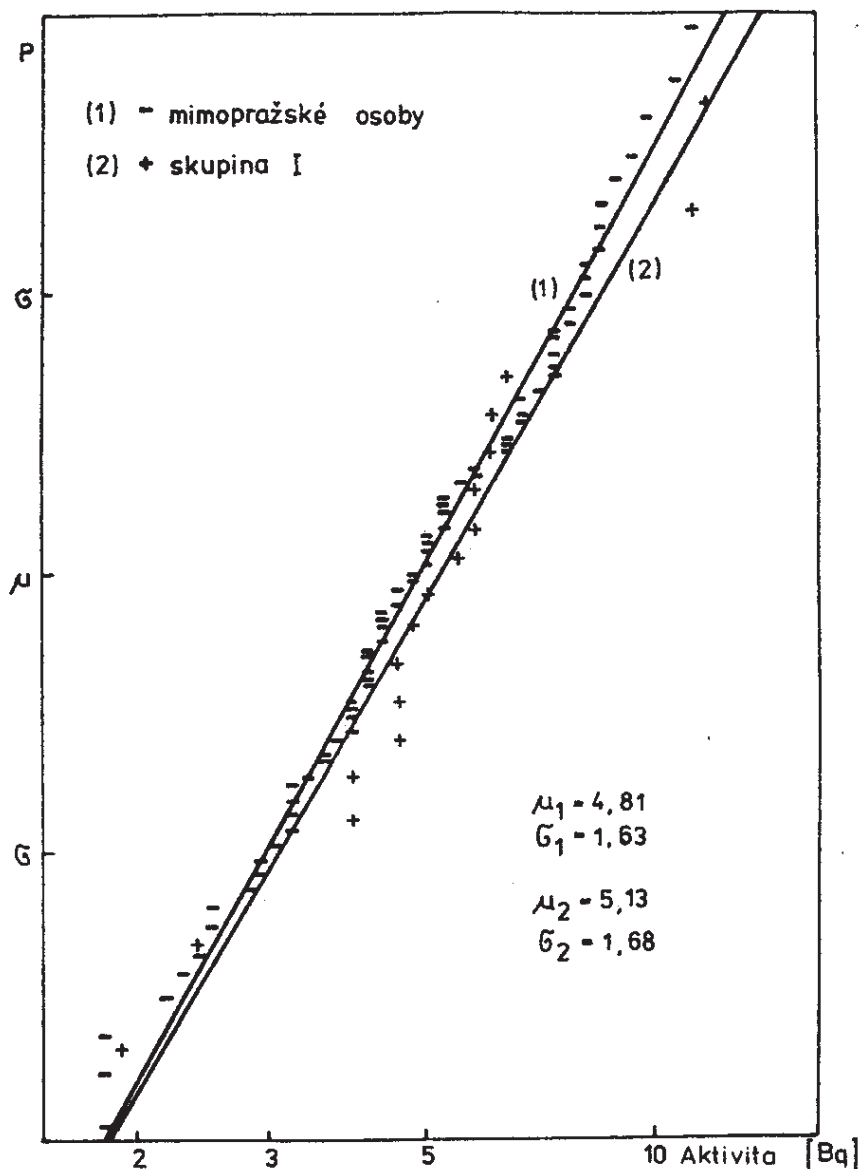
Obr. 10 Korelace mezi retencí Cs 137 /R/ a jeho exkreční rychlostí močí / \dot{A}_u /

lou dobu od černobylské havárie na území ČSSR. Asi u 10 lidí byly naměřené celotělové retence značně nižší než u čs. obyvatelstva, což bylo způsobeno tím, že se uvedené osoby vracely z míst velmi vzdálených od Černobyly /Moskva, Leningrad/ anebo se při cestování proudům kontaminovaného vzduchu vyhnuly. Výsledky měření těchto osob pak byly hodnoceny spolu s výsledky měření osob skupiny III.

U několika osob byl nalezen obsah radionuklidů až o 1 řád vyšší než v odpovídající době u čs. obyvatelstva, navíc byly u některých z těchto osob nalezeny další radionuklidy jako Zr 95 + Nb 95, Ba 140 + La 140, Ru 106, Ce 141 a Np 239. Úvazek efektivního dávkového ekvivalentu těchto osob byl hodnocen individuálně, a to způsobem obdobným jako při monitorování pracovníků. Doba příjmu radionuklidu se předpokládala v polovině období, během něhož byl příjem možný. Toto období bylo definováno jako doba od průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes dané území do odjezdu sledované osoby z tohoto území. Pro zjednodušení byl veškerý příjem uvažován jako inhalační a nebyl uvažován žádný příjem ingesční v době od příjezdu do ČSSR do doby měření. Nejvyšší úvazek efektivního dávkového ekvivalentu $H_{E,50}$ činil 6 mSv, $H_{E,50}$ vyšší než 1 mSv byl zjištěn celkem u sedmi osob. Na obr. 12 je pro ilustraci uvedeno spektrum osoby s nejvyšším úvazkem.

5. ZÁVĚR

Odhady padesátiročních úvazků efektivního dávkového ekvivalentu $H_{E,50}$ z příjmu I 131, Cs 137, Cs 134, Te 132 a Ru 103 za jeden a dva roky po černobylské havárii jsou pro československé obyvatelstvo shrnuty v tab. 4. Naše současné odhady

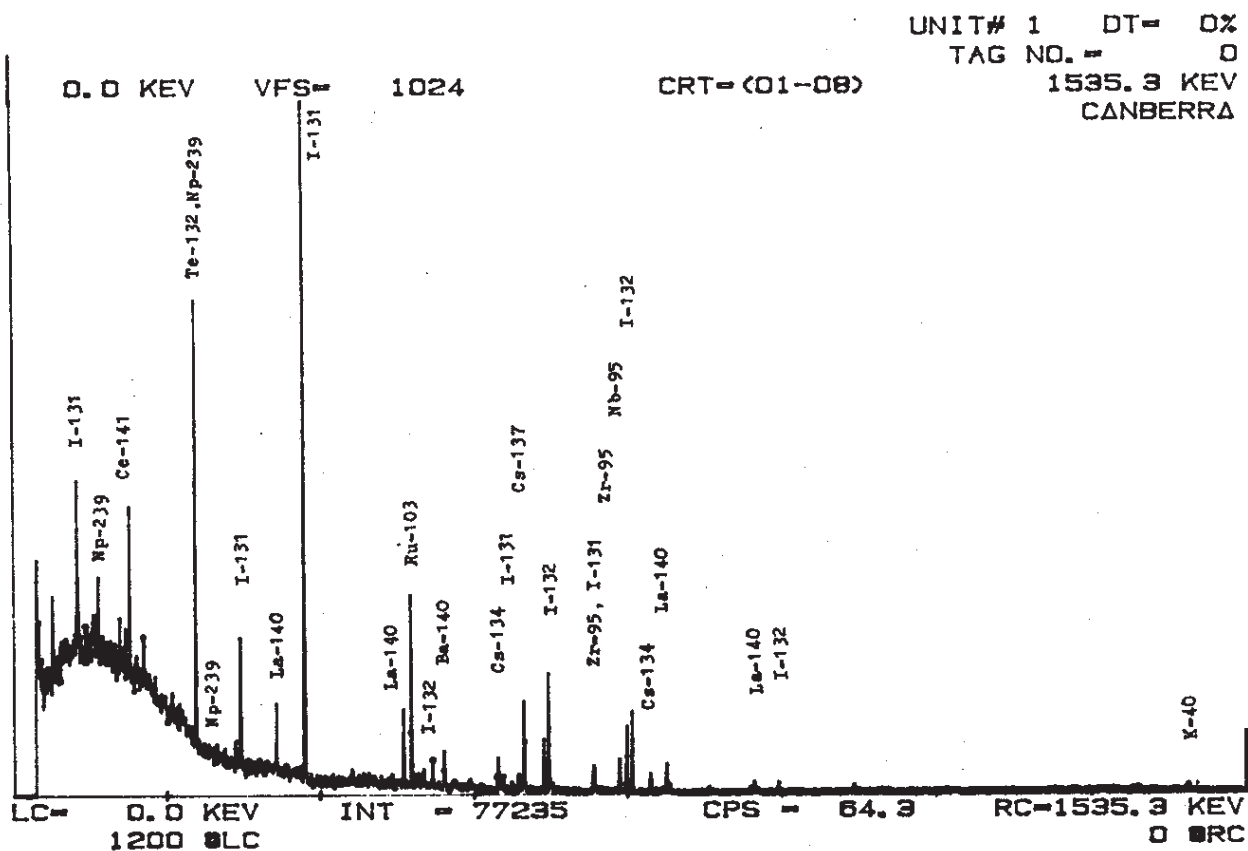


Obr. 11 Kumulativní logaritmicke-normální rozdělení aktivity Cs 137 ve vzorcích 24-hodinové moči /podzim 1987/

P - kumulativní četnost, μ - medián, σ - geometrická směrodatná odchylka

$^{137}\text{E}_{,50}$ jsou za první rok po nehodě 2,6 krát nižší a za druhý rok 1,85 krát nižší než poslední odhady vycházející z měření potravin /15/. Podobné rozdíly se vyskytují i ve studiích v jiných zemích. Vysvětlení nadále /7/ spatřujeme ve zpoždění skutečné spotřeby oproti době uvažované při modelových výpočtech a také v hodnotě frakce z požitého cesia, vstřebávané do organismu v zažívacím traktu. Při modelových výpočtech se bere zpravidla v souladu s /1/ tato frakce $f_1=1$, což je konzervativní hodnota, platná pro dobře rozpustný CsCl, ačkoli i zde byly nalezeny /16, 17/ hodnoty pod 0,9. Domníváme se, že tím spíše u potravin vnitřně kontaminovaných není jeho úplné vstřebání spolehlivě prokázáno. U potravin povrchově kontaminovaných, které se uplatnily zejména v prvním roce po nehodě, by mohla hodnota f_1 být podstatně menší. Jednalo se totiž nejen o aerosolové částice, na nichž se usadilo vy-

těkané cesium /podobně jako u globálního spadu/, ale též o špatně rozpustné části-
ce paliva, obsahující cesium uvnitř, které byly rozprášeny při výbuchu černobylské-
ho reaktoru. Určitou analogii spatřujeme v mikrosférách z vyluhovatelného skla,
pro něž bylo nalezeno f_1 okolo 0,3 /16, 17/.



Obr. 12 Spektrum z celotělového měření osoby ze skupiny IV
Datum měření 5. 5. 1986, doba měření 1 200 s

Výsledky celotělového měření naší populace jsou v dobrém souhlasu s výsledky měření osob v NSR /11/, v NDR /12/ a v Maďarsku /13/. Pro Rakousko jsou publikovány hodnoty poněkud vyšší /14/ a pro rozdíl mezi nimi a našimi hodnotami nemáme uspokojivé vysvětlení.

Všechna dosud provedená srovnání s jinými skupinami čs. obyvatel nasvědčují, že odhady $H_{E,50}$ pro trvale sledovanou skupinu platí pro celou československou populaci.

LITERATURA

- /1/ ICRP: Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, ICRP Publication 30. Oxford Pergamon Press, 1979
- /2/ J. Thomas, I. Bučina: Vnitřní ozáření radionuklidů, kap. 4 v: V. Klener a spol., Hygiena záření, Avicenum, Praha, 1988 /v tisku/
- /3/ Report of the United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations Official Records 24th Session, Suppl. No 13 /A 17613/, New York 1969

- /4/ Müller J. a j.: Effects of chronic radiation and evaluation of the risk from incorporated Sr 90 and Ra 226 in man. Acta Universitatis Carolinae, 1970
- /5/ Březík Z. a kol.: Vývoj zátěže obyvatelstva Sr 90 z radioaktivního spadu, závěrečná etapová zpráva P 17-335-230-02/03, Institut hygieny a epidemiologie Praha, 1979
- /6/ Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii elektrárny Černobyl, Institut hygieny a epidemiologie, Centrum hygieny záření, Praha, 1987
- /7/ Malátová I. a j.: Internal irradiation of Czechoslovak population after the Chernobyl accident /Preliminary report prepared for the WHO working group on health hazards from radiocaesium and other long - life radionuclides following the Chernobyl accident, Günzburg /Donau, 9 - 12 June 1987/
- /8/ Malátová I. a j.: Vyhodnocení celotělového měření u různých skupin obyvatelstva po černobylské havárii. Radiační bezpečnost elektrárn a ich vplyv na životné prostredie, Nízke Tatry, Tále, 12. - 15. 10. 1987
- /9/ ICRP No 23, Report of the Task Group on Reference Man, Pergamon Press, 1975
- /10/ Suppl. ICRP Publication 30, Oxford, Pergamon Press, 1979
- /11/ Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tchernobyl auf die Bundesrepublik, Veröffentlichungen der SSK, Band 7. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. New York 1987
- /12/ Auswirkungen des Reaktorunfalls im KKW Tschernobyl auf das Territorium der DDR /SAAS der DDR, Berlin/. Kernenergie 30 /1987/ 9
- /13/ Andrási, A.: Radiological consequences of the Chernobyl accident for Hungary. Rad. Prot. Dosimetry, Vol 19, No 4, pp. 239-245 /1987/
- /14/ Ouvrard R., Hochmann, R.: Caesium - 137 body burdens in the region of Vienna after the Chernobyl accident. Rad. Prot. Dosimetry, Vol. 19. No 3, pp. 151-158 /1987/
- /15/ Kliment, V., Bučina, I.: Kontaminace potravin radioizotopy cesia v ČSSR po černobylské havárii. /Tento soubor studií/
- /16/ Le Roy, G.V. et al.: The consequences of ingestion by man of real and simulated fallout, Health Phys. Vol. 12. pp 449-473, 1965
- /17/ Schwarz, G., Dunning, D.E.jr.: Imprecision in estimates of dose from ingested Cs 137 due to variability in human biological characteristics. Health Phys., Vol. 43, No 5, pp. 631-645, 1982