

Státní úřad pro jadernou bezpečnost
Státní ústav radiální ochrany

10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení



Praha 1996

Předmluva

1. Úvod

- 1.1 Biologické účinky ionizujícího záření, základní principy ochrany před zářením
- 1.2 Cesty expozice lidí
- 1.3 Opatření na ochranu obyvatelstva při radiační havárii

2. Průběh černobylské havárie a následky na území bývalého Sovětského svazu

- 2.1 Sled událostí
 - 2.1.1 Plánovaný průběh experimentu
 - 2.1.2 Skutečný průběh experimentu
 - 2.1.3 Likvidace následků havárie
 - 2.1.4 Příčiny vzniku havárie
- 2.2 Šíření radioaktivních látek z havarovaného reaktoru
- 2.3 Zdravotní důsledky u obyvatelstva Ukrajiny, Běloruska a Ruské federace

3. Následky černobylské havárie na území České republiky

- 3.1 Monitorování radiační situace na území Československa
- 3.2 Sledování obsahu radionuklidů v potravinách
- 3.3 Dětská mléčná výživa
- 3.4 Odhad povrchové kontaminace území České republiky v důsledku černobylské havárie
- 3.5 Vnitřní kontaminace obyvatelstva stanovená celotělovým měřením
- 3.6 Odhad efektivního dávkového ekvivalentu od zevního ozáření a úvazku efektivního dávkového ekvivalentu od vnitřního ozáření
- 3.7 Radioizotopy cesia v přírodních ekosystémech
- 3.8 Využití výsledků počernobylského monitorování k ověřování modelů šíření (Program MAAE VAMP)
- 3.9 Opatření na ochranu obyvatelstva po černobylské havárii
- 3.10 Posouzení zdravotních následků černobylské havárie
- 3.11 Srovnání vlivu černobylské havárie s vlivem zkoušek jaderných zbraní

4. Využití poznatků z hodnocení černobylské havárie pro činnosti v radiační ochraně a jaderné bezpečnosti v ČR

- 4.1 Reakce na havárii
- 4.2 Zajištění hodnocení následků radiační havárie v ČR
- 4.3 Může k podobné havárii dojít na ruských reaktorech typu VVER v ČR?

Stručný výklad hlavních pojmů, veličin a jednotek v oboru ochrany před zářením

Literatura - přehled některých důležitých publikací a informací o černobylské havárii

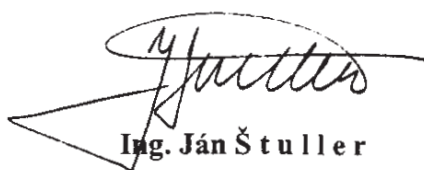
Obrazová a tabulková příloha

Předmluva

Dne 26. dubna 1986 došlo na jaderné elektrárně v Černobylu k jedné z nejtěžších průmyslových katastrof v našich dějinách. Při okamžitých záchranných pracích a bezprostředně po nich zahynulo na nemoc z ozáření 28 lidí. K dalším úmrtím a onemocněním s trvalými následky jako důsledky havárie došlo a dochází s odstupem času. O počtech těchto případů se vedou diskuse dodnes.

Historie lidstva je protkaná katastrofami různého druhu, po nichž zůstaly dlouho nezacelitelné jizvy. Pokaždé však naše společenství našlo vnitřní energii a snažilo se dospět k určitým závěrům, jež by napomohly najít cesty, které by zabránily možnému opakování těchto katastrof a které by případně vedly k nápravě napravitelného. Mnohokrát se to povedlo a já věřím, že i černobylská katastrofa bude pro nás takovým mementem.

O "Černobylu" bylo napsáno i u nás mnoho prací a bylo provedeno mnoho analýz, z nichž některé i nadále budou pokračovat. Tato publikace nepřináší žádná nová a převratná zjištění. Byla zpracována pracovníky Státního úřadu pro jadernou bezpečnost z oblasti radiační ochrany a jaderné bezpečnosti a experty ze Státního ústavu radiační ochrany, kteří vycházeli z vlastních odborných zpráv i zahraničních zdrojů. Věřím, že poskytne čtenáři dostatečně koncentrovanou a srozumitelnou informaci o samotném průběhu havárie, jejích následcích a opatřeních přijatých jak na území bývalého SSSR, tak i u nás v České republice.



Ing. Ján Š t u l l e r

předseda Státního úřadu pro jadernou bezpečnost
a hlavní inspektor jaderné bezpečnosti

1. Úvod

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

Havárie jaderné elektrárny v Černobyli zanechala hlubokou stopu v myšlení jak odborníků v oborech týkajících se využití jaderné energie, tak i veřejnosti. To, že havárie nebyla ihned oficiálně ohlášena sovětskými orgány a pozdější informace byly velmi kusé, způsobilo v některých okolních zemích u obyvatelstva značné obavy i když vliv havárie v těchto zemích byl zanedbatelný. Ze všech dosud nastavších katastrof, mimo válek, vyvolala černobylská havárie možná největší reakci světové veřejnosti. Vyvolala rovněž výrazné obavy z využití jaderné energie a způsobila tak překážky jejímu uplatnění v řadě zemí. Současně dala pochopitelně popud k analýze příčin jejího vzniku a vedla ke snaze co nejpřesněji zjistit způsobené zdravotní škody, a tak upřesnit naše znalosti. K desetiletému výročí černobylské havárie byly uspořádány na konci loňského a v tomto roce světovými organizacemi ve spolupráci s Ukrajinou, Ruskem a Běloruskem velké mezinárodní konference zabývající se analýzou těchto otázek. Jejich závěry byly rovněž jedním z podkladů při zpracování této zprávy. V listopadu r.1995 pořádala Světová zdravotnická organizace v Ženevě konferenci "Zdravotní následky černobylské havárie" s podtitulem "Výsledky pilotního projektu IPHECA a relevantních národních programů" (IPHECA znamená International Programme on the Health Effects of the Chernobyl Accident), v březnu se konala v Minsku v Bělorusku První mezinárodní konference Evropských společenství, Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny o radiologických následcích černobylské havárie, v dubnu pořádaly Evropská společenství, Mezinárodní agentura pro atomovou energii a Světová zdravotnická organizace mezinárodní konferenci ve Vídni s názvem Deset let po Černobyli: Shrnutí následků havárie.

Hodnocení dopadů černobylské havárie na životní prostředí a na člověka vychází z kritérií daných základními přístupy ochrany před ionizujícím zářením. Před uvedením konkrétních naměřených hodnot popisujících radiační situaci je třeba tato základní východiska alespoň stručně osvětlit.

1.1 Biologické účinky ionizujícího záření, základní principy ochrany před zářením

Jedním ze dvou typů biologických účinků ionizujícího záření může být smrt skupiny buněk ozářeného organismu spojená s následnou ztrátou funkcí orgánů, jež může vést až k smrti celého organismu. Jde o účinky **deterministické**, nastupující až po překročení **prahové dávky**. Příkladem jsou akutní nemoc z ozáření nebo popáleniny kůže.

Druhý typ biologických účinků záření je změna informací nesených buňkou přeživší ozáření. Tato změna se může, ale také nemusí po řadě dalších procesů projevit zhoubným bujením u ozářeného jedince nebo dědičným poškozením jeho potomků. Pro tyto **stochastické** (náhodné) účinky neexistuje zřejmě žádný dávkový práh a přijímá se, že i malé dávky jsou spojeny s určitou, byť velmi nízkou pravděpodobností stochastických účinků.

Ochrana před zářeními usiluje o úplné vyloučení deterministických účinků ozáření a o omezení účinků stochastických na míru přijatelnou pro jedince i společnost. Standardně se dále uplatňuje požadavek na zdůvodnění všech činností vedoucích k ozáření přínosem dostatečně převyšujícím škody a náklady s činnostmi spojených. Dále je v této oblasti požadováno, aby všechny dávky způsobené danou činností byly tak nízké, jak je rozumně dosažitelné (optimalizace radiační ochrany) a aby individuální dávky (s výjimkou dávek z lékařského ozáření) nepřesáhly stanovené obecné limity. Tyto limity jsou stanoveny tak, aby zcela vyloučily deterministické účinky a poskytly garanci ještě přijatelného rizika účinků stochastických.

Za mimořádných havarijních okolností se obecné limity neuplatňují a ke snížení ozáření se požaduje provádět ta opatření, jež přinesou větší prospěch než představují škody, které jsou nezbytným důsledkem mimořádných opatření. Přínos opatření má být optimalizován co do typu, rozsahu a délky jeho uplatnění. K tomu jsou doporučovány tzv. zásahové úrovně, jež vymezují rozpětí dávek, které by bylo možné odvrátit, v němž je vhodné o provedení jednotlivých protiopatření podle konkrétních podmínek situace uvažovat. Kategorickým se jeví provedení opatření při nebezpečí, že u jednotlivců budou dosaženy dávky blížíci se prahu deterministických účinků.

1.2 Cesty expozice lidí

Radionuklidy, které způsobují ozáření, se k člověku dostávají různými cestami. Mluvíme proto o **expozičních cestách**.

Radionuklidy, nacházející se v ovzduší a radionuklidy, které se z ovzduší usadily na povrchu země, vegetace, budov, komunikací apod., ozařují člověka **zevně**. Velikost ozáření závisí na druhu radionuklidu - přesněji řečeno na druhu a energii vysílaného záření a na poločasů přeměny daného radionuklidu, dále na tom, jak dlouho člověk pobývá venku nebo uvnitř budov, jak se větrá a pod.

Radionuklidy z ovzduší jsou ale člověkem také vdechovány a jsou zdrojem **vnitřního ozáření**. Dávka z inhalace závisí na stejných faktorech jako byly uvedeny pro dávku ze zevního ozáření, navíc závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech daných radionuklidů. Dalším zdrojem **vnitřního ozáření** jsou radionuklidy, které se dostaly do **potravního řetězce** a jsou člověkem požitý. Z hlediska časového sledu po jaderné havárii, jde nejdříve o radionuklidy, které z ovzduší vypadávají ve formě suchého nebo mokrého spadu s deštěm do vody a na povrch vegetace, a člověkem mohou být požitý s pitnou vodou nebo s nedostatečně očištěnou zeleninou či ovocem. Později se radionuklidy z povrchu vegetace dostávají k hospodářskému zvířectvu a odtud zpět k člověku přes mléko nebo maso. Z půdy se kořenovou cestou dostávají některé radionuklidy do vegetace a tak opět kolují v potravním řetězci. Transfer radionuklidů v potravních řetězcích opět závisí na druhu radionuklidu a jeho fyzikální a chemické formě, která se však může během času měnit a tím se může měnit i dostupnost radionuklidů pro přestup z půdy do rostlinstva. V některých ekosystémech je doba, po níž radionuklidy v potravinových řetězcích kolují, velmi dlouhá (viz kap. 3.7).

Podrobná znalost všech možných expozičních cest je nezbytná pro ocenění příspěvku k celkové expozici člověka. Na základě takového rozboru se pak při havarijním úniku radionuklidů do prostředí mohou zavést opatření ke snížení či odvrácení expozice obyvatelstva.

Při těžké havárii jaderného reaktoru (využívajícího štěpnou řetězovou reakci), při které by došlo k destrukci všech ochranných bariér (povlak paliva, primární okruh, hermetická zóna, tak jak k tomu došlo v Černobylu, kde navíc třetí bariéra neexistovala), se nejnázáve do ovzduší dostávají radioaktivní vzácné plyny, které jsou zdrojem zevního ozáření a v menší míře vnitřního ozáření inhalační cestou. Dále se uvolňují tĕkavé radionuklidy, z nichž nejvýznamnější jsou radioizotopy jódu. Ty se dostávají k človĕku všemi uvedenými cestami a protože jód je prvek biogenní, který se kumuluje ve štítné žláze človĕka i všech savců, jsou z hlediska expozice človĕka jeho radioizotopy nejvíce sledovány.

Z dalších tĕkavých radionuklidů jsou důležité radioizotopy cesia. Cesium je homologem draslíku, který je obsažen ve všech živých organismech. Pro dlouhý poločas rozpadu ^{137}Cs (přibližně 30 let) je tento radionuklid z hlediska ozáření človĕka rovněž velmi významný.

Mĕně pravděpodobný je při haváriích jaderných reaktorů únik netĕkavých štĕpných produktů jako je stroncium či plutonium a jiné transurany. Tyto radionuklidy byly však - z hlediska dávky človĕku - velmi významné při zkouškách jaderných zbraní v atmosféře, kdy se do ovzduší dostaly veškeré štĕpné a aktivační produkty vzniklé při výbuchu.

1.3 Opatření na ochranu obyvatelstva při radiační havárii

Na rozdíl od běžného plánovaného využívání zdrojů záření, kdy je možné ozáření regulovat předem, lze při radiačních haváriích, kdy již došlo k úniku radioaktivních látek do životního prostředí, ozáření jen částečně omezovat následnými opatřeními. Každé z uvádĕných opatření do značné míry narušuje běžný způsob života obyvatelstva a samo je spojeno s určitými riziky a potížemi. Jednotlivá opatření se uvádĕjí v život na základĕ jejich předpokládané účinnosti. Uvažují se přitom nepříznivé průvodní jevy tĕchto opatření včetně zdravotních rizik.

Ukrytí spočívá v pobytu osob uvnitř domů za současného uzavření oken a dveří a při vypnutí případné nucené ventilace. Omezuje se tak expozice **zevnímu záření** gama z radioaktivního mraku a z depozitu radioaktivních látek na zemi a expozice **vnitřnímu ozáření** inhalací jódu a radioaktivních aerosolů. Podle okolností je při ukrytí vhodná ještě improvizovaná ochrana dýchacích cest. I když toto opatření není nákladné, je třeba mít na mysli, že delší ukrytí vytváří problémy v zásobování, při výrobĕ, při péči o hospodářská zvířata a v neposlední řadě omezuje kontakty mezi lidmi. Poslední důvod je významný, zejména pokud jde o rodiny.

Omezení expozice z radioaktivního jódu je možné podáním přípravků stabilního (neradioaktivního) jódu. Nejčastĕji jde o **jodid draselný (KI)**. Stabilní jód podávaný ve formĕ tabletky nasýtí štítnou žlázu jodem, takže radioaktivní jód, který je významnou součástí radioaktivního mraku, do ní pronikne jen omezenĕ. Ani toto profylaktické opatření není úplně bez rizika, vyskytují se např. jedinci s alergií na jód.

Při nutnosti pobytu na volném prostranství je důležitá ochrana povrchu tĕla proti **zevnímu ozáření** částicemi beta. Ústa a nosní vchody se chrání alespoň navlhčenou rouškou, kapesníkem, čímž se omezí **inhalace** radioaktivních aerosolů.

Evakuace je účinné, ale náročné opatření a zajišťuje se zpravidla jen pro skupiny lidí v bezprostřední blízkosti havarovaného jadernĕ energetického zařízení. Provedení evakuace je ovšem spojeno s mnoha riziky. Evakuace vyžaduje realistické vyhodnocení

dávek ze všech cest, aby nebylo obyvatelstvo exponováno během shromažďování a cesty více, než kdyby zůstalo ukryto.

Opatřením omezujícím dávky z **požití potravin** je **usměrňování konzumace poživatin**. Zákaz se týká především konzumu čerstvých poživatin z lokálních zdrojů (mléka, zeleniny, pitné vody) dokud není ověřena jejich nezávadnost. Převodění **výkrmu dobytka** na skladovanou píci (seno, siláž) je významné zejména u dojnic a ovcí a to především v místech, kde lze vlivem dešťových srážek očekávat vyšší hodnoty depozice radioaktivních látek.

2. Průběh černobylské havárie a následky na území bývalého Sovětského svazu.

Černobylská jaderná elektrárna ležící asi 130 km severně od hlavního města Ukrajiny Kyjeva sestávala ze čtyř reaktorů typu RBMK-1000. Čtvrtý blok jaderné elektrárny Černobyl byl uveden do provozu v prosinci 1983. Reaktory RBMK byly používány v zemích bývalého SSSR od roku 1954, kdy prvním z nich byla vybavena jaderná elektrárna v Obninsku. Před havárií bylo provozováno celkem 14 bloků s reaktorem RBMK-1000 a všechny reaktory typu RBMK byly v provozu celkem 245 reaktorroků. Přehled jaderných elektráren s reaktory RBMK v provozu, ve výstavbě a odstavených do roku 1990 je uveden v tabulce 1. Druhý blok jaderné elektrárny Černobyl byl odstaven před čtyřmi lety v důsledku požáru generátoru.

Základní charakteristiky reaktoru RBMK jsou shrnuty v tabulce 2. Reaktor RBMK-1000 je moderován grafitem a chlazen vodou procházející tlakovými kanály s palivem tvořeným UO_2 obohaceným na 2% ^{235}U . Aktivní zóna o výšce 7 m a průměru 12,2 m je osazena 1661 tlakovými kanály s palivem a 211 absorpčními tyčemi regulace výkonu a havarijní ochrany.

Nominální výkon reaktoru je 1000 MWe resp. 3200 MWt při tlaku chladiva 7 MPa a výstupní teplotě chladiva - parovodní směsi - z reaktoru 285 °C. Chlazení reaktoru je jednookruhové. Parovodní směs z kanálů je vedena do separátorů, kde je parní složka oddělena a pára je přiváděna přímo do turbín 2 x 500 MWe. Voda ze separátorů, ochlazoná napájecí vodou dodávanou napájecími čerpadly z kondenzátoru, je čerpána hlavními cirkulačními čerpadly (6 pracovních a 2 záložní) do reaktoru. Uspořádání je zřejmé ze schématu na obr. 1.

Podstatným nepříznivým rysem reaktoru RBMK-1000 z hlediska jaderné bezpečnosti je **kladný dutinový (parní) teplotní koeficient reaktivity**. To znamená, že s **rostoucím množstvím páry v aktivní zóně se zvyšuje násobící schopnost neutronů v reaktoru**. Množství neutronů v aktivní zóně a tím i počet štěpení jader atomů uranu se zvyšuje, roste výkon a opět se zvyšuje teplota i množství páry. Z tohoto pohledu nemá reaktor RBMK, v porovnání například s reaktory VVER v Dukovanech, samoregulační vlastnosti. Kladná reaktivita, která tak vzniká v aktivní zóně reaktoru RBMK, musí být kompenzována velkým počtem absorpčních tyčí systému regulace výkonu.

2.1 Sled události

Dne 25. dubna 1986 bylo zahájeno odstavení 4. bloku na plánovanou opravu. Před odstavením reaktoru měl být proveden celkem běžný experiment. Měla se vyzkoušet funkce nového regulátoru magnetického pole rotoru a ověřit, zda bude turbogenerátor po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě zhruba 40 vteřin napájet čerpadla havarijního chlazení aktivní zóny reaktoru.

2.1.1 Plánovaný průběh experimentu

- ♦ snížení výkonu reaktoru na 25-30% (700 - 1000 MWt), což je nejnižší výkon, při kterém byl povolen provoz tohoto typu reaktoru
- ♦ odstavení první ze dvou turbín připojených k reaktoru

- ♦ odpojení systému havarijního chlazení, aby nezačal působit během testu
- ♦ přerušeni přívodu páry ke druhé turbíně. Tento krok měl zároveň být signálem pro systém havarijní ochrany k automatickému odstavení reaktoru.

2.1.2 Skutečný průběh experimentu

Experiment byl podceňen z hlediska jaderné bezpečnosti a byl pojímán jednoznačně jako elektrotechnická záležitost pro jadernou bezpečnost nevýznamná. Řídili jej elektrotechnici a nikoli specialisté na provozní režimy a jadernou bezpečnost.

Snižování výkonu reaktoru začalo 25. dubna v 01 hod. Ve 13:05 byl výkon snížen na polovinu a byl odstaven první turbogenerátor. Krátce poté byl odpojen systém havarijního chlazení. Pak bylo na nepředpokládanou žádost energetického dispečinku další snižování výkonu pozastaveno téměř na devět hodin. Během této doby zůstal systém havarijního chlazení odpojen. Průběh dalších událostí to sice příliš neovlivnilo, ale svědčí to o postoji provozního personálu k dodržování provozních předpisů. Ty samozřejmě další provoz za takovýchto podmínek nepovolují. Odklad způsobil, že experiment prováděla nová směna, která na něj nebyla připravena.

Od 23:10 pokračovalo další snižování výkonu, přitom však došlo k další neobvyklé události. Chybou operátora nastal prudký pokles výkonu reaktoru až na 30 MWt - to znamená prakticky zastavení štěpné reakce. Při práci na tak nízkém výkonu prudce roste koncentrace ^{135}Xe , který má velkou schopnost absorbovat neutrony, a nastává tzv. "xenonová otrava reaktoru". Má-li být zachována možnost reaktor spustit v libovolném okamžiku po odstavení či tak velkém snížení výkonu, k jakému došlo v Černobyli, musí být k dispozici poměrně velká zásoba reaktivity, jinak reaktoru hrozí nebezpečí "pádu do jódové jámy" s možností dalšího spuštění až po dostatečném poklesu koncentrace ^{135}Xe . V tu chvíli měli operátoři experiment ukončit a reaktor definitivně odstavit - (**poprvé**). Dostali jej totiž do značně nestabilního stavu mimo oblast povoleného provozu. Rozhodli se však pokračovat za každou cenu. Značné "otravě" reaktoru se systém regulace výkonu bránil vytahováním regulačních tyčí z aktivní zóny, což snižovalo operativní zásobu reaktivity. Půl hodiny před havárií se výkon reaktoru stabilizoval na 200 MWt. I v takovém stavu však byl provoz reaktoru předpisy zakázán. Byť byl reaktor v nestabilním stavu, operátoři pokračovali dál v přípravě experimentu. Dostali se přitom do velkých problémů s udržením správných hodnot tlaku a obsahu páry v reaktoru. Za normálních okolností by již zasáhly odpovídající systémy automatické havarijní ochrany. Snížený vývin páry v reaktoru měl za následek pokles tlaku a hladiny vody v separátorech. Snížení těchto parametrů je signálem pro zapůsobení havarijní ochrany I. stupně, **operátor ji však zablokoval**, aby zabránil odstavení reaktoru. V té době pracoval reaktor pouze s jedním připojeným turbogenerátorem, jehož odstavení bylo požadováno experimentem.

V 01:22 (26. dubna) si operátoři nechali počítačem vypsát stav reaktoru. Viděli, že počet regulačních tyčí v aktivní zóně odpovídá necelé polovině povolené hodnoty. Po tomto zjištění měli okamžitě odstavit reaktor - (**podruhé**) - ještě to stále bylo možné. Opět se však rozhodli pokračovat.

V té době operátor připojil k šesti dosud pracujícím hlavním cirkulačním čerpadlům i obě záložní. Při tom šest pracujících čerpadel plně postačí pro chlazení aktivní zóny i při práci reaktoru na nominálním výkonu 3200 MWt. Připojení obou záložních hlavních cirkulačních čerpadel bylo motivováno snahou operátora zajistit dostatečné chlazení aktivní zóny i po skončení plánovaného experimentu, při kterém měla 4 hlavní cirkulační čerpadla

sloužit jako elektrická zátěž dobíhajícího turbogenerátoru. Zvýšený průtok chladiva aktivní zónou měl však za následek snížení obsahu páry v chladivu aktivní zóny a tím další pokles reaktivity, na který systém regulace výkonu reagoval dalším vytahováním regulačních tyčí. Operativní zásoba reaktivity reaktoru poklesla na hodnotu 6 až 8 tyčí, což bylo v naprostém rozporu s předpisy požadovanou zásobou 30 tyčí. Otrávený reaktor s teplotou chladiva jen o málo větší než je teplota sytosti je velmi nestabilní. I velmi malá změna teploty nebo tlaku chladiva vyvolává velké změny v obsahu páry a tím i velké změny výkonu. Vytažená absorpční tyč je málo účinná při regulaci reaktoru, protože zasahuje pouze do oblastí s nejnižším neutronovým tokem a relativně velká změna její polohy ovlivní výkon reaktoru jen málo.

Jednu minutu před začátkem experimentu operátor prudce snížil průtok napájecí vody, což mělo za následek zvýšení teploty vody na vstupu do reaktoru. Cílem snad bylo snížení budoucího přívodu vody do separátoru po chystaném otevření přepouštěcí stanice do kondenzátoru.

V 01:23 se operátoři dopustili poslední osudové chyby. Zablokovali havarijní signál, který by po uzavření přívodu páry na turbínu automaticky odstavil reaktor. Chtěli si totiž v rozporu s plánem zajistit opakování experimentu, kdyby se neprokázalo prodloužení doby dodávky elektrické energie od turbogenerátoru. Kromě toho byl stále vypnut i systém havarijního chlazení aktivní zóny s cílem vyhnout se jeho zásahu do průběhu experimentu.

Uzavřením rychlouzavíracího ventilu turbogenerátoru začal plánovaný experiment. Reaktor pracoval dál na výkonu 200 MWt. Snížení výkonu 4 hlavních cirkulačních čerpadel od dobíhajícího turbogenerátoru vedlo k podstatnému snížení průtoku chladicí vody reaktorem, čímž rostla její teplota i tlak. To mělo spolu s nestabilním stavem reaktoru za následek zvýšený vývin páry a tím i zvýšení reaktivity a výkonu reaktoru. Reaktor byl v **nestabilním stavu a díky kladnému dutinovému teplotnímu koeficientu reaktivita v něm měla rostoucí trend.**

Systém regulace výkonu zpočátku bránil vzrůstu výkonu zasouváním absorpčních tyčí. Po jejich úplném zasunutí pokračoval vzrůst výkonu naprosto nekontrolovatelně a dosáhl výkon cca 1600 MWt. Pokračující pokles průtoku chladiva a vzrůst množství páry vedl ke krizi varu, přehřátí paliva a destrukci pokrytí paliva. V tlakových kanálech rostl tlak do té míry, že nakonec překonal výtlak pracujících hlavních cirkulačních čerpadel a zcela zabránil chlazení aktivní zóny. Pokračující vzrůst tlaku vedl nakonec k destrukci tlakových kanálů i k narušení geometrie aktivní zóny.

V 01:23:40 se katastrofa již neodvratně blížila. Operátoři dali tlačítkem signál havarijní ochrany I. stupně k havarijnímu odstavení reaktoru zasunutím regulačních tyčí. Ty však byly téměř všechny úplně vytažené z aktivní zóny, a jejich účinek byl proto příliš pomalý na to, co se v reaktoru dělo. Havarijní tyče se začaly rychlostí cca 0,4 m/s zasouvat do aktivní zóny, ale *"po několika sekundách bylo slyšet údery"* a tyče se zastavily před dolní polohou. Přesto se v tomto okamžiku zřejmě zastavila řetězová reakce. Při uvedené rychlosti se za 10 sekund tyče zasunou o 4 m, takže v čase 01:23:50 musela tedy již být narušena geometrie uprostřed aktivní zóny.

Přibližně v 01:24, to znamená pouhou jednu minutu po zahájení experimentu, došlo postupně ke dvěma výbuchům. Náhlý vzrůst produkce tepla způsobil porušení palivových článků a reakcí vody s malými částicemi horkého paliva došlo k výbuchu páry. Reaktor byl přetlakován tak, že pára při první explozi zvedla a odsunula horní betonovou desku reaktoru o váze 1000 t. Ke druhé explozi došlo o dvě až tři sekundy později. Nebylo jednoznačně

objasněno, zda tato exploze byla způsobena reakcí vodíku vzniklého chemickými reakcemi mezi unikající párou a zirkoniem, které je obsaženo v trubkách tlakových kanálů, se vzduchem, nebo to byl důsledek druhé výkonové exkurze. Exploze rozmetaly část aktivní zóny, včetně paliva a hořícího grafitu, způsobily destrukci horní části budovy reaktoru a vedly ke vzniku požáru na střeše turbínové haly a v prostorách reaktorové haly.

V 02:20 byl požár na 4. bloku lokalizován, o 3 hodiny později uhašen za cenu životů hasičů, kteří tak zabránili rozšíření požáru na další bloky elektrárny.

2.1.3 Likvidace následků havárie

Prvním krokem likvidace následků havárie bylo hašení požárů v reaktorové hale a na střeše turbínové haly čtvrtého bloku. Hašení provádělo především 29 mužů speciálního požárního útvaru. V 05:00 hodin byl požár likvidován. Následkem požáru došlo ke zhroucení zavážecího stroje a části střechy reaktorové haly na obnaženou aktivní zónu.

Fotografie pořízené z vrtulníků 3 dny po havárii ukázaly, že téměř čtvrtina grafitových bloků hoří. Hoření grafitu probíhalo při teplotě kolem 5000 °C, takže palivo a jeho okolí se určitě roztavilo (teplota tavení UO_2 je cca 3100 °C). Hoření grafitu však pravděpodobně probíhalo pouze na povrchu aktivní zóny. Uvnitř aktivní zóny se vyvíjelo pouze zbytkové teplo rozpadem štěpných produktů a teplota paliva nepřesáhla podle původních sovětských odhadů 2000°C, takže nemohlo dojít k jeho tavení. Při této teplotě se však z paliva uvolňovaly vzácné plyny a těkavé štěpné produkty, především Xe, Kr, I, Te a Cs a dostávaly se do atmosféry.

Aby se zabránilo dalším únikům byl reaktor postupně zasypán 5000 t sloučenin bóru, dolomitu, písku, hlíny a olova shazováním z výšky kolem 200 m z rychle přelétajících vrtulníků. Reaktor byl tak překryt vrstvou sypkých materiálů, které uhasily požár grafitu a částečně absorbovaly unikající radioaktivní aerosoly. Podle tehdejších sovětských zpráv byl do 6. května únik aktivity prakticky zastaven. Od 7. května byla aktivní zóna chlazena tekutým dusíkem a 8. května klesla teplota v ní na cca 300 °C. Do 17. května (tj. do 20 dnů po havárii) poklesla teplota v aktivní zóně na 200 - 250 °C a stabilizovala se při přirozeném chlazení proudícím vzduchem.

Dva týdny po havárii bylo rozhodnuto zakonzervovat celý havarovaný blok včetně strojovny do betonové obálky s vestavěným chladícím systémem - tzv. "sarkofágu".

2.1.4 Příčiny vzniku havárie

O příčinách havárie se polemizovalo od samého jejího začátku a polemizuje se dodnes. S odstupem času, s využitím výsledků odborných analýz mnoha světových specialistů i díky detailnějším informacím ze strany ruských a ukrajinských oficiálních míst, je zřejmé, že havárie na 4. bloku byla souhrnem mnoha faktorů zasahujících do všech oborů a stupňů využívání jaderné energie, z nichž je třeba uvést zejména:

- ♦ zásadám bezpečného provozu ne zcela vyhovující projekt reaktoru RBMK, zejména v oblasti reaktorové fyziky - kladný dutinový teplotní koeficient reaktivity, zastaralý projekt těchto reaktorů, které vznikly úpravou z vojenských reaktorů na výrobu štěpných materiálů pro sovětský jaderný program, ve spojení s nízkou úrovní automatizační techniky zabráňující nebo omezující chyby personálu,

- selhání lidského faktoru na všech úrovních. Na úrovni operativního personálu selhání způsobené "provozní slepotou" navozující pocit absolutní profesionality a zbytečnosti jakýchkoliv bezpečnostních omezení ve formě předpisů operativních programů apod. Na úrovni vedení elektrárny a resortu šlo o ztrátu pocitu odpovědnosti za jadernou bezpečnost, jež byla vyvolaná direktivními často politicky motivovanými rozhodnutími vyšších složek řízení, včetně nesmyslného utajování všech faktů z oblasti jaderné energetiky a nedostatečným, politicky ovlivněným, výkonem státního dozoru.

V kontrastu s těmito nedostatky vystupují doslova hrdinské činy prostých lidí, zejména hasičů, vojáků a v pozdější době stavitelů sarkofágu, kteří nasazením vlastních životů přispěli ke snížení následků havárie.

2.2 Šíření radioaktivních látek z havarovaného reaktoru

První signály úniku radionuklidů zachytilo Švédsko 27.4.1986. Mírné opoždění zpráv z Finska bylo způsobeno stávkou personálu monitorovacích stanic, která byla však po oznámení podezření na havárii přerušena a personál se vrátil do práce. Po prošetření, že nejde o havárii na žádné ze švédských jaderných elektráren, se pozornost zaměřila na blízké sovětské elektrárny. Podle směru větru připadala v úvahu zejména jaderná elektrárna Ignalino v Litvě. Ke zjištění, že jde o černobylskou jadernou elektrárnu, napomohlo vyhodnocení amerických družicových snímků. Z těchto snímků byla později, podle oblasti spáleného lesa, odhadnuta dávka, která může takovýto efekt způsobit a tedy i velikost úniku. Švédští odborníci již 28. dubna 1986 na základě vlastních měření odhadli, o jak velkou nehodu se jedná.

Podle směru proudění vzduchu sovětské orgány pravděpodobně očekávaly, že se radioaktivní oblak dostane na východ a že tedy v severní a západní Evropě se černobylská havárie neprojeví. Ve dnech havárie byl v Černobyli vítr velmi slabý a jeho rychlost se stále měnila. Výbuch černobylského reaktoru však vynesl radioaktivní látky do výše asi 1500 m a v této výšce proudil vzduch z jiho-východu rychlostí 8 až 10 m/s. Vlivem výbuchu a vysokých teplot z následného požáru se do této výšky dostaly i radioaktivní látky, které byly unášeny přes západní část SSSR směrem na Finsko a Švédsko. Dne 30. dubna 1986 se změnil směr větru, vzduch proudil ze severo-východu. Do střední Evropy, a tedy i na území tehdejšího Československa se dostaly kontaminované vzdušné masy z více směrů, např. severní stopa nad Skandinávií se obrátila a se zpožděním se dostala i na naše území.

Celkové množství uniklých radioaktivních látek z černobylského reaktoru (zdrojový člen) bylo odhadováno odborníky mnoha zemí na základě měření kontaminace ovzduší, atmosférického spadu a s použitím modelů šíření v atmosféře. V tabulce 3 jsou odhady inventáře černobylského reaktoru č. 4 a procento uniklých radionuklidů z roku 1986, zatím nejnovější odhady jsou v tabulce 4.

První odhady úniků byly provedeny na základě měření spadu na území tehdejšího SSSR a celkový únik poněkud podhodnocovaly, protože nebyl vzat v úvahu spad z ostatních evropských zemí. Další odhady pak berou v úvahu veškeré uniklé množství radionuklidů a jsou tedy pro některé, zejména téžavé, radionuklidy poněkud vyšší. Rovněž analýzy složení spadu přímo na místě havarovaného reaktoru přispěly k upřesnění odhadů. Velká pozornost je věnována upřesnění zdrojového členu dodnes, protože umožní realističtější odhadnout dávky obyvatelstvu, zejména na územích poblíže Černobyli.

Pokud se týká chemicko-fyzikální formy uniklých radionuklidů, jednalo se o radioaktivní vzácné plyny, zejména izotopy xenonu a kryptonu, jichž uniklo z havarovaného reaktoru téměř 100%, dále to byly radioizotopy jódu v plynné fázi, ve formě aerosolů a ve formě organické. Poměry mezi jednotlivými formami jódu se lišily v závislosti na čase a místě, kde byly detekovány. Na našem území ve dnech 30.4. a 1.5. 1986, tedy v období, kdy byly objemové aktivity ^{131}I ve vzduchu nejvyšší, bylo 30% jódu ve formě aerosolu, asi 35% elementárního v plynné formě a asi 35% organicky vázaného. Celkově z paliva uniklo asi 50 až 60% jódu.

Další téžavé prvky a sloučeniny jako je cesium a telur byly vzduchem transportovány ve formě aerosolů velikosti 0.5 až 1 μm nebo společně s částicemi rozprášeného paliva na aerosolech o větších rozměrech. Únik těchto radionuklidů z paliva se odhaduje na 20 až 60%.

V menším zastoupení se dostaly do ovzduší s rozprášeným jaderným palivem, k němuž došlo při výbuchu reaktoru, štěpné produkty - radioizotopy málo téžavých prvků jako je cér, zirkonium, bariem a stroncium. S rozprášeným palivem se dostaly do ovzduší i aktinidy. Všechny tyto netěžavé radionuklidy se vyskytovaly ve formě větších aerosolů a jejich podíl byl nejvýznamnější v místech v bezprostředním okolí havarovaného reaktoru. V menším množství se ale dostaly i do velké vzdálenosti a byly identifikovány i na území ČR.

Částičky rozprášeného paliva, obsahující netěžavé štěpné produkty se vyskytovaly též ve formě tzv. horkých částic. Jejich množství bylo největší v místech poblíže Černobylu, nicméně byly nalezeny i ve Skandinávii a v jihovýchodní Evropě. Jiný druh horkých částic vznikl kondenzací téžavých radionuklidů, byly identifikovány částice obsahující takřka výhradně cesium či ruthenium. Některé částice obsahovaly nerozpustné křemičitany, pocházející pravděpodobně z betonu, byly nalezeny horké částice, které kromě štěpných produktů obsahovaly i produkty aktivací jako ^{60}Co , což znamená, že obsahovaly materiál reaktoru i vlastní stavby.

Radionuklidové složení částic i jejich fyzikální a chemická forma se lišily rovněž v závislosti na fázích havárie - nejdříve došlo k výbuchu. Při něm se do ovzduší dostaly radioaktivní vzácné plyny a částečně i rozprášený obsah destruovaných palivových článků, pak reaktor hořel a při vysokých teplotách unikaly téžavé radionuklidy, při hašení byl reaktor zasypáván borem, olovem a dolomitem, což se mohlo též projevit na složení úniků. Vlivem měnících se meteorologických podmínek se tak do různých částí Evropy dostávaly kontaminované vzdušné masy, vzniklé v různých fázích havárie a tedy s různým složením. Velikost depozice pak ovlivňovaly nejvíce dešťové srážky, které se na daném území v době přechodu vzdušných kontaminovaných mas vyskytly.

Nerovnoměrné rozložení spadu bylo nejvýraznější na vysoce kontaminovaných územích Ukrajiny, Běloruska a Ruské federace. Na obr. 2a a 2b jsou vyznačena pouze území s absolutně nejvyšší kontaminací ^{137}Cs . Území bylo podle velikosti kontaminace rozděleno do čtyř skupin, které se lišily režimem a opatřeními na ochranu obyvatelstva. Pro ilustraci lze uvést:

- ♦ Na územích s plošnou aktivitou ^{137}Cs menší než 37 kBq/m^2 (ve starších, v zemích bývalého Sovětského svazu však dosud hojně používaných, jednotkách 1 Ci/km^2) nejsou uplatňována žádná opatření.
- ♦ Na územích s plošnou aktivitou ^{137}Cs v rozmezí 37 až 555 kBq/m^2 (1 až 15 Ci/km^2) je zavedeno pravidelné monitorování obsahu radionuklidů v potravinovém řetězci.

- ♦ Oblasti s kontaminací v rozmezí 555 až 1480 kBq/m² (15 až 40 Ci/km²) jsou částečně nebo zcela zásobovány nekontaminovanými potravinami.
- ♦ Obyvatelstvo z oblastí s kontaminací převyšující 1480 kBq/m² (40 Ci/km²) bylo přesídleno.

Na obr. 2a jsou znázorněna kontaminovaná území s plošnou aktivitou nad 555 kBq/m². Kontaminace centrální oblasti (C) vznikla v počátečním stadiu úniku západním a severozápadním směrem. Kontaminace oblasti B (Bělorusko-Brjanská) vznikla při dešti 28. až 29. dubna 1986, stejný mrak je zdrojem povrchové kontaminace v oblasti K (Kaluga-Tula-Orel). Depozice radionuklidů na povrchu je nejdůležitějším zdrojem kontaminace potravin a je významná z hlediska zevního ozáření obyvatel. Nelze z ní ale jednoznačně odvozovat dávky obyvatelstvu, protože např. inhalační složka vnitřní kontaminace mohla být významná právě v oblastech, kde nepršelo. Měřitelná povrchová kontaminace se projevila na území celé Evropy. Postup šíření kontaminace z havarovaného reaktoru je znázorněn na obr. 3. První přehled depozice byl vypracován Vědeckým výborem OSN pro účinky atomového záření (UNSCEAR, 1988). Zpřesněné údaje byly připraveny Evropskými společenstvími, výsledky jsou shrnuty v tabulce 5, mapa je na obr. 4. Z hlediska ochrany obyvatelstva je však důležitá kontaminace pouze na území Běloruska, Ukrajiny a Ruska. Na ostatních územích je příspěvek externího ozáření k ozáření od přírodních radionuklidů v podloží velmi malý a obsah radionuklidů v potravinách je též velmi nízký.

2.3 Zdravotní důsledky u obyvatelstva Ukrajiny, Běloruska a Ruské federace

Zdravotní následky byly a jsou stále hlavním hlediskem uvažovaným při likvidaci či omezování následků katastrofy černobylského reaktoru na postižených územích. Při jejich posuzování je nutno uvažovat pět skupin osob, které obdržely nebo jsou stále ještě vystaveny nezanedbatelným dávkám záření:

- ♦ několik stovek osob vystavených vysokým dávkám v průběhu havárie
- ♦ několik set tisíc osob podílejících se na likvidaci nehody a jejich následků (tzv. likvidátoři)
- ♦ zhruba sto tisíc osob evakuovaných po 36 hodinách od havárie z města Pripjat' a třicetkilometrové zóny
- ♦ populace (zvláště děti) vystavená vysokým úrovním radioaktivního jódu v únikové fázi havárie
- ♦ populace stále žijící v oblastech s vysokou kontaminací (zejména ¹³⁷Cs)

Deterministické účinky ozáření se objevily pouze u osob první skupiny, která sestávala z personálu elektrárny a požárního oddílu. Ve skupině 499 osob, která v průběhu havárie obdržela vysoké dávky překračující práh pro vznik deterministických účinků, byla akutní nemoc z ozáření původně diagnostikována u 237 osob a potvrzena u 134 osob, z nichž 28 zemřelo v důsledku ozáření v prvních dnech a týdnech po havárii. Ze skupiny osob, které přežily akutní nemoc z ozáření, zemřelo během 10 let dalších 14 osob. Zatím není zcela prokázána (ale ani vyloučena) souvislost těchto úmrtí s prodělanou akutní nemocí z ozáření. V průběhu diagnózy a léčení osob z této skupiny byla získána řada nových poznatků v oblasti biologie kmenových buněk a v oblasti radiační sensitivity organismu. Došlo k výrazným změnám v přístupech k léčení poškození kostní dřeně. Při ozáření vedoucímu k akutní

nemoci z ozáření je do budoucna nepravděpodobné použití transplantace kostní dřeně jako primární metody léčby.

Samostatný problém představují studie zdravotních následků u osob, které v letech 1986 až 1990 pracovaly v areálu elektrárny a v jejím okolí na dekontaminaci, výstavbě ochranné obálky nad havarovaným reaktorem a další obnově zařízení. Velká část z celkového počtu zhruba 800 000 registrovaných likvidátorů je nyní rozptýlena v řadě bývalých svazových republik. Jsou mezi nimi nepochybně jednotlivci s vysokou osobní expozicí, jejich dozimetrická data však jsou dosud nejistá, což není dobrým východiskem pro hodnotné epidemiologické studie. Zatím není dostatek podkladů k souhrnnému zhodnocení zdravotních následků u této skupiny osob. Obecně se však v této skupině vyskytuje vyšší nemocnost a úmrtnost než u běžné populace a byl pozorován zvýšený výskyt násilných úmrtí např. v důsledku sebevražd, což lze považovat za důsledek havárie, nikoliv však radičního poškození. Do budoucna se může projevit zvýšení incidence leukémie u likvidátorů, kteří obdrželi dávky na úrovni 0,25 Gy, prokázání tohoto zvýšení však vyžaduje další studie.

Srovnatelně obtížné jako u likvidátorů je sledování zdravotního stavu osob, které byly evakuovány ze třicetikilometrové zóny. Zatím nebyl prokázán vyšší výskyt leukémií ani zhoubného bujení jiných orgánů mimo štítnou žlázu. Současný stav poznatků neznámá, že se v průběhu mnohaletého období zvýšený výskyt jiných nádorů neprojeví. Doba latence mezi ozářením a rozvojem nádoru činí totiž v jiných studovaných skupinách i 20 až 40 let. Nebyly nalezeny poruchy krvetvorby ani funkční poruchy štítné žlázy. Určité odchylky mentálního vývoje a emočních reakcí u některých z cca 1500 dětí ozářených *in utero* (v útrobach ženy během těhotenství) nemohly být pro absenci dozimetrických dat uvedeny do korelace s dávkou, není u nich vyjasněn podíl sociálních a ekonomických faktorů a ukazuje se vztah k psychické konstituci jejich matek. Zatím nejsou žádné signály o genetických následcích, i zde je třeba vyčkat výsledku pokračujících studií.

Zdravotní následky ozáření se dosud projeví především zvýšeným výskytem rakoviny štítné žlázy u dětí a v posledních letech i u dospívající mládeže. Tento vzestup je pozorován v Bělorusku a na Ukrajině od roku 1990 a od roku 1992 i v postižených částech Ruské federace. Patologie nádorů vedla k závěru, že zvýšení incidence není důsledkem intenzivnějšího screeningu, ale je opravdu vyvoláno ozářením v důsledku černobylské havárie. Do konce roku 1995 bylo zaznamenáno téměř 900 případů, což v nejzávažněji postižených lokalitách v okolí Gomelu představuje až stonásobné zvýšení nad dřívější úroveň. Velký počet případů se může objevit i v budoucnosti. Tři z postižených dětí zemřely, tento počet však bohužel do budoucna dále vzroste. Obr. 5 shrnuje výskyt a incidenci rakoviny štítné žlázy u dětí v Bělorusku, části Ruské federace a na Ukrajině.

Vzhledem k vážnosti a aktuálnosti je problému rakoviny štítné žlázy v postižených oblastech věnována značná mezinárodní pozornost. Podpora projektů zaměřených na diagnostiku a léčení byla poskytnuta Evropským společenstvím prostřednictvím Úřadu pro humanitární otázky (ECHO), který poskytl jednak vybavení, jednak léky potřebné pro dlouhodobé ošetření. V rámci programu TACIS (Technical Assistance for the Commonwealth of Independent States) bylo provedeno vyškolení specialistů z postižených zemí a byly vybaveny závody na výrobu a distribuci L-thyroxinu, který je nutno celoživotně podávat osobám s nedostatečnou funkcí štítné žlázy a osobám, kterým byla štítná žláza v důsledku zhoubného bujení operativně odstraněna. K otázce rakovin štítné žlázy je organizován rozsáhlý mezinárodní program pod názvem International Thyroid Project.

V řadě studií byly sledovány další ukazatele zdravotního stavu s důrazem na systémy vnímavé na ozáření. Mnohé z těchto úkolů byly sponsorovány Světovou zdravotnickou organizací v rámci projektu IPHECA.

Možné zdravotní účinky pokračujícího ozáření v kontaminovaných oblastech jsou stále předmětem zájmu, zároveň však i hlavním předmětem rozporů. Je pochopitelné, že obyvatelstvo, které nebylo řadu let pravdivě informováno, nyní odmítá věřit oficiálním prohlášením a výskyt všech nemocí připisuje následkům ozáření.

V mnoha případech však nejde o následek ozáření, ale spíše o důsledek stresu a psychického traumatu. Kořeny tohoto strádání lze spatřovat v nedostatku informací jak bezprostředně po havárii, tak i v průběhu dalšího období, ve ztrátě důvěry v postup odpovědných orgánů, v přetrhání sociálních vazeb v rodinách a komunitách, v obavách o možné pozdní zdravotní následky v budoucnu. K jejich nejistotě mohou přispívat i občasné senzacechtivé zprávy o následcích ozáření u hospodářských zvířat, přičemž seriózní potvrzení těchto nálezů chybí.

3. Následky černobylské havárie na území České republiky

V Československu byl v době černobylské havárie státní dozor nad radiační ochranou v kompetenci ministerstev zdravotnictví České republiky a Slovenské republiky a byl realizován činností obou hlavních hygieniků a krajských hygieniků. Příslušní odborníci působili jednak v Centru hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie (IHE) v Praze, na Slovensku ve Výskumném ústavu preventívneho lekárstva v Bratislavě, dále pak v odborech hygieny záření Krajských hygienických stanic a ve specializovaném Ústavu hygieny práce v uranovém průmyslu (od 1.7.1995 přešly kompetence dozoru v ochraně před zářením zákonem č. 85/1995 Sb. na Státní úřad pro jadernou bezpečnost. Jeho odbornou bází je nyní Státní ústav radiační ochrany - SÚRO). Odborníci hygieny záření byli dobře seznámeni s problematikou radiačních nehod a s mezinárodními dokumenty k těmto otázkám, k nimž patřily zejména publikace Mezinárodní agentury pro atomovou energii z roku 1981 a 1985, Světové zdravotnické organizace z roku 1984 a Mezinárodní komise pro radiologickou ochranu - ICRP - z roku 1984. Jedním z výsledků úsilí odborníků radiační ochrany a jaderné bezpečnosti bylo u příležitosti spuštění jaderné elektrárny V1 v Jaslovských Bohunicích na Slovensku vydání Pomůcky pro civilní ochranu " Ochrana obyvatelstva a opatření v národním hospodářství při radiační havárii JEZ" (CO-51-6), která byla schválena v září 1980 a která již pokrývala oblast těžkých nadprojektových havárií. Brzy nato byla ustavena Komise vlády ČSSR pro koordinaci opatření při radiační havárii JEZ, jejíž statut byl schválen vládou ČSSR 10.12.1981. Vládní havarijní komise schválila dne 13.2.1986 Směrnici o zásadách monitorování při radiační havárii JEZ. Uvedená směrnice nepočítala s dopadem velké havárie jaderného zařízení na naše území. Při černobylské havárii proto nebyla zcela dokonalým vodítkem, nicméně připravený systém mohl být v případě potřeby okamžitě uveden v činnost.

3.1 Monitorování radiační situace na území Československa

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

Jako nejvýznamější kontaminanty byly identifikovány ^{131}I , ^{137}Cs a ^{134}Cs . Jód 131 se značně podílel na dávkách v prvním období, ale později jeho význam klesal vzhledem k jeho krátkému poločasu (8 dnů). Kontaminace cesiem 134 byla v roce 1986 všude zhruba poloviční než cesiem 137, později podíl ^{134}Cs klesal. Celkem bylo v průběhu monitorování na našem území identifikováno 27 radionuklidů. Ovšem podíl ostatních radionuklidů nebyl tak významný. Od července 1986 bylo již více než 90% dávek tvořeno cesiem 134 a 137.

Na základě měření aktivity radionuklidů v ovzduší a ve spadu a měření dávkových příkonů byly nejdříve provedeny značně konzervativní odhady dávek obyvatelstvu a predikce jejich časového vývoje. Odhadované dávky ležely hluboko pod hodnotami, pro něž byla doporučována protiopatření (doporučení ICRP č. 40, příručka CO-51-6).

Fotonový dávkový ekvivalent zevního záření byl ve venkovním prostředí měřen celkem na 9 místech, z toho 6 na území ČR (mapa na obr. 6). Časový průběh příkonu fotonového dávkového ekvivalentu, měřeného na 6 místech je na obr. 7 a 8, časový průběh

příkonu průměrného fotonového dávkového ekvivalentu a kumulovaný fotonový dávkový ekvivalent po odečtení přírodního pozadí je na obr. 9. Příkony fotonového dávkového ekvivalentu z obvyklých průměrných hodnot okolo 0,1 $\mu\text{Sv/h}$ (mikrosievert, milióntina Sievertu) stouply počátkem května 1986 až na 0,3 $\mu\text{Sv/h}$ s místními hodnotami od 0,1 $\mu\text{Sv/h}$ do 0,6 $\mu\text{Sv/h}$. V některých místech severní Moravy, kde okolo 1. května 1986 silně přišlo a kontaminace půdy byla proto vyšší a příkon fotonového dávkového ekvivalentu místy dosahoval až 1,2 $\mu\text{Sv/h}$. Hodnoty potom postupně klesaly na zhruba 0,2 $\mu\text{Sv/h}$ koncem května 1986. Od konce června 1986 není obvyklou měřicí technikou pozorovatelné zvýšení oproti stavu před havárií a černobylský příspěvek k zevnímu ozáření musí být stanovován přepočty na základě měření kontaminace půdy.

Koncentrace radionuklidů v ovzduší byla měřena na základě odběru aerosolů velkoobjemovými zařízeními a následným měřením polovodičovou spektrometrií gama. Tyto odběry byly prováděny celkem na 10 místech. Složení směsi radionuklidů v závislosti na čase a na místě odběru potvrdilo výpočet trajektorií Slovenským hydrometeorologickým ústavem znázorněný na obr. 10, v němž jsou šipkami vyznačeny jednotlivé průchody vzdušných kontaminovaných mas přes území Československa. Byly zaznamenány celkem tři průchody. První v noci ze 29. na 30. dubna 1986, druhý 3. a 4. května 1986 a třetí 7. května 1986. Na obr. 10 je označena pro příslušný "mrak" doba úniku z reaktoru. První a třetí průchod byly zaznamenány všemi stanicemi, druhý jen na Slovensku.

Časový průběh objemových aktivit nejvýznamnějších radionuklidů, měřený do 10.5.1986, je na obr. 11. Na základě údajů tehdejších sovětských expertů uvedených na konferenci INSAG ve Vídni v roce 1986 se frakce ^{103}Ru poslední dny požáru poškozeného reaktoru zvýšila, toto zvýšení bylo pozorováno i v Československu. Poměr aktivit $^{103}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$ byl použit k identifikaci jednotlivých průchodů vzdušných kontaminovaných mas.

Časový průběh objemové aktivity ^{137}Cs do konce roku 1995 a ^{134}Cs , do doby, než jeho aktivita poklesla pod mez detekovatelnosti, je na obr. 12, časový průběh aktivity ^{137}Cs a ^{134}Cs ve spadech pak na obr. 13.

V odebraném vzdušném aerosolu byla stanovena též objemová aktivita ^{90}Sr a ^{89}Sr . Objemové aktivity ^{137}Cs ve stejné období byly 10 až 50 krát vyšší. Tento rys na našem území výrazně odlišuje spad z černobylské havárie od spadu ze zkoušek jaderných zbraní v atmosféře, kde byl poměr aktivit $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ zhruba konstantní s hodnotou 1.6.

V dalších speciálních analýzách bylo ve vzduchu stanoveno i malé množství transuranů $^{239+240}\text{Pu}$ a ^{242}Cm a zvýšení aktivity tritia. Dne 30. dubna 1986 byl naměřen rovněž ^{133}Xe .

Kontaminace vzduchu byla nejvyšší 30. dubna 1986. Z obvyklých milióntin Bq/m^3 ($\mu\text{Bq/m}^3$) stouply hodnoty objemových aktivit umělých radionuklidů na desítky a místy i stovky Bq/m^3 . Řádový pokles nastal po několika dnech suchým a mokřým spadem a od 10.5.1986 po zastavení dalších přísunů a po odvání kontaminovaného vzduchu jinam nebo po jeho očištění spadem a zejména po vymytí deště hodnoty poklesly pod 1 Bq/m^3 a nadále klesaly.

Ke speciálním stanovením patřilo i měření velikostního rozdělení aerosolových částic. Vzorkování bylo prováděno v době od 3.5 do 20.6.1986 pětistupňovým kaskádním impaktorem, napojeným na velkoobjemové zařízení pro odběr aerosolů. Tímto způsobem se částice rozdělují podle velikosti, a to tak, že větší částice se zachytávají na horních stupních impaktoru a menší procházejí postupně na stupně další. Sběrná media z jednotlivých stupňů se měří odděleně polovodičovou spektrometrií gama a tak lze získat velikostní distribuci pro

jednotlivé radionuklidy. Z výsledků, hodnocených pomocí logaritnicko-normálního rozdělení velikostní distribuce vyplývaly výrazné rozdíly pro aerodynamické mediány aktivit (AMAD) radionuklidů pro dvě skupiny. V první skupině se vyskytovaly těkavé radionuklidy ^{131}I , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{103}Ru , ^{106}Ru s menším AMAD než ve skupině netěkavých radionuklidů ^{140}La , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{93}Zr , ^{96}Nb . Velikostní rozdělení těkavých radionuklidů bylo bimodální, což spolu s rozdělením na skupiny naznačovalo rozdílný původ částic. Netěkavé radionuklidy a část těkavých radionuklidů na aerosolech s vyšším AMAD pocházejí pravděpodobně z rozprášeného paliva, zatímco část těkavých radionuklidů s menším AMAD z kondensace. Tuto hypotézu potvrzují poznatky o průběhu havárie, které byly publikovány později.

3.2 Sledování obsahu radionuklidů v potravinách

Kromě stálého sledování obsahu radionuklidů v ovzduší a měření příkonu dávkového ekvivalentu bylo již od 1. května zavedeno měření obsahu radionuklidů v mléce, později pak bylo zahájeno měření pitné vody, dalších potravin a kvůli prognóze časového vývoje kontaminace mléka a masa též měření obsahu radionuklidů v krmivu.

Sledování obsahu radionuklidů v mléce a mléčných produktech bylo v počátečním období po přechodu vzdušných kontaminovaných mas přes území státu velmi rozsáhlé, protože tyto produkty byly nejvýznamnějším zdrojem příjmu ^{131}I , ^{137}Cs a ^{134}Cs potravinovým řetězcem. Tato expoziční cesta pravděpodobně mohla být významnější než inhalační příjem. Přitom tato cesta příjmu je celkem snadno regulovatelná. Hlavní pozornost byla zaměřena na 25 vybraných mlékáren, více méně geograficky rovnoměrně rozložených po území Československa. Produkce těchto mlékáren pokrývala 30% veškeré přímé spotřeby mléka. Mimo to bylo v květnu, červnu a prosinci 1986 provedeno několik celostátních průzkumů, které zahrnovaly všechny mlékárenské závody ve státě. Účelem bylo najít dosud nezachycená místa s vyšší kontaminací, na něž by se případně měla aplikovat regulační opatření, zjistit reprezentativnost zvolených mlékáren a zjistit, zda existuje vztah mezi výší kontaminace mléka a spadem v dané svozové oblasti. Výsledky těchto průzkumů jsou v tabulce 6 a na obr. 14. Obsah ^{137}Cs ve vzorcích mléka z vybraných 25 mlékáren je sledován až do současné doby. Průnik jódu 131 do mléka vrcholil dne 5.května 1986 na úrovni okolo 400 Bq/l. Kontaminace mléka cesiem 137 vrcholila okolo 10.května 1986 na úrovni přibližně 50 Bq/l. Do konce srpna 1986 poklesla zhruba na 10 Bq/l, na této úrovni delší dobu setrvala a dále poklesla až v létě 1987, od té doby je menší než 1 Bq/l.

Z dalších potravin jsou do současné doby sledovány ty, které jsou z hlediska spotřeby obyvatelstvem nejvýznamnější, tj. kromě mléka maso, obilniny, zelenina, ovoce. Intervaly odběru vzorků a jejich měření byly v květnu a červnu 1986 velmi krátké, postupně se prodlužovaly, v současné době se sleduje obsah ^{137}Cs v maso a mléce v měsíčních intervalech. Časový průběh hmotnostních aktivit ^{137}Cs v hovězím a vepřovém maso a objemových aktivit v mléce od roku 1986 až do současné doby je na obr. 15. Hmotnostní aktivity v obilninách byly vždy velmi nízké, z hlediska objemu jejich spotřeby však první roky po havárii jejich význam z hlediska celkového ročního příjmu ^{137}Cs byl srovnatelný s příjmem z mléčných výrobků a z masa. Kromě základních potravin se sledovala kontaminace radionuklidy i u některých potravin, jejichž průměrná roční konzumace je velmi nízká. Jednalo se zejména o potraviny pocházející z přírodních ekosystémů, které obsahují vyšší koncentrace radionuklidů. Podrobně je tento problém rozebrán v samostatné kapitole.

3.3 Dětská mléčná výživa

V období černobylské havárie byla výroba dětské mléčné výživy (DMV) zajišťována podnikem Průmysl mléčné výživy Hradec Králové v závodech Opočno a Zábřeh na Moravě. Oblast, ze které se sváželo mléko do těchto závodů, zahrnovala převážně okresy více zasažené radioaktivním spadem (Náchod, Ústí nad Orlicí, Šumperk - viz mapa na obr. 16.). To se projevilo již v prvních dnech května zvýšeným obsahem radionuklidů ^{131}I , ^{134}Cs a ^{137}Cs v DMV. Kontrola obsahu radioaktivních látek v DMV, ve zpracovávaném mléce a v krmivech byla zajišťována od 30. dubna 1986 v laboratořích oddělení hygieny záření KHS v Hradci Králové (v současné době laboratoře SÚRO při RC SÚJB). Na odběru vzorků se podílela veterinární služba a jednotlivé výrobní závody. V případě DMV byly kontrolovány směsné vzorky z každého dne výroby vždy dvakrát - jednak ihned po ukončení výroby, jednak po zabalení ještě před expedicí výrobků. Distribuce DMV vyrobené po 29.4.1986 v závodech PMV Opočno a Zábřeh byla pozastavena a podmíněna souhlasem hlavního hygienika. Teprve po vyčerpání zásob byla tato výroba uvolněna zčásti pro expedici; vycházelo se z výsledků měření a uvolňovány jako DMV byly výrobní šarže s nejnižším obsahem radionuklidů. Již tímto prvním opatřením byl prakticky eliminován z DMV krátkodobý ^{131}I . Obsah radioizotopů cesia byl omezen na nejnižší reálně dosažitelnou úroveň, jež byla nižší než doporučené mezinárodní hodnoty. Např. státy EC požadují certifikát, že dovážené potraviny neobsahují v součtu více než 370 Bq/l cesia 134 a 137 u mléka a mléčných výrobků (v nativním, nikoli sušeném stavu, protože sušené mléko se před upotřebením ředí vodou v poměru zhruba 1:10 a aktivita přijatá člověkem při jeho spotřebě je tedy zhruba desetkrát menší než aktivita stanovená ve vzorku sušeného mléka).

Dalším opatřením bylo zavedení výroby DMV v závodě PMV Nový Bydžov, který zpracovával mléko převážně z okresů Hradec Králové (západní část) a Jičín. Jak ukázala již předběžná měření kontaminace terénu provedená v první polovině května (a potvrdila pozdější podrobná měření), byla tato oblast postižena radioaktivním spadem jenom velmi málo v porovnání se svozovými oblastmi pro Opočno a Zábřeh. Výroba DMV v Novém Bydžově byla zahájena 8. června, zajistila pokrytí výpadků výroby (neuvolněné hlavním hygienikem do distribuce) z ostatních závodů PMV a umožnila realizovat v těchto závodech účinnější opatření na snížení obsahu radionuklidů v DMV. Koncem května byla připravena a v průběhu první poloviny června provedena v součinnosti s veterinární službou kontrola obsahu radioizotopů cesia v mléce používaném pro výrobu DMV. Prověřeno bylo cca 350 mléčných farem, především těch, které zásobovaly výrobní v Opočně a v Zábřehu. V druhé polovině června byly na základě výsledků těchto měření redukovány oblasti svozu mléka pro výrobu DMV a vyřazeny byly mléčné farmy se zvýšeným obsahem radionuklidů v mléce (především severní část okresů Šumperk a Ústí nad Orlicí, okres Náchod). Toto opatření se projevilo prakticky okamžitě výrazným snížením obsahu radioizotopů cesia v DMV (3 až 6krát v porovnání s výrobou z května - tabulky 7 a 8), později omezením nárůstu aktivity v zimním období 1986-1987 (v souvislosti s přechodem na sušené krmivo z první seče).

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

3.4 Odhad povrchové kontaminace území České republiky v důsledku černobylské havárie

Pro ocenění spadu a kontaminace půdy byl proveden celostátní jednorázový odběr vzorků ve dnech 16. až 18.6.1986. Při tomto průzkumu bylo odebráno přibližně 1300 vzorků holé půdy vybraných tak, aby vzorky co nejlépe reprezentovaly distribuci radioaktivního spadu na území ČSSR. Na území dnešní ČR bylo odebráno asi 900 vzorků půdy. Podle jednotné metodiky byly vzorky odebírány na nezastíněných místech keři, stromy nebo budovami, bez travního porostu (např. zemědělská půda, neobdělána od 26.4.1986), se sklonem menším než 3° a s půdou málo propustnou pro vodu. Vzorky byly odebírány z definované plochy a do hloubky 3 cm. Jednotná metodika odběru a zpracování vzorků zaručovala vyloučení chyb případným nedodržením hloubky odběru a minimalizaci příspěvku ze spadu, pocházejícího z dřívějších zkoušek jaderných zbraní v atmosféře.

Na základě výsledků měření byly pro celé Československo vypočteny aritmetické průměry plošných aktivit jednotlivých radionuklidů k datu 16.6.1986, které jsou uvedeny v tabulce 9 a na obr. 16.

Aritmetický průměr depozice ^{137}Cs v České republice, vypočtený z logaritnicko-normálního rozdělení naměřených hodnot, měl k 16.6.1986 hodnotu 6.5 kBq/m^2 a maximální nalezená hodnota byla 95 kBq/m^2 , naproti tomu pro některé vzorky byla nalezena plošná aktivita ^{137}Cs jen 0.2 kBq/m^2 až 0.5 kBq/m^2 a plošná aktivita ^{134}Cs pod detekčním limitem tj. méně než 20 Bq/m^2 , takže v těchto případech byl pravděpodobně příspěvek počernobylského spadu ve srovnání se spadem ze zkoušek jaderných zbraní zanedbatelný.

Některé vzorky půdy byly znovu měřeny v letech 1987 a 1988, aby bylo možné stanovit citlivějším měřením radionuklidy s menšími aktivitami.

Zpřesněným odhadem byla průměrná hodnota depozice ^{137}Cs z černobylského spadu stanovena na 7.6 kBq/m^2 .

3.5 Vnitřní kontaminace obyvatelstva stanovená celotělovým měřením

Měření vnitřní kontaminace byla prováděna na celotělovém počítači CHZ IHE (SÚRO), který je vybaven polovodičovým detektorem ze superčistého germania. Detekční systém je umístěn ve stínící ocelové kobce (viz obr. 17). Použití polovodičového detektoru k celotělovému měření bylo v roce 1986 ještě značně neobvyklé, k tomuto účelu jej používalo v té době jen několik laboratoří na světě (např. ve Finsku STUK, v USA Lawrence Livermore National Laboratory). Výhodou spektrometrického systému s detektorem ze superčistého germania je jeho velmi dobrá rozlišovací schopnost, která je asi padesátkrát lepší než u tradičně používaných systémů se scintilačními NaI(Tl) detektory. Důvodem k zavedení polovodičové spektrometrie pro celotělové měření byla zejména možnost rozlišení složité směsi korozních, případně i štěpných produktů, jimiž bývají kontaminováni pracovníci, provádějící údržbu a opravy jaderných reaktorů.

Vzhledem k uvedené dobré rozlišovací schopnosti polovodičových detektorů bylo možno na celotělovém počítači identifikovat více než 10 radionuklidů, kterými byli kontaminovány osoby z oblastí poblíže Černobylu. U naší populace byly v prvním období, tj. začátkem května 1986, detekovatelné ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{132}I + ^{132}Te a ^{103}Ru .

Měření na celotělovém počítači CHZ IHE započalo 4.5.1986. Osoby, které byly na celotělovém počítači měřeny, lze rozdělit do několika skupin. U některých dostatečně homogenních skupin pak mohly být vyhodnocovány úvazky efektivního dávkového ekvivalentu společně.

První skupina (v některých publikacích označena I) sestávala asi ze 40 dobrovolníků, žijících v Praze a jejím okolí, kteří jsou opakovaně měřeni od května 1986 až do nynější doby. V počáteční době byly intervaly mezi měřeními asi 2 týdny, pak do konce roku 1988 se osoby měřily jedenkrát za měsíc. Od té doby se intervaly mezi měřeními prodlužují a od roku 1992 se osoby měří jedenkrát ročně. Tato měření jsou základem pro vyhodnocování úvazku efektivního dávkového ekvivalentu z vnitřního ozáření ^{137}Cs a ^{134}Cs (obr. 18). Osoby v této skupině se ovšem poněkud mění, stále se však udržuje složení skupiny co do počtu mužů a žen i věkové složení.

Další skupina (označena II) byla tvořena československými občany, kteří v době havárie pobývali na území státu a kteří byli pozváni k měření, aby mohly být zachyceny případné rozdíly ve vnitřní kontaminaci v závislosti na úrovni spadu v jednotlivých oblastech a v závislosti na potravních zvyklostech. Do této skupiny byli zahrnuti i pracovníci se zdroji záření, přicházející na celotělové měření z různých míst na území státu, podmínkou ovšem bylo, že je u nich vyloučena profesionální kontaminace ^{137}Cs (což bylo možno snadno zjistit na základě poměrů aktivit ^{137}Cs a ^{134}Cs).

Významné rozdíly ve vnitřní kontaminaci v závislosti na místě pobytu u občanů našeho státu nebyly nalezeny, proto pro odhad efektivního dávkového ekvivalentu z vnitřní kontaminace krátkodobými radionuklidy ^{131}I , ^{132}Te + ^{132}I a ^{103}Ru (viz obr. 19 a 20) byly použity výsledky měření skupiny I i II.

V pozdějším období pak byly obdobné studie opakovány. Jelikož po asi 6 týdnech od černobylské havárie byly významnými kontaminanty již jen ^{137}Cs a ^{134}Cs , průzkum vnitřní kontaminace obyvatel se rozšířil o měření těchto radionuklidů, vyloučených močí. Tímto způsobem se podařilo zahrnout do studie větší počet osob včetně osob s rozdílnými stravovacími návyky a s rozdílnými zdroji potravin. Šlo zejména o to získat informace o vnitřní kontaminaci osob, zásobujících se z vlastní produkce. Průzkum vnitřní kontaminace ^{137}Cs a ^{134}Cs prováděný měřením močí se od roku 1987 koná vždy jednou za rok a sledovány jsou vzorky moče vždy asi od 300 osob z celého území státu. Na obr. 18 je uveden časový průběh vnitřní kontaminace ^{137}Cs , zjištěný měřeními skupiny I na celotělovém počítači a vypočtený z měření ^{137}Cs v moči v rámci celostátního průzkumu. Z tohoto obrázku je zřejmé, že rozdíly mezi oběma skupinami nejsou významné. Tato měření slouží jako základ pro odhad úvazku efektivního dávkového ekvivalentu z vnitřní kontaminace ^{137}Cs .

Unikátní výsledky se podařilo získat celotělovým měřením skupiny osob (označena III), které v době, kdy přes území Československa přecházely kontaminované vzdušné masy, tj. do 12. května 1986 pobývaly ve vzdálených zemích, v nichž se vliv černobylské havárie neprojevil, nebo byl zanedbatelný. Byly to osoby ze Severní i Jižní Ameriky, z Dálného Východu a Afriky. U těchto osob pak bylo možné v podstatě celou vnitřní kontaminaci přisoudit příjmu ingescí kontaminované potravy. Inhalační složka byla u nich zanedbatelná.

Asi 100 osob, které se v období černobylské havárie zdržovalo v evropské části SSSR, bylo měřeno na jejich vlastní žádost. Ukázalo se však, že někteří z nich pobývali ve velké vzdálenosti od Černobyli anebo se vrátili domů dříve, než území jejich pobytu kontaminované vzdušné masy z Černobyli zasáhly, takže výsledky jejich celotělového měření mohly být zařazeny dohromady do skupiny III. Osoby, jejichž vnitřní kontaminace

byla na úrovni vnitřní kontaminace obyvatelstva Československa, byly pouze zpraveny o tomto výsledku a výsledky jejich měření nebyly zahrnovány do souborných hodnocení. Pro jedince, jejichž vnitřní kontaminace byla významně vyšší než u čs. místního obyvatelstva, byly vypočteny úvazky efektivního dávkového ekvivalentu individuálně. Nejvyšší zjištěné hodnoty jsou uvedeny v tabulce 10.

Celotělového měření bylo originálně využito i k odhadu aktivity radionuklidů ve vzdušném aerosolu. Jak plyne z obr. 10, aktivita aerosolů byla měřena jen na deseti místech na území státu. Pro odhad příjmu inhalací bylo proto využito výsledků měření skupiny I a II a z těchto odhadů pak byla zpětně vypočtena aktivita vzdušného aerosolu. Přitom bylo využito faktoru, zohledňujícího dobu pobytu průměrného obyvatele v obydlí. Tento postup je podrobně popsán v IAEA-TECDOC-795 a bylo jej využito pro odhad efektivního dávkového ekvivalentu z externího ozáření ^{137}Cs v projektu VAMP - scénář CB (viz kap. 3.8).

3.6 Odhad efektivního dávkového ekvivalentu od zevního ozáření a úvazku efektivního dávkového ekvivalentu od vnitřního ozáření

Efektivní dávkový ekvivalent od zevního ozáření byl vypočten z příspěvku z ozáření z průchodu kontaminovaných vzdušných mas (mraku) a z ozáření ze spadu. K výpočtu byly použity faktory, které zohledňují pobyt v domech a mimo ně. Příspěvek zevního ozáření byl odhadnut na základě naměřených hodnot asi do 20. dne po havárii a byl zkompileován s hodnotou vypočtenou na základě změřeného spadu na území státu. Zevní ozáření z deponovaných radionuklidů ze spadu bylo významným příspěvkem k dávce obyvatelstvu, a to jak příspěvek z krátkodobých radionuklidů (zejména ^{131}I , $^{132}\text{Te}+^{132}\text{I}$, ^{103}Ru), tak i složka, k níž přispívaly zejména radioizotopy cesia ^{137}Cs a ^{134}Cs . Úvazek efektivního dávkového ekvivalentu od vnitřního ozáření se počítá po celou dobu od černobylské havárie zásadně na základě celotělového měření. Během prvního období bylo ovšem nutno pro predikci dávek do budoucna použít modelové výpočty, které braly v úvahu jak naměřené aktivity v potravinách, tak i v krmivu a jejich předpokládaný časový vývoj. Tyto odhady se ukázaly jako nadhodnocené, zmiňujeme je však proto, že ve Zprávě o radiační situaci na území ČSSR po černobylské havárii (1987) i v některých dalších publikacích se tyto hodnoty vyskytují. Použití údajů z celotělového měření k odhadu úvazku efektivního dávkového ekvivalentu z vnitřního ozáření se jeví jako nejspříhodnější, protože vyžaduje mnohem méně předpokladů než výpočty z potravních řetězců. Celotělové měření navíc zahrnuje i příspěvek z inhalace při průchodu kontaminovaných vzdušných mas, při čemž při výpočtu úvazku efektivního dávkového ekvivalentu se nemusí korigovat na rozdílné hodnoty ve venkovním ovzduší a uvnitř budov. Při použití celotělového měření jako základu je jedinou nejistotou reprezentativnost daného souboru lidí pro celé území. Výsledné odhady efektivního dávkového ekvivalentu od zevního ozáření a úvazku efektivního dávkového ekvivalentu od vnitřního ozáření pro jednotlivé roky jsou v tabulce 11.

Nyní je třeba uvést některé argumenty umožňující racionální hodnocení významu zvýšeného ozáření obyvatel v důsledku této události.

Zdravotní význam ozáření se vyjadřuje veličinou efektivní dávkový ekvivalent (nověji efektivní dávka). Její jednotkou je sievert (Sv) a od něho odvozený menší zlomek milisievert (mSv). Ozáření způsobené průměrnému obyvatele ČR jako důsledek černobylské havárie za období deseti let lze stanovit na hodnotu asi 0,46 mSv. Z toho asi 0,26 mSv připadá na první rok po nehodě. Protože veličina efektivní dávkový ekvivalent je pro běžného občana sotva srozumitelná, lze význam tohoto ozáření objasnit spíše relativními vztahy:

0,6 mSv	průměrné roční ozáření obyvatele ČR vlivem rentgenové diagnostiky
1 mSv	mezinárodně uznávaný limit pro nejvyšší přípustné roční ozáření obyvatele z umělých zdrojů
3 mSv	průměrné roční ozáření obyvatele ČR z přírodních zdrojů (přírodního pozadí)
50 mSv	nejvyšší přípustné ozáření pracovníka se zdroji záření v jednotlivém roce
1000 mSv	nejnižší hodnota pro bezprostřední zdravotní obtíže po jednorázovém ozáření
10000 mSv	smrtelná dávka po jednorázovém ozáření

Ozáření způsobené černobylskou havárií lze rovněž srovnat s ozářením z přírodního pozadí. Přírodní pozadí kolísá ve velkém rozsahu. Z celkového přírodního ozáření způsobuje jen inhalace radonu a jeho produktů radioaktivní přeměny v budovách v průměru alespoň 1 až 1,5 mSv ročně. Extrémy dosahují několiknásobků průměru. Kolísání v rozsahu desítek procent je běžné. Např. při pobytu ve vysokých horách je kosmická složka přírodního ozáření zřetelně vyšší - přitom lidé neregulují svůj pobyt s přihlédnutím k tomuto ukazateli.

Souhrnné ozáření pro jednotlivce v důsledku černobylské havárie za uplynulých deset let je podstatně nižší než průměrné ozáření při jednom rtg vyšetření žaludku (asi 4,5 mSv), bederní páteře (2,9 mSv) nebo jednom mamografickém vyšetření (10 mSv).

Výše uvedené příklady mohou napomoci čtenáři v orientaci, přičemž odborníci radiační ochrany nechtějí tvrdit, že důsledky černobylské havárie byly bezvýznamné. Jde pouze o snahu objektivně a srozumitelně ozřejmit skutečný dopad havárie a zdůraznit, že obecným úkolem ochrany před zářením je udržovat ozáření osob na nejnižší rozumně dosažitelné úrovni, což bylo černobylskou katastrofou samo o sobě narušeno.

3.7 Radioizotopy cesia v přírodních ekosystémech

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

U nás se takové oblasti vyskytují zejména na Šumavě a v Jeseníkách. Potravin z přírodních ekosystémů však nejsou dominantní v jídelníčku české populace a dávka z nich tedy nepřispívá významně k průměrné dávce naší populace. Vzhledem k tomu, že od černobylské havárie se pravidelně vyskytují dotazy na úroveň aktivity v těchto potravinách,

bylo měření vzorků hub a lesních plodů zařazeno do monitorovacího plánu, vyhlášeného Ústředím radiační monitorovací sítě (ÚRMS). Průměrné hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v těchto potravinách jsou pravidelně uváděny ve Zprávách o radiační situaci na území ČR. V houbách lze někdy i v současné době rozlišit příspěvek ^{137}Cs z výbuchů v ovzduší - to v případech, že je ještě měřitelná i aktivita ^{134}Cs . Dávky pro průměrného obyvatele z potravin z přírodních ekosystémů se odhadují jen velmi přibližně, protože jejich spotřeba se ve statistických ročenkách neuvádí. Podle expertních odhadů je průměrná spotřeba hub asi 0,2 kg ročně na obyvatele.

V posledních letech vzrostl též zájem o úroveň kontaminace zvěřiny. I když roční průměrná spotřeba tohoto masa na jednoho obyvatele je asi 0,25 kg, byla tato otázka podrobněji studována vzhledem k možné existenci kritických skupin. Úvazek efektivního dávkového ekvivalentu byl pak odhadnut pro kritickou skupinu, tvořenou pracovníky lesní správy v oblasti s vyšším spadem. Pro velmi konzervativní odhady založené na předpokladu, že veškerý příjem masa dané osoby je pokryt zvěřinou s průměrnou kontaminací nalezenou ve zvěřině z daného území, vycházel úvazek efektivního dávkového ekvivalentu pro kritickou skupinu až 0,6 mSv. Na základě měření ^{137}Cs v několika vzorcích moči od osob, které jsou za členy kritické skupiny považovány, vychází pro úvazek efektivního dávkového ekvivalentu hodnota 0,16 mSv to znamená 16% mezinárodně uznávaného limitu pro nejvyšší přípustné roční ozáření obyvatele z umělých zdrojů. I pro tento výpočet bylo použito konzervativních předpokladů, že totiž tyto osoby zvěřinu požívají stále, zatímco odběr vzorků moči k odhadu jejich vnitřní kontaminace byl proveden ke konci lovné sezóny, kdy tyto osoby skutečně větší množství zvěřiny požívaly.

3.8 Využití výsledků počernobylského monitorování k ověřování modelů šíření (Program MAAE VAMP)

Vliv jaderných zařízení na životní prostředí a na člověka se odhaduje na základě matematických modelů šíření radionuklidů v ovzduší a v životním prostředí, včetně šíření potravinovými řetězci. V běžné praxi však správnost těchto modelů nelze ověřovat, protože radionuklidy, které jsou vypouštěny z jaderných elektráren, většinou nelze ani v jejich okolním prostředí detekovat. Únik radionuklidů do prostředí po černobylské havárii vytvořil situaci, které bylo možné využít i pro tyto účely. Mezinárodní agentura pro atomovou energii (MAAE) ve Vídni, na základě doporučení konference v srpnu 1986 (Post Accident Review Meeting) iniciovala mezinárodní program k testování a zlepšení modelů pro šíření radionuklidů v biosféře, nazvaný VAMP (Validation of Environmental Model Predictions). Tento program zahájený v roce 1988 byl organizován v několika pracovních skupinách.

Pro pracovní skupinu, která sledovala současně všechny cesty radionuklidů k člověku, bylo jako scénáře (Scenario Central Bohemia - CB) použito dat, pořízených radiační monitorovací sítí v České republice, konkrétně dat ze středočeského kraje a z Prahy. MAAE si zvolila tato data pravděpodobně proto, že všechna měření pocházela z jedné laboratoře (CHZ IHE) a obsahovala též data z celotělového měření dostatečně velkého počtu osob, umožňujících porovnat výsledky modelových výpočtů se skutečností.

Na datech ze Scénáře CB bylo testováno celkem 13 modelů z 10 států (USA, Kanada, Čína, Belgie, Maďarsko, Polsko, Česká republika, SRN, Švýcarsko, Rumunsko). Účastníci obdrželi údaje o koncentraci ^{137}Cs v ovzduší a o depozici na zemském povrchu, dále data meteorologická, demografická a agrobiologická, nikoliv však informace o místě, odkud data pocházejí. Na tomto základě provedli první slepý odhad dávek. Pak teprve byli

seznámení s lokalitou a byla jim předána data o měření kontaminace v potravním řetězci a v člověku. První odhady převyšovaly skutečnost v některých případech řádově, po upřesnění s využitím dalších dat některé modely nadhodnocovaly retenci v člověku pro období prvních dvou letech po nehodě oproti naměřeným datům až trojnásobně (viz obr. 21), zatímco pro pozdější období výpočty z některých modelů byly nižší než skutečnost. Tyto poznatky byly obdobně zkušenostem z míst poblíže Černobylu, kde se ukázalo, že predikční modely několikanásobně nadhodnotily dávky v důsledku příjmu radionuklidů z potravního řetězce. Některé odchylky, které byly společné téměř všem modelům, vznikly v důsledku toho, že modely pro šíření radionuklidů v prostředí byly vyvinuty v šedesátých a sedmdesátých letech a byly v nich používány transferové koeficienty, zjištěné pro radionuklidy ze zkoušek jaderných zbraní. Fyzikální a chemická forma radionuklidů z černobylské havárie byla jiná než forma radionuklidů uvolněných po zkouškách jaderných zbraní. Pro radioizotopy cesia, byla pro potravinový řetězec i kontaminaci člověka přístupná jen jejich rozpustná část, která se ovšem během let postupně zvětšuje. Obecně modely pro pohyb radionuklidů v potravinových řetězcích nadhodnocovaly příjem potravy, neuvažovaly ztráty při přípravě pokrmů a ztráty potravin zkažením, konzumaci domácím zvířectvem a pod.

Během práce na scénáři CB a vyhodnocení modelů pro více expozičních cest v rámci projektu VAMP, která byla ukončena publikací IAEA-TECDOC-795 v roce 1995, byla všemi účastníky velmi podrobně prozkoumána kvalita naměřených dat a to jak vzorků z prostředí, tak i z celotělového měření a byla shledána dobrou a výsledky zcela věrohodnými. Všechny programy počernobylského monitorování v Československu byly plánovány a organizovány Ústředím radiační monitorovací sítě, rovněž tak ÚRMS zajišťovalo kvalitu dat z celé sítě. Lze tedy kladné hodnocení kvality počernobylského monitorování vztáhnout na data z celé sítě. Ocenění kvality dat z počernobylského monitorování bylo pozitivním příspěvkem pro radiační monitorovací síť ČSFR a nyní ČR a je dalším argumentem dokládajícím věrohodnost dat získaných o radiologické situaci po Černobylu na našem území. Obecně testování modelů v projektu VAMP přineslo velmi důležité poznatky, týkající se použití modelů pro havarijní situace a to jak modelů samých, tak i přípravy monitorovacích plánů.

3.9 Opatření na ochranu obyvatelstva po černobylské havárii

Po zjištění černobylské havárie zahájila dne 30.4.1986 činnost Vládní komise pro radiační havárie a až do 8.5.1986 zasedala každodenně, postupně pak již v menším rozsahu. Na základě odborného hodnocení situace zajišťovaného tehdejším Centrem hygieny záření IHE a zjištění, že nehrozí překročení stanovených akčních úrovní pro provádění specifických ochranných opatření u obyvatelstva navrhla informaci pro sdělovací prostředky zveřejněnou 1.5.1986 v tisku. S vývojem situace byla stále větší pozornost věnována omezování průniku radioaktivních látek do potravin. Nejvýznamnější kontaminace ^{131}I se očekávala u mléka a čerstvé listové zeleniny. Nejprve byla přijata některá preventivní opatření zejména v krmení dojníc. Taková opatření byla odborníky navržena na zasedání komise 3.5.1986 a na tomto jednání také přijata a zemědělství a potravinářskému průmyslu bylo uloženo je realizovat. Doporučení, aby byl dobytek krmen suchým krmivem však mohlo být realizováno pouze tam, kde nebyl ovlivněn pokyny místních orgánů a kde dostatek loňského krmiva ještě byl.

Pro regulaci expozice obyvatelstva z příjmu radionuklidů potravou bylo zavedeno několik dalších opatření. Podle doporučení porady expertů Regionální úřadovny pro Evropu Světové zdravotnické organizace se mělo vyřadit mléko s objemovou aktivitou nad 2000 Bq/l. Vzhledem k tomu, že u nás se v mléce vyskytovaly hodnoty nižší a navíc v tuto dobu byla nadprodukce mléka, bylo vyřazeno z přímé konzumace mléko s objemovou aktivitou ^{131}I

vyšší než 1000 Bq/l. Jak plyne z tabulky 6 a obr. 14, aktivita ^{131}I v mléce z mlékáren po 15.5.1986 již na žádném místě zásahovou úroveň 1000 Bq/l nepřesáhla a mléko ze zvolených mlékáren bylo dostatečně reprezentativní pro celý stát. Dále byla přijata opatření ke snížení obsahu radionuklidů v dětské mléčné výživě, která jsou podrobně popsána v samostatné kapitole (3.3). Mléko s vyšším obsahem ^{131}I bylo možno použít na výrobky, které se požívají později, např. na výrobu dlouhozrajících sýrů. Vyšší objemová aktivita ^{131}I se nacházela v ovčím mléce, proto byl na Slovensku vydán pastevcům ovcí v Nízkých Tatrách neaktivní jód, který blokuje štítnou žlázu. U této skupiny se jódová profylaxe organizovaně uskutečnila z důvodu tradičně vysoké spotřeby ovčího mléka a výrobků z něho. Bylo rovněž doporučeno uvolnit a spotřebovat přednostně všechny zásoby sušeného a kondenzovaného mléka. Kulminace obsahu radiocesia v potravinách se očekávala později a podle předpokladů se měla projevit kromě mléka především v mase. Výsledky měření předpoklady plně potvrdily, ovšem jako opatření byla vzhledem k naměřeným hodnotám provedena jen určitá regulace spotřeby zvířiny. Podle výsledků porovnání měření kontaminace potravin a vnitřní kontaminace lidí v modelových výpočtech v rámci projektu VAMP se ukázalo, že modely obsah ^{137}Cs v lidském těle nadhodnocovaly, i když jako vstupní údaj pro krmné dávky dobytka v měsíci květnu 1986 bylo doporučeno použít předpokladu, že polovina krmení byla zelená, tj. čerstvá a polovina stará.

Byla přijímána i další, méně významná opatření, jako například zvýšené kropení ulic počátkem května 1986, nebo doporučení zvýšené opatrnosti při výměně filtrů ve velkých ventilačních zařízeních. Kontrola provádění těchto opatření ale nebyla důsledná a pokyny na mnoha místech nepronikly k těm, kterých se měly opravdu týkat. Nakolik byl realizován pokyn k častějšímu kropení ulic ve městech nelze ověřit, nicméně dávka inhalací z resuspenze nebyla dominantní.

Přechodně byla zastavena výroba léků z čerstvých hovězích štítných žláz.

Šlo vesměs o opatření, která neomezovala normální život občanů a nevyžadovala jejich aktivní spoluúčast. Současně byla připravena i řada dalších opatření v oblasti konzumace zeleniny a dalších potravin, která však nemusela být realizována.

Obecně byla přijatá opatření hodnocena jako adekvátní, protože při nízké úrovni ozáření obyvatelstva u nás nebylo třeba přijímat opatření, která by zasahovala do běžného způsobu života lidí. Toto hodnocení bylo potvrzeno i v mezinárodních odborných kruzích. Nevyskytl se jasně formulovaný návrh nějakých dalších opatření, která by prokazatelně mohla přispět ke snížení dávek obdržených v důsledku černobylské havárie. Otázkou zůstává zda forma a rozsah informací o těchto skutečnostech předávaných obyvatelstvu byly optimální.

3.10 Posouzení zdravotních následků černobylské havárie

Pro zhodnocení pozdních následků ozáření byly díky dlouholetému spojenému úsilí odborníků celého světa shromážděny údaje, na jejichž základě je v současné době možné kvantitativně stanovit zvýšení výskytu zhoubných nádorů a genetických změn při znalosti dávek, jež ozářená populace obdržela z určitého zdroje nebo při mimořádné situaci. Převod mezi dávkou a výskytem zhoubných nádorů se provádí pomocí konvenčně přijatých koeficientů rizika. Jejich přehled je uveden v tabulce 12, a to pro časový průřez 1977 a 1991, ze kterého je patrné zvýšení odhadů v průběhu let v důsledku nových poznatků a jejich odlišného zpracování. Pro hlubší porozumění by bylo třeba uvést řadu předpokladů, z nichž tyto hodnoty vycházejí, pro orientaci jsou zajímavé relativní hodnoty uvnitř sloupců.

S použitím těchto převodních vztahů a při znalosti dávek, jež populace v průměru obdržela se lze pokusit o odhad jaké zdravotní důsledky by mohlo ozáření z havárie v Černobylu v České republice způsobit. Je třeba přitom uvážit přiměřenost aplikace výše uvedených koeficientů rizika pro oblast malých dávek. Mnozí odborníci se domnívají, že s použitím obecných koeficientů rizika se skutečné zdravotní důsledky ozáření malými dávkami spíše přeceňují. Vyjdeme-li z průměrného počtu úmrtí na rakovinu v posledních letech, který činí v České republice asi 28 000 případů ročně, lze počet přídatných případů odhadnout na 0-10 ročně, přičemž tento efekt by mohl trvat asi 20-30 let počínaje přibližně rokem 1991. Je zřejmé, že ani při platnosti horní hranice odhadu by tento efekt nebylo možné statisticky prokázat. Rozdíl zanikne v meziročním kolísání úmrtí na nádory a ve stoupajícím dlouhodobém trendu výskytu nádorů nezávislém na ozáření. Genetické důsledky u potomstva mohou představovat jen zlomek dlouhodobých následků, zdravotní újmu z nich lze odhadnout asi na čtvrtinu zdravotní újmy způsobenou úmrtím na nádor. Vyléčené zhoubné nádory lze také s použitím konvenčního převodu vyjádřit zdravotní újmou, která by představovala asi další pětinu výše uvedeného odhadu úmrtí na zhoubné nádory.

3.11 Srovnání vlivu černobylské havárie s vlivem zkoušek jaderných zbraní

Černobylská havárie, jakkoliv byl její rozsah co do kontaminace území veliký, nebyla první událost, při níž se radionuklidy dostaly do ovzduší. Největší množství radionuklidů, bylo do ovzduší uvolněno v důsledku zkoušek jaderných zbraní v atmosféře, prováděných v padesátých a začátkem šedesátých let

V roce 1963 tehdejší jaderné mocnosti vyhlásily moratorium na zkoušky v atmosféře a při vývoji jaderných zbraní se pokračovalo zkouškami podzemními, při nichž únik radionuklidů do prostředí je jen velmi málo pravděpodobný, avšak úplně se vyloučit nedá. Francie a Čína se k moratoriu nepřipojily a ve zkouškách pokračovaly dále, šlo však o výbuchy mnohem menší než u zkoušek amerických, sovětských a britských. K moratoriu na zkoušky jaderných zbraní v atmosféře přistoupily vlády na nátlak veřejnosti a varování odborníků právě pro znepokojující růst obsahu radionuklidů v životním prostředí, o jejichž chování v prostředí a vlivu na lidské zdraví bylo v šedesátých letech mnohem méně informací, než je tomu v současné době.

Přehled zkoušek jaderných bomb v atmosféře a výtěžků je na obr. 22, tak jak je uveřejněn v materiálech Vědeckého výboru pro účinky atomového záření při OSN (UNSCEAR 1982). Na našem území se v těchto letech sice systematická měření prováděla, ale pro měření spadů a aerosolů v ovzduší se tehdy používala metoda měření tzv. celkové aktivity beta. Nelze jí rozlišit jednotlivé radionuklidy navzájem a nelze ani přesně rozlišit aktivitu přírodních radionuklidů od umělých. Vývoj časového průběhu celkové aktivity beta ve spadech a v aerosolech od roku 1958 až do roku 1985 je na obr. 23 a obr. 24. Tyto křivky vznikly kompilací dostupných dat, publikovaných u nás v odborném tisku i ve zprávách některých odborných institucí, a zahrnují měření z různých míst na území bývalého Československa. Z grafů je zřejmé, že v období maxima zkoušek jaderných zbraní byla celková beta aktivita vzdušného aerosolu až o tři řády vyšší než začátkem osmdesátých let. Kvantitativně co do účinků na lidský organismus však tato měření nelze interpretovat, protože při zkouškách jaderných zbraní totiž vzniká směs štěpných produktů. Tyto radionuklidy se mezi sebou liší rozdílnou délkou poločasů rozpadu, vysílají částice alfa nebo beta o různé energii a v prostředí a v lidském těle se chovají podle chemické a fyzikální formy, v níž se vyskytují. Podle těchto charakteristik se tedy pak liší i jejich závažnost co do účinku na člověka a další živé organismy.

Mimo měření aktivity ve spadech a aerosolech byla v Československu v šedesátých a sedmdesátých letech provedena řada studií, jejichž výsledky byly publikovány v odborném tisku a v některých případech byly citovány i v souhrnných publikacích Vědeckého výboru pro účinky atomového záření při OSN. Mezi nejvýznamnější patří studium časového průběhu aktivity stroncia 90 v kostech lidí (viz obr. 25), dále pak soustavné sledování obsahu ^{90}Sr v mléce a pod. Časový průběh objemové aktivity ^{90}Sr v mléce z Radlické mlékárny v Praze za uplynulých 30 let je na obr. 26. Mírné zvýšení po roce 1986 vzniklo v důsledku kontaminace po havárii černobylského reaktoru.

Nejdelsí časovou řadu tvoří pravděpodobně výsledky měření obsahu ^{137}Cs v lidském těle, které byly získány a zpracovány v laboratoři celotělového počítače Státního ústavu radiační ochrany v Praze. Tyto výsledky lze velmi dobře hodnotit i co do dávky obyvatelstvu. Časový průběh aktivity ^{137}Cs v těle průměrné osoby z let 1967 až 1994 je na obr. 27. Údaje z šedesátých a sedmdesátých let byly získány jako vedlejší výsledek měření osob na celotělovém počítači v rámci různých studií i při kontrole pracovníků s radioaktivními látkami. Na první pohled je z grafu na obr. 27 vidět, že úroveň vnitřní kontaminace ^{137}Cs byla v šedesátých letech obdobná vnitřní kontaminaci po černobylské havárii, což odpovídá i odhadům průměrného spadu ^{137}Cs na naše území během černobylské havárie a během zkoušek jaderných zbraní v atmosféře. Podrobněji je znázorněn vývoj časového průběhu vnitřní kontaminace lidí cesiem 137 po černobylské havárii ještě na obr. 18.

Měřeními získané ukazatele u nás po roce 1986 jsou srovnatelné s hodnotami z počátku šedesátých let, pokles této kontaminace je však po roce 1986 rychlejší. Vědecký výbor Spojených národů o účincích atomového záření (UNSCEAR) provedl odhad důsledků pro celou planetu Země. Výbuchy jaderných zbraní způsobily kolektivní dávku (součet všech dávek populaci zeměkoule) asi 30 milionů manSv. Z toho 26 milionů manSv se připisuje dlouhodobému vlivu uhlíku C 14. Průměrné souhrnné ozáření je způsobeno ze 75% požitím kontaminovaných složek potravy, 20% zevním ozářením, 5% inhalací.

V nedávném referátu sekretáře UNSCEAR byla obdobně zhodnocena Černobylská havárie. Globální kolektivní dávka se odhaduje na 0,6 milionů manSv, z toho zevní ozáření odpovídá za 60%, požití potravin za 40% celkového ozáření. Pokud jde o geografické rozdělení připadá na území bývalého Sovětského svazu 36%, ostatní evropské země 53%, další kontinenty 11%. Výpočet rovněž ukazuje, že zhruba 70% kolektivní dávky je třeba připsat ^{137}Cs , 20% ^{134}Cs , 6% ^{131}I a zbývající 4% krátkodobým radionuklidům v období těsně po havárii.

4. Využití poznatků z hodnocení černobylské havárie pro činnosti v radiační ochraně a jaderné bezpečnosti v ČR

4.1 Reakce na havárii

Rozsah černobylské havárie byl i pro odborníky šokem. Ačkoliv možnost nadprojektové havárie v zásadě nevylučovali, považovali ji za velmi nepravděpodobnou. Havárie způsobila zvýšení nedůvěry a strach z jaderných elektráren, logicky došlo k aktivizaci hnutí proti jaderným elektrárnám po celém světě. Téměř všechny státy využívající jadernou energii však odmítly zastavit své jaderné programy poukazující na větší bezpečnost svých jaderných elektráren.

Sovětské orgány přijaly po několikaletém váhání rozhodnutí zastavit výstavbu dalších jaderných elektráren s reaktory RBMK a u provozovaných se realizovala rozsáhlá technická opatření ke zvýšení jejich bezpečnosti. Přísná opatření směřovala také ke zvýšení úrovně a odpovědnosti provozního personálu.

Ve všech státech - včetně bývalé ČSSR - byla přijata opatření ke zvýšení jaderné a radiační bezpečnosti a zlepšení přípravy odborného personálu. Na vyšší kvalitativní úroveň byly upraveny provozní předpisy a normy pro výstavbu jaderných elektráren. Byly zdokonaleny havarijní plány na ochranu personálu jaderných elektráren a obyvatelstva. Všichni provozovatelé jaderných zařízení začali brát vážně veřejné mínění o jaderné energetice.

MAAE kromě přímé pomoci postižené oblasti, nasazením mezinárodních týmů specialistů za účelem snížení následků havárie a dalších aktivit, reagovala na havárii přípravou mezinárodní dohody o systému včasného předávání informací v případě havárie jaderného zařízení a mezivládní úmluvy o pomoci při haváriích. Bývalá ČSSR k oběma konvencím přistoupila a po rozpadu ČSFR byly převzaty i do právního řádu ČR.

Současná moderní technika, umožňující měřit nejen celkové příkony zevního záření, ale selektivně také mnohem citlivěji určit kontaminaci jednotlivými radionuklidy, ukázala, že měřitelný vliv černobylské havárie se projevil na území mnoha států. Bylo nutné seriózně tato měření vyhodnotit, posoudit jejich zdravotní význam a navrhnout případná protiopatření. Ukázalo se, že zatímco specialisté na ochranu před zářením byli na tyto úkoly vcelku dobře připraveni a dobře je zvládli, již daleko méně byli na ně připraveni jiní, včetně odborníků z blízkých fyzikálních i medicínských oborů. Proto v prvním období po havárii v některých státech převládala nejasnost koncepcí a nejednotnost přístupů k řešení situace. U nás se tento problém projevil minimálně díky existenci odborně fundované organizace v ochraně před zářením, která byla rozhodnutím na vládní úrovni včas pověřena hodnocením situace a návrhem patřičných doporučení.

4.2 Zajištění hodnocení následků radiační havárie v ČR

Existence jaderné energetiky a široké používání zdrojů ionizujícího záření je spojeno s byť malým, avšak ne nulovým rizikem radiačních havárií, jejichž likvidace vyžaduje velmi rychlé, operativní rozhodování vedoucí k realizaci opatření na ochranu zdraví obyvatel a ochranu majetku, jejichž rozsah a důsledky mohou být značné jak v organizační tak

ekonomické sféře. Jedním z poznatků, který havárie jaderné elektrárny Černobyl přinesla, bylo potvrzení nutnosti existence a provozuschopnosti adekvátních systémů pro monitorování radiační situace včetně tzv. systémů včasného zjišťování. Tyto systémy mají za úkol poskytnout odpovědným úřadům včasnou informaci o změnách radiační situace a umožnit jim realizovat opatření na ochranu obyvatelstva. Efektivita využití takovýchto systémů je závislá na legislativní podpoře, organizačním zajištění, odborných schopnostech stejně jako na vybavení pro měření, přenos, analýzu a prezentaci dat.

Pro posouzení rozsahu radiační havárie, prognózu jejího vývoje a rozhodování o ochranných opatřeních má zásadní význam monitorování veličin charakterizujících ionizující záření a radionuklidy, jakož i jejich šíření a účinky, jehož nedílnou součástí je i kvalifikovaná interpretace naměřených dat. Podobně jako jiné státy i Česká republika zajišťuje celostátní Radiační monitorovací síť (RMS) schopnou a neustále připravenou takového monitorování provádět. Koncepce havarijního monitorování a plánování byla v bývalém Československu připravována současně se zahájením výstavby československých jaderných elektráren již před řadou let. Po havárii na jaderné elektrárně v Černobylu roku 1986 byly přijaty vládou bývalé ČSSR **Zásady monitorování pro ochranu zdraví obyvatelstva při radiační havárii (usnesení vlády ČSSR č. 62 ze dne 26.3.1987)**. Následně v roce 1988 schválila Vládní havarijní komise **Požadavky na monitorování, budování a vybavování monitorovací sítě ČSSR**. Tyto dokumenty tvoří od konce 80-tých let rámec pro budování a vybavování radiační monitorovací sítě (RMS) ve státě na koncepční, metodické a technické úrovni srovnatelné s vyspělými státy. Od 1.7.1995 je na základě zákona č. 85/1995 Sb. pověřen koordinací celostátní radiační monitorovací sítě Statní úřad pro jadernou bezpečnost.

V souladu s podobnými sítěmi realizovanými v zahraničí je RMS ČR koncipována jako ucelený systém řady specializovaných složek umožňující plnit následující úkoly:

- ♦ kontinuální monitorování radiační situace na území státu včetně hodnocení následků předchozích událostí (např. vliv černobylské havárie na naše území),
- ♦ zjištění vlivů neohlášené radiační havárie v zahraničí,
- ♦ zjištění nastalé nebo hrozící radiační havárie v tuzemsku,
- ♦ první rychlé odhady rozsahu havárie,
- ♦ odhad rozvoje havárie a šíření radionuklidů v okolí havarovaného zdroje,
- ♦ získání podkladů pro včasné rozhodnutí o opatřeních na ochranu obyvatelstva,
- ♦ odhad dlouhodobé kontaminace území,
- ♦ regulaci spotřeby podle stavu a prognózy kontaminace potravin radionuklidy,
- ♦ revizi nařízených opatření na základě aktuální radiační situace a její prognózy.

Současná struktura RMS je uvedena na obr. 28. RMS pracuje ve dvou režimech tj. v rutinním kontinuálním režimu, který je zaměřen na včasné zjištění radiační havárie a v tzv. intenzivním režimu zaměřeném na hodnocení následků takovéto havárie. Rutinní kontinuální režim je zabezpečován tzv. stálými složkami RMS, v intenzivním režimu pracují rovněž pohotovostní složky. Za normální situace provádí monitorování několik subsystémů, na jejichž činnosti se účastní vybrané nebo všechny stálé složky RMS. Tyto subsystémy lze rozdělit do pěti skupin:

- ♦ **teritoriální síť 12 měřících míst kontaminace ovzduší (MMKO)** tvořená od 1.7.1995 laboratořemi SÚRO při Regionálních centrech SÚJB (dříve odbory hygieny záření

krajských hygienických stanic a hygienické stanice hlavního města Prahy), laboratořemi radiační kontroly okolí (LRKO) jaderných elektráren a SÚRO .

- ♦ **síť včasného zjištění (SVZ)**, která sestává z 37 měřících bodů rozmístěných na území ČR podle obr. 29. Měření příkonu dávkového ekvivalentu probíhá kontinuálně, měří se průměrné hodnoty za 10 minut. Získané hodnoty jsou předávány jedenkrát za 24 hodin do ÚRMS a to z 10 bodů umístěných v MMKO prostřednictvím modemů po vytáčených telefonních linkách a z 27 měřících bodů prostřednictvím komunikační sítě ČHMÚ do ČHMÚ a dále prostřednictvím veřejné datové sítě (Eurotel X.25) do ÚRMS. V případě potřeby se intervaly předávání dat zkracují.
- ♦ **teritoriální síť 234 měřících míst (TLD - síť)** osazených termoluminiscenčními (TL) dozimetry. Síť je provozovaná RC SÚJB, SÚRO a ÚEŘMS (Ústav pro expertizy a řešení mimořádných situací).
- ♦ **lokální síť, rovněž s TL - dozimetry (78 měřících bodů)** provozované LRKO jaderných elektráren a RC SÚJB v Brně. Rozmístění bodů sítě TLD je znázorněno na obr. 30
- ♦ **síť 11 laboratoří** (7 laboratoří při regionálních centrech SÚJB, 2 laboratoře radiační kontroly okolí jaderných elektráren a laboratoře SÚRO) vybavených pro gamaspektrometrické a radiochemické analýzy vzorků životního prostředí (aerosoly, spady, potraviny, pitná voda, krmiva apod.)

Činnost RMS probíhá podle zásad stanovených monitorovacím plánem a výsledky monitorování jsou předkládány ve výročních zprávách o radiační situaci na území státu nadřízeným orgánům a veřejnosti.

4.3 Může k podobné havárii dojít na ruských reaktorech typu VVER v ČR?

V České republice jsou provozovány 4 tlakovodní (PWR) reaktory VVER 440 na JE Dukovany a 2 reaktory VVER 1000 jsou montovány na JE Temelín. Zkratka VVER (vodovodní energetický reaktor) napovídá o prvním zásadním rozdílu od reaktoru černobylského, tj. neobsahují "hořlavý" grafit a k moderaci využívají "obyčejné" vody, která současně slouží jako chladivo. Dále aktivní zóna VVER je několikanásobně menší, kompaktní a uzavřená do tlakové nádoby, která se s celým primárním okruhem nachází v hermetických boxech (u starších typů), případně v kontejnmetu (u novějších typů). Tím je naplněna zásada tří nezávislých bariér oddělení od životního prostředí - pokrytí paliva, primární okruh včetně tlakové nádoby reaktoru a kontejnment. Připomeňme, že černobylský reaktor nemá kontejnment ani hermetické boxy, a proto došlo k tak obrovskému rozptylu radioaktivních látek do životního prostředí

Z hlediska reaktorové fyziky je zásadní rozdíl v tom, že teplotní koeficient reaktivity moderátoru u reaktorů typu VVER je, na rozdíl od kladného dutinového koeficientu reaktivity u reaktorů typu RBMK, ve všech základních provozních režimech záporný. V praxi to znamená, že zvyšující se teplota (ať už ztrátou chladiva nebo zvýšením výkonu) do reaktoru vnáší zápornou reaktivitu způsobující snížení výkonu. Tato vlastnost posílená o další záporné koeficienty reaktivity od výkonu a teploty paliva způsobuje vysokou stabilitu a samoregulační schopnost tlakovodních reaktorů typu VVER.

S přihlédnutím k výše uvedenému a ke zcela odlišnému projektovému řešení jaderných elektráren s tlakovodními reaktory VVER zahrnujícímu několikanásobně

zálohování všech havarijních systémů, využívání pasivních havarijních systémů, odlišný systém řízení a regulace a v neposlední řadě díky podstatně vyšší kultuře bezpečnosti a způsobu provozování lze na jaderných elektrárnách v ČR prakticky vyloučit možnost havárie s podobnými následky, jaké přinesla černobylská katastrofa.

Žádná technická činnost lidstva však není ideálně (stoprocentně) bezpečná. Proto, s uvědoměním si tohoto faktu, je nutné trvale dbát o to, aby jaderná energie byla využívána s odpovídající mírou bezpečnosti, při využití existujících a dostupných poznatků moderní vědy a výzkumu.

Stručný výklad hlavních pojmů, veličin a jednotek v oboru ochrany před zářením

Radioaktivita: samovolná přeměna atomových jader spojená s emisí ionizujícího záření (Přírodní jev, vlastnost látek nikoli veličina.)

Aktivita: počet radioaktivních přeměn radionuklidu za jednotku času.

Becquerel: jednotka SI pro aktivitu. Jeden becquerel (Bq) se rovná jedné přeměně za sekundu (1/s). Dřívější jednotka aktivity 1 curie (Ci) je $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq. Hmotnostní aktivita se měří v Bq na kilogram (Bq/kg), objemová v Bq/m³ nebo Bq/l, plošná v Bq/m².

Dávka: množství energie předané určité látce ionizujícím zářením v objemu s jednotkovou hmotností. Míra účinků ionizujícího záření.

Gray: jednotka SI pro dávku ionizujícího záření, 1 gray (Gy) je jeden joule na kilogram (J/kg).

Expozice (ozáření): vystavení ionizujícímu záření. Ozáření může být buď zevní, nebo vnitřní.

Expoziční cesty : cesty, jimiž radioaktivní látka může ozářit člověka.

Dávkový příkon: rychlost se kterou dávka narůstá. Měří se v grayích za sekundu (Gy/s), za hodinu (Gy/h) apod.

Dávkový ekvivalent: biofyzikální veličina beroucí ohled na rozdíly v působení různých druhů ionizujícího záření na buňky lidské tkáně. Při větší hustotě ionizace jsou účinky záření větší a stejné dávce pak odpovídá větší dávkový ekvivalent.

Sievert: jednotka SI pro dávkový ekvivalent. Pro záření beta, gama a rentgenové platí, že dávce 1 Gy odpovídá dávkový ekvivalent 1 Sv. Dřívější jednotkou dávkového ekvivalentu byl rem (1 rem = 0,01 Sv). U částic alfa a neutronů podle jejich energie odpovídá dávce 1 Gy dávkový ekvivalent vyšší, a to až 10 nebo 20 Sv. Podobně jako u dávky existuje veličina příkonu dávkového ekvivalentu.

Efektivní dávkový ekvivalent: Veličina umožňující hodnotit ozáření lidského organismu v celku, i když je lidské tělo ozářeno nerovnoměrně. Měří se také v jednotkách sievert. Respektuje různou citlivost jednotlivých orgánů a tkání lidského těla z hlediska vzniku zhoubného bujení a dědičnosti (tzv. stochastické účinky). Roční limity ozáření lidí se stanovují v této veličině.

Kolektivní (efektivní) dávkový ekvivalent: součet dané veličiny pro všechno obyvatelstvo nebo jeho skupinu. Je to míra celospolečenské zdravotní újmy způsobené ozářením lidí.

Zevní ozáření: ozáření lidského těla způsobené zdrojem ionizujícího záření ležícím vně těla.

Vnitřní ozáření (vnitřní kontaminace): ozáření lidského těla způsobené radionuklidy přijatými do organismu vdechováním vzduchu nebo požíváním potravin a vody. Jeho mírou je aktivita radionuklidu, která vstoupila do těla, tzv. příjem radionuklidu. Od něj se odvozuje tzv. **úvazek dávkového ekvivalentu**, což je dávkový ekvivalent, který člověk obdrží od radionuklidu během doby jeho pobytu v těle. Pro jednotlivé radionuklidy jsou roční limity různé, podle toho, jak velký úvazek dávkového ekvivalentu odpovídá jednotce aktivity přijatého radionuklidu.

Literatura - přehled některých důležitých publikací a informací o černobylské havárii

- I. Ja. Jemeljanov a kol.: Upravlenie a bezopasnost' jadernych energetičeskych reaktorov, Atomizdat, Moskva, 1975.
- Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1982, Report to the General Assembly with annexes, United Nations, New York, 1982.
- V. Javorinskij: Černobylskij reportaž, Planeta 1984.
- USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy. The accident at the Chernobyl nuclear power plant and its consequences. (Information compiled for the IAEA Expert's meeting, 25-29 August 1986) Part I and II, 1986.
- Safety Series 75 - INSAG - 1, Summary Report on the Post Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident. IAEA, Vienna, 1986.
- G. Medvěděv: Nekompetěntnost', Nauka i obrazovanie, Moskva, 1987.
- Health Hazards from Radiocesium Following the Chernobyl Accident. Report on a WHO Meeting, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, 1987.
- R. J. Haslam: RBMKs and Chernobyl-4, Technology Assesments Division, UK AEA, Risley Warrington, TAD/R(87), 1708, 1987
- Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 1988, Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations New York, 1988.
- V. Legasov: Musím to říci..., deník Pravda, Moskva, 20.05.1988.
- A.V. Illeš, A.E. Pralnikov: Reportáž z Černobylu, ÚISJP, Praha-Zbraslav, 1989.
- J. Ščerbak: Černobyl, Práce 1990.
- Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 1993, Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations New York, 1993.
- The International Chernobyl Project, An Overview, Assessment of Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures. Report by an International Advisory Committee, IAEA, 1991.
- IAEA Safety Reports INSAG-7, The Chernobyl Accident, Updating of INSAG-1, Safety Series No. 75-INSAG-7, Vienna, 1992.
- The Chernobyl Papers, Vol.I.: Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies (Ed. Merwin, S.E. Balonov, M.I.), Research Enterprises Publishing Segment, 1993.
- Environmental Impact of Radioactive Releases, Proceedings of a Symposium, IAEA, Vienna, 8-12 May 1995.
- Chernobyl - Ten Years On Radiological and Health Impact, An appraisal by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health, November 1995.

Health consequences of the Chernobyl accident, Results of the IPHECA pilot projects and related national programmes, Summary report, WHO, Geneva 1995.

W. Holländer, E. Garger: Contamination of surfaces by resuspended material. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16527 EN, 1996.

J. Ehrhardt, V.M. Shershakov: Real-time on-line decision support systems (RODOS) for off-site emergency management following a nuclear accident. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16533 EN, 1996.

G. Rauret, S. Firsakova: The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16528 EN, 1996.

G. Wegemaker, V.G. Bebeshko: Diagnosis and treatment of patients with acute radiation syndromes. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16535 EN, 1996.

U.Sansone, O.Voitsekhovitch: Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16529 EN, 1996.

A. Pinchera, E.P. Demidchik: Development of optimal treatment and preventive measures for radiation-included childhood thyroid cancer. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16536 EN, 1996.

P. Jakob, I. Likhtarev: Pathway analysis and dose distributions. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16541 EN, 1996.

M. Belli, F. Tikhomirov: Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16531 EN, 1996.

M. De Cort, Y. S. Tsatsurov: Atlas on caesium contamination of Europe after the Chernobyl nuclear plant accident. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16542 EN, 1996.

D. C. Lloyd, A. V. Seva'kaev: Biological dosimetry for persons irradiated by the Chernobyl accident. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16532 EN, 1996.

H. H. Storm, A. Okeanov: Epidemiological investigations including dose assessment and dose reconstruction. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine,

International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16537 EN, 1996.

E. D. Williams, N. D. Tronko: Molecular, cellular, biological characterization of childhood thyroid cancer. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16538 EN, 1996.

P. Strand, B. Howard, V. Averin: Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16539 EN, 1996.

I. K. Bailiff, V. Stepanenko: Retrospective dosimetry and dose reconstruction. European Commission Belarus, the Russian Federation, Ukraine, International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95), EUR 16540 EN, 1996.

Zehn Jahre nach Tchernobyl, eine Bilanz. Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) und Strahlenschutzkommission (SSK), München, 1996.

Drábová, D., Češpírová, I., Truneček, R.: Measurements of post Chernobyl contamination in Mogilev region, Byelorussia, Radiation Protection Dosimetry, 51(3), pp. 217-223, 1994. Chernobyl accident (1991-95)

Některé publikace, týkající se dopadu černobylské havárie na území České republiky

Report on Radiation Situation in ČSSR after Chernobyl accident, IHE-CHZ (1986), Presented to UNSCEAR.

Havárie v černobylské jaderné elektrárně, ČSKAE/ÚISJP, Praha-Zbraslav, 1986.

Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl, ÚISJP, Praha 1987.

Validation of Multiple Pathways Assessment Models Using Chernobyl Fallout Data of ¹³⁷Cs in Region Central Bohemia (CB) of Czech Republic-Scenario CB, First Report of the VAMP Multiple Pathways Assessment Working Group, Part of the IAEA/CEC Co-ordinated Research Programme on the Validation of Environmental Model Predictions (VAMP), IAEA-TECDOC, April 1995.

Drábová, D., Rulík, P., Malátová, I., Bučina, I., Holgye, Z.: Monitoring of Fallout Radionuclides in Milk in Czechoslovakia after the Chernobyl Accident, Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident, Vol.2 ,IAEA Vienna, 1990, pp.93 - 96.

Kliment, V., Bučina, I.: Contamination of Food in Czechoslovakia by Caesium Radioisotopes from the Chernobyl Accident, J.Environ.Radioactivity, 12, 1990, pp.167 -178.

Malátová, I., Bučina, I., Češpírová, I., Drábová, D., Thomas, J.: Effective Dose Equivalents from Internal Contamination of Czechoslovak Population after the Chernobyl Accident. Radiation Protection Dosimetry, Vol 28, 4, pp.293-301 (1989).

Bučina, I., Dvořák, Z., Malátová, I., Vrbová, H., Drábová, D.: Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce. Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR. ÚISJP, 1988.

Kliment, V., Bučina, I.: Kontaminace potravin radioizotopy cesia v ČSSR po černobylské havárii. Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR. ÚISJP,1988.

Malátová, I., Bučina, I., Koublová, I., Drábová, D., Thomas, J.: Ozáření československé populace z vnitřní kontaminace po černobylské havárii. Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR. ÚISJP,1988.

Drábová, D., Rulík, P., Malátová, I., Bučina, I., Hölgye, Z: Výsledky celostátních průzkumů obsahu umělých radionuklidů v mléce po černobylské havárii. Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR. ÚISJP,1988.

Životní prostředí České republiky. Vývoj a stav do konce r. 1989. Academia Praha 1990. (kap. Radioaktivita, str.183 - 199).

Kliment, V.: Modelling of Radiocesium Foodchain Transport after the Chernobyl Accident, *Jaderná energie* 38(5), str.177-183 (1992).

Kliment, V.: Contamination of Pork by Caesium Radioisotopes, *J. Environ. Radioactivity*, 13, 117-124 (1991)

Bučina, I., Malátová, I., Kliment, V., Drábová, D.: Analysis of Post Chernobyl Dose Estimate Based on Modeling and on Body Burden. Measurement in CSFR, CEC Radiation Protection - 53. Proc. of Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, Luxembourg, 1-5 October 1990, Vol. II. pp 1195-1208, Report EUR 13574, 1991.

Bučina, I., Dvořák, Z., Malátová, I., Vrbová, H., Drábová, D: Radionuclides from the Chernobyl accident in soil over the Czechoslovak territory: their origin, deposition and distribution, XVth Regional Congress of IRPA, The Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides, Visby, Sweden 11 -14 Sep, 1989, pp.170-175.

Malátová, I., Drábová, D., Češpírová, I.: Internal contamination of Czechoslovak population by cesium radioisotopes, XVth Regional Congress of IRPA, The Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides, Visby, Sweden, 11-14 Sept 1989, pp.433-437.

Rulík, P., Bučina, I., Malátová, I.: Aerosol particle size distribution in dependence on the type of radionuclide after the Chernobyl accident and in the NPP effluents, XVth Regional Congress of IRPA, The Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides, Visby, Sweden, 11.-14.Sept 1989, pp.102-107.

Malátová, I., Drábová, D., Bučina, I.: Quality Assurance of Gamma Spectrometry in Monitoring Network of CSFR, Proc. of the International Symposium on Post-Chernobyl Environmental Radioactivity Studies in East European Countries, Kazimierz, Poland, September 17-19, 1990, pp.104-107, Zaklady Poligrafii NOT w Lublinie 235-91.

Rulík, P., Malátová, I., Drábová, D., Macháček, K.: Obsah ^{137}Cs a ^{134}Cs v pražském ovzduší v letech 1986 až 1991, *Jaderná energie*, 38, str.322-324, č.8-9, 1992.

Malátová, I., Češpírová, I., Drábová, D.: Impact of atmospheric nuclear weapons tests and of the Chernobyl accident estimated through ^{137}Cs body burden of people in the Czech Republic. Environmental Impact of Radioactive Releases, Proceedings of a Symposium, IAEA Vienna, 8.-12.May 1995, pp. 751 - 753.

Zpráva o radiační situaci na území ČR a SR v roce 1992. (SZÚ, Centrum hygieny záření, Praha).

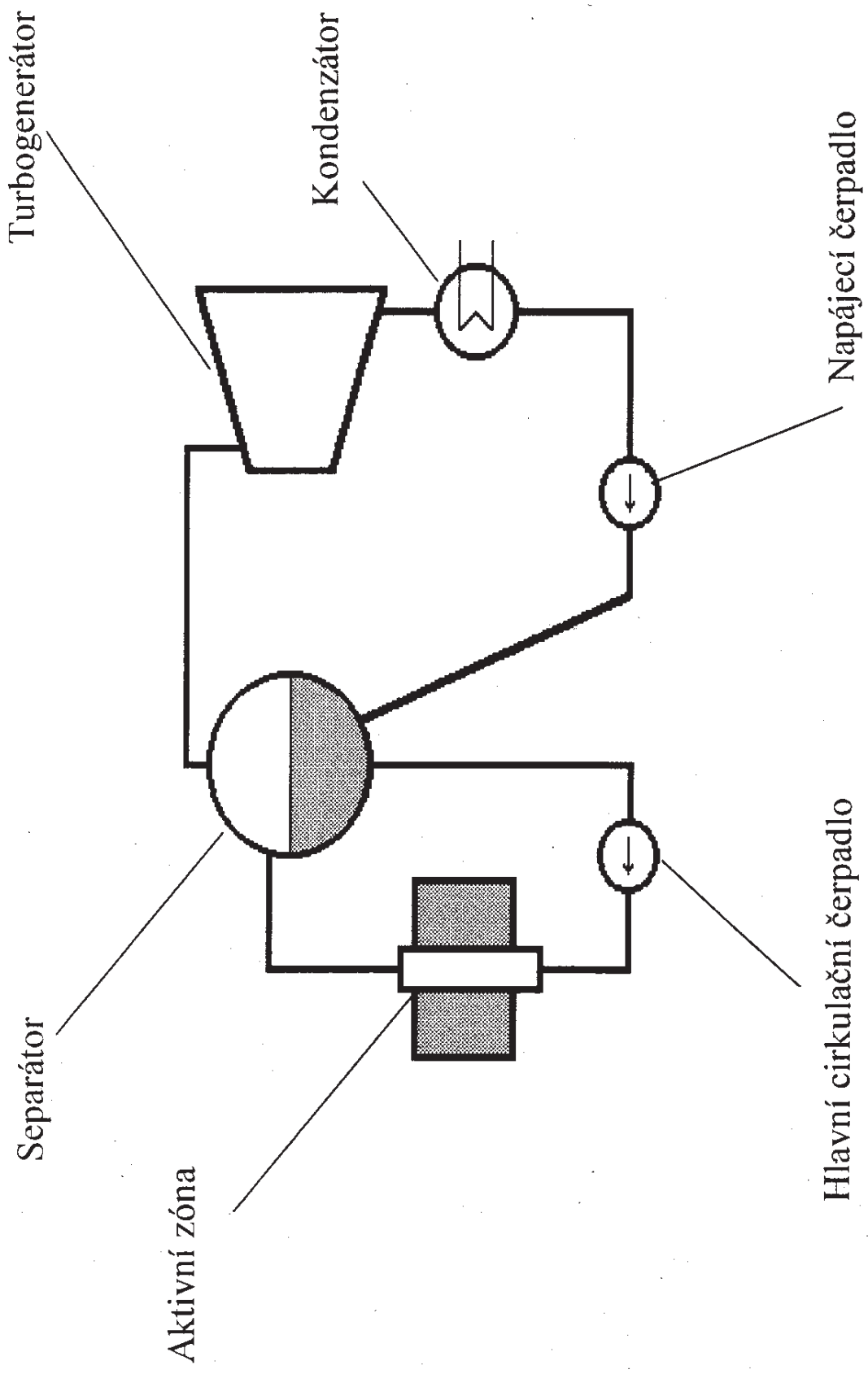
- Zpráva o radiační situaci na území ČR v roce 1993. (SZÚ, Centrum hygieny záření, Praha).
- Zpráva o radiační situaci na území ČR v roce 1994. (SZÚ, Centrum hygieny záření, Praha).
- Matzner, J.: Vliv černobylské havárie na jižní Čechy. KHS v Českých Budějovicích, odbor ochrany před zářením, České Budějovice, 1992.
- Horyna, J., Řanda, Z.: Uptake of Radiocesium and Alkali Metals by Mushrooms, *J.Radioanal. Nucl.Chem.Let.*, 127, (1988), pp.107-120.
- Řanda, Z., Benada, J., Horyna, J., Klán, J.: Mushrooms - Significant Source of Internal Contamination by Radiocesium in Natural and Semi-Natural Environments. Eds.: Desmet, G., Nassibeni, P., Belli, M., Elsevier Applied Science, London (1990), pp.169 -178.
- Bučina, I., Drábová, D., Kunz, E., Malátová, I.: Monitoring of post-Chernobyl contamination in the Czech Republic. The radiological consequence of the Chernobyl accident. Eds.: Karaoglou, A., Desmet, G., Kelly, G.N. Menzel, H.G., Proc. of the first int.conf., Minsk, Belarus 18 to 22 March 1996, pp. 1045 - 1048.
- Klener, V., Bučina, I., Drábová, D., Malátová, I.: Contamination of the territory of the then Czechoslovakia. Internal and external exposure. Evaluation of the situation and response of the authorities. Zehn Jahre nach Tchernobyl, eine Bilanz. Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) und der Strahlenschutzkommission (SSK), München, 1996.

Obrazová a tabulková příloha

Obr.1
Obr.2a
Obr.2b
Obr.3
Obr.4
Obr.5
Obr.6
Obr.7
Obr.8
Obr.9
Obr.10
Obr.11
Obr.12
Obr.13
Obr.14
Obr.15
Obr.16
Obr.17
Obr.18
Obr.19
Obr.20
Obr.21
Obr.22
Obr.23
Obr.24
Obr.25
Obr.26
Obr.27
Obr.28
Obr.29
Obr.30

Tab.1
Tab.2
Tab.3
Tab.4
Tab.5
Tab.6
Tab.7
Tab.8
Tab.9
Tab.10
Tab.11
Tab.12

Obr. 1 Uspořádání reaktoru RBMK 1000



Obr. 2a Oblasti s nejvyšší kontaminací ^{137}Cs na území Ukrajiny, Běloruska a Ruska Červeně jsou vyznačena území s plošnou aktivitou ^{137}Cs větší než 555 kBq/m^2



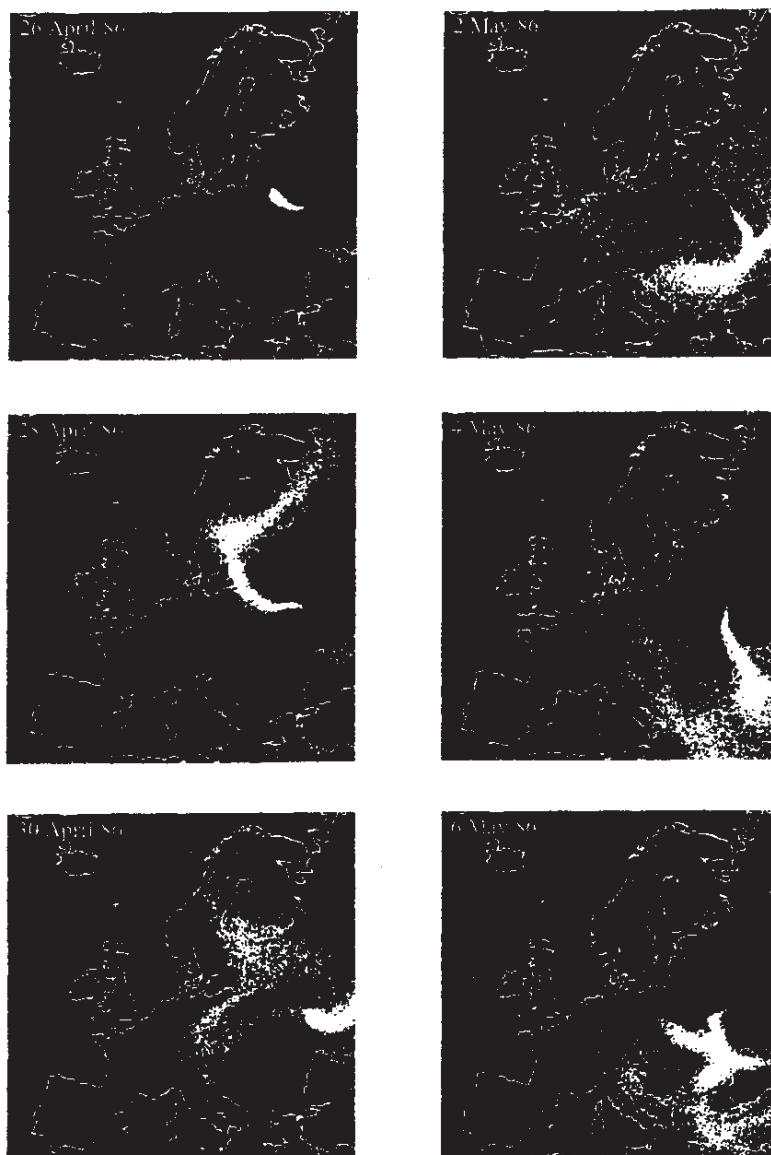
zdroj OECD

Obr. 2b Nejvíce kontaminovaná oblast v blízkosti Černobylu. Červeně jsou vyznačena území s plošnou aktivitou ^{137}Cs větší než 1500 kBq/m^2 , oranžově s plošnou aktivitou nad 555 kBq/m^2



zdroj OECD

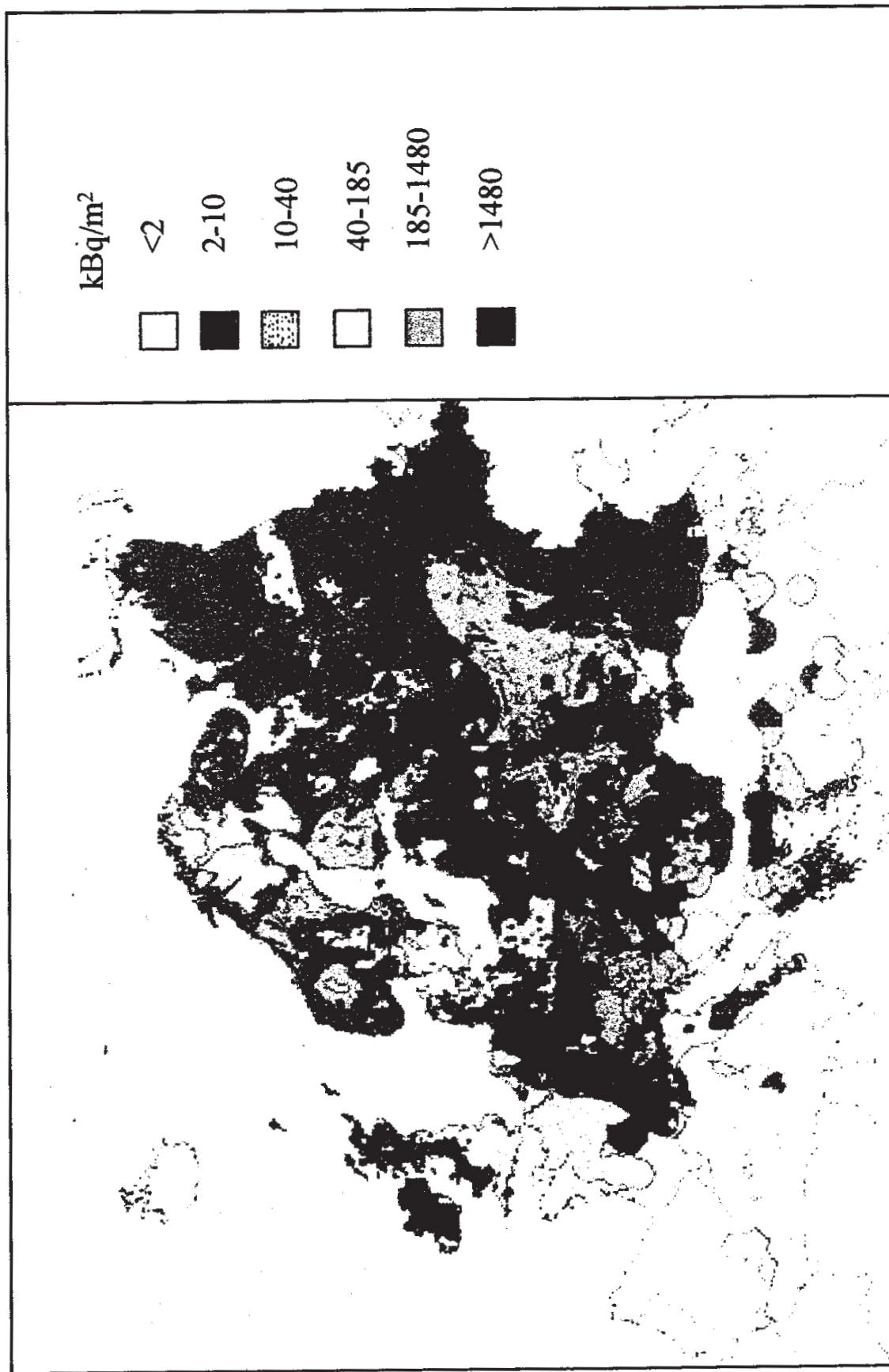
Obr. 3 Postup šíření kontaminace z havarované jaderné elektrárny Černobyl



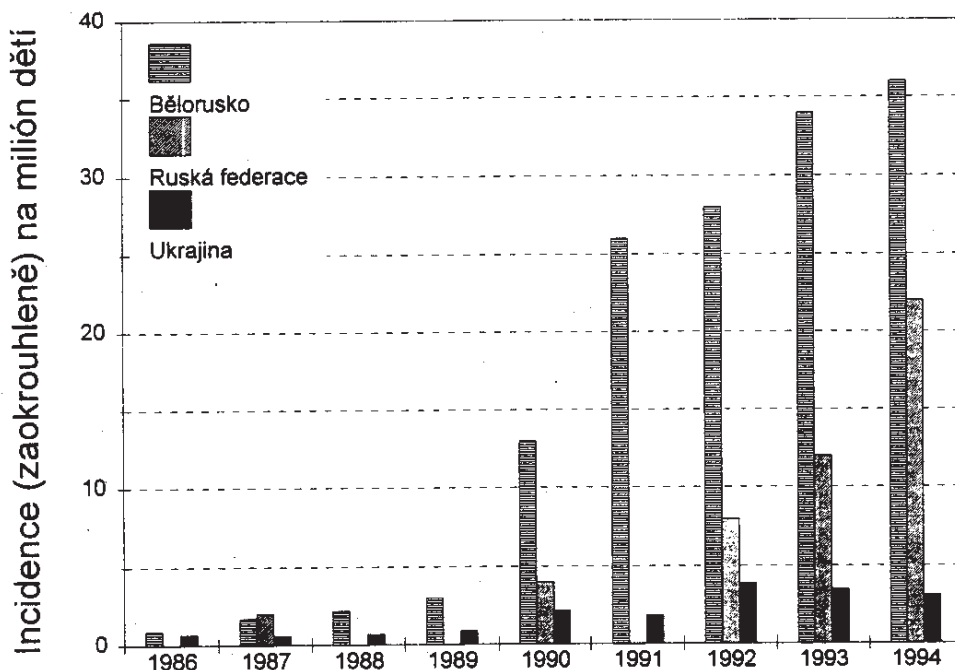
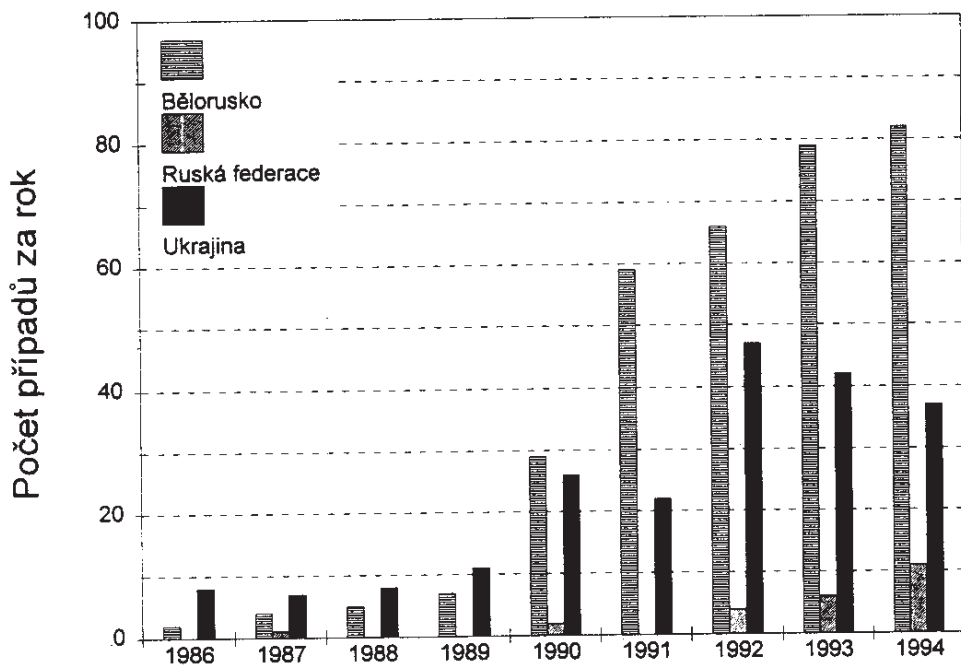
Credit: ARAC

zdroj OECD

Obr. 4 Mapa povrchové kontaminace Evropy ^{137}Cs podle "Atlas on caesium contamination of Europe after the Chernobyl nuclear power plant accident" (eds. M. deCort, Z.S. Tsaturov), která vznikla na základě měřených údajů v jednotlivých evropských státech

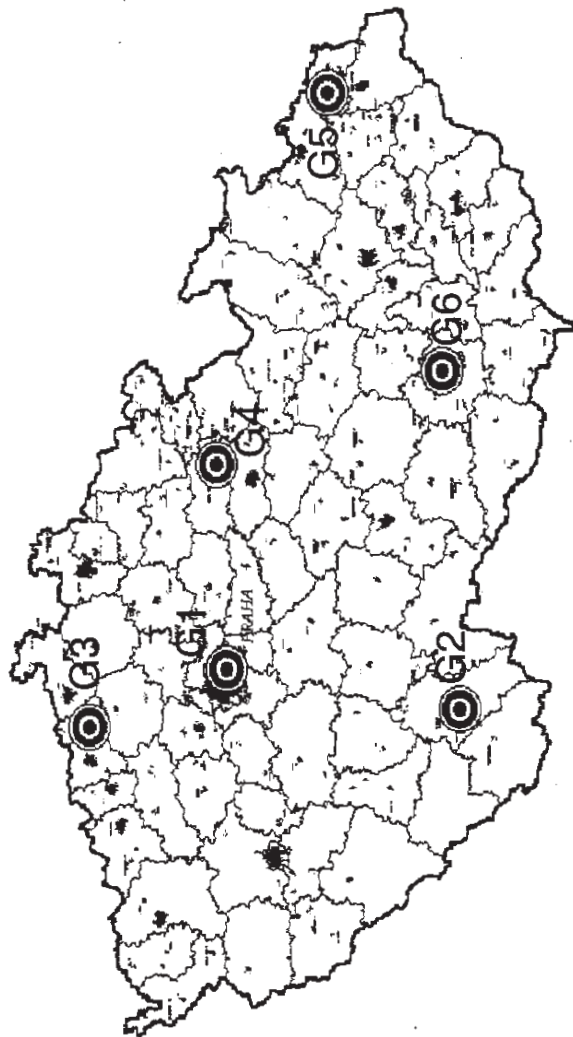


Obr. 5 Výskyt rakoviny štítné žlázy u dětí v Bělorusku, části Ruské federace (Brjanská a Kalužská oblast) a na Ukrajině

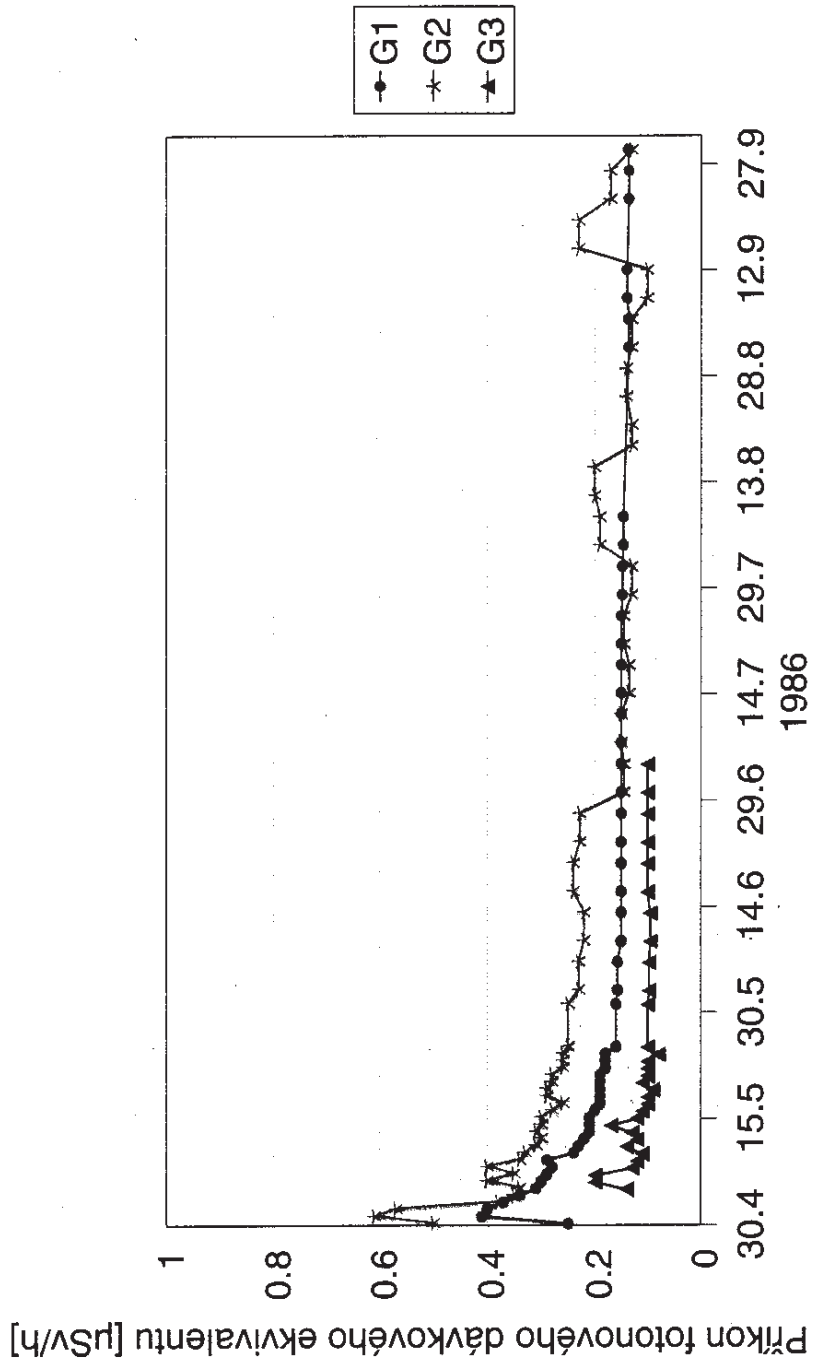


Pozn: pro Ruskou federaci za rok 1994 je číslo nekompletní
 Bělorusko má 2.3 miliónů dětí, Ukrajina 12 miliónů a Brjanská a Kalužská oblast Ruské federace 0.5 miliónů

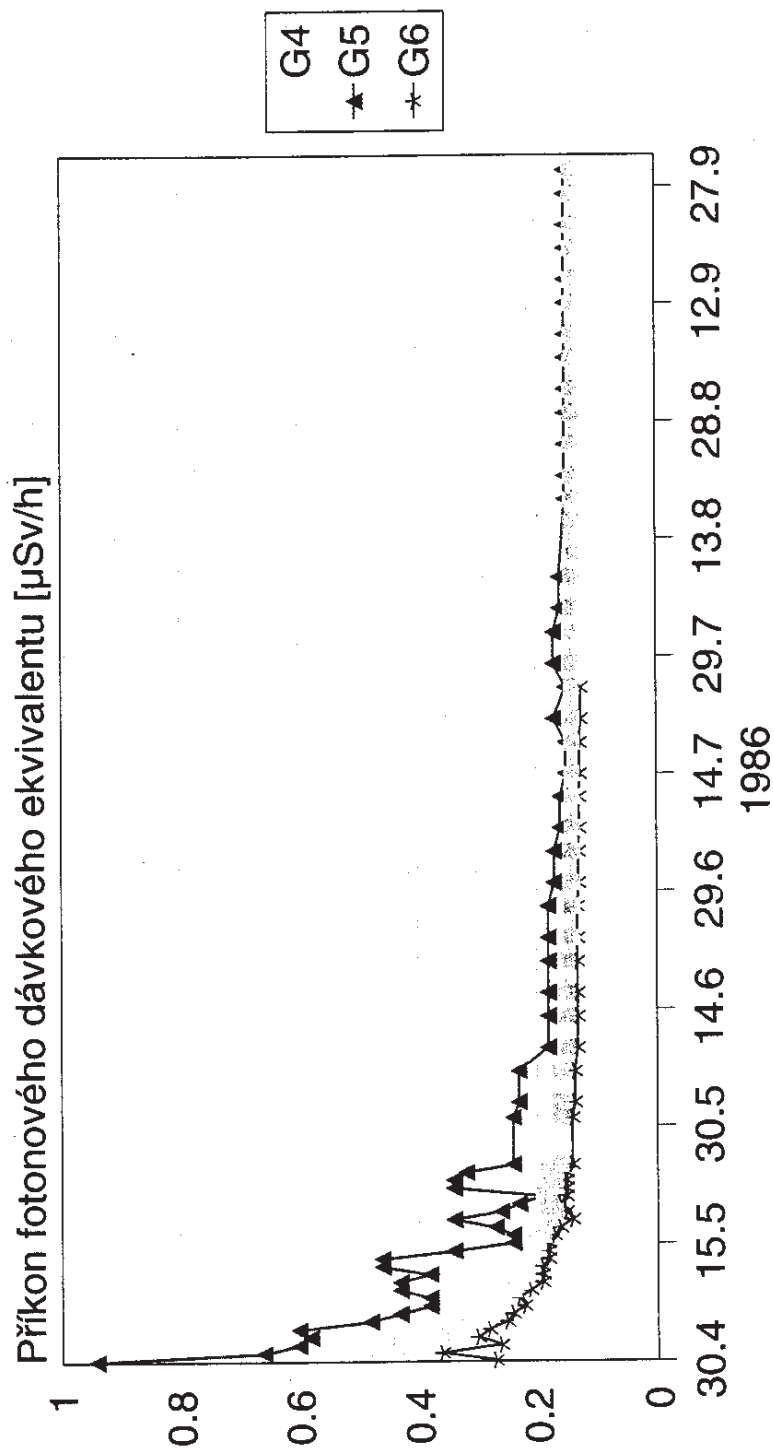
Obr. 6 Mapa ČR s vyznačenými místy, v nichž byl měřen
fotonový dávkový ekvivalent



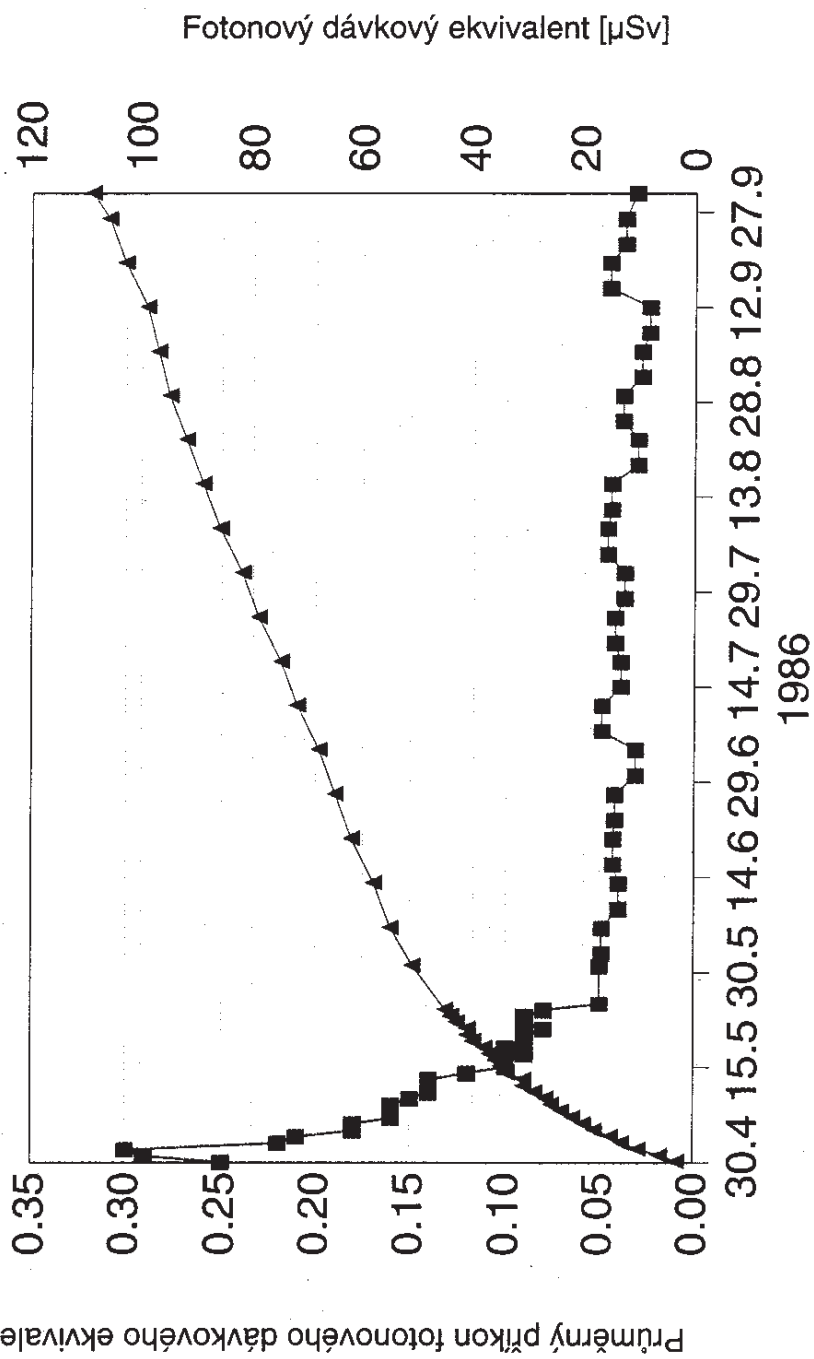
Obr.7 Časový průběh příkonu fotonového dávkového ekvivalentu od 30.4 1986 do 27.9.1986 v Praze (G1), Českých Budějovicích (G2) a Ústí nad Labem (G3)



Obr.8 Časový průběh příkonu fotonového dávkového ekvivalentu od 30.4 1986 do 27.9.1986 v Hradci Králové (G4), Ostravě (G5) a Brně (G6)



Obr. 9 Časový průběh příkonu průměrného fotonového dávkového ekvivalentu od 30.4 1986 do 27.9.1986 a časový průběh kumulovaného fotonového dávkového ekvivalentu po odečtení přírodního pozadí



Obr.10 Průchody vzdušných kontaminovaných mas přes území Československa v době od 30.4.1986 do 8.5. 1986 s označením doby úniku z černobylského reaktoru (podle výpočtu SHMU)

Únik z JE Černobyl

I ■ 1: 27.4.86 - 2h
2: 27.4.86 - 14h

II ■ 26.4.86 - 2h

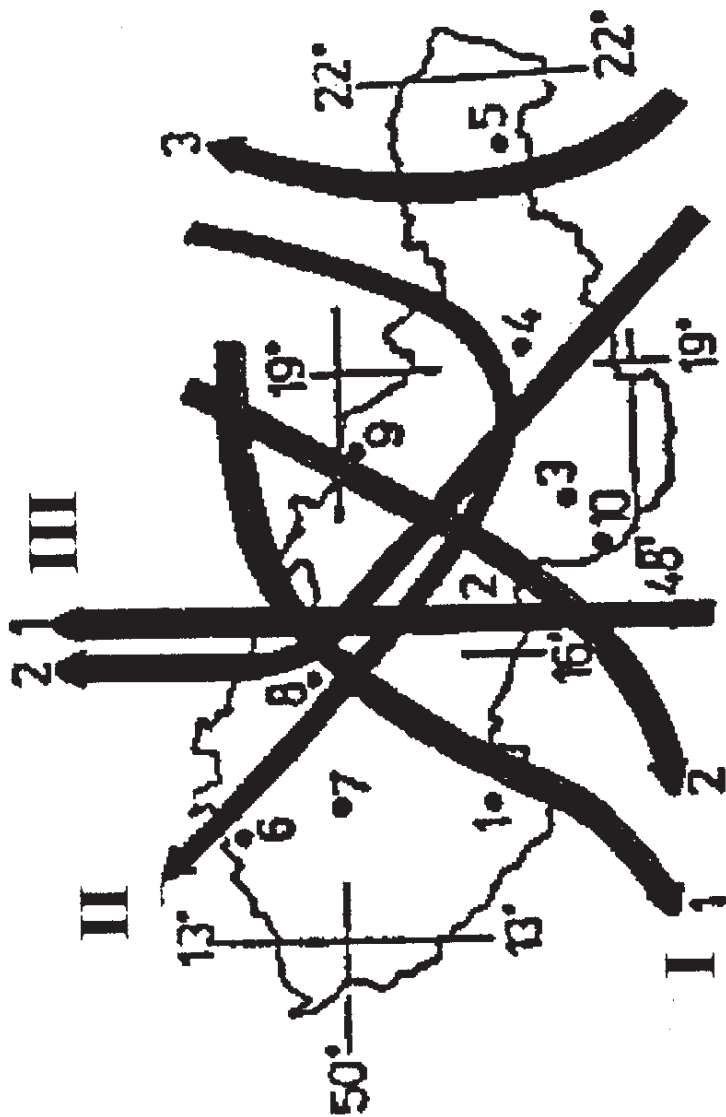
III ■ 1: 4.5.86 - 2h
2: 4.5.86 - 14h
3: 5.5.86 - 2h

Průchod nad územím Československa

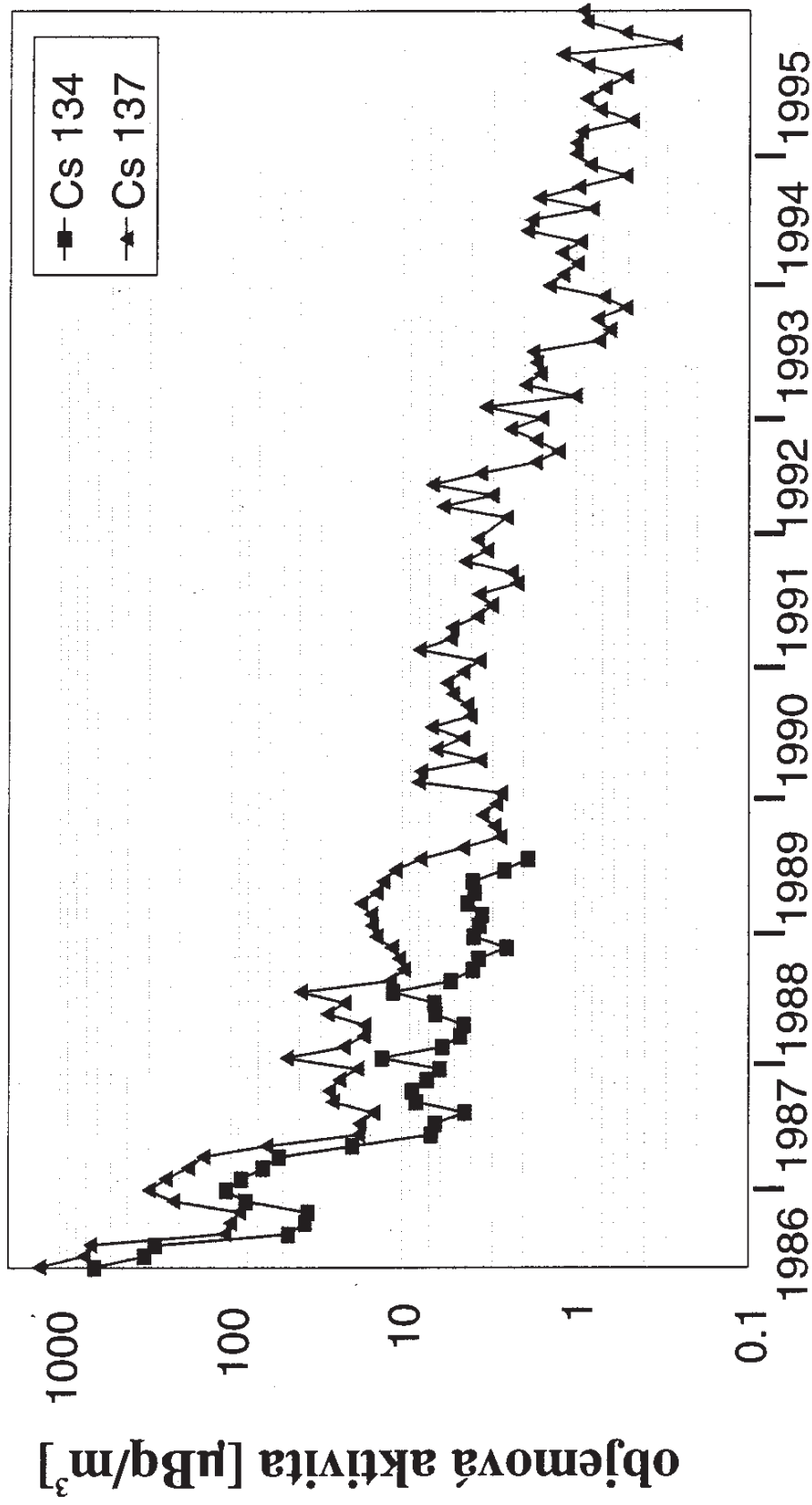
I ■ 1: 30.4.86 - 7h
2: 30.4.86 - 14h

II ■ od 4.5.86 - 2h
do 5.5.86 - 14h

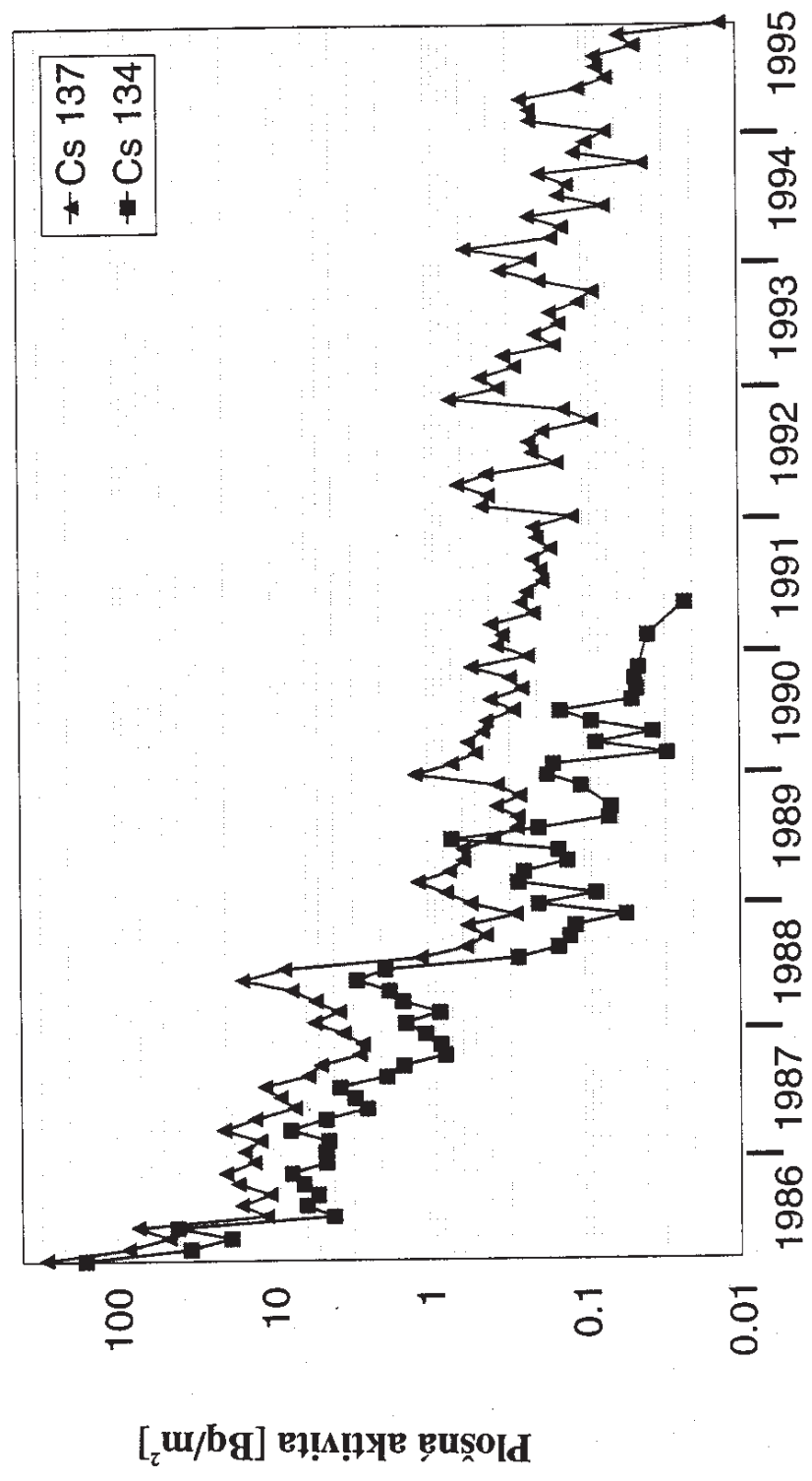
III ■ 1: od 8.5.86 - 2h
do 9.5.86 - 2h
2: od 7.5.86 - 2h
do 7.5.86 - 14h
3: 8.5.86 - 2h



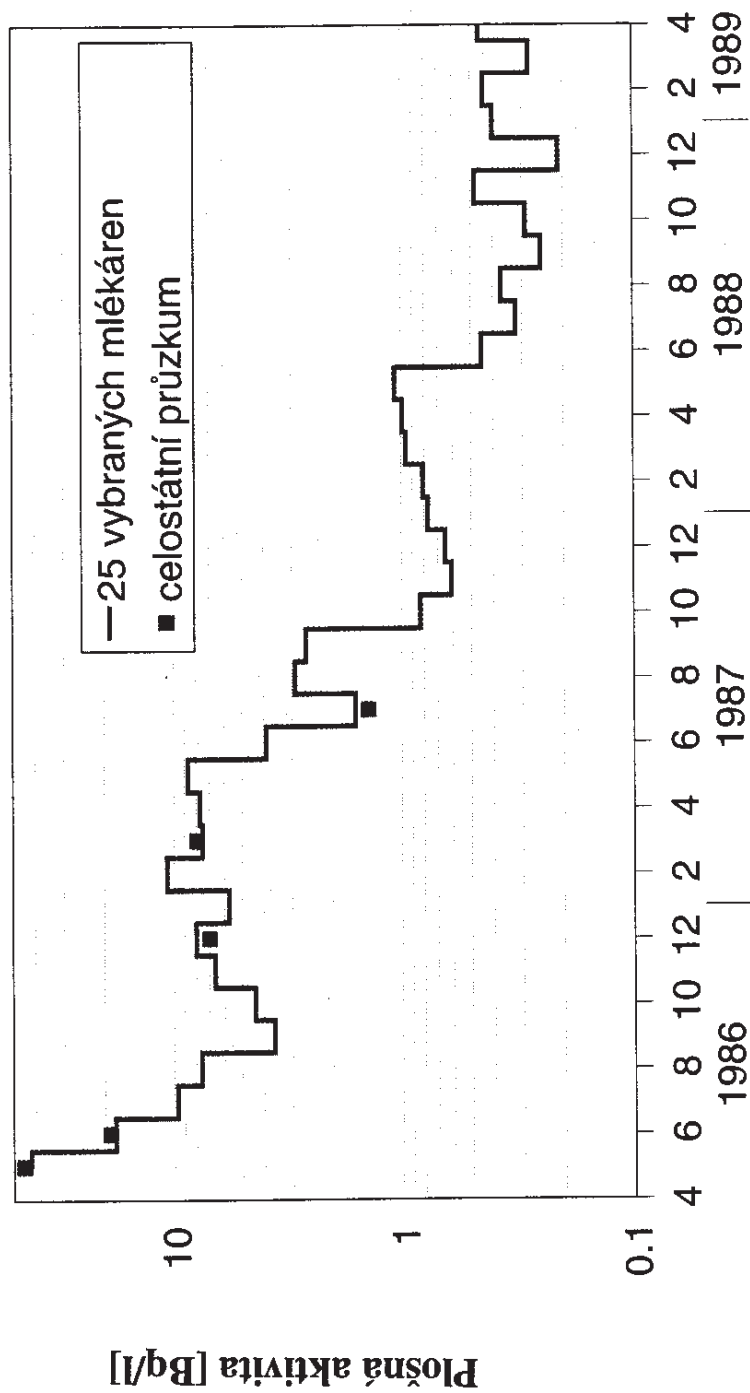
Obr. 12 Měsíční průměry objemových aktivit ^{137}Cs a ^{134}Cs ve vzdušném aerosolu, odebraném na měřicím místě kontaminace ovzduší Státního ústavu ochrany před zářením v Praze od r. 1986 do současné doby



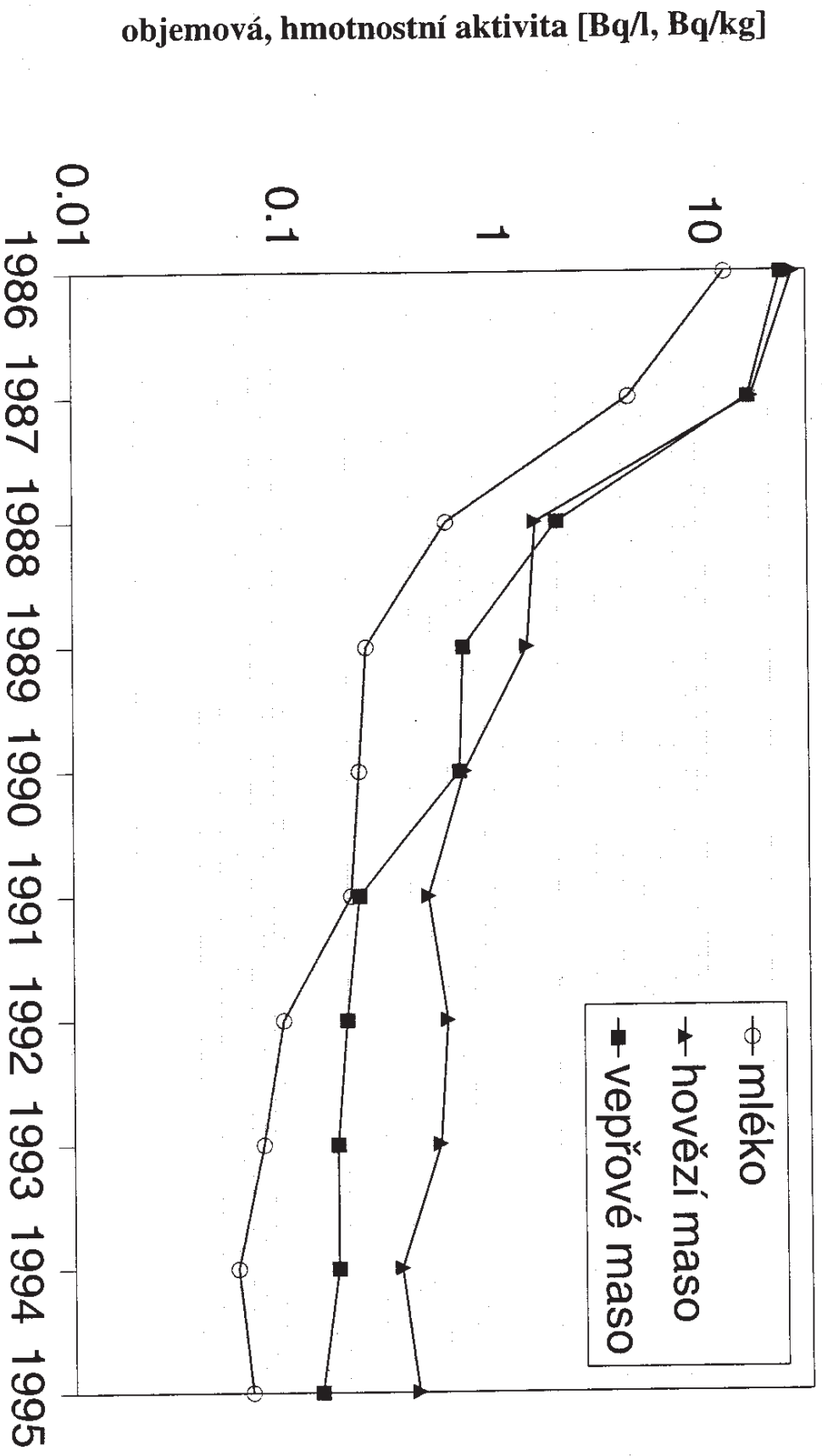
Obr.13 Plošná aktivita ^{137}Cs a ^{134}Cs v měsíčních odběrech spadů, sbíraném na vodní hladinu na měřicím místě kontaminace ovzduší Státního ústavu ochrany před zářením v Praze od r. 1986 do současné doby



Obr.14 Průměrná objemová aktivita ^{137}Cs v mléce, z vybraných mlékáren, pokrývajících 30 % spotřeby mléka konzumovaného přímo, průměrná objemová aktivita ^{137}Cs ze všech cca 130 mlékárenských závodů ve státě, zjištěná na základě jednorázově organizovaných celostátních průzkumů



Obr. 15 Průměrné roční hmotnostní/objemové aktivity ¹³⁷Cs ve vepřovém a hovězím mase a v mléce



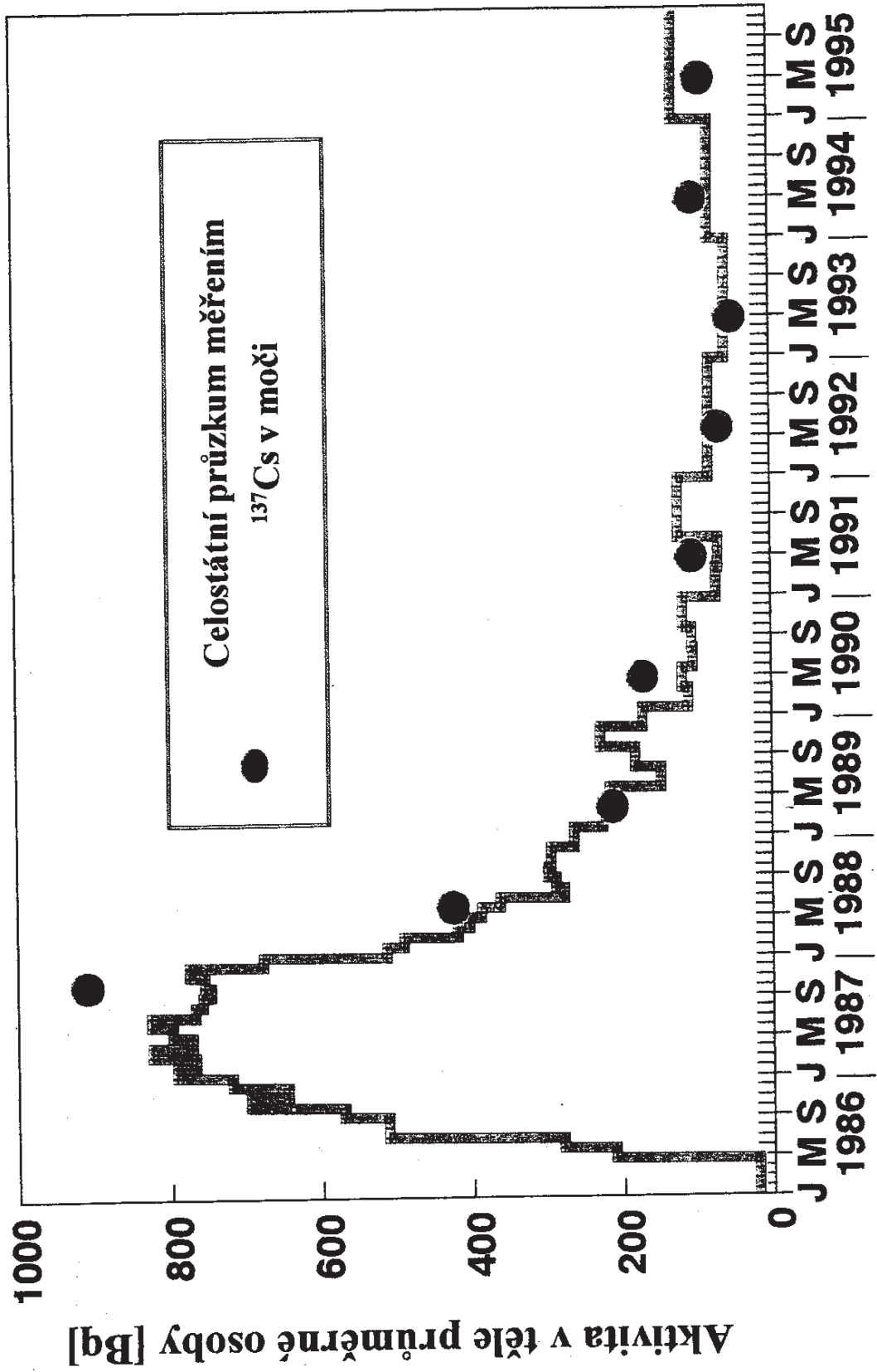
Obr. 16 Plošné aktivity ^{137}Cs na území České republiky, zjištěné v celostátním průzkumu ve dnech 16.-17.6.1986. K prezentaci v obrázku bylo použito grafického výstupu informačního systému IMIS/CZ



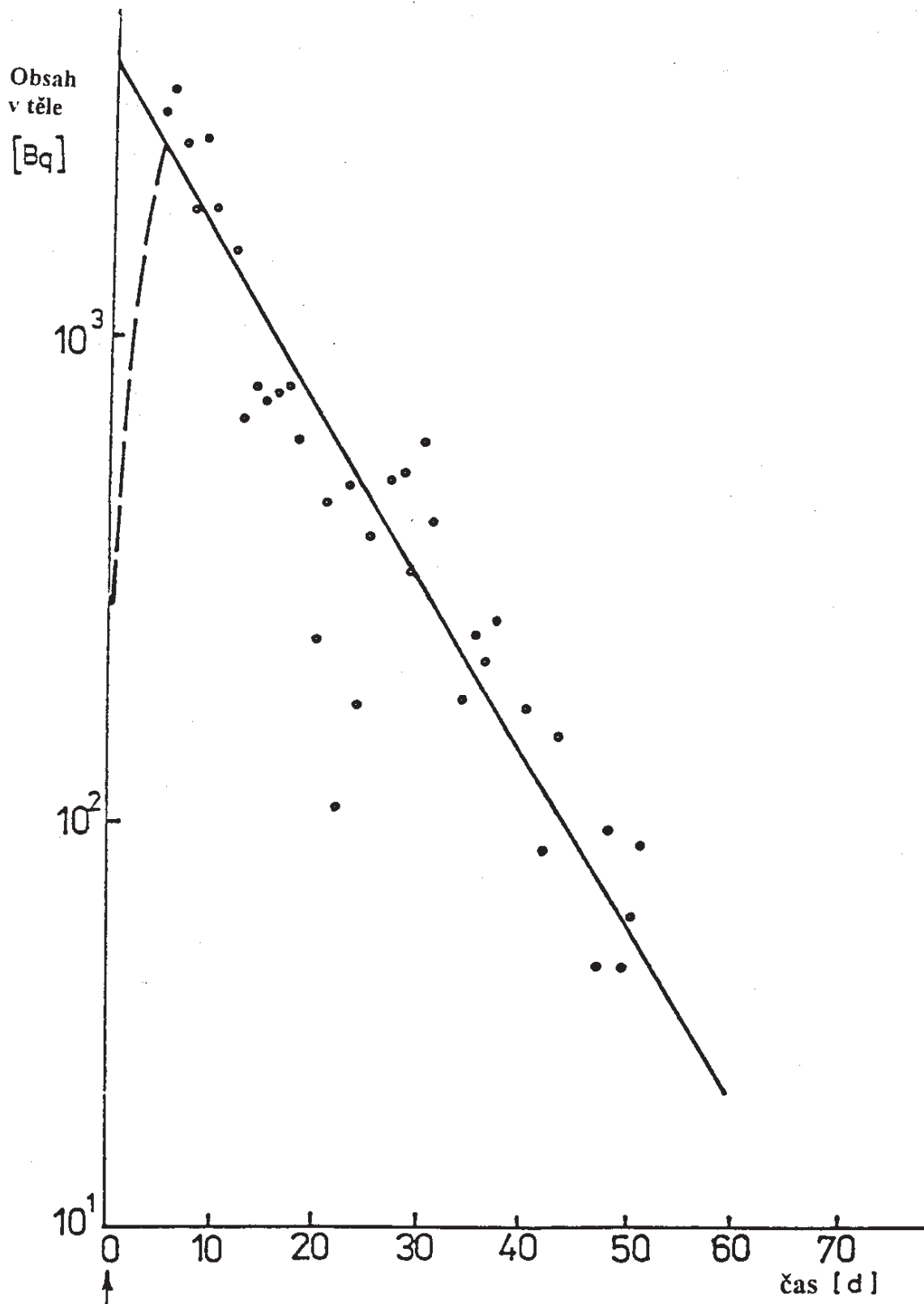
Obr.17 Celotělové měření polovodičovým detektorem na celotělovém počítači
Státního ústavu radiální ochrany v Praze



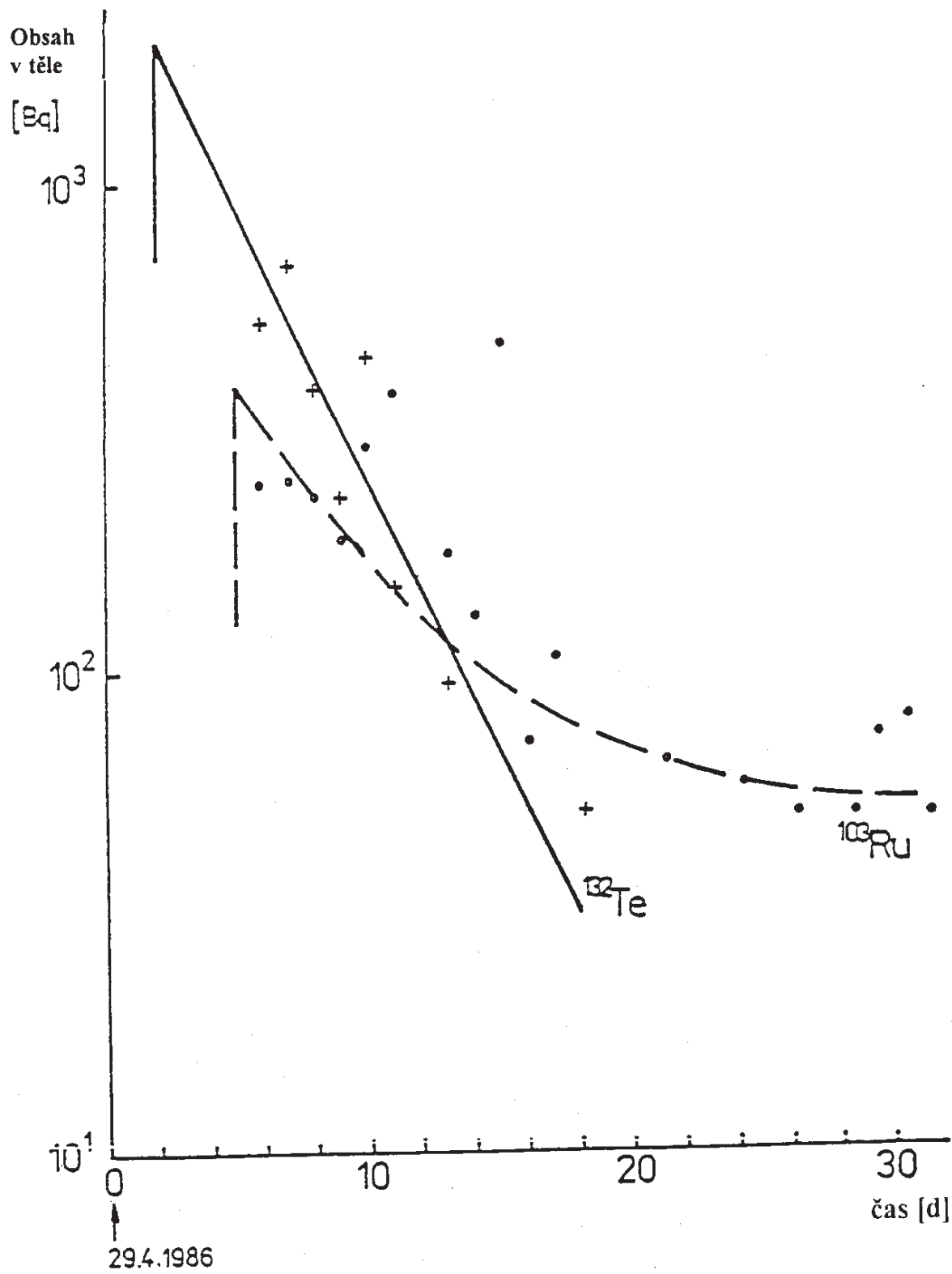
Obr. 18 Časový průběh vnitřní kontaminace ^{137}Cs u české populace



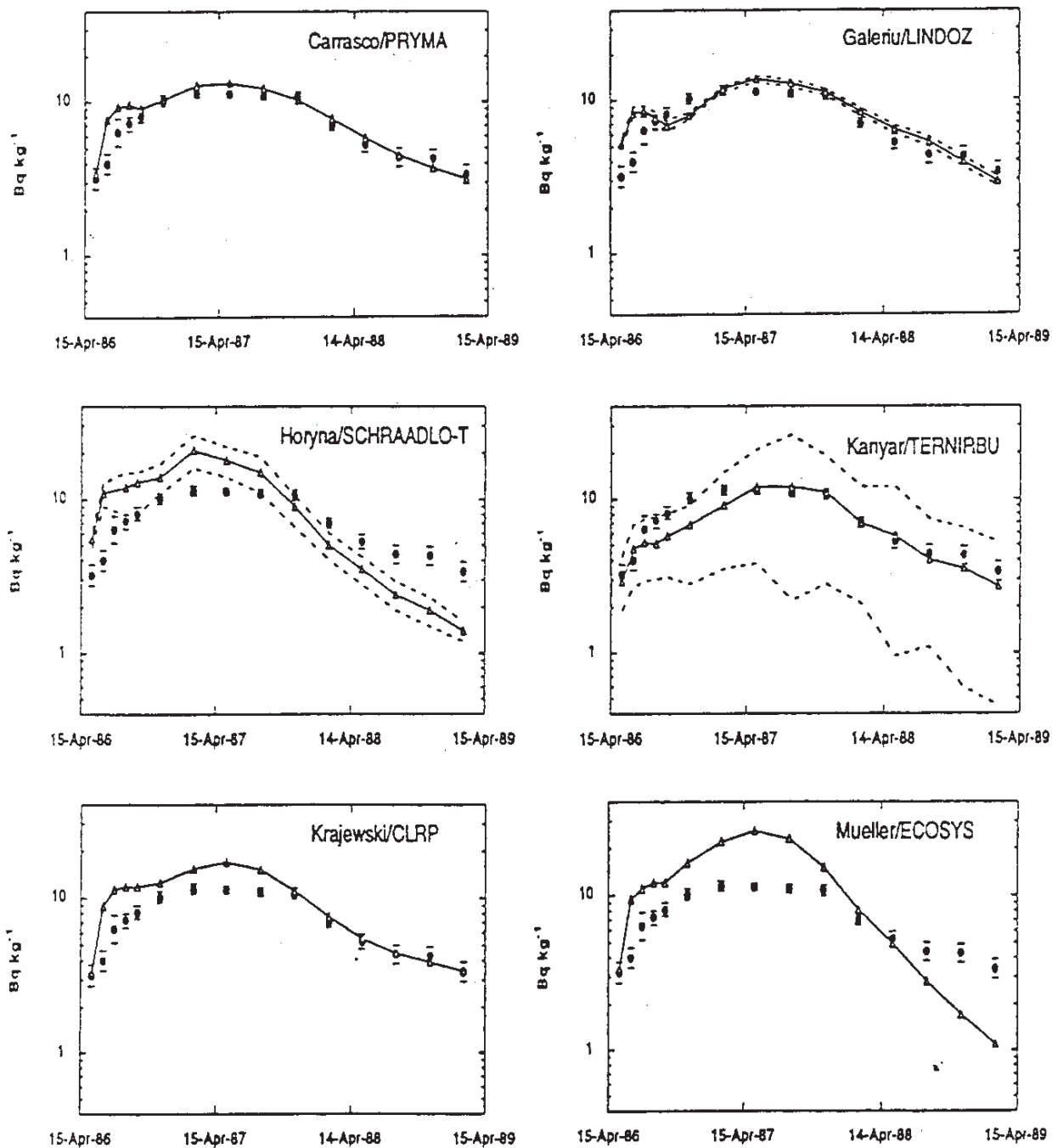
Obr.19 Časový průběh retence ^{131}I u české populace po černobylské havárii. Průměrný příjem ^{131}I byl odhadnut extrapolací proložené retenční křivky za předpokladu jednorázového příjmu v okamžik prvního příchodu vzdušných kontaminovaných mas, dále za předpokladu rovnoměrného nárůstu k polovině období, kdy byla kontaminace ovzduší na maximu.



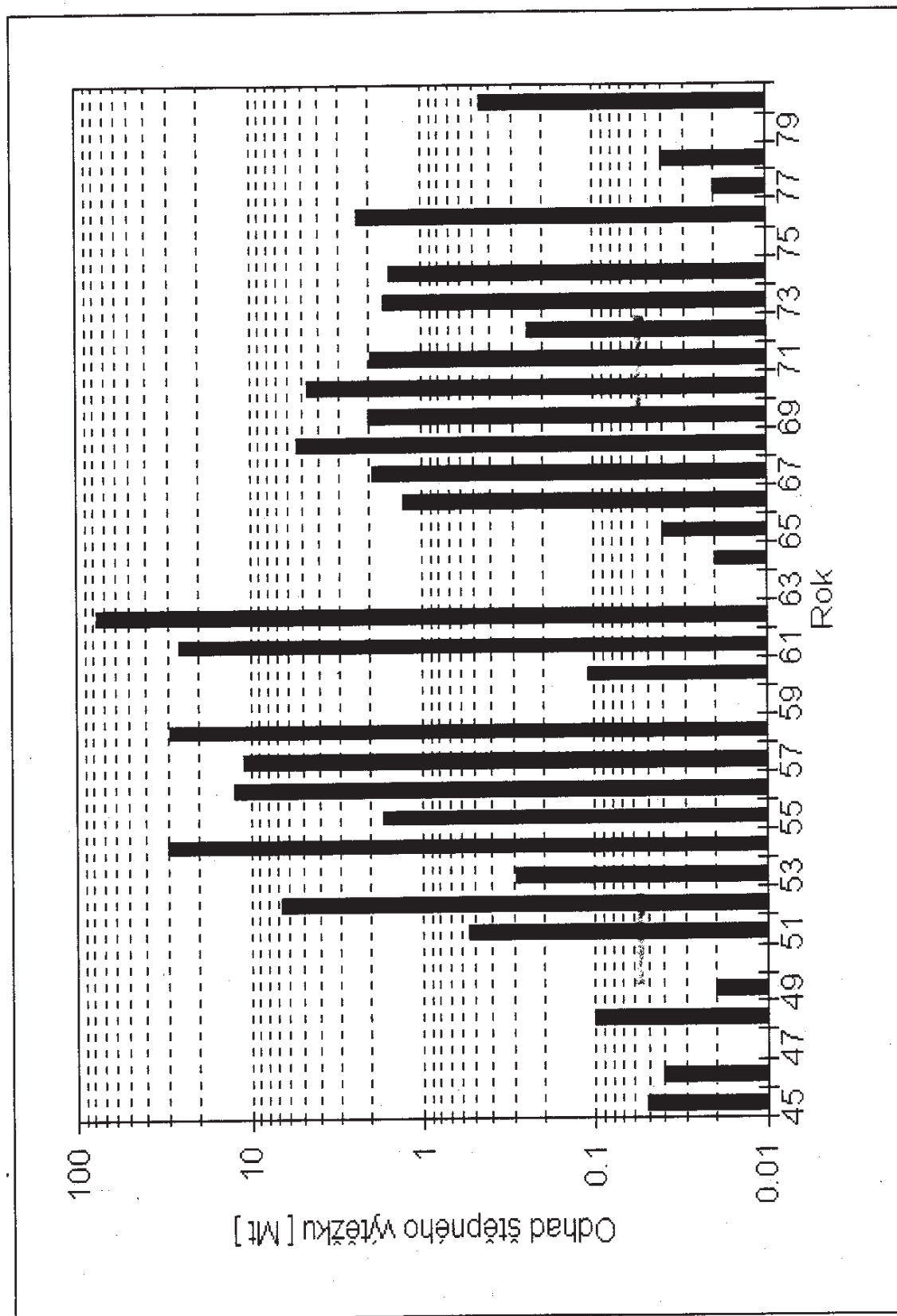
Obr.20 Časový průběh retence ^{103}Ru a ^{132}Te u české populace. Průměrný příjem je vypočten pro ^{132}Te k 30.4.1986 (maximální koncentrace v ovzduší), pro ^{103}Ru k 3.5.1986 (střední období maximální koncentrace v ovzduší).



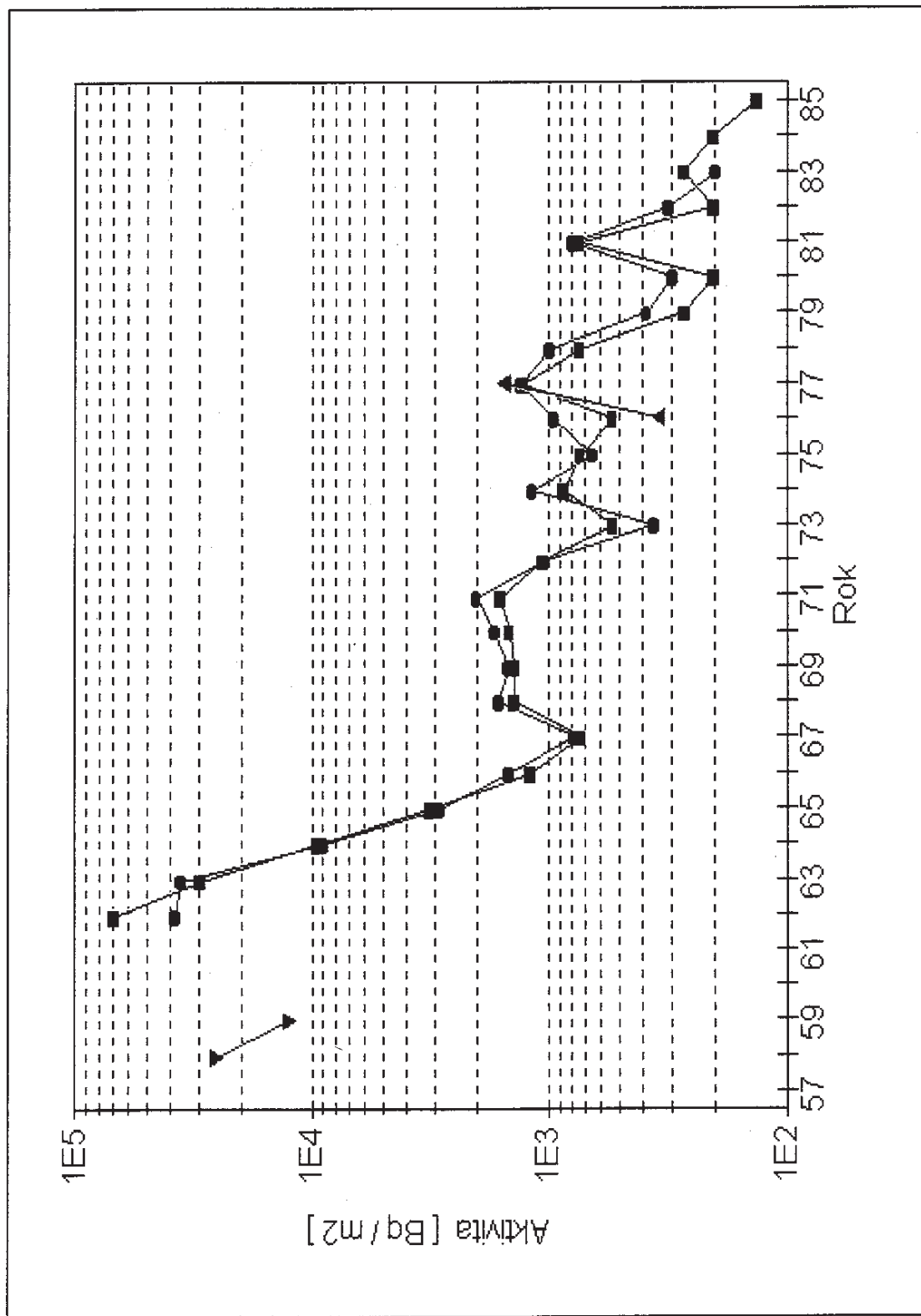
Obr.21 Porovnání časových průběhů vnitřní kontaminace cesiem 137 průměrného obyvatele středočeského kraje a Prahy vypočtených pomocí 6 modelů šíření v programu VAMP - CB s hodnotami, získanými měřeními na celotělovém počítači SÚRO Praha (IAEA - TECDOC - 795), 1995.



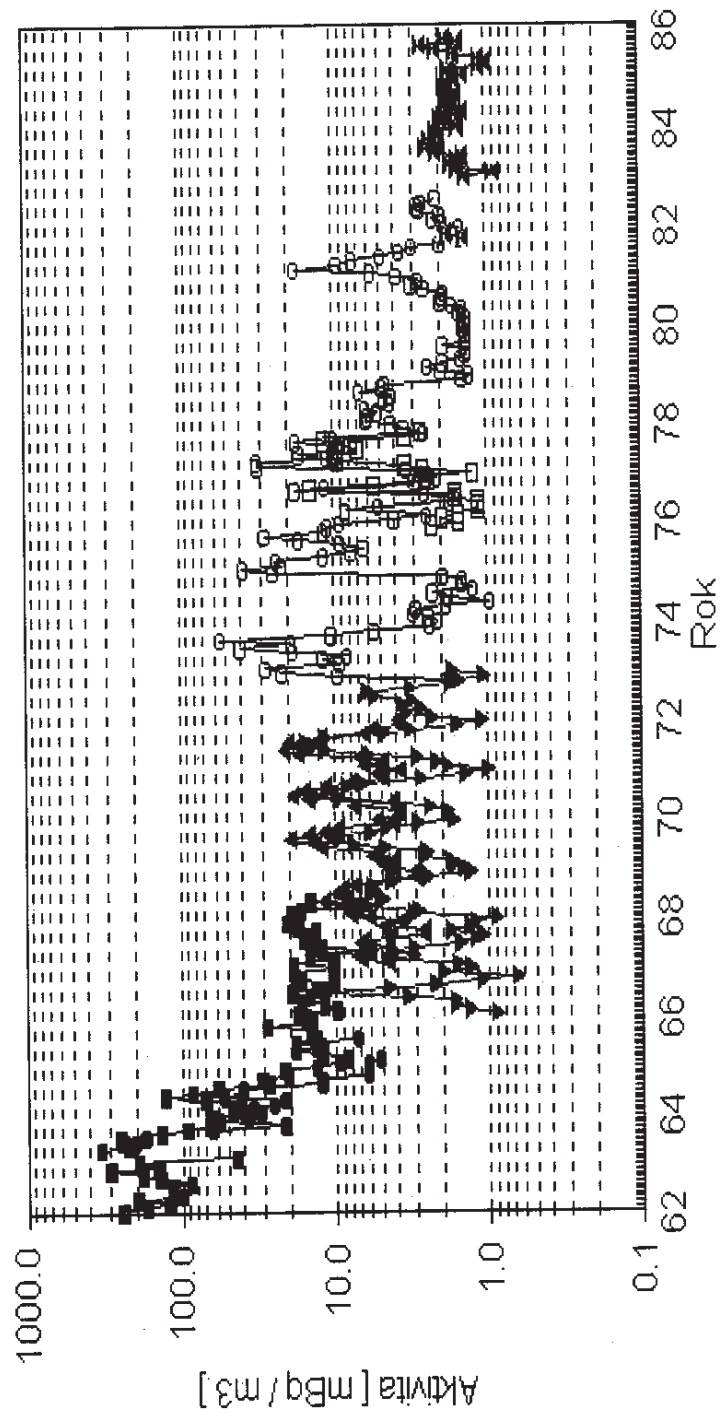
Obr. 22 Přehled zkoušek jaderných zbraní v atmosféře



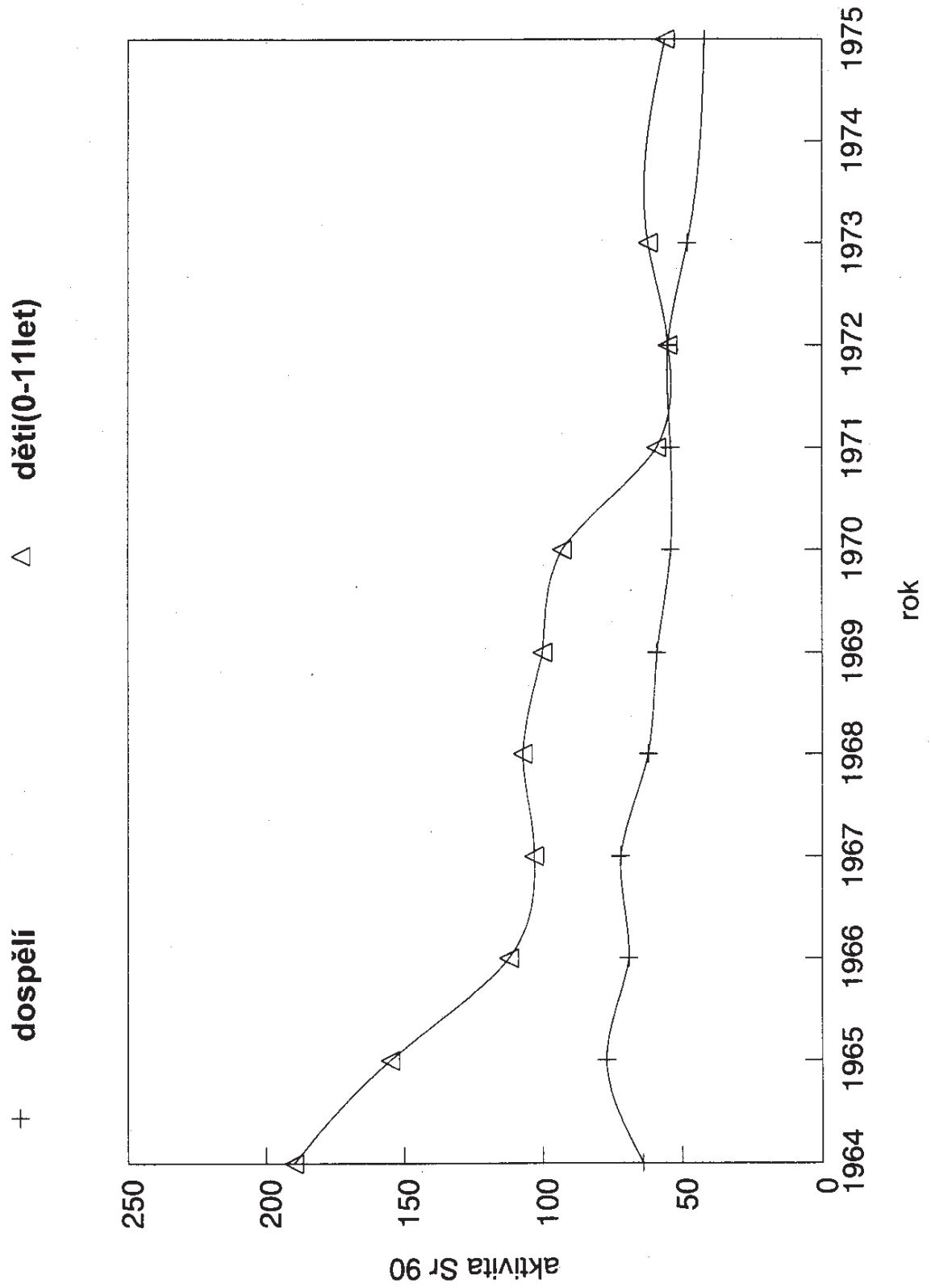
**Obr. 23 Průběh celkové aktivity beta ve spádech na našem území
po zkouškách jaderných zbraní v atmosféře**



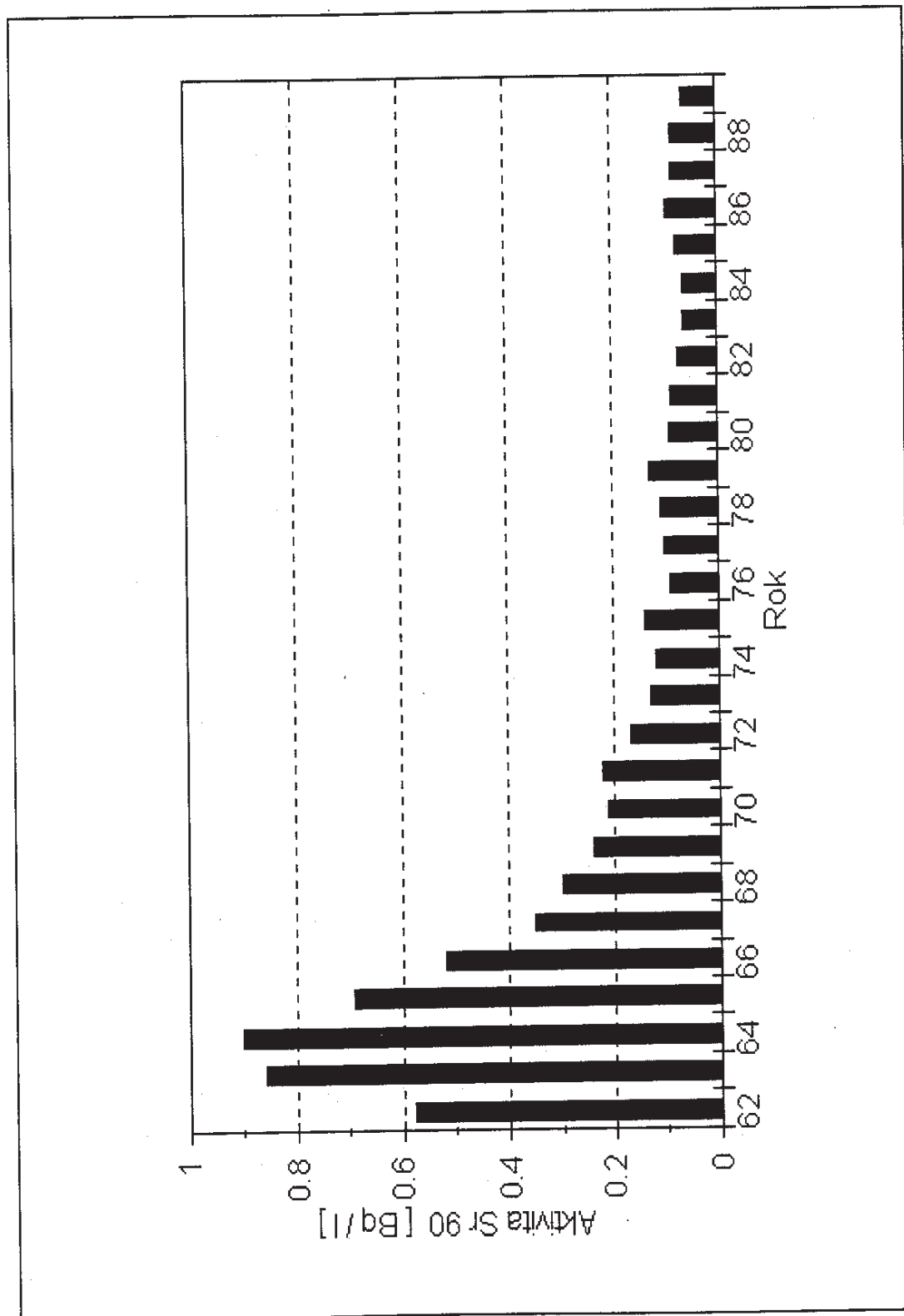
**Obr. 24 Průběh celkové aktivity beta v ovzduší na našem území
po zkouškách jaderných zbraní v atmosféře**



**Obr.25 Obsah Sr90 v obratlech
mBq/g Ca**

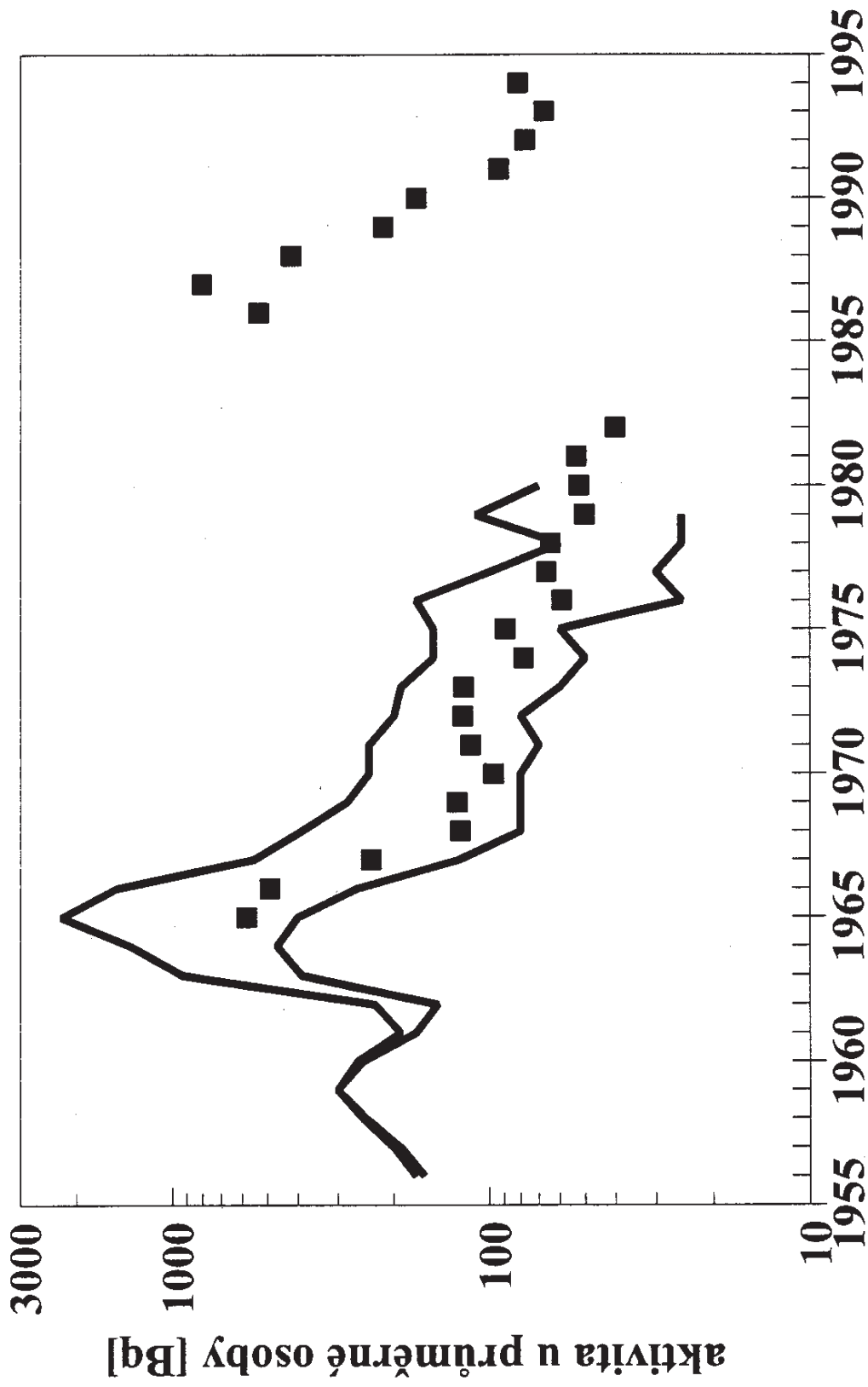


Obr. 26 Obsah ^{90}Sr v mléce po zkouškách jaderných zbraní v atmosféře



Obr. 27

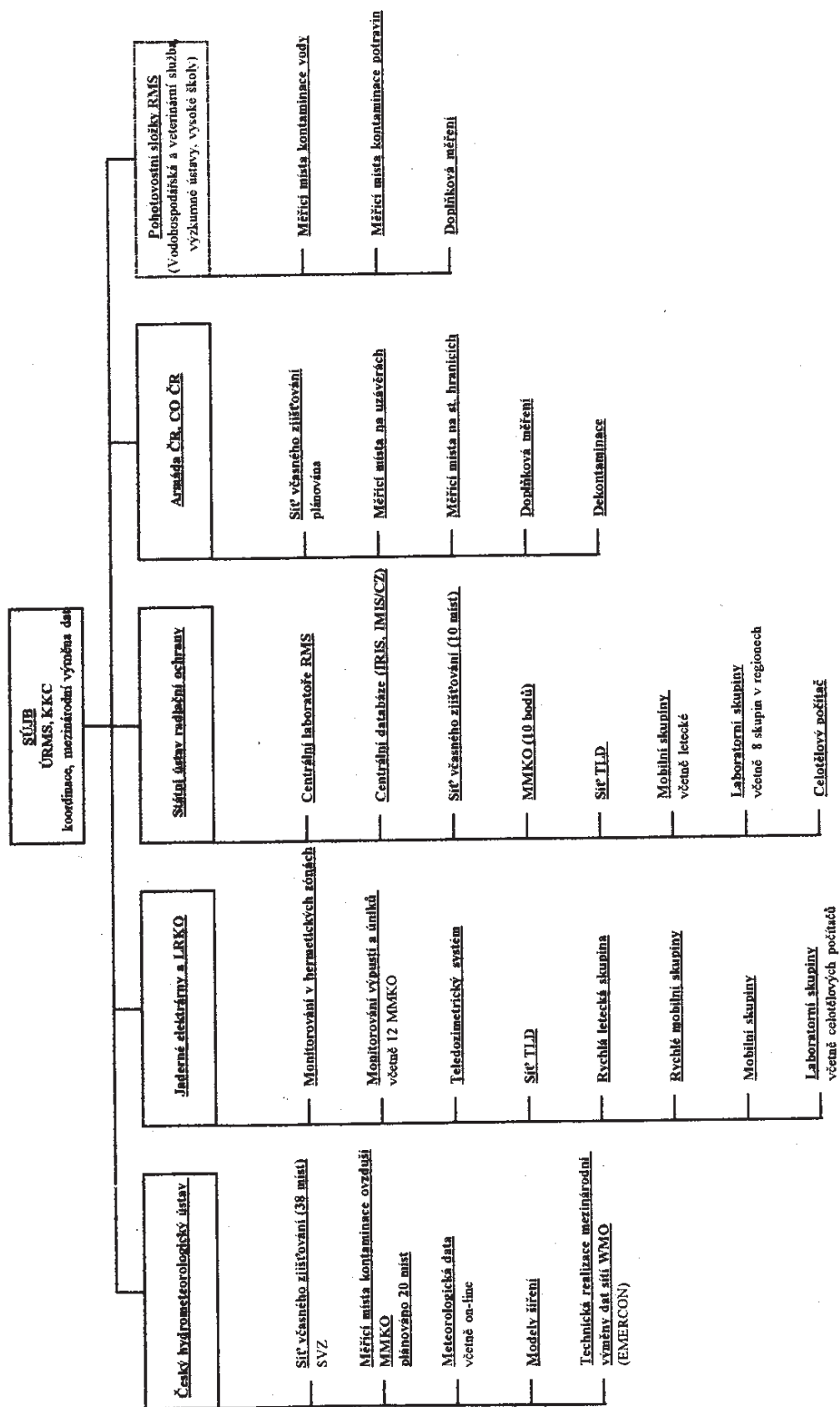
Vývoj obsahu ^{137}Cs
u obyvatel ČR v letech 1965 - 1994



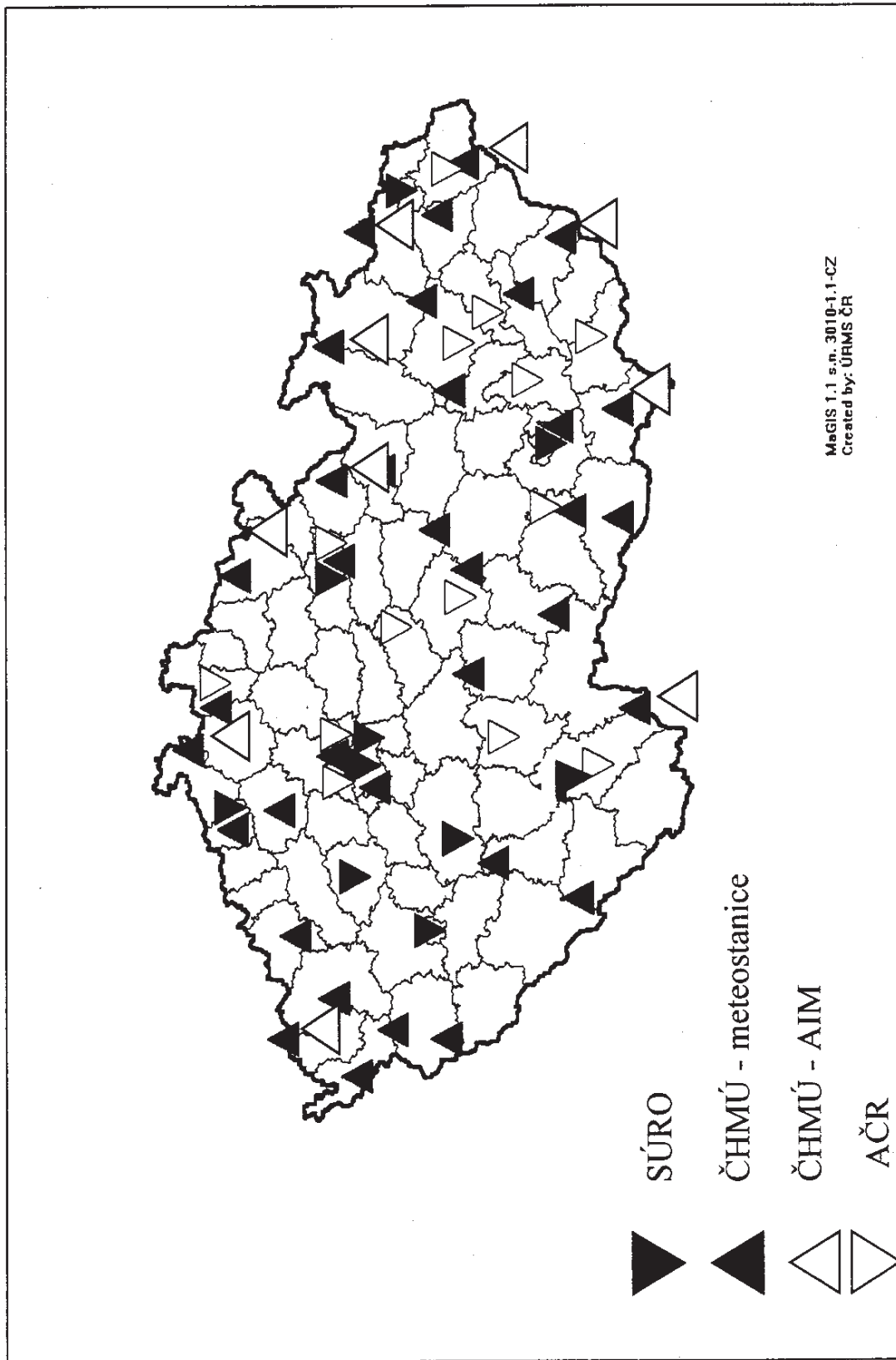
Minimální a maximální obsahy ^{137}Cs v průměrném jedinci v evropských zemích



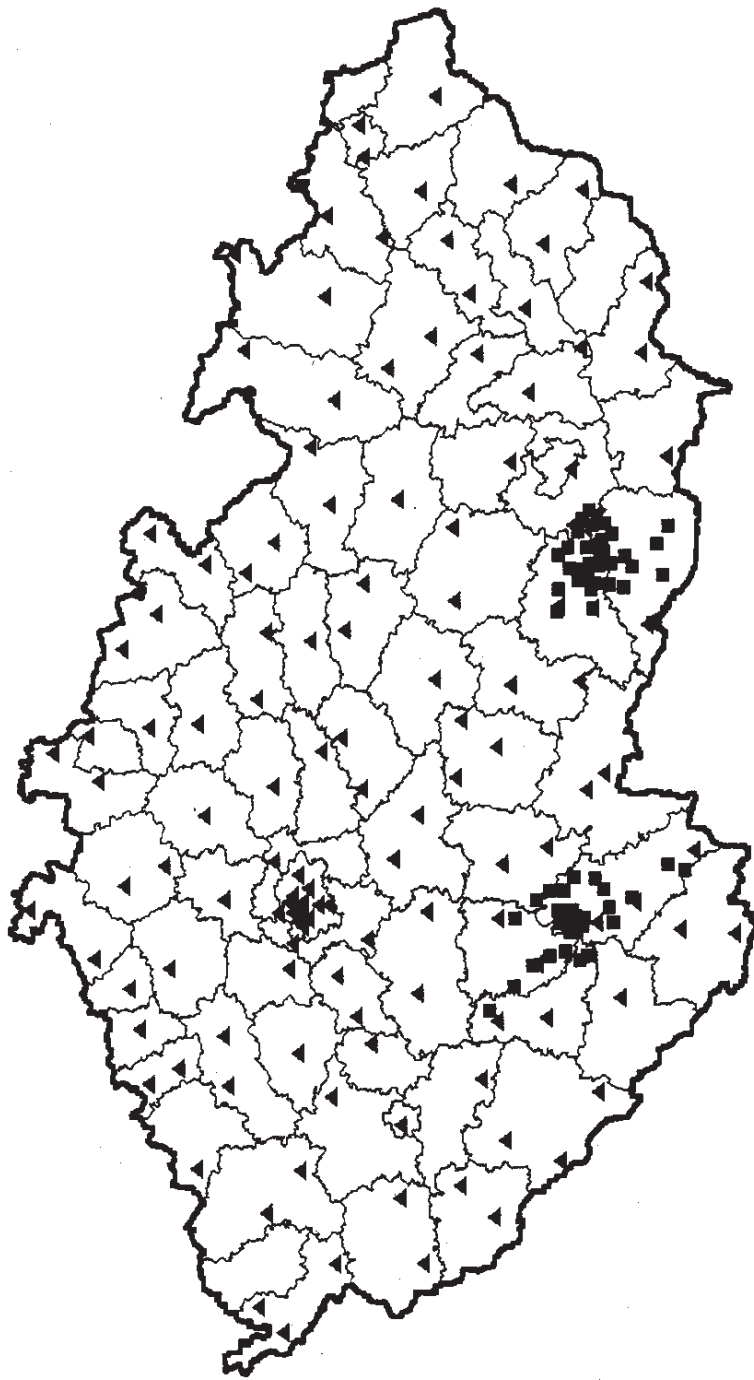
Obr. 28 Struktura Radiční monitorovací sítě ČR



Obr. 29 Síť včasného zjišťování RMS ČR



Obr. 30 Síť TL dozimetrů RMS ČR



▲ SÚRO

■ JE

Tabulka 1

Přehled jaderných elektráren s reaktory RBMK v provozu, ve výstavbě a odstavené bloky z roku 1990

Elektrárna	Země	Kód dle MAAE	MW(el) brutto	Zahájení stavby	Zahájení provozu	Vyřazení
V PROVOZU						
Bilibino	Rusko	RU-14A	12	1970	04/74	
Bilibino	Rusko	RU-14B	12	1970	02/75	
Bilibino	Rusko	RU-14C	12	1970	02/76	
Bilibino	Rusko	RU-14D	12	1970	01/77	
Černobyl 1	Ukrajina	UA-25	1000	06/72	05/78	
Černobyl 2	Ukrajina	UA-26	1000	02/73	05/79	
Černobyl 3	Ukrajina	UA-42	1000	05/77	06/82	
Ignalina 1	Litva	LT-46	1500	05/77	05/85	
Ignalina 2	Litva	LT-47	1500	1978	08/87	
Kursk 1	Rusko	RU-17	1000	06/72	10/77	
Kursk 2	Rusko	RU-22	1000	01/73	08/79	
Kursk 3	Rusko	RU-38	1000	04/78	03/84	
Kursk 4	Rusko	RU-39	1000	05/81	02/86	
Leningrad 1	Rusko	RU-15	1000	03/70	11/74	
Leningrad 2	Rusko	RU-16	1000	06/70	02/76	
Leningrad 3	Rusko	RU-34	1000	12/73	06/80	
Leningrad 4	Rusko	RU-35	1000	02/75	08/81	
Smolensk 1	Rusko	RU-23	1000	10/75	09/83	
Smolensk 2	Rusko	RU-24	1000	06/76	07/85	
Smolensk 3	Rusko	RU-67	1000	05/84	01/90	
VE VÝSTAVBĚ						
Ignalina 3	Litva	LT-72	1500	06/85		
Kursk 5	Rusko	RU-120	1000	12/85		
Kursk 6	Rusko	RU-121	1000	08/86		
Smolensk 4	Rusko	RU-68	1000	10/84		
UKONČENÍ PROVOZU						
Bělojarsk 1	Rusko	RU-3		1958	12/64	01/83
Bělojarsk 2	Rusko	RU-6	175	01/62	12/69	01/90
Černobyl 4	Ukrajina	UA-43	1000	04/79	03/84	04/86

Tabulka 2
Základní charakteristiky reaktoru RBMK

Tepelný výkon N_t	Mw_t	3200
Elektrický výkon N_e	Mw_e	1000
Účinnost	%	30,4
Odběr tepla pro vytápění	Gcal/hod	70
Parametry páry		
- tlak před turbinou	at	65
- teplota	$^{\circ}C$	280
- průtok páry	t/hod	5400
Parametry napájecí vody		
- průtok napáj. vody	t/hod	5800
- teplota	$^{\circ}C$	165
- průtok vody přes reaktor	t/hod	37 500
- tlak v separátorech	at	70
Palivo		UO_2
Obohacení	%	1,8
Střední vyhoření	Mwd/t	18 500
1. závážka 1,1%	t	180
1,8	t	155
Standardní závážka	t	180
Rozměry šachty reaktoru	m	21,6x21,6x25,5
Rozměry AZ - výška	m	7
- šířka x délka	m	11,7
Počet kanálů	ks	1 693
Maximální výkon kanálu	kW	3 000
Maximální tepelný tok	kcal/m ² h	0,7.10 ⁶
Energetické namáhání palivá	MW/t	17,8
Centrální část kanálu materiál		Zr+2,5% Nb
V kanálu je kazeta se dvěma palivovými soubory po 18 pal. proutcích - délka	m	3,5
Rozměry palivového proutku	mm,Zr	13,5x0,9
Systém regulace a ochrany - rychlost snižování výkonu	%/s	4
- snižování výkonu při HO	%/s	8
Turbína - typ		K-500-65
- počet/reaktor		2
2 paralelní smyčky: - separátory		2
- hlavní cirkulační čerpadla		4
- potrubí průměru	mm	300,800 resp.1000
- počet napáj. kolektorů		22
Nasycená pára -8 parních potrubí na turbinu - průměr	mm	400
Počet nízkotlakých ohříváků		5

Tabulka 3
První oficiální údaj z r. 1986 o úniku
z havarovaného reaktoru v Černobylu

Nuklid	Inventář [PBq]	Únik [PBq]	Únik [% z inventáře]
⁸⁵ Kr	33,30	33,30	100,00
⁸⁹ Sr	2330,00	92,50	4,00
⁹⁰ Sr	204,00	8,14	4,00
⁹⁵ Zr	4810,00	155,00	3,00
¹⁰³ Ru	4810,00	141,00	3,00
¹⁰⁶ Ru	2070,00	592,00	3,00
¹³¹ I	3180,00	629,00	20,00
¹³² Te	2700,00	407,00	15,00
¹³³ Xe	6290,00	6290,00	100,00
¹³⁴ Cs	185,00	18,50	10,00
¹³⁷ Cs	285,00	37,00	13,00
¹⁴⁰ Ba	4810,00	270,00	6,00
¹⁴¹ Ce	5550,00	130,00	2,00
¹⁴⁴ Ce	3260,00	88,80	3,00
²³⁸ Pu	1,00	0,03	3,00
²³⁹ Np	26 600	851,00	3,00
²³⁹ Pu	0,85	0,03	3,00
²⁴⁰ Pu	1,22	0,04	3,00
²⁴¹ Pu	174,00	5,18	3,00
²⁴² Pu	0,00	0,00	3
²⁴² Cm	25,90	0,78	3,00

Safety Series 75 - INSAG - 1
 Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl
 Accident, IAEA, Vienna, 1986

Tabulka 4
Nejnovější odhady úniku radionuklidů
z černobylského reaktoru

Inventář reaktoru 26.4.1986			Celkový unik během havárie	
Nuklid	Poločas	Aktivita [PBq]	Procento inventáře	Aktivita [PBq]
¹³³ Xe	5.3 d	6500,00	100,00	6500,00
¹³¹ I	8.0 d	3200,00	50-60	~1760
¹³⁴ Cs	2.0 y	180,00	20-40	~54
¹³⁷ Cs	30.0y	280,00	20-40	~85
¹³² Te	78.0 h	2700,00	25-60	~1150
⁸⁹ Sr	52.0 d	2300,00	4-6	~115
⁹⁰ Sr	28.0 y	200,00	4-6	~10
¹⁴⁰ Ba	12.8 d	4800,00	4-6	~240
⁹⁵ Zr	1.4 h	5600,00	3,50	196,00
⁹⁹ Mo	67.0 h	4800,00	>3.5	>168
¹⁰³ Ru	39.6 d	4800,00	>3.5	>168
¹⁰⁶ Ru	1.0 y	2100,00	>3.5	>73
¹⁴¹ Ce	33.0 d	5600,00	3,50	196,00
¹⁴⁴ Ce	285.0 d	3300,00	3,50	~116
²³⁹ Np	2,4 d	27000,00	3,50	~95
²³⁸ Pu	86.0 y	1,00	3,50	0,04
²³⁹ Pu	24400 y	0,85	3,50	0,04
²⁴⁰ Pu	6580.0 y	1,20	3,50	0,04
²⁴¹ Pu	13.2 y	170,00	3,50	~6
²⁴² Cm	163.0 d	26,00	3,50	~0.9

Chernobyl Ten Years On Radiological and Health Impact, NEA, OECD, 1995

Tabulka 5
Přehled povrchové kontaminace evropských zemí cesiem 137

Země	Plocha (v 1000 km ²) kontaminovaná nad určitou úroveň (kBq/m ²)						podíl kontaminace deponované v Evropě [%]
	10-20	20-37	37-185	185-555	555-1480	>1480	
Bělorusko	60,00	30,00	29,90	10,20	4,20	2,20	33,50
Rusko	300,00	100,00	48,80	5,70	2,10	0,30	23,90
Ukrajina	150,00	65,00	37,20	3,20	0,90	0,60	20,00
Švédsko	37,40	42,60	12,00	-	-	-	4,40
Finsko	48,80	37,40	11,50	-	-	-	4,30
Bulharsko	27,50	40,40	4,80	-	-	-	2,80
Rakousko	27,60	24,70	8,60	-	-	-	2,70
Norsko	51,80	13,00	5,20	-	-	-	2,30
Rumunsko	14,20	43,00	-	-	-	-	2,00
Německo	28,20	12,00	-	-	-	-	1,10
Řecko	16,60	6,40	1,20	-	-	-	0,80
Slovinsko	8,60	8,00	0,30	-	-	-	0,50
Itálie	10,90	5,60	0,30	-	-	-	0,50
Moldávie	20,00	0,10	0,06	-	-	-	0,45
Švýcarsko	5,90	1,90	1,30	-	-	-	0,35
Polsko	8,60	1,00	-	-	-	-	0,23
Estonsko	4,30	-	-	-	-	-	0,08
Česká rep.	3,40	0,36	-	-	-	-	0,09
Slovensko	2,10	-	-	-	-	-	0,05
Litva	1,20	-	-	-	-	-	0,02

Atlas on caesium contamination of Europe after the Chernobyl nuclear power plant accident
(Eds: M. De Cort, Y.S. Tsaturov) Final Report, EUR 16542

Tabulka 6
Výsledky celostátních průzkumů obsahu umělých radionuklidů v mléce

Datum	Počet vzorků	Objemová aktivita [Bq/l]								
		¹³¹ I			¹³⁴ Cs			¹³⁷ Cs		
		medián	průměr	rozsah	medián	průměr	rozsah	medián	průměr	rozsah
15.5.86	104	155	196	19-636	14	24	0-100	27	45	0-180
11.6.86	148	9	12	0-42	9	11	0-43	15	19	0-73
1.-5.12.86	124	-	-		2	3	0-25	5	7	0-58
25.-29.3.87	134	-	-		2	4	0-17	6	8	0-42
20.-24.7.87	138	-	-		0,40	0,60	0-5,6	1,10	1,40	0-9

Tabulka 7
Obsah ¹³⁷Cs v DMV (Bq/kg) - měsíční průměrné hodnoty

období	Nový Bydžov	Opočno	Zábřeh na Moravě
5/86		198,3 ^x	366,6 ^x
6/86	53,30	131,5 ^x	199,0 ^x
7/86	23,00	32,10	70,90
8/86	15,70	18,80	47,80
9/86	15,50	16,70	41,10
10/86	15,00	22,20	42,00
11/86	19,70	37,50	51,80
12/86	18,60	38,70	63,90
1/87	20,40	38,80	70,80
2/87	17,50	36,60	76,90
3/87	14,80	35,30	78,50
4/87	16,00	33,30	69,50
5/87	13,80	28,50	68,50
6/87	11,50	18,90	43,80
7/87	6,20	10,40	29,00
8/87	4,50	7,20	17,40
9/87	2,80	4,50	10,70
10/87	2,00	4,50	7,80
11/87	1,20	6,00	4,80
12/87	1,70	7,10	7,00

^x jsou zahrnuty i výrobní šarže neuvolněné do distribuce

Tabulka 8
Obsah ¹³⁷Cs v DMV (Bq/kg) - roční průměrné hodnoty

období	Nový Bydžov	Opočno	Zábřeh na Moravě
1986 ^x	23,24	60,74	93,58
1987	14,61	26,61	56,58
1988	výroba ukončena	4,82	7,42
1989		1,80	3,10
1990		0,81	2,06
1991		0,83	1,03
1992		výroba ukončena	0,88
1993			0,76
1994			0,59
1995			0,59

^x bez prvních 4 měsíců roku 1986

Tabulka 9
Výsledky celostátního průzkumu depozice radionuklidů po černobylské havárii

Radionuklid	Modus [Bq/m ²]	Median [Bq/m ²]	Aritmetický průměr [Bq/m ²]	Geometrická standardní odchylka
¹³⁷ Cs	600	2190	4200	3,10
¹³⁴ Cs	200	930	1980	3,50
¹⁰³ Ru	490	1560	2800	2,90
¹⁴⁰ La	0,14 až 1,4	5,18 až 49	101,4 až 294	11,4 až 6,6
⁹⁵ Zr	0,21 až 1,1	7,88 až 20	48,6 až 87	11,4 až 5,5
⁹⁵ Nb	2,92 až 14,5	35,4 až 97	123,3 až 252	4,9 až 3,8
¹⁴¹ Ce	3,71 až 7,9	20,63 až 44	48,5 až 103	3,70
¹³¹ I	9,20 až 14,3	82,74 až 108	248,1 až 295	4,4 až 4,1

Tabulka 10
Některé výsledky celotělových měření u navrátilců ze zemí bývalého SSSR

Datum měření	Místo pobytu v zahraničí	Retence [Bq]								H _{E,50} [mSv]
		¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁰³ Ru ¹	¹³² Te+ ¹³² I	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹⁴⁰ Ba+ ¹⁴⁰ La	
4.5.1986	do 2.5. Kyjev	32710	380	700	2320	3720	480	480	2570	5,10
	do 2.5. Kyjev	17580	480	810	2200	3410	150	200	1990	2,80
5.5.1986	do 4.5. Kyjev	29900	510	1060	3460	3980	1430	1560	3320	6,00 ²
7.5.1986	2.-3.5. Kyjev	23870	190	990	2490	1700	540	700	2400	4,70
8.5.1986	do 30.4. Minsk	11190	240	570	970	680	-	-	-	3,40
15.5.1986	do 8.5. Minsk	5720	450	970	1210	-	-	-	630	2,70

¹ Detekční limit pro ¹⁰⁶Ru byl pro dané podmínky měření okolo 1000 Bq

² u osoby byly též zjištěny ¹⁴¹Ce (1160Bq) a ²³⁹Np (1700 Bq). Detekční limit pro ¹⁴⁴Ce byl pro dané podmínky měření okolo 1200 Bq

Tabulka 11

Úvazky efektivního dávkového ekvivalentu $H_{E,50}$ (μSv) z příjmu radionuklidů a efektivní dávkový ekvivalent H_E (μSv) zevního ozáření v jednotlivých letech po černobylské havárii

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Vnitřní ozáření	213,00	41,00	9,50	7,50	4,10	3,40	2,90	2,20	4,00	3,50
^{103}Ru	2,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{131}I	159,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
$^{132}\text{Te}+^{132}\text{I}$	16,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
^{134}Cs	14,00	14,00	2,50	1,50	0,60	0,50	0,20	0,10	-	-
^{137}Cs	22,00	27,00	7,00	6,00	3,50	2,90	2,60	2,10	4,00	3,50
Zevní ozáření	49,00	31,00	23,00	17,00	14,00	11,80	10,10	7,90	5,30	5,00
Celkem	262,00	72,00	32,50	24,50	18,10	15,20	13,00	10,10	9,30	8,50

Tabulka 12

Pravděpodobnost přidatného výskytu nádorů jednotlivých orgánů a tkání po ozáření (jde o časově integrované hodnoty, nádorové projevy jsou rozloženy do období více desetiletí)

Pravděpodobnost výskytu fatálního nádoru (10^{-4}Sv^{-1})		
	konvenčně přijaté hodnoty pro rok	
	1977	1991
Močový měchýř	-	30
Kostní dřev	20	50
Kostní povrch	5	5
Mléčná žláza	25	20
Tlusté střevo	-	85
Játra	-	15
Plice	20	85
Jícen	-	30
Ovarium	-	10
Kůže	-	2
Žaludek	-	110
Štítná žláza	5	8
Zbývající tkáň ¹	50	50
Celkem²	125	500
¹ Orgány a tkáň zařazené do zbytku se v obou sloupcích liší		
² Hodnoty platí pro souhrn všech věkových kategorií a obě pohlaví. Při přepočtu na věkovou strukturu dospělých pracovníků se dospěje k jiným hodnotám, celová pravděpodobnost činí potom $400 \times 10^{-4} \text{Sv}^{-1}$ (pro druhý sloupec)		