JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZDRAVOTNĚ SOCIÁLNÍ FAKULTA

Hodnocení efektivity ochranných opatření přijímaných po černobylské havárii

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vypracovala: Bc. Tereza Rotreklová

3. 9. 2007 **Vedoucí práce:** Ing. Zdeněk Prouza, CSc.

Effectiveness evaluation of countermeasures adopted after the Chernobyl accident

The utilisation of nuclear energy entails, like any other human activity, risk of occurrence of accidents and emergencies. On Saturday 26th April 1986 early morning in the fourth block of the Chernobyl nuclear power plant in Ukraine occurred the biggest industrial accident in the peace usage of nuclear energy. It led to a vast leakage of radioactive debris to the wide surrounding area. An accident of such extent has never been thought possible before and it has surprised national authorities responsible for emergency preparedness practically in all counties operating nuclear power plants.

It was crucial to prepare and introduce many countermeasures to restrict exposure of persons and environment to radiation. The most affected countries have been today's Byelorussia, Russia and Ukraine.

Although international instructions and criteria for failure actions had existed even before the Chernobyl accident, the experience with their application was very limited.

Needless to say, some short-term countermeasures had been neglected or insufficiently realised. Inhabitants were not informed about the accident in time and therefore they hid late. Also iodine prophylaxis did not start in time, which led to unnecessarily high irradiation of thyroid gland. The evacuation was, in view of decreasing external exposure, executed within possibilities efficiently.

As for the long-term countermeasures related not only to the liquidation of the aftermath of the accident in the area of the nuclear power plant but especially the decontamination works in residential units and on contaminated soils, regulation of food chains and relocation of persons from the affected areas, preventive and health care of the inhabitants living in the contaminated territory - these measures were massive in scope and in principle mostly reasoned and effective. Unfortunately, the effectiveness of some of these measures was somewhat deteriorated by the fact they were introduced area-wide (only on the basis of the surface contamination and not on the estimation of

exposure from whole-body measurements), were not fully substantiated and later had to by cancelled for economical reasons.

Not only economical factors play an important role in the planning and application of the countermeasures (mainly long-term ones). Without question it is necessary to secure that the measures can be applied in the contaminated areas in view of their effectiveness in sufficient extent for time long enough and after a thorough evaluation of all pros and cons, expenses and gains. As well, it is needed to take into consideration the effect of social and psychological factors, where in practise a satisfactory progress has not been made yet.

Many studies proved that the introduction of countermeasures affects the increase of psychosocial tension among the involved people. This negative attitude results from the public's lack of information about radiation and about the possibilities of its reduction and consequent fear and anxiety due to the uncertainty regarding future. Because of the concealment of information about the Chernobyl accident, also distrust of citizens against authorities has remained to be a problem. However, the approach of public is very important in regard to the effectiveness of countermeasures. In order that the measures would be accepted as well as possible, it is needed to secure corresponding education programs and to engage public into discussions and decision-making within the introduced measures.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Hodnocení efektivity ochranných opatření přijímaných po černobylské havárii“ vypracovala samostatně a použila jen pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích 3. 9. 2007

…….……

Bc. Tereza Rotreklová

Ráda bych mnohokrát poděkovala Ing, Zdeňkovi Prouzovi, CSc., vedoucímu mé práce, za ochotu, cenné odborné rady, a poskytnutí potřebných materiálů ke sledované problematice.

OBSAH

ÚVOD **8**

1. SOUČASNÝ STAV **9**
1.1 Činnosti a zásahy **9**
1.2 Principy radiační ochrany 10
1.3 Radiační havárie, havarijní plánování a připravenost 13
1.4 Veličiny používané k hodnocení následků havárie 15
1.5 Obecná pravidla pro přípravu a provádění zásahů 19
1.6 Ochranná opatření 20
1.6.1 Neodkladná (krátkodobá) ochranná opatření 21
1.6.2 Následná (dlouhodobá) ochranná opatření 22

2. CÍLE PRÁCE A HYPOTÉZY **24**
2.1 Cíle práce 24
2.2 Předpokládaná hypotéza 24

3. METODIKA **25**

4. VÝSLEDKY **26**
4.1 Principy zavádění ochranných opatření do černobylské havárie 26
4.2 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu 28
4.3 Ochranná opatření přijatá po černobylské havárii 30
4.3.1 Neodkladná (krátkodobá) ochranná opatření 32
4.3.2 Následná (dlouhodobá) ochranná opatření 34
4.3.2.1 Přesídlení osob 34
4.3.2.2 Dekontaminace městského prostředí 37
4.3.2.3 Zemědělská ochranná opatření 39
4.3.2.4 Regulace požívání radionuklidy kontaminovaných potravin 44
4.3.2.5 Rekultivace půdy 46
4.3.2.6 Ochranná opatření v lesním prostředí 52
4.3.2.7 Opatření na ochranu vodních soustav 54
4.3.3 Vystavení osob vlivům ionizujícího záření 56
4.3.4 Psychologické, sociální a ekonomické dopady 61
4.4 Principy procesů rozhodování o opatřeních v případě radiační havárie 64
4.4.1 Zásahové situace 66
4.4.2 Hodnocení přínosů a nákladů 67
4.4.3 Ekonomická hodnota koeficientu α 69
4.4.4 Odhad koeficientu β 71

4.4.5 Metody odhadu optimalizované zásahové úrovně 74
4.4.6 Ilustrace zjednodušené metody odhadu újmy a nákladů s ohledem na zkušenosti z černobylské havárie 76

5. DISKUZE **84**

6. ZÁVĚR **90**

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY **91**

8. KLÍČOVÁ SLOVA **96**

ÚVOD

Využívání jaderné energie s sebou nese, tak jako každá lidská činnost, riziko vzniku nehod a havárií. Největší rozsah a dopad měla a má havárie, ke které došlo v sobotu 26. dubna 1986 brzy ráno na čtvrtém bloku jaderné elektrárny v ukrajinském Černobylu (dále černobylská havárie), a jejímž důsledkem byl rozsáhlý únik radioaktivních látek do širokého okolí.

Dokumenty IAEA (Mezinárodní organizace pro atomovou energii) a ICRP (Mezinárodní komise pro radiační ochranu), týkající se jaderné bezpečnosti a radiační ochrany vytvořené do roku 1986, které mimo jiné doporučovaly vytvářet havarijní plány jaderných elektráren a jejich okolí včetně plánů na ochranu obyvatelstva, i když vycházely z vyhodnocení průběhu a následků dosud největší radiační havárie jaderné elektrárny Three Mille Island (USA, 1979), měly svá omezení, např. z hlediska plánování nebyla stanovena kritéria pro nadprojektové havárie takového rozsahu, jaký měla černobylská havárie.

Bylo proto třeba v průběhu černobylské havárie monitorováním jejích následků operativně vytvořit systém limitů pro hodnocení ozáření osob a zásahových úrovní pro různé typy ochranných opatření.

V této diplomové práci se budu pomocí dostupných informací, získaných mezinárodními organizacemi IAEA, EU (Evropská unie), OECD (Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj), WHO (Světová zdravotnická organizace) v rámci projektů a mezinárodních konferencí zaměřených na problematiku havárie jaderné elektrárny v Černobylu, zabývat hodnocením efektivity nejvýznamnějších ochranných opatření, která byla po této havárii zaváděna v nejvíce dotčených zemích.

1. SOUČASNÝ STAV

1.1 Činnosti a zásahy

Od roku 1990, kdy vyšla Publikace ICRP č. 60 (13), se jednoznačně oddělují dvě kategorie aktivit souvisejících se zdroji ionizujícího záření z hlediska ozáření osob. První kategorií jsou záměrné, plánované činnosti, vedoucí k předvídanému, a tedy pod kontrolou stojícímu ozáření lidí, přispívajícímu k dosavadní úrovni jejich ozáření z přírodních a umělých zdrojů (dále činnosti). K činnostem řadíme nejen ty, které vedou k používání nových zdrojů ionizujícího záření, k novým expozičním cestám, k ozáření nových skupin osob, ale i ty, jež mění již existující expoziční cesty od zdrojů ionizujícího záření k člověku a tak zvyšují ozáření jednotlivců nebo počet ozařovaných osob.

Druhou kategorií aktivit souvisejících se zdroji ionizujícího záření jsou tzv. zásahy. Jejich cílem je snížit stávající nebo hrozící ozáření osob odstraněním zdroje ionizujícího záření, změnou expozičních cest nebo snížením počtu ozařovaných osob. V principu jde o zásahy, které jsou následkem dvou odlišných situací – vzniklých následkem radiační nehody či havárie a následkem minulých činností, v jejichž důsledku dochází k ozáření osob, jemuž je třeba se z pohledu radiační ochrany věnovat (staré zátěže např. po těžbě uranu).

Zatímco při uplatňování požadavků na radiační ochranu při činnostech platí všechny čtyři principy radiační ochrany (viz dále), v případě zásahů se neuplatňuje princip limitování; nicméně je účelné již ve fázi havarijního plánování pro možné havarijní situace vymezit oblast rozhodování uvedením hodnot dávek, jimž je třeba ve většině případů zabránit, a dávek, jejichž obdržení ještě nezdůvodňuje o zásahu uvažovat.

Opatření k omezení ozáření osob, ať již při činnostech nebo v rámci zásahů, lze uplatnit v kterémkoliv článku expozičního řetězce, u zdroje, v cestách expozice i u exponovaných osob. Opatření u zdroje jsou nejméně rušivá, nejvíce efektivní a je jim jistě vhodné dávat přednost, ovšem pokud je lze vůbec uplatnit. Opatření v prostředí a zejména u osob více obtěžují a při ochraně obyvatel mohou mít negativní sociální

dopady, jejich účinnost je omezena tím, že se mohou týkat jen některých expozičních cest a jedinců.

Při činnostech i zásazích je často prakticky jisté, že k ozáření dojde, jeho výši lze, i když s určitou mírou nejistoty, předpovědět, zejména v případě havárií. I při činnostech však nelze vyloučit operace spojené s možností neočekávaného ozáření v důsledku selhání přístrojů či lidí, tedy s ozářením potenciálním. U řady aplikací zdrojů ionizujícího záření jsou různá selhání osob, případně techniky, hlavní příčinou významnějších dávek. Jelikož lze dosáhnout určitého stupně kontroly i nad pravděpodobností a velikostí těchto ozáření, nabývají přístupy ochrany před zářením v takových případech charakter zajištění bezpečnosti zdrojů a bezpečného zacházení s nimi (19).

1.2 Principy radiační ochrany

Cílem radiační ochrany je odvrátit či alespoň omezit škodlivé účinky záření. Z hlediska vztahu dávky záření a biologického účinku, jako základního problému určujícího principy a přístupy radiační ochrany, je třeba připomenout, že ozáření osoby může vést buď k tzv. deterministickým nebo stochastickým účinkům. První typ účinků je spojen se zánikem buněk a následnou ztrátou funkce tkání a orgánů. Tyto změny, jež mají klinicky jednoznačný projev a lze je spojit s předchozím ozářením, nastávají až po dosažení určité dávky (prahu) v příslušných tkáních a orgánech. Míra deterministických biologických účinků je funkcí dávky. S růstem dávky dochází k nárůstu ztráty buněk a od kritické ztráty buněk k zhoršování funkce orgánu či tkáně až případně ke smrti organismu. Z hlediska deterministických účinků tedy existují dávky s prakticky nulovou pravděpodobností vzniku účinku (podprahové dávky). Ochrana proti deterministickým účinkům či jejich úplné vyloučení, spočívá v zamezení dosažení prahových dávek pro jednotlivé tkáně a orgány a tedy ve stanovení závazných limitů pro ozáření osob.

Druhým typem významných biologických změn v důsledku ozáření jsou stochastické účinky, jež jsou důsledkem biochemických změn v buňkách přeživších ozáření. Změněná buňka se může, po značném časovém odstupu, vyvinout v nádor. Obranné a reparační schopnosti organizmu činí tento vývoj při malých dávkách velmi

nepravděpodobným, nicméně vychází se z předpokladu, že každá nenulová dávka s sebou nese nenulovou pravděpodobnost vzniku stochastických účinků. Kancerogenní účinek záření byl prokázán v epidemiologických studiích u různých ozářených populací, kde byl pozorován zvýšený výskyt nádorů oproti srovnatelné kontrolní populaci. Z hlediska jednotlivce roste s dávkou záření pravděpodobnost vzniku nádoru. Pro účely radiační ochrany je stále, i když je předmětem analýz i kritiky, akceptován lineární bezprahový model vztahu mezi dávkou a účinkem. Charakter stochastický, tedy náhodný z hlediska určitého jedince, mají i dědičné důsledky ozáření, projevující se u potomstva ozářených osob. Nemůžeme tedy vznik těchto poškození po ozáření zcela vyloučit; můžeme pouze omezit pravděpodobnost jejich vzniku na míru pokládanou za přijatelnou pro jednotlivce a společnost (19).

První princip radiační ochrany vychází z obecného poznání, že by měla být vykonávána pouze taková činnost, která přináší větší přínos a výhody než činí náklady na tuto činnost a s ní spojené nevýhody, tedy že daná činnost přináší dostatečný čistý přínos; výhody a nevýhody nemusí mít nutně materiální povahu – princip zdůvodnění. Ovšem čistý přínos lze dalším vynaložením úsilí či nákladů zvýšit, např. vynaložením prostředků na ochranná opatření, avšak jen do úrovně, kdy další náklady již nepřinesou úměrné snížení ozáření lidí. Tento princip optimalizace ochrany před zářením vychází z požadavku, aby všechny dávky byly tak nízké, jak je rozumně dosažitelné při uvážení ekonomických a sociálních hledisek.

I při zdůvodněné činnosti s optimalizovanou ochranou však mohou být přínos a újma (reprezentovaná dávkami záření) nestejně rozděleny mezi dotčené osoby, v krajních podmínkách by i při optimalizované ochraně mohli jednotlivci dostat vysoké dávky. Proto je nezbytné stanovit obecnou garanci nejvýše přijatelného individuálního rizika – limity dávek; a to tak, že bude zabráněno vzniku deterministických účinků a stochastická poškození budou omezena na ekonomicky a společensky přijatelnou/akceptovatelnou míru – princip limitování.

Vývoj ochrany před zářením postupně vedl ke sbližování s obory technické a jaderné bezpečnosti a aspekty zábrany potenciálnímu ozáření vešly do současných formulací principů ochrany před zářením a bezpečnosti zdrojů natolik, že byl zaveden

čtvrtý princip radiační ochrany – zajištění bezpečnosti zdrojů záření (tento princip je však v jaderné bezpečnosti již dlouhodobě uplatňován pod názvem – fyzická ochrana).

K uplatnění těchto přístupů v praxi bylo třeba ocenit kvalitativní, ale i kvantitativní aspekty vztahu ozáření a biologických účinků.

Limity pro deterministické účinky byly stanoveny na základě dlouhodobého vývoje a zejména analýz ozáření osob vedoucích ke vzniku deterministických účinků, a to tak, aby jejich nepřekročení zabránilo vzniku jakýchkoliv deterministických účinků. V případě stanovení limitů pro stochastické účinky se dlouhodobě sledovaly osoby ozářené při výbuších v Japonsku, při terapeutických ozářeních, byla provedena řada radiobiologických studií na zvířatech, in vitro na buněčné, molekulární úrovni, atd., a tyto poznatky byly využity pro stanovení koeficientů vzniku závažných zdravotních škod (od vzniku letálních nádorů, přes indukci nádorů, jež sice nevedou ke smrti, ale způsobí ozářenému závažnou zdravotní škodu - nemoc, ztráta pracovní schopnosti, snížení kvality života, až po závažné účinky dědičné). Podle zmíněné Publikace ICRP 60 (13) lze celkovou zdravotní újmu v důsledku vzniku stochastických účinků ocenit pomocí koeficientů pravděpodobnosti jejich vzniku, uvedených v tabulce č. 1 jak pro obecnou populaci, tak pro radiační pracovníky.

Tab. č. 1: Koeficienty pravděpodobnosti výskytu stochastických účinků

Ozářená populace	Újma (10^{-2} Sv^{-1})			
	Letální nádor	Jiné nádory	Závažné dědičné změny	Celkem
Pracovníci	4	0,8	0,8	5,6
Obyvatelé	5	1	1,3	7,3

Z předpokladu přímé úměry stochastických účinků a dávky, nezávisle na jejím příkonu, vyplývají závažné závěry - každá dávka je spojena s určitým rizikem, úměrným její velikosti. Dávky u jednotlivce lze sčítat a takto kumulovaná dávka je mírou rizika či újmy pro jednotlivce za danou dobu/pro daný typ činnosti. Dávky lze sčítat i přes ozářené jedince a tato kolektivní efektivní dávka může sloužit jako míra společenské zdravotní újmy. To umožnilo zavedení veličiny efektivní dávky, jako míry

celkové újmy, a to i při nehomogenním ozáření více orgánů a tkání, při ozáření více druhy záření, apod. (19).

1.3 Radiační havárie, havarijní plánování a připravenost

Používání zdrojů ionizujícího záření v různých odvětvích medicíny, průmyslu, zemědělství a výzkumu stále roste. Jako každá lidská činnost je i používání zdrojů ionizujícího záření spojeno s možností vzniku nehod a havárií. Používání zdrojů ionizujícího záření je jednou z mála oblastí, jímž byla zároveň s rozvojem aplikací věnována taková pozornost zajištění jejich bezpečnosti z hlediska ochrany zdraví; přesto však nelze vyloučit, že k neplánovanému ozáření lidí dojde. Likvidace radiačních nehod a havárií vyžaduje velmi rychlé operativní rozhodování vedoucí k realizaci opatření na ochranu zdraví pracovníků a obyvatel a opatření na ochranu majetku (větší skupiny obyvatelstva mohou být ozářeny při radiačních haváriích jaderných zařízení spojených s rozptýlením radioaktivních látek do životního prostředí).

Základní principy havarijního plánování a odezvy jsou v zásadě shodné pro všechny typy havárií; lišit se bude volba jednotlivých opatření a časový sled jejich provádění. Volba ochranných opatření závisí pak na povaze havárie, délce jejího trvání a zasažené oblasti. Při plánování a provádění zásahu musí být zvažováno každé opatření, jeho výhody a nevýhody. Výsledky takovéto analýzy pak slouží k vytvoření strategie zásahu, který může spočívat ve více ochranných opatřeních.

Důležitými cestami ozáření osob při radiační havárii jsou zevní ozáření z poškozeného zdroje, z mraku uvolněného radioaktivního materiálu, z depozice radioaktivních látek na zemském povrchu terénu, inhalace radioaktivních látek z mraku, povrchová (tělo, oděv) a vnitřní kontaminace osob (požití potravy a vody kontaminované radioaktivními látkami).

Pro havarijní plánování se rozlišují dvě základní oblasti - areál pracoviště se zdroji ionizujícího záření a jeho okolí. V okolí pracoviště může být na základě bezpečnostních analýz stanovena před jeho uvedením do provozu zóna havarijního plánování. Tato zóna je charakteristická pro jaderně energetická zařízení, u jiných pracovišť se její stanovení předpokládá jen zcela výjimečně.

Provozovatel jaderně energetického zařízení zodpovídá za technologická opatření zmírňující dopady havárie, ochranu lidí v areálu pracoviště, vyrozumění příslušných úřadů a poskytnutí všech potřebných informací, doporučení a technické pomoci, varování obyvatelstva v okolí pracoviště.

V okolí jaderně energetického zařízení zodpovídá za ochranu obyvatelstva místní státní správa, případně samospráva, na celostátní úrovni pak vláda. Do zodpovědnosti ústředních orgánů a vlády patří zejména organizace následných opatření, která nevyžadují okamžitou implementaci a přesahují svým rozsahem kompetence či možnosti nižších územních správních celků (19).

Průběh radiační havárie se v zásadě dělí do tří fází - předúnikové, únikové a poúnikové. Předúniková fáze může trvat od několika hodin do několika dnů, trvání únikové fáze se pohybuje v rozmezí hodin až dnů, poúniková fáze se pohybuje v časovém rozmezí týdnů až let v závislosti na typu úniku. Ochranná opatření přijímaná za účelem odvrácení ozáření se dělí na preventivní (předúniková) a opatření prováděná v průběhu a po ukončení úniku radioaktivních látek do životního prostředí. Ta se dělí na neodkladná a následná. Toto dělení zhruba odpovídá jednotlivým fázím havárie.

V předúnikové a únikové fázi havárie je většina dostupných informací o možném radionuklidovém složení úniku a jeho velikosti (zdrojový člen), a o pravděpodobném vývoji havárie a jejích následcích, zatížena značnou nejistotou. Informace jsou založeny prakticky výhradně na hodnocení stavu technologie v daném zařízení. Rozhodování o ochranných opatřeních bude tedy vycházet ze stavu zařízení a předpovědi jeho změn, na dostupné informaci o radiační situaci v areálu a na meteorologických datech. Pro hrubý odhad dávek se použije odhad rychlosti a trvání úniku a jeho pravděpodobné složení. Na základě tohoto odhadu lze zdůvodnit rozhodnutí o preventivních opatřeních, která mohou být zahájena, pokud to čas dovoluje, ještě před začátkem úniku. V průběhu času bude přibývat informací z monitorování radionuklidů, které se uvolnily do hermetických prostor nebo ochranné obálky. Po zahájení úniku budou již dostupná data charakterizující zdrojový člen získaná monitorováním ve ventilačním komíně, a/nebo v hermetických prostorech či v ochranné obálce. Brzy také musí být dostupná data z monitorování v okolí zařízení

(např. dávkové příkony, celková alfa a beta aktivita, apod.). Předúniková a úniková fáze se nemusí časově shodovat se zavedením ochranných opatření. Jestliže jsou tyto fáze velmi krátké (řádově hodiny) může o ochranných opatřeních typu evakuace být rozhodnuto až ve fázi poúnikové v místech s vysokou depozicí radionuklidů.

V poúnikové fázi se očekává již poměrně úplný přehled o radiační situaci v dotčených oblastech. Dominantní část pokračujícího ozáření je způsobena zevním ozářením z depozitu a vnitřní kontaminací po požití radionuklidů v potravinách. Méně významné je ozáření z inhalace resuspendovaných radionuklidů. Rozhodnutí o povaze a rozsahu ochranných opatření mohou tudíž být založena na výsledcích monitorování povrchové kontaminace terénu a obsahu radionuklidů v různých složkách životního prostředí. Významným zdrojem informací je celotělové měření (měření exretů) ozářených osob (19).

1.4 Veličiny používané k hodnocení následků havárie

Na rozdíl od regulace ozáření při činnostech, která se opírá o limity, je regulace ozáření při zásazích založena na tzv. zásahových úrovních. Použití jakýchkoli předem určených limitů jako východiska pro rozhodování o zásazích by mohlo vést k opatřením zcela neúměrným ve vztahu k získanému přínosu a tedy v rozporu s principem zdůvodnění.

Optimalizace zásahu je omezena nutností zabránit jakýmikoli prostředky vzniku deterministických účinků. Veličinou sloužící pro vyjádření rizika vzniku deterministických účinků v případě radiační havárie je očekávaná (předpokládaná) dávka tj. celková dávka obdržená ze všech expozičních cest v daném časovém intervalu. Mezinárodně doporučené úrovně dávek, při kterých se očekává, že bude zabráněno deterministickým účinkům (tedy při jejich překročení bude zásah proveden za jakýchkoliv okolností), jsou uvedeny v tabulce č. 2 (39).

Tab. č. 2: Úrovně, při jejichž překročení se očekává, že zásah bude proveden za jakýchkoli okolností (39)

Orgán, tkáň	**Absorbovaná dávka[1] [Gy]**
Celé tělo	1[2]
Plíce	6
Kůže	3
Štítná žláza	5
Oční čočka	2
Gonády	1

Pro většinu situací v případě radiační havárie je důležitější omezení rizika vzniku stochastických účinků u obyvatel v havárií dotčených oblastech. V tomto případě se jako míra ozáření používá tzv. odvrácená nebo odvratitelná dávka. Dávka, kterou je možno odvrátit ochranným opatřením, je dána rozdílem mezi dávkou bez jakéhokoli opatření a dávkou po provedení daného opatření. V mezinárodních doporučeních jsou ve veličině odvrácená dávka specifikovány tzv. obecné zásahové úrovně, při jejich dosažení by měla být provedena neodkladná nebo následná opatření na ochranu obyvatelstva.

Obecné zásahové úrovně mají sloužit jako vodítko (tabulky č. 3 až č. 5 (39), tabulka č. 6 (14, 16)) pro stanovení konkrétních tzv. operačních zásahových úrovní a dalších kriterií.

Operační zásahové úrovně se stanovují ve veličinách, které mohou být ve chvíli, kdy je třeba rozhodovat o ochranných opatřeních, měřeny a hodnoceny snadněji než odvratitelná dávka. Jedná se například o dávkový příkon, povrchovou aktivitu, objemovou aktivitu, apod. Vztah těchto veličin a odvratitelné dávky bude závislý na okolnostech nehody či havárie a povaze kontaminace. Operační veličiny budou tedy specifické pro daný typ havárie a danou lokalitu, zůstávají však neodlučně spjaty s

[1] Předpokládá se nebo očekává, že bude obdržena v průběhu méně než dvou dnů

[2] Možnost bezprostředního poškození plodu při předpokládaných dávkách větších než zhruba 0,1 Gy se musí vzít v úvahu při zdůvodňování a optimalizaci aktuální zásahové úrovně pro neodkladná opatření.

dávkou odvratitelnou určitým ochranným opatřením, nejčastěji ukrytím, jódovou profylaxí či evakuací (19).

Tab. č. 3: Směrné hodnoty zásahových úrovní pro neodkladná opatření (39)

Opatření	**Rozpětí dávek**	
	efektivních dávek	**ekvivalentních dávek v jednotlivých orgánech a tkáních**
Ukrytí a jódová profylaxe	5 mSv až 50 mSv	50 mSv až 500 mSv
Evakuace obyvatelstva	50 mSv až 500 mSv	500 mSv až 5000 mSv

Tab. č. 4: Směrné hodnoty zásahových úrovní pro následná opatření (39)

Opatření	**Rozpětí dávek**	
	Efektivních dávek	**ekvivalentních dávek v jednotlivých orgánech a tkáních**
Regulace požívání radionuklidy znečištěných potravin, vody a krmiv	5 mSv až 50 mSv	50 mSv až 500 mSv
Přesídlení obyvatelstva	50 mSv až 500 mSv	*Nestanovuje se*

Tab. č. 5: Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin pro radiační mimořádné situace (39)

Radionuklid	**Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin [3] pro radiační mimořádné situace [Bq/kg] nebo [Bq/l]**				
	Potraviny pro počáteční a pokračovací kojeneckou výživu	**mléko a mléčné výrobky**	**pitná voda a tekuté potraviny**	**potraviny[4] „nevýznamné“**	**ostatní potraviny**
Izotopy stroncia, zejména Sr-90	75	125	125	7500	750
Izotopy jódu, zejména I-131	150	500	500	20000	2000
Izotopy plutonia a transuranových prvků, emitující záření alfa, (Pu-239, Am-241)	1	20	20	800	80
Všechny ostatní nuklidy s poločasem přeměny delším než 10 dní , (Cs-134, 137), kromě H-3, C-14, K-40.	400	1000	1000	12500	1250

[3] Nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin se u koncentrovaných nebo sušených potravin vztahují na výsledný produkt, který je určen pro přímou konzumaci (tj. např. po zředění).

[4] Potraviny, jejichž podíl na skladbě potravin je malý (koření, apod.)

Tab. č. 6: Souhrn doporučovaných zásahových úrovní uvedených v IAEA Safety Series 109 (16) a v publikaci ICRP 63 (14)

Ochranné opatření	**Obecná optimalizovaná zásahová úroveň podle IAEA**	**Rozpětí hodnot podle ICRP**
Ukrytí (po dobu kratší než jeden den)	10 mSv	5 - 50 mSv
Jódová profylaxe	100 mSv ve štítné žláze	50 – 500 mSv ve štítné žláze
Evakuace (po dobu kratší než jeden týden)	50 mSv	50 - 500 mSv
Dočasné přesídlení	Zahájení při 30 mSv za měsíc Odvolání při 10 mSv za měsíc	5 - 15 mSv za měsíc
Trvalé přesídlení	Jestliže celoživotní dávka může překročit 1 Sv	

1.5 Obecná pravidla pro přípravu a provádění zásahů

Zásahy se plánují, připravují a provádějí k odvrácení nebo snížení ozáření. Zásah se provádí, jestliže je odůvodněn takovým očekávaným snížením zdravotní újmy, které převýší náklady včetně těch společenských, a škody spojené se zásahem. Forma, rozsah a trvání zásahu se optimalizuje tak, aby přínos snížení zdravotní újmy byl po odečtení nákladů a škod spojených se zásahem co největší. Při rozhodování o zavedení zásahu se používají výše zmíněné zásahové úrovně. Jejich překročení je důvodem k zavedení nebo alespoň zvážení zavedení příslušných opatření - je-li předpokládaná odvratitelná dávka vyšší než zásahová úroveň, je pravděpodobné, že provedení daného opatření je v nastalé situaci vhodné.

Rozpětí směrných hodnot zásahových úrovní (tabulky č. 3, č. 4 a č. 6) se použije pro posouzení, zda má být zásah proveden a v jakém rozsahu, tehdy, kdy nejsou dostupné podrobné údaje, které by umožňovaly zhodnotit optimalizaci radiační ochrany pro jednotlivý případ a na jejím základě stanovit zásahové úrovně specifické pro tento případ. Při překročení dolní meze rozpětí směrných hodnot se realizace zásahu zvažuje s ohledem na jeho rozsah, proveditelnost, nákladnost a případné důsledky; při překročení horní meze rozpětí se zásah zpravidla provádí.

Havarijní ozáření zasahujících fyzických osob se usměrňuje tak, aby bylo tak nízké, jak lze rozumně dosáhnout s uvážením hospodářských a společenských hledisek. Zásah se organizuje tak, aby nebyly překročeny limity ozáření, nebo alespoň tak, aby nebyly překročeny hodnoty stanovené v § 4 odst. 7 písm. c) zákona č. 18/1997 Sb. v platném znění (41), kdy za nepřekročení desetinásobku limitů stanovených pro ozáření radiačních pracovníků se přitom považuje nepřekročení hodnoty 200 mSv pro osobní dávkový ekvivalent v hloubce 10 mm za kalendářní rok. Osoby provádějící zásah musí být o nebezpečí spojeném s prováděním zásahu prokazatelně informovány a musí se jej účastnit dobrovolně.

1.6 Ochranná opatření

Jako základní vodítko pro rozhodování o zavedení ochranných opatření jsou uplatňovány výše uvedené směrné hodnoty zásahových úrovní, které odrážejí současný stav poznání a mezinárodně nabyté zkušenosti o tom, kdy lze od daného ochranného opatření očekávat větší přínos než škodu. S využitím optimalizace radiační ochrany a na základě údajů specifických pro dané zařízení (specifické meteorologické podmínky, předpokládané typy havárií, pravděpodobnosti jejich vzniku, možné důsledky, apod.) se stanoví specifické zásahové úrovně v havarijních plánech. Dalšími údaji specifickými pro stanovení zásahových úrovní jsou údaje charakterizující osídlení a infrastrukturu v okolí zdroje ionizujícího záření a podmiňující očekávané kolektivní efektivní dávky a proveditelnost ochranných opatření, zejména:

a) přítomnost specifických skupin obyvatel, zejména v nemocnicích, domovech důchodců, v pečovatelských domech, věženích,

b) dopravní situace,

c) vysoká hustota obyvatel,

d) přítomnost velké sídelní jednotky.

Při rozhodování o přijetí ochranných opatření za vzniklé radiační mimořádné situace je nutné zvážit zejména skutečnost, zda se aktuální stav výrazně neliší od podmínek, které byly uplatněny při stanovení zásahových úrovní. Při současném výskytu radiační mimořádné situace a mimořádné situace po jiné havárii, jako je havárie

způsobená únikem chemických škodlivin, nebo po živelní pohromě, je nutné zvážit i to, zda zavedením ochranného opatření nedojde ke zvýšení škod od těchto jiných havárií nebo pohrom, a to v rozsahu větším než přínos ze snížení ozáření (39).

K problematice zavádění ochranných opatření se vztahuje také vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 319/2002 Sb. v platném znění o funkci celostátní radiační monitorovací sítě (40), podle které zajišťuje monitorovací síť monitorování radiační situace na území České republiky, čímž se rozumí měření veličin a hodnocení výsledků měření veličin pro účely usměrňování ozáření, včetně přenosu dat a správy informačního systému pro rozhodování o opatřeních vedoucích ke snížení nebo odvrácení ozáření v případě radiační havárie.

1.6.1 Neodkladná (krátkodobá) ochranná opatření

Neodkladná ochranná opatření zahrnují kontrolu pohybu a přístupu, ukrytí, jodovou profylaxi a evakuaci. Tato opatření jsou zaváděna v závislosti na vývoji havárie, na prvotních výsledcích monitorování a reálné meteorologické situaci. Maximálního přínosu je zde dosahováno při minimální časové prodlevě zavedení příslušného opatření, které však bývá zaváděno na základě velmi hrubých odhadů dalšího vývoje havárie.

Neodkladné ochranné opatření se vždy považuje za odůvodněné, jestliže by předpokládané ozáření jakéhokoli jedince mohlo vést k bezprostřednímu poškození zdraví, a proto se neodkladná ochranná opatření zavádějí vždy, jestliže se očekává, že by absorbované dávky mohly v průběhu méně než dvou dnů u kterékoli osoby překročit úrovně uvedené v tabulce č. 2. Pokud by neodkladným ochranným opatřením po dobu nejdéle sedmi dnů mohlo být odvráceno nebo sníženo u kritické skupiny obyvatel ozáření v rozsahu převyšujícím dolní meze rozpětí směrných hodnot zásahových úrovní stanovených v tabulce č. 3, potom se realizace ochranných opatření zvažuje s ohledem na rozsah, proveditelnost a nákladnost opatření a jejich případné důsledky; při překročení horní meze se ochranná opatření zpravidla zavádějí.

K provedení a hodnocení rozsahu neodkladných ochranných opatření jsou zpřesňujícím vodítkem následující směrné hodnoty:

a) pro ukrytí odvrácená efektivní dávka 10 mSv za období ukrytí ne delší než dva dny,
b) pro jódovou profylaxi odvrácený úvazek ekvivalentní dávky ve štítné žláze způsobený radioizotopy jódu 100 mSv,
c) pro evakuaci odvrácená efektivní dávka 100 mSv za období evakuace ne delší než jeden týden (39).

1.6.2 Následná ochranná opatření

O provedení následných ochranných opatření je důležité rozhodovat na základě co nejúplnější informace, tzn. výsledků komplexního monitorování radiační situace a vývoje meteorologické situace s použitím co nejlepších odhadů možných dopadů jednotlivých variant.

Následná ochranná opatření zahrnují dočasné nebo trvalé přesídlení, opatření ke zdravotnickému zabezpečení postižených osob, dále režimová zemědělská, vodohospodářská, hygienická, obchodní opatření k regulaci spotřeby radionuklidy kontaminovaných potravin, vody a krmiv (náhradní zdroje), zajištění dekontaminace osob, oděvů, hospodářských zvířat, techniky, komunikací.

Pro následná ochranná opatření jsou směrné hodnoty zásahových úrovní stanoveny v tabulkách č. 4 a č. 5. S těmito hodnotami se porovnávají předpokládané efektivní nebo ekvivalentní dávky, které by byly obdrženy při neuskutečnění odpovídajících ochranných opatření, a to v důsledku všech způsobů zevního ozáření a příjmu radionuklidů vdechováním i požíváním během prvního roku po radiační havárii a pro regulaci požívání znečištěných potravin a vody pouze v důsledku příjmu radionuklidů požitím během prvního roku po radiační havárii.

Pro regulaci výroby a dovozu potravin a uvádění potravin na trh jsou pro radioaktivní kontaminaci potravin při radiační havárii nebo radiační mimořádné situaci stanoveny v souladu s požadavky legislativy Evropské unie (3) nejvyšší přípustné radioaktivní kontaminace potravin uvedené v tabulce č. 5.

K rozhodnutí o přesídlení jsou zpřesňujícím vodítkem následující směrné hodnoty zásahových úrovní:

a) pro zahájení přechodného přesídlení odvrácená efektivní dávka 30 mSv pro období jeden měsíc,
b) pro ukončení přechodného přesídlení očekávaná efektivní dávka 10 mSv pro období jeden měsíc; jestliže se v průběhu jednoho až dvou let ukáže, že celkové efektivní dávky za jeden měsíc neklesají pod zásahovou úroveň pro ukončení přechodného přesídlení, musí být zvažováno trvalé přesídlení,
c) pro trvalé přesídlení očekávaná celoživotní efektivní dávka 1 Sv (39).

2. CÍLE PRÁCE A HYPOTÉZY

2.1 Cíle práce

Cílem této práce je shrnout nejvýznamnější ochranná opatření, neodkladná i následná, jež byla přijata po černobylské havárii v nejvíce dotčených zemích, a specifikovat problémy, které zavádění těchto opatření doprovázely, a u vybraných opatření (přesídlení, regulace potravních řetězců) analyzovat faktory, které účinnost zaváděných opatření nejvíce ovlivnily.

2.2 Předpokládaná hypotéza

Efektivita opatření na ochranu obyvatelstva zaváděných v případě radiační havárie je závislá nejen na radiačních faktorech (úroveň ozáření osob, úroveň kontaminace životního prostředí a potravních řetězců, atd.), nýbrž i na faktorech ekonomických, sociálních a psychologických, které jsou spojeny s těmito opatřeními, či jejich následky.

3. METODIKA

Shrnutí a kvalitativní analýza efektivity zaváděných opatření v závislosti na vlivu ekonomických a sociálních faktorů na základě dostupných informací získaných mezinárodními organizacemi IAEA, EU, OECD, WHO v rámci projektů a mezinárodních konferencí zaměřených na problematiku havárie jaderné elektrárny v Černobylu.

4. VÝSLEDKY

4.1 Principy zavádění ochranných opatření do černobylské havárie

IAEA a ICRP doporučovaly vytvářet havarijní plány jaderných elektráren a jejich okolí s cílem zabezpečit ochranu personálu jaderné elektrárny a obyvatelstva v případě radiační havárie již koncem 70. a zvláště na počátku 80. let.

I v bývalém Sovětském svazu byly základní požadavky mezinárodních doporučení realizovány v technicko-normativních dokumentech a v havarijních plánech jaderných elektráren (2).

V oblasti jaderné bezpečnosti i radiační ochrany sehrálo v přípravě těchto doporučení důležitou roli vyhodnocení průběhu a následků radiační havárie jaderné elektrárny Three Mile Island v USA, ke které došlo v roce 1979.

Revize těchto doporučení zejména přinesla:

- kritéria pro umísťování, výstavbu a provoz jaderných elektráren,
- nové požadavky na funkci a postavení státních dozorů nad jadernou bezpečností a nad ochranou zdraví obyvatel a pracovníků se zářením kontrolujících naplnění stanovených kritérií,
- požadavky na systém krizového řízení – na strukturu systému, na odpovědnosti a kompetence držitele licence k provozu, kompetence správních a samosprávných orgánů, na jimiž spravovaném území se nachází jaderná elektrárna, orgánů s celostátní působností, majících kompetence a úkoly v systému havarijní připravenosti,
- požadavky na zpracování havarijních plánů.

K výraznému posunu došlo hlavně v oblasti požadavků na zpracování havarijních plánů, jejichž součástí se staly postupy a kriteria pro zavádění opatření na ochranu pracovníků jaderné elektrárny a obyvatel v jejím okolí při vzniku radiační havárie a opatření ke snížení a likvidaci následků takové havárie. Již tehdy byl kladen důraz na sledování odchylek od normálního provozu zařízení a tudíž na možnost

včasného zjištění mimořádného stavu, který by mohl vést k nehodě či havárii. Součástí havarijních plánů již měla být i prognóza důsledků mimořádných radiačních situací. V procesu plánování se požadovalo (10, 12, 29, 31), aby opatření na ochranu obyvatelstva byla plánována a zaváděna s ohledem na:

- možné expoziční cesty,
- množství radioaktivních látek, jež při havárii mohou uniknout,
- předpokládaný časový vývoj úniku,
- reálné meteorologické podmínky a vzdálenost od zdroje úniku.

Faktem však je, že doporučení, postupy i kritéria k naplnění těchto požadavků měla svá omezení. I když havarijní plány měly obsahovat opatření i pro případ havárií větších než maximální projektové havárie, nebyla stanovena kritéria, jaké z možných nadprojektových havárií mají být z hlediska plánování brány v úvahu. V USA sice byly počítány radiologické důsledky pro nadprojektové havárie s pravděpodobností vzniku nižší než 10^{-10} /reaktor.rok (23, 28), v havarijním plánování se ale tyto výpočty ještě neuplatňovaly (34).

V okamžiku černobylské havárie v roce 1986 byly příslušné mezinárodní standardy radiační ochrany pro ochranu obyvatelstva a pracovníků uvedeny v tehdejší základní Publikaci ICRP č. 26 (1977) (10) a ve specifických doporučeních pro ochranu veřejnosti v případě radiační havárie, Publikace ICRP č. 40 (1984) (12).
Zásahové úrovně pro případ radiační nehody či havárie nebyly výslovně ustanoveny, místo toho bylo doporučeno:

- všemi možnými prostředky redukovat ozáření osob způsobené havárií dávkami, které s sebou mohou nést deterministické zdravotní následky,
- zavádění a následné odvolávání ochranných opatření zaměřených na redukci stochastických účinků záření, založené na optimalizaci, kdy je brána v úvahu jak kolektivní dávka tak ekonomické a sociální výdaje.

4.2 Havárie jaderné elektrárny v Černobylu

V časných ranních hodinách 26. dubna 1986 došlo na čtvrtém bloku Černobylské jaderné elektrárny na Ukrajině (zhruba 130 kilometrů severně od hlavního města Ukrajiny Kyjeva, blízko hranice s Běloruskem) k havárii, která se setkala s reakcí v globálním měřítku.

Vše začalo den před havárií, kdy bylo zahájeno plánované odstavení čtvrtého bloku elektrárny. Před odstavením měl být proveden celkem běžný experiment, kterým se mělo zjistit, zda bude generátor jaderného reaktoru po rychlém uzavření páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě zhruba 40 sekund napájet proudem čerpadla havarijního chlazení. Projekt reaktoru RBMK (varný kanálový reaktor bez tlakové nádoby a ochranné obálky) (viz příloha č. 1), kterými byla jaderná elektrárna v Černobylu osazena, v sobě spojoval řadu výhod i nevýhod. Bohužel právě některé záporné vlastnosti tohoto reaktoru v kombinaci s několika vážnými lidskými chybami a nedodržením bezpečnostních předpisů před zahájením testu a v jeho průběhu vyústily v havárii tragických rozměrů.

V průběhu experimentu nekontrolovatelně vzrostl výkon reaktoru, došlo k přehřátí paliva a destrukci jeho pokrytí. Několik sekund po 01:23 moskevského času tak následovaly krátce za sebou dvě exploze, které zničily střechu reaktorové budovy čtvrtého bloku. Jaderný reaktor byl přetlakován tak, že pára při první explozi odsunula horní betonovou desku reaktoru o váze 1000 tun, jak ukazuje schéma v příloze č. 2. Druhá exploze následovala v rozmezí dvou až pěti sekund po první a došlo k ní (podle jedné z verzí) vniknutím vzduchu do reaktoru a reakcí vodní páry s rozžhaveným grafitem (45). Vytvořeným otvorem nad aktivní zónou byly do ovzduší vymršťovány beton, grafit a úlomky různého materiálu, včetně jaderného paliva. Kouř a plameny spolu s velkým množstvím radioaktivních látek vystupovaly v horkém oblaku do výše téměř 2 km a byly unášeny do západních částí SSSR, do východní a západní Evropy a v menší míře po celé severní polokouli (35).

Hasiči, kteří jadernou havárii likvidovali, netušili, co je příčinou ohně, tedy že všude kolem nich hoří vysoce radioaktivní zbytky reaktoru. Domnívali se, že hoří střecha čtvrtého bloku elektrárny a zalévali trosky reaktoru vodou. Radioaktivní

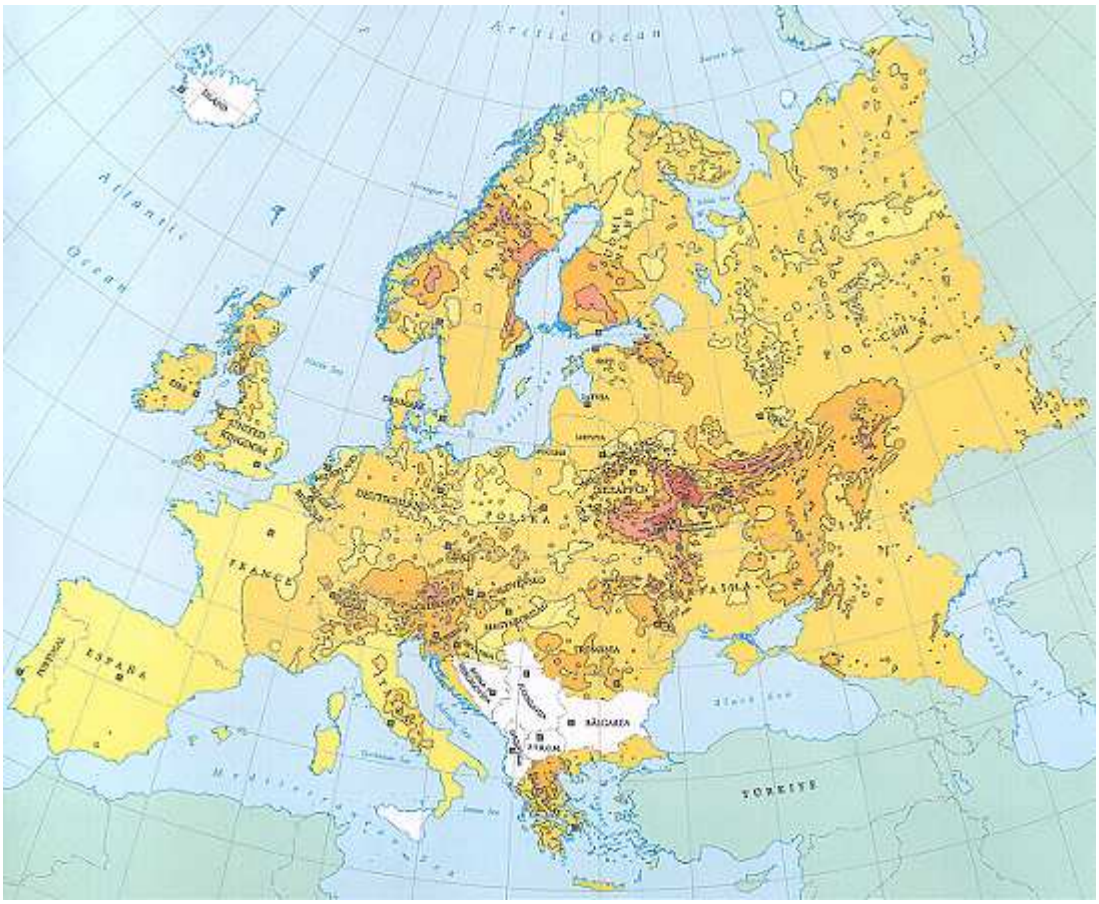
tavenina ale měla teplotu přes 2000° C, takže voda se při styku s ní rozkládala na vodík a kyslík, a tak docházelo k dalším menším explozím a následné akceleraci radioaktivního zamoření. Navzdory dobrému úmyslu a vinou neinformovanosti tak hasiči situaci ještě zhoršovali. Během pěti hodin po explozi se podařilo zabránit šíření ohně na další budovy elektrárny, zejména na sousední třetí reaktor. Ten byl odstaven až čtyři hodiny po výbuchu čtvrtého reaktoru (47)!

Aby se zabránilo únikům radioaktivity, byl reaktor postupně zasypán tunami bóru, olova, hlíny, písku a dolomitu shazovanými z rychle přelétajících vrtulníků. (Bór absorboval neutrony a zabraňoval, aby se reaktor stal kritickým, olovo absorbovalo teplo a současně působilo jako stínění, hlína a písek filtrovaly radioaktivní částice, dolomit uvolňoval CO_2 a tím zamezoval přísun kyslíku k hořícímu grafitu.). Sypké materiály tedy požár grafitu uhasily a částečně absorbovaly unikající radioaktivní aerosoly. Dva týdny po jaderné havárii rozhodly sovětské úřady zakonzervovat celý havarovaný blok včetně strojovny do tzv. sarkofágu (viz příloha č. 4) - betonové obálky s vestavěným chladicím systémem (35).

Únik radioaktivity z reaktoru trval deset dnů a celková aktivita uvolněného radioaktivního materiálu je odhadována na 10^{19} Bq. V počátcích havárie bylo z hlediska dávek záření nejpodstatnější povrchové usazování radionuklidů. Později se stále důležitějším stával transport radionuklidů z půdy k rostlinám, prostřednictvím kontaminovaného krmiva také ke zvířatům a přes mléko a maso k člověku. Aktivita uvolněného ^{131}I, který byl největším zdravotním rizikem v prvních týdnech havárie, byla (1,2 -1,7) 10^{18} Bq a ^{137}Cs, jenž společně se ^{90}Sr budí větší obavy nyní po 21 letech, $3{,}7^{16}$ Bq. Kontaminace území ^{90}Sr je však ve srovnání s ^{137}Cs spíše lokální povahy a mohla by působit problémy v oblastech v blízkosti reaktoru, ale ve větších vzdálenostech byla úroveň usazování nízká. Jiné radionuklidy, jako izotopy Pu a ^{241}Am, nezpůsobily podstatné problémy v zemědělství buď proto, že úroveň usazování byla nízká, nebo jejich množství bylo malé. Následkem spadu radionuklidů v důsledku černobylské havárie vzniklo složité radio-ekologické prostředí, a to zejména, což je zřejmé z obrázku č. 1, na územích Běloruska, Ruska a Ukrajiny. Z celkové aktivity ^{137}Cs deponované na území Evropy v roce 1986 se 23 % usadilo v Bělorusku, 30 %

v Rusku a 18% na Ukrajině. Nicméně, oblasti s dosti vysokou úrovní kontaminace se objevily i v Rakousku, Finsku, Německu, Norsku, Rumunsku a Švédsku (8). K omezení ozáření osob a životního prostředí v důsledku černobylské havárie bylo nezbytně nutné připravit a zavést řadu ochranných opatření.

Obr. č. 1: Povrchová kontaminace ^{137}Cs na území Evropy v důsledku černobylské havárie; nejtmavší místa znamenají oblasti s nejvyšší kontaminací povrchu (8)



4.3 Ochranná opatření přijatá po černobylské havárii

Škála ochranných opatření z oblasti radiační ochrany byla značně široká, od evakuace obyvatel v průběhu a krátce po havárii z oblasti nejvyššího radioaktivního zamoření za účelem chránit jejich životy a zdraví, po dlouhodobé monitorování radionuklidů v potravních řetězcích a životním prostředí. Tato opatření byla přijímána i

mimo území bývalého SSSR. Celé spektrum aplikovaných ochranných opatření a jejich účinnost byly posouzeny řadou mezinárodních organizací a odborných týmů: UNSCEAR (Vědecká komise Spojených národů pro účinky atomového záření) 1988 (37), IAEA 1991 (35), IAEA 1996a (26), EC (Evropská komise) 1996 (3), UNSCEAR 2000 (38), IAEA 2002 (4), IAEA 2003 (25), IAEA 2005 (8), IAEA 2005 (5), OECD/NEA (Agentura pro atomovou energii OECD) 2006 (36).

Jedním ze základních principů radiační ochrany, jak jsem již dříve uvedla, je optimalizovat odvrácenou dávku a náklady na přípravu a zavádění ochranných opatření a likvidaci následků havárie. Nicméně, náklady a výnosy z ochranných opatření nejsou vždy kvantifikovatelné pouze z čistě ekonomického pohledu. Přínosem ochranných opatření mohou být i psychologické dopady - útěcha a snížení úzkosti postiženého obyvatelstva. Mohou však mít také negativní následky, buď přímo na ekosystémy (např. přerušení výživných cyklů) nebo na části obyvatelstva, buď ekonomicky, nebo kvůli narušení běžného života. V roce 1986 existovala sice kriteriální báze pro radiační havárie, ale v průběhu černobylské havárie a první měsíce po ní se ukázalo, a to nejen v SSSR, ale i v jiných zemích Evropy, že aplikace některých kritérií nebyla správná, a to buď proto, že byla špatně interpretována, či nebyla správně pochopena (34).

Příslušné mezinárodní standardy radiační ochrany pro ochranu obyvatelstva a pracovníků uvedené v Publikacích ICRP (13), IAEA (8, 25), EC (3) byly později v souvislosti s veřejným zájmem o radiační důsledky černobylské havárie z iniciativy FAO (Organizace Spojených národů pro výživu a zemědělství) doplněny o nová mezinárodní ustanovení – byl přijat Kodex Alimentarius a v roce 1989 byly schváleny úrovně pro radionuklidy v potravinách na mezinárodním trhu pro první rok po významné radiační havárii.

Nové základní mezinárodní standardy radiační ochrany pro ochranu veřejnosti a pracovníků byly stanoveny a vydány v Publikaci ICRP č. 60 (13) v roce 1990, kdy mimo jiné byly uvedeni i vyšší součinitelé radiačního rizika pro stochastické účinky, jak prokázaly další analýzy následků použití jaderných zbraní v Japonsku a řady radiobiologických a epidemiologických studií.

Ochranná opatření byla v bývalém SSSR postupně zaváděna na městské, zemědělské, lesní a vodní ekosystémy.

4.3.1 Neodkladná (krátkodobá) ochranná opatření

V prvních dnech havárie byla sice zavedena ochranná opatření jako ukrytí, blokování štítné žlázy aplikací stabilního jódu, evakuace obyvatelstva; pozdějšími analýzami však bylo prokázáno, že:

• Vyrozumění odpovědných orgánů SSSR proběhlo podle stanovených postupů. Informace byly předány Státnímu výboru pro využití jaderné energie v Moskvě, kde bylo rozhodnuto vytvořit Vládní komisi, která dostala pravomoc mobilizovat potřebné zdroje a řídit opatření nutná k likvidaci havárie a jejich následků. Oficiální informace o možných důsledcích havárie na okolní státy však byly zveřejněny až 27. dubna 1986.

• Systém varování obyvatel selhal. Reakce systému byla nejspíše z politických důvodů neúměrná rozsahu a průběhu havárie.

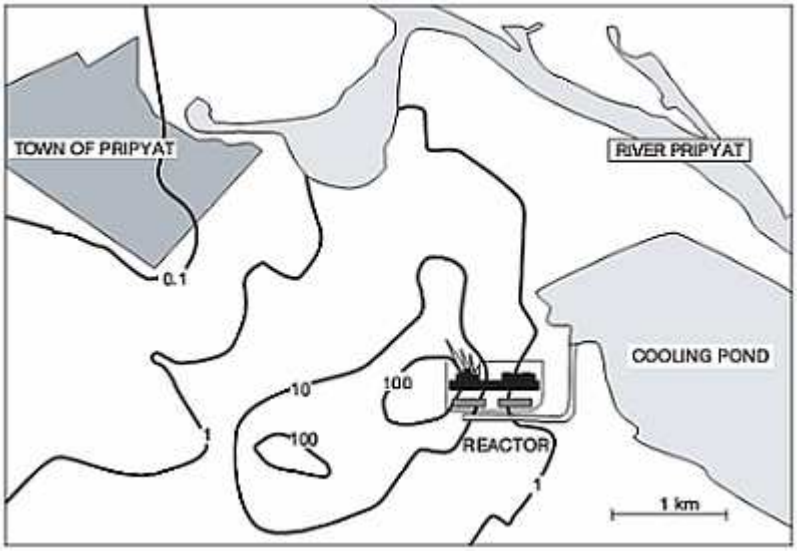
• Na ochranu personálu jaderné elektrárny, hasičů a záchranářů nebyla provedena prakticky žádná opatření. Neměli ochranné pomůcky a nebyli si vědomi rizika, které podstupují. Rovněž nebyly dostupné přístroje ani osobní dozimetry, které by byly schopny měřit dávkové příkony nad 100 Gy/h, jež se kolem jaderné elektrárny, jak demonstruje obrázek č. 2, vyskytly, a reálně by tak vypovídaly o radiační situaci.

• Okresní úřady Civilní obrany byly o havárii informovány ráno 26. dubna 1986. Policie zablokovala přístupové cesty k jaderné elektrárně a kolem poledne pak bylo zahájeno monitorování radiační situace v okolí. Obyvatelé Pripjati však ještě stále nebyli se situací oficiálně obeznámeni. Jen příslušníci Civilní obrany, kteří začali ve městě provádět měření, neoficiálně rozdávali jódové tablety a doporučovali, aby lidé zůstali doma.

• K oficiálnímu vyhlášení ukrytí a rozdávání jódových tablet došlo až 27. dubna 1986 (34).

Lze tedy říci, že systém varování obyvatelstva, jeho ukrytí a distribuce jódových tablet selhaly.

Obr. č. 2: Dávkový příkon v okolí JE Černobyl 26. dubna 1986 (izolinie 10 odpovídá 2 Gy/den) (43)



• Evakuace Pripjati začala 27. dubna 1986 ve 14:00. Pomocí asi 1200 autobusů z Kyjeva a okolí se město vyprázdnilo v průběhu tří hodin. Dne 2. května 1986 byla evakuace rozšířena na celou zakázanou zónu, což znamená 30 km od jaderné elektrárny; skončila 6. května 1986 a týkala se celkem 116 000 lidí z Ukrajiny a Běloruska. Co se týče území Ruska, tam v souladu se stanovenými kritérii nebyla evakuace provedena. Přesto pak na podzim roku 1986 bylo přestěhováno celkem 186 lidí ze čtyř osad. To již ale z hlediska ozáření štítné žlázy bylo kvůli časové prodlevě neefektivní (30).

S ohledem na to, že začátek evakuace probíhal za stálého úniku radionuklidů z havarovaného reaktoru a o víkendu, nelze ji hodnotit jako neúspěšně provedené ochranné opatření. Potvrzují to i průběhy evakuací prováděných v případě jiných katastrof v průběhu následujících let. Z evakuovaných lidí méně než 10% obdrželo v roce 1986 dávky vyšší než 50 mSv a méně než 5% dávky vyšší než 100 mSv (34).

• jestliže příkon dávkového ekvivalentu byl první den vyšší než 1 mSv/h, byla evakuace okamžitá a povinná; v oblastech s příkonem 0,1 až 0,3 mSv/h byly evakuovány jen ženy a děti; jestliže byl nižší než 0,1 mSv/h nebyla evakuace uskutečňována (35).

4.3.2 Následná (dlouhodobá) ochranná opatření

Potřeba zavedení následných ochranných opatření se projevila jakmile byly v prvních dnech černobylské havárie provedeny první odhady radiační situace a byly odhadovány potenciální dávky ozáření osob a kontaminace životního prostředí. Sovětské úřady a později úřady Společenství nezávislých států (SNS) postupně zaváděly pro zmírnění negativních důsledků havárie různé typy opatření, které zahrnovaly nejen ochranu osob a řízení likvidačních prací, ale také řadu oblastí od zdravotní péče až po ekologická opatření a představovaly uvolnění obrovských finančních a vědeckých kapacit a prostředků (22).

V následující části se budu věnovat nejvýznamnějším dlouhodobým ochranným opatřením aplikovaným v důsledku černobylské havárie a jejich efektivitě.

4.3.2.1 Přesídlení osob

Na doporučení Národní komise pro radiologickou ochranu SSSR stanovilo ministerstvo zdravotnictví (aplikací dříve připravené směrnice) dočasný limit ročního dávkového ekvivalentu 100 mSv pro celotělové ozáření v prvním roce po havárii. Tento limit se postupně snižoval od 100 mSv/rok v květnu 1986 po 25 mSv/rok v roce 1989.

Ve výši 350 mSv doporučila Národní komise pro radiologickou ochranu SSSR koncem roku 1988 jako intervenční úroveň pro přesídlení celoživotní limit dávkového ekvivalentu. Tento limit byl definován jako celková interní a externí dávka, kterou by obdrželo dítě narozené v roce 1986 za dobu života 70 let (v průměru tedy 5 mSv ročně). Bylo konstatováno, že by do tohoto limitu neměly být zahrnuty i dávky minulé, ale pro ujištění veřejnosti, že při dosažení celoživotního dávkového ekvivalentu nebudou vyvolány deterministické účinky záření, zahrnuty byly. S uplatňováním tohoto limitu se mělo začít od ledna 1990.

V dubnu 1990 bylo přijetím koncepce realizace opatření na základě úrovně povrchové kontaminace upuštěno od přístupu založeného na hodnotách dávkového ekvivalentu. Tato koncepce měla sloužit jako kritérium jak pro přesídlení osob, tak pro opatření na ochranu životního prostředí. K nutnému přesídlení byla stanovena hodnota povrchové kontaminace 1480 kBq/m^2 (40 Ci/km^2).

Z lidí žijících v oblastech s povrchovou kontaminací (555 – 1480) kBq/m^2 (15 - 40 Ci/km^2) měly být povinně přesídleny těhotné ženy a děti, u ostatních bylo přesídlení nepovinné. V rámci programu zlepšování životních podmínek měli obyvatelé v těchto oblastech dostat finanční kompenzaci 30 rublů měsíčně.

Příspěvek 15 rublů měsíčně náležel osobám žijícím v oblastech s povrchovou kontaminací (37 – 555) kBq/m^2 (1 - 15 Ci/km^2), přesídlení zde nebylo nutné (35).

V roce 1989, kvůli nemožnosti vyhovět limitu maximální celoživotní dávky pro obyvatele obydlených oblastí Brjansk, Kyjev, Žitomir, Mogilev a Gomel, rozhodla vláda SSSR, že budou lidé z těchto oblastí v období let 1989 - 1993 přesídleni. Potom již o otázkách přesídlení rozhodovaly vlády Běloruska, Ruska a Ukrajiny nezávisle na sobě.

Bělorusko

Většina z relokačních ochranných opatření týkajících se lidí žijících v zónách povinného i dobrovolného přesídlení jsou z velké části dokončena. Celkem bylo přestěhováno 415 obydlených oblastí (273 v Gomelském, 140 v Mogilevském a dva v Brestském regionu) (30).

Rusko

Výsledkem dokončeného programu přesídlování do a včetně roku 1995 opustilo kontaminovaná území více než 47 000 lidí. Během stejného období však jen 7 600 lidí odešlo z míst, která byla předmětem povinného přesídlení. Je třeba poznamenat, že i přes nabídky nového bydlení a různých finančních kompenzací, určité procento obyvatelstva těchto oblastí přesídlení odmítlo (30).

Ukrajina

V souladu se zákony přijatými v roce 1990 bylo předmětem povinného přesídlení přibližně 30 000 lidí (asi 17 000 rodin) z 96 obydlených oblastí. Na začátku roku 1995 bylo přestěhováno 11 523 rodin a 5419 jich zůstalo bydlet na územích, kde kontaminace přesahovala národní úroveň pro přesídlení. Kromě toho, ukrajinské zákony

poskytovaly možnost přestěhování se také 12 369 rodinám žijícím na územích zón dobrovolného přesídlení. Asi 9 000 z nich toho v letech 1990 - 1995 využilo (30).

V důsledku černobylské havárie bylo z nejvíce kontaminovaných oblastí přesídleno zhruba 350 000 lidí. Z toho 116 000 lidí bylo evakuováno okamžitě po havárii, zatímco většina byla přesídlena o několik let později, kdy výhody přesídlení nebyly již tak evidentní. Ačkoliv toto ochranné opatření pomohlo snížit dávky ozáření obyvatel, řada lidí byla hluboce traumatizována rychlým přesídlením, přerušením sociálních kontaktů, strachem a úzkostí z toho, jaké mohou mít zdravotní následky. I když přesídlenci byli odškodněni za ztráty, byly jim bezplatně nabídnuty domy (viz tabulka č. 7) a dána možnost zvolit si místo nového pobytu, v mnohých tento proces zanechal hluboký pocit křivdy. Často jsou nezaměstnaní a nevěří, že je pro ně ve společnosti místo a že mohou řídit své vlastní životy. Někteří staří přesídlenci se možná nikdy nepřizpůsobí.

Tab. č. 7: Výstavba v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině v letech 1986 - 2000 určená pro osoby přesídlené z oblastí kontaminovaných v důsledku černobylské havárie (22)

	Bělorusko	**Rusko**	**Ukrajina**	**Celkem**
Domy a byty	64 836	36 779	28 692	130 307
Školy (počet míst)	44 072	18 373	48 847	111 292
Školky (počet míst)	18 420	3 850	11 155	33 475
Zdravotní střediska pro ambulantní pacienty (návštevy/den)	20 922	8 295	9 564	38 781
Nemocnice (lůžka)	4 160	2 669	4 391	11 220

Průzkumy veřejného mínění naznačují, že mnoho přesídlenců si přeje vrátit se do svých rodných vesnic. Lidé, kteří zůstali ve svých vesnicích (a ještě více ti, kteří se po evakuaci navrátili do svých domovů navzdory zákazům), se paradoxně lépe

psychicky vyrovnali s následky havárie než lidé, kteří byli přesídleni do méně kontaminovaných oblastí.

Přesídlení neovlivnilo pouze životy přesídlenců, ale také životy stálých obyvatel komunit, do kterých byli přestěhováni. Napětí mezi starými a novými obyvateli těchto vesnic přispělo k tomu, že se nově příchozí cítili být vyloučeni ze společnosti.

Obce v kontaminovaných oblastech trpí velmi pokřivenou demografickou strukturou. V důsledku přesídlení a dobrovolné migrace je procento starších obyvatel v kontaminovaných oblastech abnormálně vysoké. V některých okresech je počet důchodců stejný nebo již dokonce vyšší než počet lidí v produktivním věku. V podstatě, čím kontaminovanější oblast, tím starší je obyvatelstvo. Také velká část kvalifikovaných, vzdělaných a podnikavých lidí opustila region, čímž se zkomplikovaly možnosti ekonomické obnovy a zvýšilo se riziko chudoby.

Odchod mladých lidí měl také psychologický efekt. Stárnoucí obyvatelstvo samozřejmě znamená, že počet úmrtí bude převyšovat počet narozených, přesto tato skutečnost podpořila víru, že jsou tyto oblasti pro život nebezpečné. Školy, nemocnice, zemědělská družstva, komunální služby a mnoho jiných organizací má nedostatek kvalifikovaných specialistů, i když platy jsou relativně vysoké, takže poskytování sociálních služeb je také ohroženo (22).

4.3.2.2 Dekontaminace městského prostředí

Dekontaminace sídlišť byla široce aplikována v kontaminovaných regionech SSSR během prvních let po černobylské havárii jako prostředek ke snižování vnějšího ozáření veřejnosti a snížení inhalace radioaktivních látek. Různé techniky dekontaminace různých povrchů a jejich účinnost jsou uvedeny v tabulce č. 8.

Toto ochranné opatření bylo ekonomicky efektivní vzhledem k redukci externí dávky, pokud implementaci předcházelo náležité posouzení nápravných prací. Při dekontaminaci však vznikl problém s likvidací značného množství vzniklého nízko-aktivního radioaktivního odpadu. Rovněž se ne vždy sledovala sekundární kontaminace vyčištěných pozemků radionuklidy z okolních ploch a tím účinnost opatření.

Tab. č. 8: Dekontaminační faktory (účinnost dekontaminace) pro různá opatření a různé objekty (8)

Povrch	Technika	Dekontaminační faktor
Okna	Mytí	10
Stěny	Pískování	10 – 100
Střechy	Stříkání (hadicí) a/nebo pískování	1 – 100
Zahrady	Přeorání	6
	Odstranění povrchu	4 – 10
Stromy, křoviny	Ořezání, očištění	~ 10
Ulice	Důkladné (tlaková voda) postřiky	1 – 50
Ulice (asfalt)	Nový povrch	> 100

Podle odhadu Lose a Likhtareva (1993) se denním čištěním ulic v Kyjevě snížila kolektivní externí dávka u 3 miliónů tamějších obyvatel o 3 000 man-Sv a dekontaminace škol a školních areálů ušetřilo dalších 600 man-Sv.

V závislosti na technologiích dekontaminace byla intenzita dávky snížena v různé míře. Vysoká cena ochranných opatření však bránila jejich kompletnímu použití v kontaminovaných oblastech. Kvůli těmto omezením byla skutečná efektivita snížení roční externí dávky 10% až 20% u běžné populace a v rozsahu od 30% u dětí navštěvujících mateřské školky a školy po méně než 10% u venku pracujících (pastýři, lesníci, atd.) (8).

V současnosti se ve většině osad, které byly zasaženy radioaktivní kontaminací po černobylské havárii, vrátil dávkový příkon měřený nad pevnými povrchy (betonové, asfaltové povrchy) na úroveň pozadí před havárií. Dávkový příkon měřený ve výšce jeden metr nad zemským povrchem ve volném prostoru však zůstává zvýšený nad půdou v zahradách, zelinářských zahradách a parcích v některých osadách v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině (22).

Četné experimentální studie a příslušná modelování provedená po černobylské havárii byla využita jako vědecký základ pro vývoj a inovaci doporučení pro dekontaminaci městského prostředí v případě rozsáhlé radioaktivní kontaminace.

4.3.2.3 Zemědělská ochranná opatření

Před černobylskou havárií bylo v oblastech SSSR, které byly později havárií nejvíce zasaženy, hlavním zdrojem příjmů zemědělství, a to ve formě velkých zemědělských družstev, jež zajišťovaly mzdy a sociální výhody, a malých přidělených pozemků (záhumenků), které byly obdělávány pro místní prodej a vlastní potřebu domácností.

V důsledku černobylské havárie pak ale bylo zřejmé, že zemědělské aktivity velkých i malých farem zasažených radioaktivní kontaminací budou muset v rámci zavedení ochranných opatření podlehnout určitým omezením např. ve způsobu obdělávání půdy a chovu dobytka. Tržby v zemědělství poklesly, určité typy produkce zaznamenaly pokles a některá zařízení byla zcela uzavřena. V Bělorusku, kde byla z užívání vyjmuta část nejlepší orné půdy, ovlivnil dopad černobylské havárie na zemědělství celou ekonomiku.

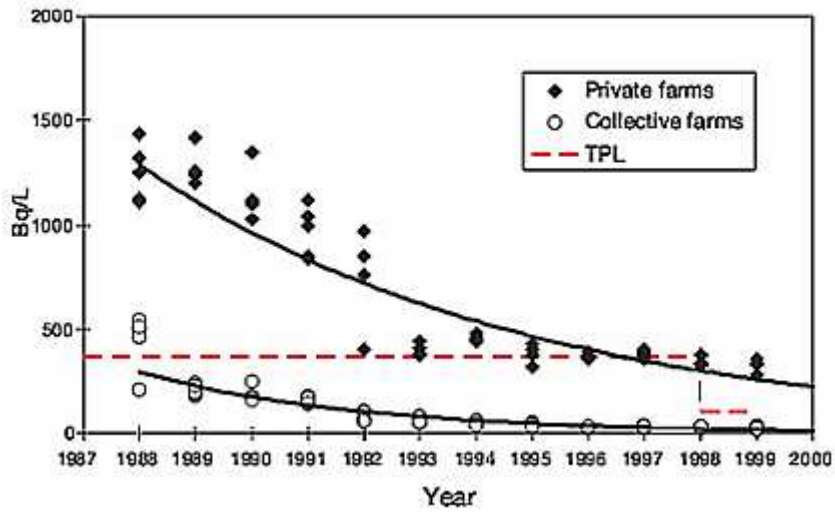
Celkem 784 320 ha zemědělské půdy v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině bylo vyňato z užívání a na 694 200 ha lesů byla zastavena těžba dřeva. V pásmu s více než 555 kBq/m^2 (povinné přesídlení) byl např. omezen chov ovcí, což bylo dosti významné. Jen v regionu Brjansk klesla výroba vlny z 603 tun za rok v období let 1981 - 1985 na 74 tun za rok v letech 1991 - 1993. Nicméně, tento pokles, podobně jako i jiné, byl zapříčiněn jak černobylskou havárií, tak ekonomickou krizí v 90. letech; a je těžké rozlišit, která z těchto dvou příčin měla na zemědělskou výrobu větší vliv.

Nejefektivnějšími ochrannými opatřeními v ranné fázi havárie bylo vynětí kontaminované trávy z pastvin z krmiva pro zvířata a také mléka (včetně jeho dalšího zpracování) s koncentracemi aktivity ^{137}Cs přesahujícími akční úrovně ze stravy lidí. V zemích, kde koncentrace aktivity cesia živočišných výrobků překračovaly akční úrovně, byla zvířata krmena „čistým“ krmivem, což se ukázalo být velmi účinným. Kvůli nedostatku nekontaminovaných krmiv, respektive finančních prostředků na jejich zajištění, ale nemohlo být toto ochranné opatření v SSSR aplikováno na dostatečně rozsáhlých územích.

Kvůli nedostatku včasných informací a potřebných reakcí po havárii, zvláště u soukromých farmářů, byla ochranná opatření ke snižování příjmu radioaktivního jódu

prostřednictvím mléka, aplikovaná v ranné fázi černobylské havárie, účinná pouze částečně (viz graf č. 1). To vedlo k významným expozicím radioaktivním jódem některých lidí v postižených zemích.

Graf č. 1: Časová závislost poklesu objemové aktivity ^{137}Cs [Bq/l] v mléce vyrobeném v období let 1987 – 2000 v soukromých (♦) a družstevních (○) farmách regionu Rovno na Ukrajině ve srovnání s dočasně přípustnou úrovní (– –) (43)



Několik měsíců po havárii byla ve všech kontaminovaných regionech efektivně zaváděna dlouhodobá ochranná opatření proti radioaktivnímu cesiu a stronciu jak v pěstování rostlin (zvýšenou aplikací minerálních hnojiv), tak v chovu zvířat. Nejdůležitějším předpokladem bylo systematické radiační monitorování zemědělských půd, krmiv a potravin, včetně *in vivo* monitorování koncentrace aktivity cesia ve svalovině dobytka. Monitorováním živých zvířat, mléka nebo tkání po porážce bylo zaručeno, že aplikovaná ochranná opatření byla účinná, což bylo důležité také k získání či udržení důvěry veřejnosti v produkty ze zasažených oblastí. Trh s potravinami a jinými produkty z postižených oblastí totiž výrazně omezila také povinnost radiologických kontrol. I tam, kde bylo zemědělství v důsledku nápravných opatření bezpečné, stigma Černobylu způsobilo, že někteří zákazníci odmítali produkty z oblastí zasažených havárií.

Porážení dobytka, beze snahy tomu předcházet krmením „čistým“ krmivem, bylo z radiologického hlediska neopodstatněné, navíc ho provázely ohromné hygienické, praktické a ekonomické problémy.

Největším dlouhodobým problémem se ukázala být kontaminace mléka a masa radioaktivním cesiem. V SSSR a později v samostatných zemích se to řešilo nejen „čistým“ krmením, jak jsem již uvedla, ale také aplikací preparátů tzv. ferrokyanidů, tedy látek schopných vázat cesium, jako je berlínská modř, u zvířat, což umožnilo pokračovat ve většině zemědělských postupů v postižených oblastech a výsledkem bylo velké snížení dávek (8).

Graf č. 2: Počet kusů léčeného dobytka (osa y; uvedeno v tisících), u kterého byla k redukci ^{137}Cs používána berlínská modř, v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině letech 1991 – 2003 (osa x) (43)

Berlínská modř byla užívaná k redukci ^{137}Cs v živočišných výrobcích od počátku devadesátých let. Toto opatření bylo zvláště užitečné a efektivní v oblastech, kde byl nedostatek pastvin a luk vhodných pro radikální zúrodnění. Berlínská modř byla využívaná spíše v Rusku a Bělorusku než na Ukrajině, a to proto, že Ukrajina nemá k dispozici žádný místní zdroj berlínské modři a náklady na její koupi ze Západní Evropy byly pokládány za příliš vysoké. Proto tedy místo toho byly jako vazače používány místně dostupné jílové minerály, které jsou poněkud méně účinné než

berlínská modř, ale levnější. O měřítku, v jakém byla berlínská modř za tímto účelem využívána, vypovídá graf č. 2.

Vůbec poprvé byla prakticky aplikována dlouhodobá zemědělská ochranná opatření v tak velkém měřítku, včetně radikálního zušlechťování pastvin a luk, předcházení porážení zvířat krmením „čistým“ krmivem, aplikace látek schopných vázat cesium, a ošetření a zpracování půdy. Jejich provedení na více než třech miliardách hektarů zemědělské půdy umožnilo ve všech třech zemích minimalizovat množství produktů s aktivitou radionuklidů překračující akční úrovně.

Nejvyššího efektu ochranných opatření bylo dosaženo v letech 1986 – 1992. Kvůli ekonomickým problémům se však aplikace zemědělských ochranných opatření v postižených zemích SNS od poloviny devadesátých let podstatně snížila. Následkem toho bylo brzké zvýšení obsahu radionuklidů v rostlinných i živočišných zemědělských produktech (8).

Zbývající přetrvávající problémy v postižených oblastech tkví v zemědělských systémech s dobrou humusovou půdou a zvířaty pasoucími se na neošetřených pastvinách, které nejsou orány ani hnojeny. To postihuje zejména venkovské obyvatele na území bývalého Sovětského svazu, kteří se obvykle živí jako farmáři se soukromě vlastněným dobytkem chovaným na mléko.

V současnosti jsou koncentrace aktivity ^{137}Cs v zemědělských potravinářských produktech vyráběných v oblastech postižených spadem z Černobylu celkově pod akční národní a mezinárodní úrovní. V některých oblastech s vysokou kontaminací radionuklidy (např. části regionů Gomel a Mogilev v Bělorusku a region Brjansk v Rusku) nebo s chudou půdou (např. regiony Žitomir a Rovno na Ukrajině) však koncentrace aktivity ^{137}Cs v mléce stále převyšují národní akční úroveň 100 Bq/kg. Toto se týká soukromých farem v několika stech osadách a asi 50 farem s intenzívním hospodařením, jejichž produkci se musí věnovat zvláštní pozornost. V těchto oblastech je tedy ekologická náprava nadále oprávněná. I v příštích desetiletích bude k interním dávkám nejvíce přispívat ^{137}Cs, jelikož jeho koncentrace radioaktivity jak v zelenině, tak v píci pro zvířata se snižuje velmi pomalu (22).

Ovšem to, že například koncentrace aktivity ^{137}Cs v mléce v důsledku dlouhodobého poločasu jeho radioaktivní přeměny stále ještě v některých oblastech zasažených černobylskou havárií překračují národní akční úrovně, vyplývá i ze snížení těchto úrovní z politických důvodů v letech 1997 až 2001 v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině. Takové kroky jsou však těžko zdůvodnitelné, pokud úrovně nemohou být z ekonomických důvodů dodržovány po dostatečně dlouhou dobu. Jak demonstruje tabulka č. 9, mezinárodně doporučené akční úrovně (CAC, EU) pro aktivitu radionuklidů cesia v potravinách jsou až několikanásobně vyšší.

Tab. č. 9: Akční úrovně radionuklidů cesia ([Bq/kg] nebo [Bq/l]) v potravinách mezinárodně doporučené a přijaté Běloruskem, Ruskem a Ukrajinou po černobylské havárii (8)

Stát, mezinárodní orgán	**CAC**	**EU**	**Bělorusko**	**Rusko**	**Ukrajina**
Rok přijetí	1989	1986	1999	2001	1997
Mléko	370		100	100	100
Kojenecká výživa			37	40 – 60	40
Mléčné výrobky	1000	600	50 – 200	100 – 500	100
Maso a masné výrobky			180 – 500	160	200
Ryby			150	130	150
Vejce			-	80	6 Bq/vejce
Zelenina, ovoce, brambory, okopaniny			40 – 100	40 – 120	40 – 70
Pečivo, mouka, obilniny			40	40 – 60	20

Hodnoty v tabulce č. 9 doporučené EU byly ale stanoveny ještě před černobylskou havárií a tudíž s možností havárie takového rozsahu nepočítají. Přísnější nejvyšší přípustné úrovně kontaminace potravin, které EU stanovila po černobylské

havárii, a které vstupem do EU přijala i legislativa České republiky, jsou uvedeny již výše v tabulce č. 5.

4.3.2.4 Regulace požívání radionuklidy kontaminovaných potravin

Ochranná opatření týkající se kontroly produkce, distribuce a spotřeby potravin na kontaminovaném území se ukázala být velmi významná. Na územích Ruska, Běloruska a Ukrajiny, kde úroveň kontaminace zemského povrchu převyšuje 555 kBq/m^2, žije okolo 270 000 lidí, kterých se tato opatření týkají. Pokračování v těchto opatřeních však závisí především na ekonomických možnostech dané země a na podpoře ze zahraničí. Dovozem „čistých“ potravin do nejvíce kontaminovaných oblastí, z nichž obyvatelé nebyli přesídleni, se podařilo dosáhnout stavu, kdy naměřené celotělové dávky u obyvatel v těchto oblastech byly významně nižší než u obyvatel oblastí méně kontaminovaných. Postupem času se ale z ekonomických důvodů dovoz „čistých“ potravin snížil, či dokonce ustal a celotělové dávky obyvatel tak vzrostly opět na úroveň korelující s úrovní kontaminace půdy v dané oblasti (34). Vývoj střední celotělové aktivity ^{137}Cs obyvatel některých ukrajinských lokalit v období let 1986 - 2003 popisují grafy č. 3a - 3d.

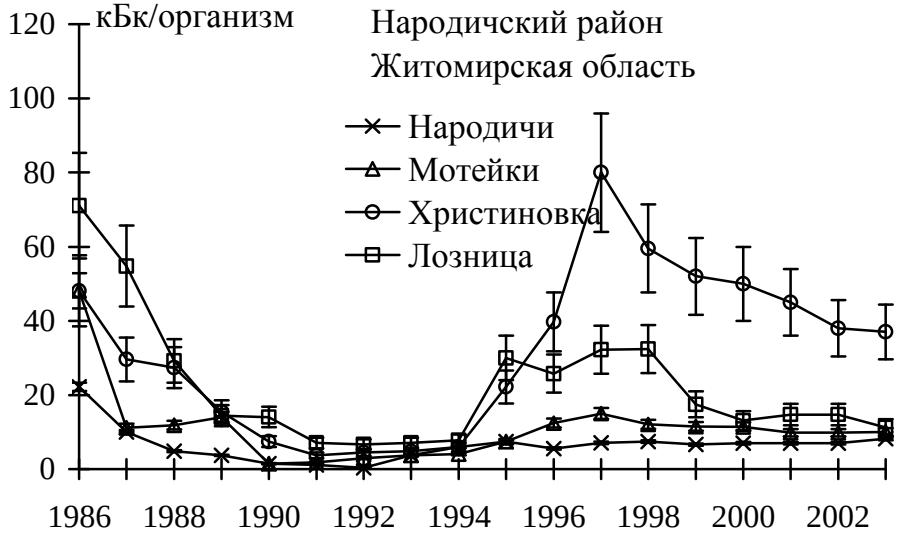
Grafy č. 3a - 3d: Časová změna střední celotělové aktivity ^{137}Cs (kBq/organismus - osa y) u dospělých obyvatel v některých lokalitách na Ukrajině v letech 1986-2003 (osa x) (27)

a)

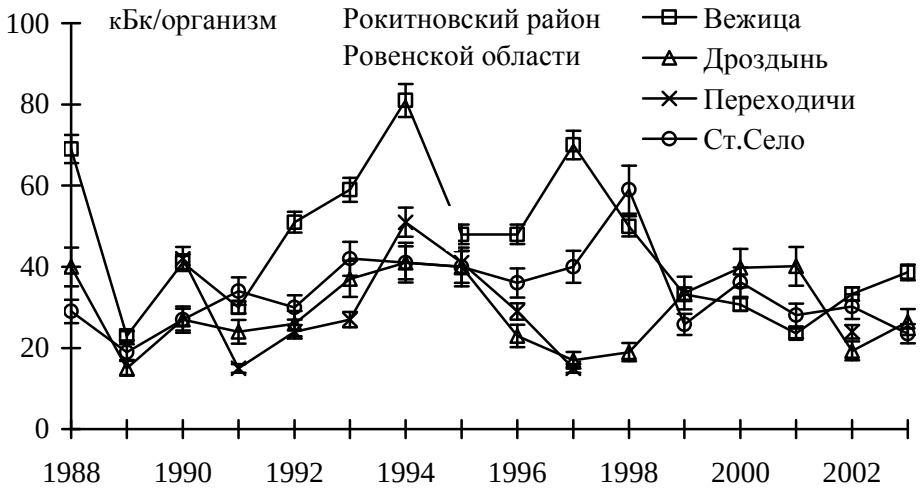
b)

кБк/организм
Овручский район
Житомирська область
Овруч
Першотравневое
Выступовичи
Думинское
40
35
30
25
20
15
10
5
0
1986
1988
1990
1992
1994
1996
1998
2000
2002

c)


кБк/организм
Народичский район
Житомирская область
Народичи
Мотейки
Христиновка
Лозница
120
100
80
60
40
20
0
1986
1988
1990
1992
1994
1996
1998
2000
2002

d)



Lze zde zřetelně vidět, jak se hodnoty aktivity v důsledku klesajícího množství dovážených „čistých“ potravin zvýšily, přičemž nejvyšších hodnot nabyly zpravidla ve druhé polovině 90. let.

4.3.2.5 Rekultivace půdy

Opatření ke snížení úrovně kontaminace půd zasažených černobylskou havárií, a tím i zemědělských produktů z těchto půd vzešlých, zahrnují orbu, přesev, používání dusíkatých, fosforečných a draselných hnojiv a vápnění. Efektivním je také vysoušení vlhkých rašelinných oblastí.

Účinnost těchto rekultivačních opatření má spojitost se snížením koeficientu přechodu radionuklidů z půdy do rostlin a závisí tak nejen na úrovni kontaminace, ale také na kvalitě dané půdy, se kterou hodnota koeficientu souvisí (např. písčité a rašelinné půdy mají koeficient přechodu radionuklidů z půdy do rostlin vysoký). Hluboká orba snižuje transport radionuklidů z půdy do rostlin (5 – 10) krát, vápnění v závislosti na kyselosti půdy (1,5 – 3) krát a aplikace organických hnojiv může tento transport snížit až na 30 % původní hodnoty.

Tab. č. 10: Efektivita nákladů na ochranná opatření na drnové podzolové lehké hlinité půdě: výdaje na odvrácení vnitřní kolektivní dávky 1 man-Sv v US dolarech (převedeno z rublů; publikace je z roku 1995 - tehdy byl 1 USD zhruba 5000 rublů) (9)

Kultura	**Produkt**	**Depozice ^{137}Cs v půdě [kBq/m^2]**	
		185 – 555	**555 – 1480**
Vápnění			
Pšenice ozimá	zrno	7 000	2 400
Ječmen jarní	zrno	4 800	1 700
Oves	zrno	16 800	6 000
Žito ozimé	zrno	5 800	2 000
Kukuřice	siláž	280	100
Tráva jednoletá	siláž	1 100	380
Pícniny	siláž	40	16
Tráva vytrvalá	siláž	360	120
Seno	siláž	480	160
Pastva	tráva	120	40
Doplňkové použití fosforečná, draselných hnojiv			
Pšenice ozimá	zrno	33 600	19 000
Ječmen jarní	zrno	18 800	13 000
Oves	zrno	70 800	50 400
Žito ozimé	zrno	25 800	14 200
Brambory	hlíza	1 220	600
Kukuřice	siláž	1 680	960
Tráva jednoletá	senáž	4 000	3 400
Pícniny	siláž	200	160
Tráva víceletá	senáž	2 000	1 140
Seno	senáž	1 020	500
Pastva	tráva	240	120
Kompletní použití opatření (dusíkatá, fosforečná, draselná hnojiva + vápnění)			
Pšenice ozimá	zrno	26 200	13 800
Ječmen jarní	zrno	15 000	9 600
Oves	zrno	56 200	36 800
Žito ozimé	zrno	21 000	11 000
Kukuřice	siláž	1 520	840
Tráva jednoletá	senáž	2 800	2 200
Pícniny	siláž	140	100
Tráva vytrvalá	senáž	2 000	1 060
Seno	senáž	1 120	520
Pastva	tráva	280	120

Tabulka č. 10 ukazuje hodnocení účinnosti základních ochranných opatření při pěstování rostlin na nejrozšířenějším druhu půdy v oblasti kontaminované v důsledku černobylské havárie.

A různá, i další ochranná opatření používaná v zemědělské výrobě v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině a jejich efektivita jsou shrnuta v tabulce č. 11. Účinnost je vždy vyjádřena pomocí redukčního faktoru, což je poměr koncentrace aktivity v produktu před a po aplikaci ochranného opatření.

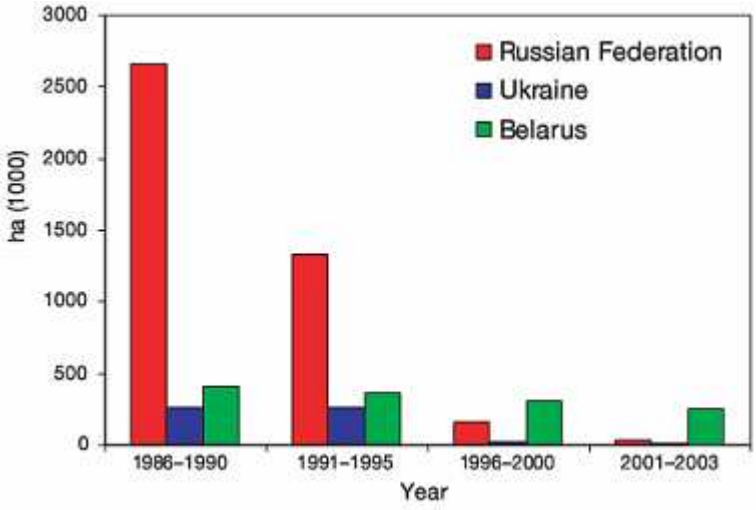
Tab. č. 11: Redukční faktory různých opatření aplikovaných v zemědělské výrobě v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině (8)

Opatření	**^{137}Cs**	**^{90}Sr**
Normální orba (první rok)	2,5 – 4	-
Odstranění povrchu, hluboká orba	8 – 16	-
Vápnění	1,5 – 3	1,5 – 2,6
Umělé minerální hnojení	1,5 – 3	0,8 – 2
Umělé organické hnojení	1,5 – 2	1,2 – 1,5
Normální rekultivace	1,5 – 3	1,5 – 2,5
Radikální rekultivace	1,5 – 9	1,5 – 3,5
Regulace krmiva	3 – 9	-
„Čisté“ krmivo (v závislosti na čase)	2 – 5	
Látky vázající Cs	2 – 5	-
Regulace mléka do másla	4 – 6	5 – 10
Regulace řepky do oleje	250	600

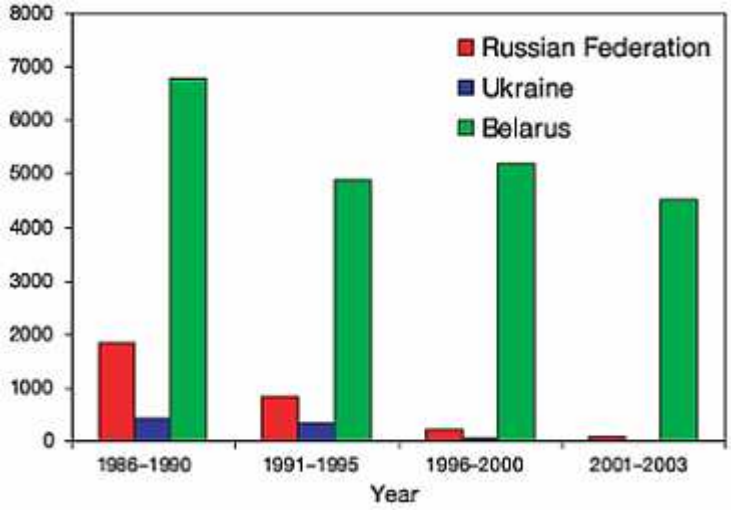
Nejúčinnějším praktickým ochranným opatřením pro pastviny a louky, kontaminované radioaktivním spadem po černobylské havárii, bylo shledáno tzv. radikální zúrodnění zahrnující všechna výše uvedená opatření. Obvyklé povrchové úpravy půd (obracení půdy, vápnění, hnojení) byly méně efektivní. Rozlohu oblastí ve třech černobylskou havárií nejvíce poznamenaných zemích, jež byly radikálně zúrodňovány, demonstruje graf č. 4c, a oblastí, na nichž bylo aplikováno vápnění a minerální hnojiva, grafy č. 4a a č. 4b.

Grafy č. 4a – 4c: Území (v tisících hektarů) v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině, na nichž bylo v letech 1986 – 2003 aplikováno vápnění (a), minerální hnojiva (b) a tzv. radikální zúrodnění (c) (43)

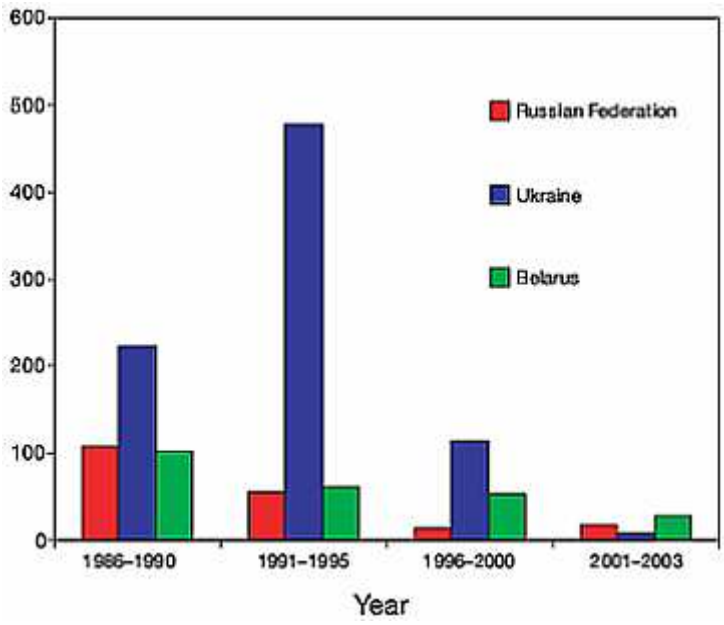
a)



b)



c)



V devadesátých letech se aplikovaná opatření více zaměřila na místně specifické vlastnosti půd, což mělo zajistit, že budou v daných podmínkách co nejvhodnější a nejúčinnější. V polovině devadesátých let však kvůli zhoršujícím se ekonomickým podmínkám, jež bránily implementaci ochranných opatření v předcházející míře, produktivita orné půdy klesla. Úroveň kontaminace zemědělských produktů se tak přirozeně zvýšila. V letech 1995 – 1996 vzrostla v některých oblastech Ruska kvůli nedostatečnému používání draselných hnojiv aktivita ^{137}Cs v zemědělských výrobcích o více než 50 % ve srovnání s lety 1991 – 1992, kdy byla aplikována optimální ochranná opatření (8).

Například v kontaminovaných oblastech regionu Brjansk bylo při pěstování obilí v roce 1991 použito 81 kg K_2O na hektar a koncentrace aktivity ^{137}Cs v obilí byla 26 Bq/kg. V roce 1993 se množství použitého K_2O snížilo na 18 kg na hektar a aktivita ^{137}Cs v obilí tak vzrostla na 70 Bq/kg. V oblasti Krasnaja Gora se v důsledku přerušení dodávek draselného hnojiva využívaného při pěstování brambor zvýšila aktivita ^{137}Cs v hlízách z 37 Bq/kg v roce 1991 na 107 Bq/kg v roce 1993 (9).

V Bělorusku, Rusku a na Ukrajině stále ještě existují zemědělské oblasti, které jsou vyňaty z užívání. Tuto půdu by však bylo možno bezpečně využívat po zavedení

příslušných nápravných opatření, pro něž existují technologie, ale v současnosti platná ekonomická a sociální omezení to mohou komplikovat.

V současné době je obecně věnováno málo úsilí jakékoli další rekultivaci nevyužívaných půd.

Bělorusko

Během doby, která uplynula po havárii, až do roku 2004 bylo vráceno k hospodářskému využívání 16 000 ha. Podle odhadu Bogdevitch et al. (1998) může být k rekultivaci vhodných celkem asi 35 000 ha další úrodné zemědělské půdy. Nicméně, ekonomická podpora, která by k aplikaci ochranných opatření byla potřeba, v posledních letech značně poklesla.

Rusko

V letech 1986 – 1989 bylo z hospodářského využívání vyřazeno celkem 17 000 ha kontaminované půdy. Do roku 1995 bylo pomocí intenzivních ochranných opatření a následujících nových radiačních šetřeních navráceno k zemědělskému upotřebení celkově 11 000 ha. V letech 1995 až 2004 žádná další obnovení nevyužívaných půd neproběhla. Až nedávno (8) navrhl Ruský institut zemědělské radiologie a agroekologie projekt postupné rekultivace zbývajících nevyužívaných oblastí.

Ukrajina

Od okamžiku havárie až do roku 2000 bylo k hospodářskému využívání navráceno jen 6 095 ha. Na základě radiačních kritérií mohlo být v roce 2004 znovu využíváno více než 70 % zasaženého území. Pokud jsou však brány v úvahu i faktory ekonomické a sociální, množství půdy vhodné k rekultivaci klesá (viz tabulka č. 12). Ovšem snaha uvést nevyužívanou půdu zpět v produkci je obecně malá, a to také z důvodu, že se na Ukrajině stále nachází mnoho území se zemědělsky produktivní půdou.

Tab. č. 12: Rekultivace půd v oblastech povinného přesídlení (vně 30 km zakázané zóny kolem jaderné elektrárny) (8)

	Nevyužívaná půda [ha]	**Půda, která může být využívána, jsou-li posuzována radiologická, ekonomická a sociální kritéria [ha]**
Kyjevská oblast		
1998 – 2000		3475
2001 – 2005		4720
Celkem	29 342	8205
Žitomyrská oblast		
1998 – 2000		2620
2001 – 2005		4960
Celkem	71 943	7580

4.3.2.6 Ochranná opatření v lesním prostředí

Po havárii jaderné elektrárny v Černobylu, kdy byly radioaktivním spadem kontaminovány nad úroveň 37 kBq/m^2 více než dva milióny hektarů lesů, což znázorňuje tabulka č. 13, prokazovaly rostliny a zvěř v lesních a horských oblastech obzvlášť vysoký příjem radioaktivního cesia s nejvyššími zaznamenanými úrovněmi ^{137}Cs v lesních plodinách. Obzvlášť vysoké koncentrace aktivity ^{137}Cs byly zjištěny v houbách, bobulích (borůvky, brusinky) a zvěřině a tyto vysoké hladiny přetrvávají již více než 20 let. Mezi nejvíce kontaminované patří lesy v oblastech Narovlya, Khoiniki, Bragin, Chechersk, Dobrush, Vetka, Krasnopolje, Slavgorod a Cherikov. Sbírání plodů a hub je však zakázáno i v lesích regionů Gomel, Mogilev, Brest, Minsk a Grodno (20).

Tab. č. 13: Rozloha kontaminovaných lesů [km^2] v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině podle úrovně kontaminace (20)

Země	**Úroveň kontaminace [kBq/m^2]**				**Celkem**
	37 – 185	***185 – 555***	***555 – 1480***	***> 1480***	
Bělorusko	13 970	3 194	2 162	789	20 115
Rusko	8 650	1 040	290	20	10 000
Ukrajina	10 880	1 010	313	95	12 300

Vysoké úrovně kontaminace lesních produktů, které v mnoha zemích stále ještě překračují akční úrovně, způsobuje recyklace radioaktivního cesia v lesních ekosystémech. Lesní půda nebývá ani z poloviny tak hluboká (kolem 20 cm) jako půda zemědělská (50 i více cm), její podloží je většinou skalnatého charakteru a neobdělává se. Radioaktivní cesium s dlouhým poločasem rozpadu (30 let) se tak nemůže z půdy uvolnit (resuspenze částic ze zemského povrchu) ani prostoupit do větší hloubky. Hodnoty hmotnostních aktivit cesia v poživatinách, pocházejících z přírodních (neobdělávaných) ekosystémů, jsou tudíž vzhledem k ostatním potravinám poměrně vysoké a klesají pomaleji než v jiných vzorcích prostředí.

V některých oblastech Běloruska a Ruska k interním dávkám nejvíce přispívá právě konzumace lesních plodin kontaminovaných ^{137}Cs a lze předpokládat, že tento stav potrvá ještě několik desetiletí. I v západní Evropě je ještě kvůli značnému a dlouhodobému příjmu radioaktivního cesia v zasažených rozsáhlých systémech užívána řada ochranných opatření pro živočišné produkty z vysočin a lesů.

Vysoká úroveň přenosu radioaktivního cesia cestou lišejník – sobí maso – lidé se po černobylské havárii prokázala v arktických a subarktických oblastech Evropy. Černobylská havárie vedla k vysoké kontaminaci sobího masa ve Finsku, Norsku, Rusku a Švédsku a způsobila závažné problémy domorodým Laponcům (22).

Hlavní ochranná opatření vztahující se na lesní prostředí zaváděná po černobylské havárii zahrnovala opatření správní (omezení různých aktivit, které se normálně v lese uskutečňují) a opatření technologická.

Následujícími omezeními týkajícími se pohybu a pobytu v lesích a konzumace lesních plodů, široce aplikovaná v SSSR a pozdějších zemích SNS a ve Skandinávii, se podařilo snížit ozáření lidí žijících a pracujících v těchto oblastech. Jednalo se o:

- Omezení přístupu veřejnosti a lesních dělníků jako opatření proti externím dávkám.
- Omezení využívání potravin jako zvěřina, bobule a houby veřejností, které přispělo k redukci interních dávek. Ve třech nejvíce postižených zemích jsou houby podstatnou složkou mnoha jídel, a proto zde bylo toto omezení zvláště důležité.

• Omezení sběru dříví v lesích veřejností za účelem předejití ozáření v domovech a zahradách při pálení dřeva a likvidaci popela nebo jeho využití jako hnojiva.

• Změnu způsobu lovu s cílem zamezení konzumace masa s vysokými sezónními hladinami radioaktivního cesia.

• Zvýšenou požární ochranu, zvláště v oblastech s rozsáhlými depozicemi radionuklidů, namířená proti sekundárnímu znečištění životního prostředí.

Zkušenosti se třemi nejvíce zasaženými zeměmi nicméně ukázaly, že taková omezení s sebou mohou nést také významné negativní sociální následky, a pokyny ze strany příslušných orgánů pak mohou být následkem toho veřejností ignorovány. Tato situace může být kompenzována zajištěním odpovídajících vzdělávacích programů zaměřených v lokálním měřítku na zdůraznění významu navrhovaných změn ve využívání některých lesních oblastí.

Opatření založená na technologiích pro lesy, jako je využívání strojů a/nebo chemické ošetření, vedoucí ke změně distribuce či přenosu radioaktivního cesia v lese nebudou proveditelná ve velkém měřítku. Taková ochranná opatření mohou být použita v malých zalesněných oblastech, jako jsou parky či lesoparky v blízkosti měst, v nichž se dá očekávat, že je navštíví o mnoho více lidí než rozsáhlé a odlehlé lesní oblasti (8).

4.3.2.7 Opatření na ochranu vodních soustav

Kontaminace povrchových vod v důsledku černobylské havárie se netýkala jen oblastí v blízkosti Černobylu, ale i mnoha jiných částí Evropy.

Na ochranu vodního hospodářství byla v měsících a létech po havárii zaváděna četná opatření, která byla zaměřena na snižování dávek obdržených zejména v důsledku buď pití kontaminované pitné vody anebo konzumace ryb či jiných vodních živočichů v kontaminovaném prostředí žijících. Většina z těchto opatření byla málo efektivní a nákladná.

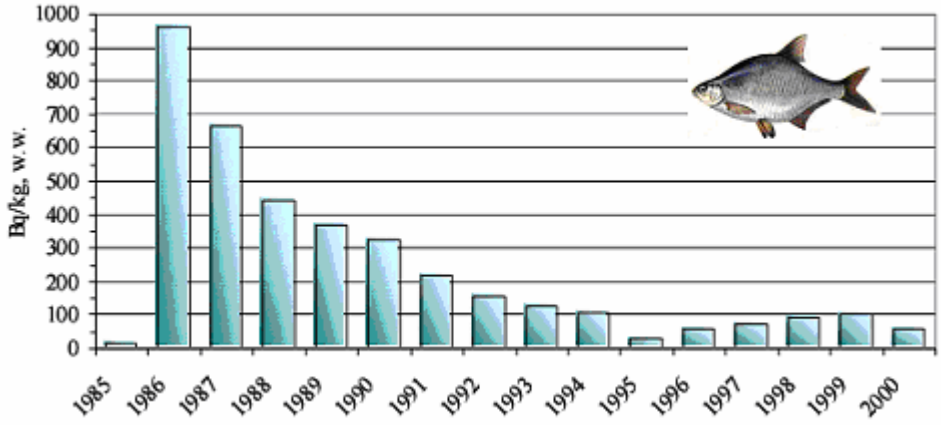
V prvních týdnech po havárii vzbuzovaly největší obavy vysoké koncentrace aktivity v pitné vodě z kyjevské nádrže. Dodávky pitné vody pro Kyjev tak byly první

rok po černobylské havárii pomocí nově vybudovaného potrubí místo z Dněpru odváděny z Desny.

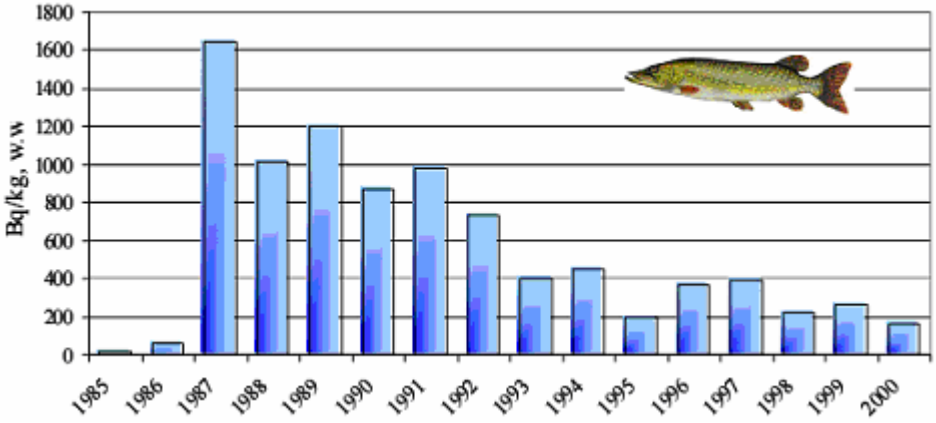
Včasný zákaz požívání pitné vody a přechod na alternativní dodávky byly nejefektivnějšími ochrannými opatřeními. Zákazy týkající se konzumace sladkovodních ryb se ukázaly být efektivními ve Skandinávii a Německu. Nejen ve třech nejvíce zasažených zemích, ale i v některých od místa havárie takto vzdálených jezerech totiž vykazovaly koncentrace aktivity ^{137}Cs v rybách značně vysoké hodnoty. V Bělorusku, Rusku a na Ukrajině ale nemohly být takovéto zákazy konzumace ryb vždy dodržovány. Co se týče kontaminace ryb ^{90}Sr, nebyla pro dávky v porovnání s ^{137}Cs významná, a to především proto, že ^{90}Sr se hromadí spíše v kostech než v poživatelné svalovině. Typické časové změny koncentrace aktivity ^{137}Cs u dvou druhů ryb z Kyjevské nádrže během 16 let po havárii demonstrují grafy č. 5a a č. 5b (8).

Grafy č. 5a a č. 5b: Průměrné koncentrace aktivity ^{137}Cs [Bq/kg] u nedravých ryb (cejn, histogram a) a u dravých ryb (štika, histogram b) z Kyjevské nádrže z období let 1985 – 2000 (43)

a)



b)



Zatímco hladiny ^{137}Cs i ^{90}Sr ve vodě a rybách v řekách, otevřených jezerech a nádržích jsou v současné době nízké, v některých uzavřených jezerech bez vytékajících toků v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině zůstanou ryby i voda kontaminovány ^{137}Cs ještě v následujících desetiletích. Například u lidí žijících v blízkosti uzavřeného Kožanovského jezera v Rusku přispěla konzumace ryb nejvíce k celkovému příjmu ^{137}Cs.

Je nepravděpodobné, že jakákoliv budoucí ochranná opatření pro povrchové vody budou odůvodnitelná v rámci ekonomických nákladů na odvrácené dávky (8).

4.3.3 Vystavení osob vlivům ionizujícího záření

V důsledku černobylské havárie byl různými dávkami ozářen velký počet lidí, což vedlo k nepříznivým zdravotním následkům u této populace. Za uplynulých 21 let bylo o zdravotních následcích havárie nashromážděno mnoho dat. Významné postavení mezi dokumenty pojednávajícími na toto téma má zpráva UNSCEAR předložená Valnému shromáždění v roce 2000 (38), s jejímiž výsledky byla seznámena odborná i širší veřejnost, a která se mohla díky časovému odstupu od havárie, kdy už uplynula doba minimální latence pro pozdní projevy ozáření, vyjádřit k očekávaným trendům zdravotních následků.

Základem šetření k získání věrohodných a úplných informací o zdravotních následcích černobylské havárie byl Všesvazový klinicko-dozimetrický registr založený

roku 1987, jenž do roku 1991 zahrnul celkem 659 292 osob, které patřily do některé ze čtyř skupin:

1) účastníci záchranných prací („likvidátoři“)
2) evakuovaní z nejvíce kontaminovaných oblastí (depozice ^{137}Cs > 1480 kBq/m^2)
3) rezidenti ve významně kontaminovaných oblastech (> 555 kBq/m^2)
4) děti rodičů (skupin 1 – 3) narozené po havárii

Po rozpadu SSSR v roce 1991 se sledování převedlo do působnosti jednotlivých následnických států. Souhrnné počty osob z roku 2005 ve třech prvních skupinách jsou uvedeny v tabulce č. 14 (46).

Tab. č. 14: Velikost sledovaných populací v rámci klinicko-dozimetrického registru v roce 2005 (46)

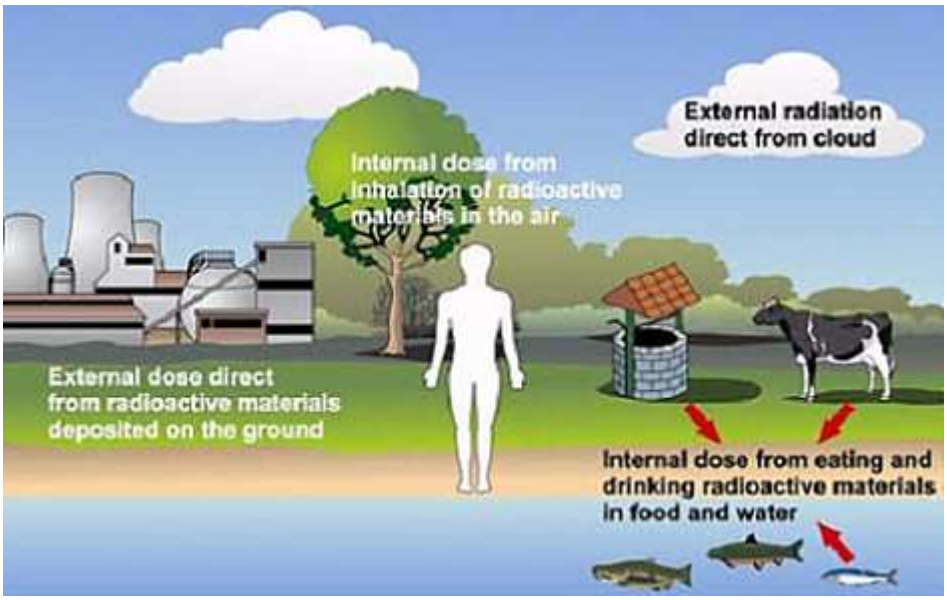
Populace	**Počet lidí**	**Efektivní dávka**
Likvidátoři (1986 – 1987)	240 000	100 mSv
Evakuovaní (1986)	116 000	33 mSv
Kontaminovaná území > 555 kBq/m^2	270 000	50 mSv
Kontaminovaná území > 37 kBq/m^2	5 000 000	10 mSv

Hlavními cestami ozáření osob radioaktivními materiály v důsledku černobylské havárie, jak ilustruje obrázek č. 3, byly:

- vnější dávka přímo z mraku kontaminovaných vzdušných mas,
- vnitřní ozáření způsobené vdechováním radioaktivních materiálů ve vzduchu,
- vnější dávka z radionuklidů deponovaných na povrchu země a na jiných površích,
- vnitřní ozáření způsobené konzumací radionuklidy kontaminovaných potravin a vody,

přičemž, až na výjimečné situace, byly nejdůležitějšími druhé dvě jmenované cesty ozáření. (8)

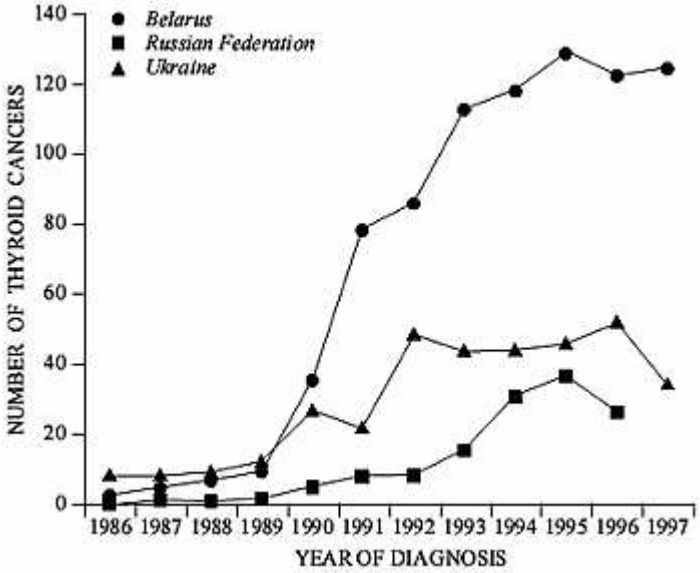
Obr. č. 3: Cesty ozáření člověka radioaktivními materiály uniklými do životního prostředí (43)



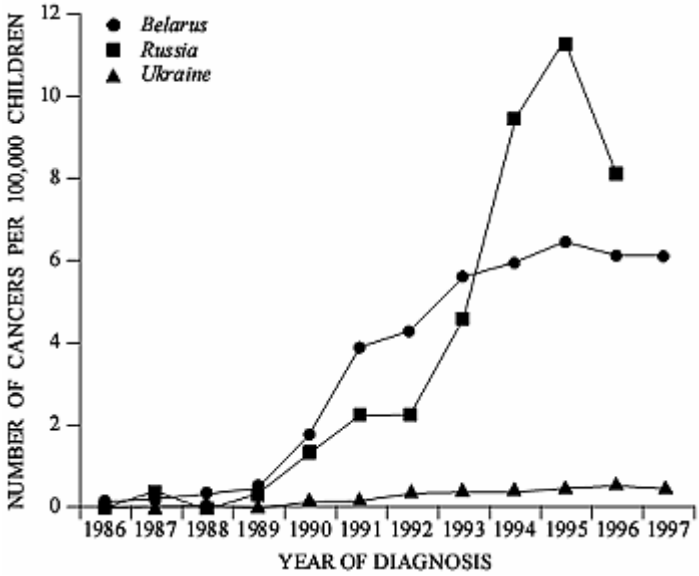
Zdravotní následky černobylské havárie můžeme rozdělit na bezprostřední a pozdní. Co se týče bezprostředních účinků, lze shrnout, že celkem u 134 osob (účastníků záchranných prací) byla diagnostikována akutní nemoc z ozáření, 28 z nich zemřelo v časném období. Z přezívajících zemřelo v období let 1987 – 2004 pro různé příčiny 19 osob, z nichž asi jen u pěti lze předpokládat možnou souvislost příčiny smrti s předchozím ozářením. Z hlediska veřejného zdraví však převládá význam pozdních účinků (maligní onemocnění i pozdní nenádorové projevy) (46).

Hlavním dopadem černobylské havárie na zdraví osob byl zvýšený výskyt rakoviny štítné žlázy u dětí a dospívajících, a proto byla stanovení dávky ve štítné žláze věnována velká pozornost. Odhad dávek na štítnou žlázu vyplývajících z příjmu ^{131}I je založen na výsledcích 350 000 měření osob a několika tisíc měření ^{131}I v mléce provedených v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině během několika týdnů po havárii (8). Počet diagnostikovaných případů rakoviny štítné žlázy u dětí za jednotlivé kalendářní roky 1986 – 1997 je uveden na grafu č. 6a, incidenci tohoto onemocnění ve stejném období pak demonstruje graf č. 6b.

Graf č. 6a: Počet dětí (osa y) v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině v letech 1986 – 1997 (osa x), které byly v důsledku černobylské havárie ozářeny před 14. rokem života, u nichž se vyvinula rakovina štítné žlázy (38)



Graf č. 6b: Incidence rakoviny štítné žlázy u dětí (osa y znázorňuje počet onemocnění na 100 000 dětí) v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině v letech 1986 – 1997 (osa x), jež byly v důsledku černobylské havárie ozářeny před 14. rokem života (38)



Zhruba v prvních dvou měsících po havárii byl hlavním zdrojem dávky z vnitřní kontaminace ^{131}I obsažený v mléce krav pasoucích se na kontaminovaných pastvinách. Byly zavedeny dočasně přípustné úrovně kontaminace mléka a mléčných produktů ^{131}I a také přísná radiologická kontrola všech mléčných výrobků. Obdobná nařízení pak byla vydána také k omezení příjmu ^{137}Cs v potravě, které se stalo hlavním zdrojem ozáření poté, co se ^{131}I, vzhledem ke svému krátkému poločasu rozpadu (8 dnů), během několika týdnů po havárii z větší části rozpadl. Ministerstvem zdravotnictví SSSR pak byly vymezeny i nejvyšší přípustné úrovně kontaminace pro další základní druhy potravin.

Prostřednictvím řady již zmíněných ochranných opatření (evakuace a přesídlení osob, blokování dodávek kontaminovaných potravin, odstranění kontaminované půdy, úprava půdy v zemědělských oblastech tak, aby byl redukován příjem radionuklidů, náhrada jídel a zákaz využívání rostlin a zvěře z lesních a horských oblastí) byly dávky významně redukovány.

Kolektivní efektivní dávka (bez dávky na štítnou žlázu) obdržená asi pěti milióny obyvateli žijícími v oblastech Běloruska, Ruska a Ukrajiny (^{137}Cs v půdě > 37 kBq/m^2) byla během let 1986 – 1995 přibližně 40 000 man-Sv. Skupiny ozářených osob v každé z těchto zemí dostaly zhruba stejnou kolektivní dávku. Další kolektivní efektivní dávka, která měla být přijata během let 1996 – 2006, byla odhadována na zhruba 9 000 man-Sv.

Kolektivní dávka na štítnou žlázu činila téměř 2 000 000 man-Gy a skoro polovina z těchto osob byla ozářena na Ukrajině.

Podle výsledků různých měření bylo městské obyvatelstvo vystaveno nižší dávce záření ve srovnání s venkovským obyvatelstvem žijícím v oblastech s podobnými úrovněmi kontaminace, což souvisí s lepšími stínícími vlastnostmi městských budov a odlišným způsobem života. Městská populace je také méně závislá na vlastních zemědělských výrobcích a lesních produktech než lidé žijící na venkově. Efektivní dávky i dávky na štítnou žlázu převážně způsobené přijímáním potravy jsou nižší v městské než ve venkovské populaci.

Také dávky v různých sídlištích kolísají v závislosti na radioaktivní kontaminaci oblasti, převažujícím typu půdy a na typu sídliště v rozsahu dvou řádů. V letech 1986 - 2000 sahaly hodnoty dávek od 2 mSv ve městech umístěných na černozemích až po 300 mSv ve vesnicích vyskytujících se v oblastech s podzolovými písčitými půdami. Dávky očekávané v letech 2001 - 2056 jsou podstatně nižší než ty již obdržené, a to v rozpětí 1 až 100 mSv .

Pokud by ochranná opatření nebyla aplikována, obyvatelstvo některých kontaminovanějších vesnic mohlo obdržet za celý svůj život (70 let) efektivní dávky až 400 mSv. Intenzivní zavádění ochranných opatření, jako dekontaminace sídlišť a zemědělská ochranná opatření, podstatně redukovalo dávku. Pro srovnání, celosvětová průměrná celoživotní dávka z přirozeného pozadí je asi 170 mSv s typickým rozsahem 70 až 700 mSv v různých regionech.

Roční efektivní dávky z radioaktivního spadu u velké většiny z asi pěti miliónů lidí žijících v kontaminovaných oblastech Běloruska, Ruska a Ukrajiny, v současnosti činí méně než 1 mSv. Pro srovnání, UNSCEAR (37, 38) odhadla roční dávky z přirozeného pozadí, které dostávají lidé na celém světě, v průměru na 2.4 mSv s typickým rozmezím 1 až 10 mSv v různých regionech.

Asi u 100 000 obyvatel kontaminovaných oblastí v těchto třech nejvíce postižených zemích jsou roční dávky v současné době stále ještě vyšší než 1 mSv.

Další snižování úrovní jak vnějšího ozáření tak koncentrace aktivity radionuklidů (zejména ^{137}Cs) v potravinách se při stávajících ochranných opatření odhaduje na velmi pomalé, tj. asi 3 až 5 % ročně (8).

4.3.4 Psychologické, sociální a ekonomické dopady

Ekonomika regionu zasaženého černobylskou havárií, zvláště zemědělská, se v devadesátých letech následkem vysokých nákladů na aplikaci ochranných opatření nacházela v obtížném stavu. Je ale důležité poznamenat, že region v těchto letech čelil také velkému ekonomickému chaosu kvůli faktorům, které s radiací neměly nic společného. Rozvrácení obchodu, které doprovázelo rozpad Sovětského svazu, zavedení tržních mechanismů, dlouhodobé trendy recese a krize ruského rublu v roce 1998

společně podkopaly životní standard, zvýšily nezaměstnanost a prohloubily chudobu. Zemědělské regiony, bez ohledu na to, zda byly kontaminovány nebo ne, byly vůči těmto ohrožením obzvlášť citlivé. V kontaminovaných oblastech však ještě více než kde jinde měly mzdy tendenci se snižovat a nezaměstnanost zvyšovat. Zemědělci jsou zpravidla nejhůře placení zaměstnanci v každé zemi a možnosti zaměstnání mimo zemědělství jsou malé, a to především v černobylskou havárií zasažených oblastech. Zde ale opět hrají roli spíše faktory všeobecné než jen radiační. Poměr malých a středně velkých podniků je mnohem nižší v postižených regionech než jinde. Je to částečně proto, že mnoho kvalifikovaných a vzdělaných pracovníků, zejména mladých, region opustilo, a částečně proto, že ve všech třech nejvíce zasažených zemích celkové ekonomické prostředí nepodporuje podnikání. Soukromé investice jsou také velmi nízké, částečně kvůli koncepčním problémům a částečně kvůli nepříznivým podmínkám pro podnikání v celé zemi.

Výsledkem těchto trendů je, že kontaminované regiony více než jiné čelí zvýšenému riziku chudoby. Při hledání řešení této ekonomické ochablosti je důležité věnovat se všeobecným otázkám (zlepšit podnikatelské klima, podporovat rozvoj malých a středních podniků, vytvářet pracovní místa mimo zemědělskou sféru a eliminovat překážky bránící ziskovému využívání půdy a efektivní zemědělské výrobě), stejně tak jako otázkám radioaktivní kontaminace.

Psychologickými a sociálními následky černobylské havárie, jež převýšily všechny přímé účinky, tedy i účinky na zdravotní stav v užším slova smyslu, byly postiženy desetitisíce až statisíce lidí a určité strádání může pokračovat v závažné míře po mnoho let. Tyto následky vycházejí ze subjektivního vnímání rizika, jenž ovlivňují důvody, jako jsou: nepostihnutelnost záření lidskými smysly, podvědomé propojení účinků s následky výbuchu jaderné zbraně, nedostatečné chápaní fyzikálních předpokladů a biologických mechanismů poškození, zkreslené a rozporné informace o aktuální situaci.

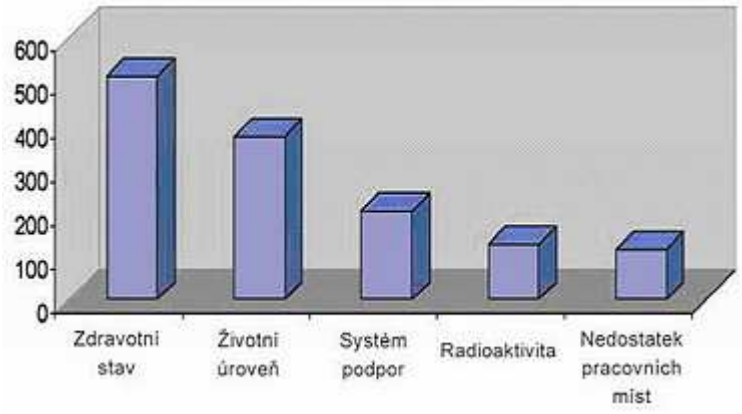
Jedním z hlavních problémů zůstává nedůvěra k informacím o černobylské havárii vzhledem k tomu, jak sovětské úřady v počátku utajovaly havárii a jak různé instituce používají protichůdné údaje, vzhledem k nevyřešeným sporným otázkám

ohledně dopadu nízké radiace na zdraví a k často složitému vědeckému jazyku, kterým jsou informace prezentovány.

Podle řady průzkumů veřejného mínění a sociologických studií prováděných v posledních letech, obyvatelé postižených oblastí více než dvě desetiletí po černobylské havárii stále postrádají informace potřebné k tomu, aby mohli vést zdravý, produktivní život. Ačkoliv tyto informace jsou přístupné a vlády se mnohokrát pokusily je rozšiřovat, stále přetrvávají nesprávné představy a mýty o hrozbě záření, což plodí jak nadměrně opatrné chování (trvalý strach o zdraví), tak jednání, které může být charakterizováno jako nezodpovědné (konzumace hub, bobulí a zvěřiny z oblastí s vysokou kontaminací), jelikož k němu docházelo, přestože byli obyvatelé zasažených oblastí varováni.

Dále průzkumy ukázaly, že obyvatelé všech třech nejvíce zasažených zemí jsou sice zaujati vlastním zdravím a zdravím jejich dětí, ale extrémně výrazné jsou také obavy kvůli nízkému životnímu standardu. Jak ukazuje graf č. 7, sociálně-ekonomické obavy byly ve skutečnosti považovány za důležitější než úroveň záření.

Graf č. 7: „Co Vám dnes dělá největší starosti?“; údaje z průzkumu v Rusku v roce 2003, 748 respondentů (osa y), jsou povoleny hromadné odpovědi (22)



Schopnosti jednotlivců i společnosti vypořádat se s vlastními ekonomickými a sociálními problémy podlomil také rozsáhlý systém podpor spojených s černobylskou havárií, jenž vyvolal očekávání dlouhodobé přímé finanční podpory a nároku na

privilegia. Taková výchova k závislosti, která je spojena také se ztrátou iniciativy řešit problémy s udržením příjmů, je určitě velkou překážkou obnovy regionu.

Důležitou záležitostí, která vyžaduje další sociologický výzkum, je to, jak veřejnost vnímá zavádění, provádění a odvolávání ochranných opatření v případě nouze. Společně s radiologickými faktory by během plánování a aplikace ochranných opatření měly být brány v úvahu také faktory sociální a ekonomické, společně s formální cost-benefit analýzou (viz kapitola 4.4), což by mělo pomoci k jejich lepšímu přijetí veřejností.

Široká veřejnost by spolu s úřady měla být detailně informována o stávajících radiačně-rizikových faktorech, o technologických metodách, jak je dlouhodobě redukovat cestou nápravných opatření, o pravidelném využívání protiopatření, a měla by být zapojena do diskuzí a rozhodování.

Stále ještě existuje značná rozdílnost v mezinárodních a národních radiologických kritériích a bezpečnostních standardech platných pro obnovu postižených oblastí v případě kontaminace životního prostředí radionuklidy. Zkušenosti s ochranou veřejnosti po černobylské havárii názorně ukázaly potřebu další mezinárodní harmonizace odpovídajících radiologických kritérií a bezpečnostních standardů (22).

4.4 Principy procesů rozhodování o opatřeních v případě radiační havárie

Vzhledem k cílům mé diplomové práce, mezi něž patří také posouzení zaváděných ochranných opatření z ekonomického hlediska, věnuji se v následující části principům procesů rozhodování o opatřeních v případě radiační havárie, včetně stanovení ceny peněžního ekvivalentu. V závěru této části je pak také uveden názorný zjednodušený příklad.

Procesy rozhodování („decision making“) jsou v různých oblastech řízení založeny na řadě metod. Již v roce 1987 Merkhofer (24) rozlišoval tři odlišné, nicméně vnitřně konzistentní teorie rozhodovacích procesů:

1) Objektivní „cost-benefit“ metody, při nichž jsou alternativní strategie rozhodování vybírány na základě systematického porovnávání přínosů

(„benefits“) a nákladů („costs“) vyplývajících z daného rozhodnutí (přijetí, či zavedení daného opatření) a odpovídajících důsledkům přijetí tohoto rozhodnutí.

2) Rozhodovací postupy, vycházející jednak z koncepce subjektivního rozhodnutí společností určené fyzické či právnické osoby („decision maker“), tzn. mající zákonem svěřenou odpovědnost, a jednak z principu hodnocení a racionalizace (objektivizace) subjektivního rozhodnutí určeného decision makera.
3) Postupy vycházející z teorie sociálního výběru, kdy je posuzováno, zda kritéria, z nichž rozhodování vycházejí, jsou racionální syntézou preferencí všech jedinců, jichž se dané rozhodnutí týká.

Nejčastěji jsou používány různé varianty analýz vážení přínosů a nákladů, např.:

1) „Multi attribute utility analysis“ - více parametrická analýza vycházející z hodnocení prospěšnosti implementace daného opatření v závislosti na řadě faktorů ovlivňujících tuto prospěšnost (mezi těmito faktory mohou být i subjektivní parametry – např. nepříjemné pocity horníků při zavedení nucené ventilace při práci v podzemí).
2) „Multi – criteria outranking techniques“ - více kriteriální analýzy vycházející z hodnocení důležitosti daného faktoru (váhy v souboru ostatních faktorů).
3) „Extended cost-benefit analysis“ - rozšíření analýzy vážení nákladů a přínosů vycházející z různých modifikací vážení nákladů a přínosů (32).

Zejména poslední typ metod je v radiační ochraně dosud nejvíce používán (18, 33). Stále více jsou prosazovány různé statistické metody (včetně metody Monte Carlo), které se zaměřují zejména na správnost a přesnost stanovení (vliv různých faktorů od ekonomických až po sociální) hrubého domácího produktu, což je v podstatě souhrnný makroskopický ukazatel vyjadřující hodnotu vyrobeného zboží a poskytnutých služeb v dané zemi. Proč je zajímavé věnovat se právě tomuto ukazateli? Historicky byla cena lidského života, či lépe cena zachráněného lidského života, odvozována právě od tohoto ukazatele - tzn., lze jím v prvním přiblížení ocenit, jaké prostředky se v různých odvětvích, oborech vynakládají na ztráty v důsledku onemocnění, příp. úmrtí, nezaměstnanosti, apod. (7).

4.4.1 Zásahové situace

Jak již bylo uvedeno, v případě zásahu musí být veškeré úsilí věnováno zabránění vážným deterministickým zdravotním účinkům a zásah musí být nejen zdůvodněný v tom smyslu, že zavedená ochranná opatření musí přinést více přínosů než škod, ale současně musí být i optimalizovaný, tzn. musí přinést maximální čistý zisk (užitek) pro skupiny obyvatel, pro které jsou ochranná opatření zaváděna. A právě důsledná aplikace principu optimalizace radiační ochrany je velmi obtížná. Významnou roli jistě hrají faktory vztahující se k radiobiologickým účinkům záření. Hodnotu čistého přínosu však ovlivňuje i řada dalších faktorů, jejichž váha je specifická pro konkrétní havárii, danou meteorologickou situaci v době úniku radionuklidů, specifické demografické podmínky na zasaženém území, a zejména v případě dlouhodobých ochranných opatření, hrají významnou roli také faktory sociální, psychologické, ale i politické.

V některých zemích, kde, jak ukázala zkušenost po havárii JE v Černobylu v roce 1986, nebyl systém havarijní připravenosti dostatečně připraven na hodnocení a řešení následků radiační havárie takového typu a rozsahu, nebo tam, kde obyvatelstvo nebylo z různých důvodů schopno vnímat dané riziko a z něj vyplývající důsledky, byla zaváděna ochranná opatření často bez odpovídajícího zdůvodnění (bez ohledu na jejich optimalizaci, dostupné společenské a ekonomické možnosti a zdroje), spíše z politického hlediska jen proto, aby byl vliv psychologických a sociálních faktorů potlačen. Je obtížné vliv těchto rozhodnutí kvantifikovat, nehledě na vliv specifických, pro danou společnost či stát charakteristických, podmínek.

Mezinárodní organizace a instituce (IAEA, EU, OECD) proto věnují na základě analýz černobylské havárie této problematice zvýšenou pozornost, nicméně, dodnes se od teoretických úvah a principů (stanovení obecných zásahových úrovní, způsobů jejich aplikace, apod.) k praktické aplikaci vlivu zejména sociálně-psychologických faktorů při zavádění především dlouhodobých ochranných opatření významně nepokročilo. Je třeba říci, že ve vyspělých, „bohatých“ zemích (prakticky ve všech zemích EU), vyznačujících se nadprodukcí v oblasti zemědělské výroby, se v případě regulace (obzvláště však zákazu spotřeby) kontaminovaných složek potravních řetězců po

radiační havárii stanovily velmi nízké hodnoty intervenčních úrovní, což vede prakticky ke snaze nepustit na trh kontaminované potraviny (zemědělské produkty) a zaměřit se zejména na dovoz „čistých“ výrobků z havárií nedotčených zemí (32).

4.4.2 Hodnocení přínosů a nákladů

Zavedení principu optimalizace (10), jehož praktické aplikace a začlenění do legislativy nejsou jednoduché, vyvolalo zpočátku negativní reakce a kritiku.

V doporučení ICRP č. 26 (10) byl princip optimalizace ilustrován pomocí jednoduché „cost-benefit“ analýzy vycházející z minimalizace součtu celkových nákladů na radiační ochranu X a kolektivní zdravotní újmy Y, přičemž veličina Y byla definována jako součin kolektivního efektivního dávkového ekvivalentu S [Sv] a peněžního ekvivalentu jednotky této veličiny, označené α [např. US $/Sv], tedy Y= α .S.

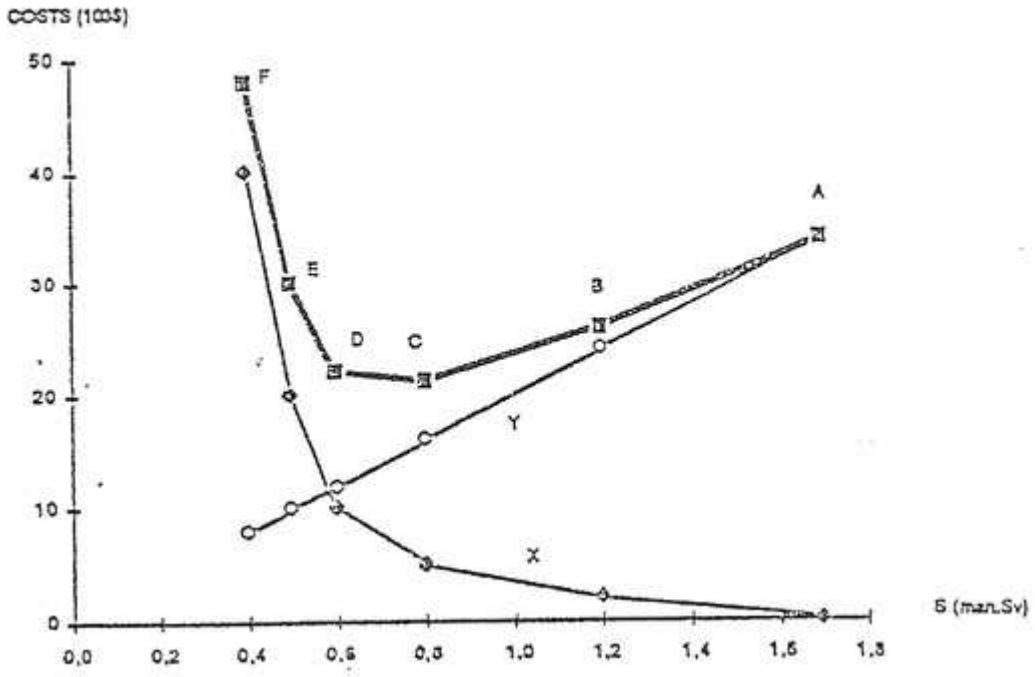
Optimálním stavem je taková hodnota S, při které přírůstek na nákladech na radiační ochranu ΔX (vztažený na jednotku S) odpovídá snížení ceny újmy ΔY (rovněž vztažené na jednotku S). Ilustrace této zjednodušené optimalizační úlohy je demonstrována v tabulce č. 15 a grafem č. 8.

Při hodnotě koeficientu α = 20 000 US $, lze ze šesti typů opatření uvedených v tabulce č. 15 za optimální považovat opatření C, pro které jsou celkové náklady, tzn. X + Y, minimální.

Tab. č. 15: Demonstrace metody „cost-benefit“ (10)

Rozhodnutí	**Celkové náklady X (10^3 $)**	**Kolektivní efektivní dávka S (man-Sv)**	**Kolektivní zdravotní újma Y (10^3 $)**	**Celkové náklady X + Y (10^3 $)**
A	0	1,7	34	34
B	2	1,2	24	26
C	5	0,8	16	**21**
D	10	0,6	12	22
E	20	0,5	10	30
F	40	0,4	8	48

Graf č. 8: Demonstrace metody „cost-benefit“ (10); na ose x jsou uvedeny hodnoty kolektivní efektivní dávky S (man-Sv), na ose y - celkové náklady X (10^3 $)



V doporučení ICRP 37 (11) byla hodnota Y již rozšířena o další člen, který vyjadřuje cenu zdravotní újmy v širším smyslu. Celkovou újmu Y pak lze vyjádřit součtem:

$$Y = Y_1 + Y_2 = \alpha \,.\, S + \beta \,.\, \sum N_j \,.\, f_j\,(H_j) \qquad /1/$$

kde $\sum N_j \,.\, f_j\,(H_j)$ charakterizuje zdravotní újmu Y_2 a β je peněžní cena jednotky této veličiny. H_j je střední dávka ozáření N_j osob j-té skupiny. $f_j\,(H_j)$ je tedy funkcí osobních dávek, která závisí jak na přístupech dané společnosti k hodnocení rizik (zde rizika vyplývajícího z ozáření $\sum N_j$ osob dávkou $\sum N_j \,.\, H_j$), tak na vnímání těchto rizik (postojích ozářených osob). Je zřejmé, že veličiny α, β, ale i $f_j\,(H_j)$ jsou primárně závislé na ekonomických možnostech dané společnosti, avšak i politické a sociální aspekty mohou jejich hodnoty významně ovlivnit. Určení ceny zdravotní újmy je v podstatě určení koeficientů α a β.

4.4.3 Ekonomická hodnota koeficientu α

Jak jsem již uvedla, koeficient α vyjadřuje peněžní ekvivalent kolektivní dávky. Nejjednodušší odhad tohoto koeficientu je založen na předpokladu, že každé poškození zdraví je spojeno s jistou ztrátou délky „zdravého“ života. Při odhadování roční takové ztráty potom lze vycházet z ročního průměrného hrubého národního produktu vztaženého na jednoho obyvatele. Tuto veličinu lze totiž považovat za ukazatel charakterizující životní standard a tedy i úroveň zdravotní péče dané země. Pro velmi vyspělé země se tato hodnota odhaduje pro různé typy opatření a různé podmínky optimalizace v intervalu 10 000 až 100 000 US $/man-Sv (21). Lze sice očekávat, že absolutní rozdíly v hodnotě koeficientu α mezi zeměmi s rozdílnou ekonomickou úrovní budou významné, ale zároveň můžeme předpokládat, že poměry finančně vyjádřených nákladů na ochranu a finančních ekvivalentů zdravotní újmy v různých zemích budou méně závislé na reálné ekonomice dané země.

Mezinárodní organizace IAEA navrhla pro hodnocení zdravotní újmy vzniklé v důsledku stochastických účinků ionizujícího záření zjednodušený postup. Pro stanovení finančního ekvivalentu, který by charakterizoval danou zdravotní újmu, bylo nejprve třeba odhadnout cenu jednotky kolektivní dávky. Metoda je aplikována za následujících čtyř základních předpokladů vycházejících z doporučení ICRP 60 (13). Některé důležité veličiny vztahující se ke kvantifikaci zdravotní újmy jsou shrnuty v tabulce č. 16:

1) průměrná ztráta zdravého života, v důsledku vzniku zářením indukovaného nádorového onemocnění, odpovídá řádově době 13 let,
2) nominální koeficient pravděpodobnosti vzniku smrtelného nádorového onemocnění pro populaci jako celek za podmínek malého dávkového příkonu je roven $5.10^{-2}Sv^{-1}$,
3) koeficient vyjadřující průměrnou zdravotní újmu pro případy nefatálních nádorových onemocnění (je složen ze dvou částí, z nichž první reprezentuje frekvenci výskytu daného poškození a druhá závažnost tohoto poškození) je roven $1.10^{-2}Sv^{-1}$,

4) koeficient genetického poškození ve všech generacích (i tento koeficient je složen ze dvou částí reprezentujících jednak závažnost daného poškození, jednak ztrátu délky života v důsledku výskytu genetického poškození) je roven $1.3.10^{-2}Sv^{-1}$.

Pravděpodobnou (očekávanou) ztrátu života spojenou s celotělovým ozářením dávkou 1 Sv (1 manSv) lze pak s uvážením výše uvedených čtyř veličin odhadnout s chybou v intervalu $(2^{-1},2^{+1})$, jenž je dán nejistotou ve stanovení jednotlivých členů rovnice, na jeden rok:

$$1Sv.(\ 5.10^{-2}Sv^{-1} + 1.10^{-2}Sv^{-1} + 1.3.10^{-2}Sv^{-1}).13\ let \approx 1\ rok \qquad /2/$$

Tab. č. 16: Souhrn některých důležitých veličin určených ke kvantifikaci zdravotní újmy vzniklé v důsledku celotělového ozáření; (úmrtí se vztahují k radiačně indukovaným nádorovým onemocněním) (1)

Veličina	**Roční dávka [mSv]**	
	10	**50**
Zvýšení pravděpodobnosti úmrtí [%]	1,81	8,56
Ztráta života v důsledku úmrtí [rok]	12,7	13
Očekávaná ztráta života ve věku 18 let [rok]	0,23	1,11
Pravděpodobný počet úmrtí 18 - 65 let (vztaženo na 1 mil. osob)	385	1820
Roční pravděpodobný počet úmrtí ve věku 70 let (vztaženo na 1 mil. osob)	650	3300
Nejpravděpodobnější věk úmrtí [rok]	78	77
Nejvyšší relativní hustota pravděpodobnosti úmrtí [%]	3	17
Věk odpovídající nejvyšší pravděpodobnosti úmrtí [rok]	57	57
Nejvyšší ekvivalent rizika stárnutí [rok]	0,2	1,2

4.4.4 Odhad koeficientu β

Hodnota odhadu koeficientu α nezahrnuje řadu faktorů, ovlivňujících život jednotlivců z obyvatelstva ozářených danou dávkou, které je třeba vzít v úvahu především při rozhodování o zavedení rozsáhlých a dlouhodobých opatření. Jedná se zejména o faktory psychologické (bolest, zármutek, utrpení spojené s předčasnou smrtí člověka), faktory vyplývající z přirozené averze lidí k vyšším rizikům (obecná ochota věnovat více prostředků na ochranu lidí ve vyšších rizicích) a faktory zahrnující časovou inherenci mezi působením ozáření a vznikem újmy (souvisí s předpokladem trvalého růstu životní úrovně, kdy stejné prostředky věnované později přinesou vyšší efekt - to má spojitost jednak s očekávanou inflací a jednak s očekávaným rozvojem nových technologií a předpokládanou vyšší produktivitou práce). Váha jednotlivých skupin uvedených faktorů je závislá na podmínkách dané společnosti. Strategie rozhodování by v případě radiační havárie, stejně jako u jiných typů havárií nebo přírodních katastrof, měla být závislá na ekonomických možnostech dané země. Zároveň však důležitou roli hraje i schopnost obyvatel vnímat daný typ rizika a také politika dané vlády. Za nezbytnou je tedy považována účast odborníků ze sociální a psychologické oblasti v rozhodovacích procesech (32).

Při stanovování Y_2 je třeba definovat tuto veličinu jako funkci velikosti individuální dávky, a to pro jednotlivé kategorie populace - pracovníky a obyvatele. V 80. letech se o to pokusili ve Velké Británii a Francii. Rozdělili obyvatele i pracovníky vždy do tří tříd podle úrovně dávek a na základě analýzy hodnot zvolených v uvedených zemích Jammet a Lombard (17) navrhli postup odhadu veličin $\beta_{1,i}$ (hodnoty přiřazené obyvatelům) a $\beta_{2,i}$ (hodnoty přiřazené pracovníkům):

- hodnoty veličin $\beta_{1,i}$ a $\beta_{2,i}$ rozdělili v závislosti na velikosti dávky do tří tříd (i = 1, 2, 3), kdy horními hranicemi dávkových intervalů byly hodnoty 1, 10 a 100 % ročního limitu dávek pro obyvatele a 10, 30, a 100 % ročního limitu dávek pro pracovníky,
- nezávisle na absolutní hodnotě byly hodnoty veličin $\beta_{1,i}$ a $\beta_{2,i}$ (jak pro obyvatele, tak pro pracovníky) v následující třídě (ve vyšším intervalu dávek) voleny vždy vyšší faktorem 5,

• v nejnižší třídě (i = 1) byly hodnoty veličin $\beta_{1,i}$ a $\beta_{2,i}$ (opět pro obě kategorie - obyvatele i pracovníky) zvoleny stejné jako hodnoty koeficientu α (jeho hodnota se s velikostí dávky ozáření nemění) .

Závislost veličiny Y_2 v rov. /1/ pouze na úrovni ozáření ovšem neřeší komplexně celý problém z hlediska radiační ochrany. Obecné hodnoty veličin $\beta_{1,i}$ a $\beta_{2,i}$ však mohou být využity jako základ veličin, které budou další důležité faktory respektovat. Jedním z takových faktorů je čas - jak doba, po kterou ozáření působí, tak doba mezi ozářením a hodnocením jeho účinku. Působení času je třeba u veličiny Y_2 neopomenout hlavně v případech, kdy se mění vnímání významu rizika (první dvě dotčené generace jsou ke genetickým účinkům vnímavější než generace vzdálenější). Vliv času (ale také tříd odpovídajících různým úrovním dávek) lze hodnotit matematicky pomocí nespojité, „skokové“ funkce pro veličiny $\beta_{1,i}$ a $\beta_{2,i}$. Jammet a Lombard (17) navrhli pro tuto funkci tři časové intervaly - $t < 50$; $50 < t < 500$; $t > 500$ let. Používání „skokových“ funkcí však s sebou nese problém týkající se např. určité skupiny osob, pro kterou se nacházejí odhadnuté dávky v blízkosti hranic některé třídy. Jen malé překročení této hranice totiž vede k pětinásobku v odhadu příslušné veličiny $\beta_{j,i}$ (j = 1, 2). Tyto hraniční problémy se většinou řeší pomocí analýz citlivosti třídění do skupin v závislosti na změně daného parametru.

Další významné faktory ovlivňující veličinu Y_2 souvisejí se sociálně podmíněným vnímáním rizika a ochotou jedince i společnosti dané riziko akceptovat. Stavy, které lze charakterizovat jako havarijní vnímá společnost zcela rozdílně od těch, jež za havarijní považovat nelze. Za akceptovatelný práh pravděpodobnosti vzniku havárie, pro kterou jsou ještě plánovány zdroje dovolující zavedení opatření na ochranu lidí, majetku, životního prostředí a zajištění likvidace důsledků této havárie je považována hodnota 10^{-6}. Při definici pravděpodobnostní funkce modifikující veličinu Y_2 je třeba si uvědomit, že společnost a zejména sdělovací prostředky mají tendenci zveličovat právě rizika velmi málo pravděpodobná. Případy s roční pravděpodobností výskytu 10^{-2} až 1 nejsou považovány za havarijní (hodnoty veličin $\beta_{j,i}$ není třeba modifikovat). Případům s roční pravděpodobností výskytu 10^{-2} až 10^{-4} se klade váha pětkrát vyšší (veličiny $\beta_{j,i}$ se zvyšují faktorem 5) a případům s roční pravděpodobností

výskytu 10^{-4} až 10^{-6} vyšší až 25 krát. Odhady váhových faktorů byly stanoveny na základě pravděpodobnosti (vztažené k jednomu roku), že k dané události na daném místě dojde (32).

Určení ceny zdravotní újmy je tedy v podstatě určení koeficientů α, $\beta_{1,i}$ a $\beta_{2,i}$. Vlastní řešení je tím náročnější, čím komplexněji je tato problematika řešena (množství potřebných dat, finanční a časové požadavky, celkový, aktuální stav dané společnosti).

Pro odhad hodnoty finančního ekvivalentu jednotky dávky byla stanovena kritéria i v České republice. Tento odhad vycházel z modelů použitých ve Francii a Velké Británii (17) a byl založen na dvou základních požadavcích:

- redukce kolektivní dávky
- redukce individuálního ozáření,

přičemž prioritu má redukce nejvyšších individuálních ozáření. Srovnáním našich hodnot s analytickými rovnicemi (17) dostaneme:

$$\alpha_{Ref}(E) = \alpha_{Base}(E_0)\,(E/E_0)^a \text{ pro } E \geq E_0 \qquad /3/$$

$$\alpha_{Ref}(E) = \alpha_{Base}(E_0) \text{ pro } E < E_0 \qquad /4/$$

kde pro α_{Base} může být použita výše uvedená hodnota 0,5 mil. Kč, obdobně, za horní úroveň (E_0) individuálního ozáření, pro které platí druhá rovnice, může být použita 1/10 ročního limitu. Místo exponentu „a“ jsou v našem modelu použity diskrétní finanční hodnoty α pro na efektivní dávce závisející intervaly.

Podle vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb. v platném znění (39) se rozumně dosažitelná úroveň radiační ochrany považuje za prokázanou a opatření nemusí být provedeno, pokud by náklady byly vyšší než přínos opatření a nevyžadují-li provedení opatření zvláštní společenské podmínky. Přínos opatření se při tomto postupu vyčíslí tak, že se snížení kolektivní efektivní dávky u posuzované skupiny osob násobí součinitelem:

- 0,5 mil. Kč/Sv pro radiační činnosti, kdy průměrná efektivní dávka u jednotlivce nepřesáhne jednu desetinu příslušných limitů ozáření,
- 1 mil. Kč/Sv pro radiační činnosti, kdy průměrná efektivní dávka u jednotlivce přesáhne jednu desetinu, ale nikoliv tři desetiny příslušných limitů ozáření,

- 2,5 mil. Kč/Sv pro radiační činnosti, kdy průměrná efektivní dávka u jednotlivce přesáhne tři desetiny příslušných limitů ozáření,
- 1 mil. Kč/Sv pro lékařské ozáření
- 0,5 mil. Kč/Sv pro ozáření z přírodních zdrojů ionizujícího záření, které nejsou záměrně využívány,
- 2,5 mil. Kč/Sv pro havarijní ozáření

Rozumně dosažitelná úroveň radiační ochrany se považuje za dostatečně prokázanou také v těch případech, kdy z dané radiační činnosti ani za předvídatelných odchylek od běžného provozu roční efektivní dávka u žádného z radiačních pracovníků nepřekročí 1 mSv a roční efektivní dávka u žádné jiné osoby nepřekročí 50 μSv a pro pracoviště IV. kategorie (jaderná zařízení) kolektivní efektivní dávka nepřekročí 1 Sv. V takových případech není třeba optimalizaci radiační ochrany provádět.

4.4.5 Metody odhadu optimalizované zásahové úrovně

V obecnějším případě jde nejen o výše demonstrované prosté porovnání celkových nákladů na radiační ochranu a ceny zdravotní újmy, nýbrž i o odhad tzv. čistého přínosu B („net benefit“), který je spojen s realizací daného rozhodnutí. Čistým přínosem se rozumí finančně vyjádřený zisk, který dané rozhodnutí společnosti přinese po odečtení všech nákladů spojených s jeho realizací a po odečtení finančně vyjádřené zdravotní újmy, která zbude po provedení tohoto rozhodnutí. Je-li hodnota B kladná, je rozhodnutí zdůvodněné, je-li hodnota B maximální, je rozhodnutí optimalizováno.

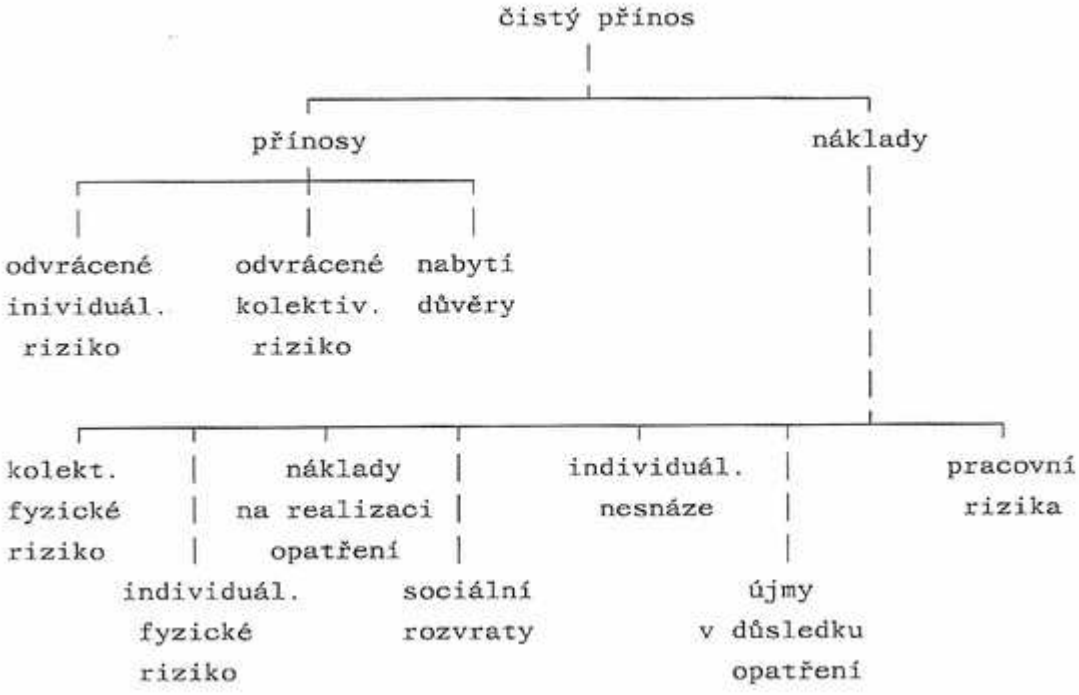
Čistý přínos B spojený s přijetím daného ochranného opatření lze v případě zásahových situací vyjádřit obecně vztahem:

$$B = Y_0 - (Y + R + X + P_i + P_s) + B_c \qquad /5/$$

kde veličina Y_0 vyjadřuje finanční ekvivalent zdravotní újmy, která by byla způsobena ozářením obyvatel (uvažují se jak stochastické, tak nestochastické účinky ionizujícího záření) v případě, že by nebylo provedeno dané opatření, podobně pak Y vyjadřuje ekvivalent zdravotní újmy, která zbude, je-li opatření provedeno. Veličina R reprezentuje fyzické riziko (vyjádřené finančním ekvivalentem) spojené se zavedením ochranného opatření, X jsou celkové náklady spojené s realizací daného rozhodnutí.

Veličiny P_i, P_s a B_c představují finanční ekvivalenty faktorů z oblasti sociální a psychologické; P_i osobní nesnáze (ztráta mzdy, poškození majetku, apod.) narušení života spojené s přijetím ochranného opatření, podobně P_s poruchy, případně rozvraty celospolečenského charakteru spojené s přijetím ochranného opatření (růst kriminality, drancování, epidemie), B_c vyjadřuje přínos vyplývající z vlastního ochranného opatření (v důsledku působení příznivých psychologických a sociálních faktorů - znovu nabytí důvěry občana, jehož se rozhodnutí týká, apod.) (32).

Schéma č. 1: Obecné schéma charakterizující faktory vstupující do vztahu č. /5/ (32)



Dále uvažuji pouze odvrácenou dávku kolektivní dávku a náklady spojené s provedením ochranného opatření, což je zjednodušený, avšak akceptovatelný případ, a vycházejme z již zmíněného předpokladu, že cena odvrácené zdravotní újmy
$dY = (Y_0 - Y)$ je úměrná odvrácené kolektivní dávce S ($dY = \alpha . S$).
Čistý přínos B pak lze vyjádřit vztahem:

$$B = dY - X = \alpha . S - X \qquad /6/$$

Cenu ochranného opatření X tvoří jednak komponenta X_0, nezávislá na hodnotě zásahové úrovně I, a jednak komponenta X (I), která na hodnotě I závislá je, tedy X = X_0 + X (I). Funkce X (I) je charakteristická pro každé ochranné opatření. Její závislost na hodnotě zásahové úrovně lze chápat například tak, že čím nižší zásahová úroveň je aplikována, tím déle bude opatření pro danou nehodu aplikováno. Zpravidla se X (I) vyjadřuje jako funkce času t trvání daného opatření - X (I) = N . t, kde N jsou náklady na dané opatření a jednotku času jeho aplikace.

Z požadavku zdůvodnění (kladný čistý přínos) pak vyplývá vztah:

$$B = \alpha . S - (X_0 + N . t) > 0 \qquad /7/$$

tedy musí platit, že

$$S > \frac{X_0 + N.t}{\alpha} \qquad /8/$$

Z požadavku optimalizace (maxima čistého přínosu) daného ochranného opatření I vyplývá formální rovnice pro derivaci funkce B:

$$\frac{dB}{dI} = \frac{d(\alpha S - N.t)}{dI} = 0 \qquad /9/$$

Jestliže za proměnnou charakterizující závislost na velikosti zásahové úrovně bude zvolen čas trvání opatření t, lze rovnici převést do vztahu:

$$\frac{dS(t)}{dt} = \frac{1}{\alpha} . \frac{d(N.t)}{dt} = \frac{N}{\alpha} \qquad /10/$$

kde dS/dt je odvrácená kolektivní dávka vztažená na jednotku času trvání daného opatření (32).

4.4.6 Zjednodušená metoda odhadu újmy a nákladů s ohledem na zkušenosti z černobylské havárie

Význam rovnice /10/ lze ve vztahu k černobylské havárii demonstrovat na příkladu dlouhodobého ochranného opatření - regulace potravních řetězců, např. omezení spotřeby kontaminovaných potravin. Toto opatření je zdůvodněné, jestliže cena potravin N (vztažená na jednotku času) vyloučených ze spotřeby je nižší než cena odvrácené zdravotní újmy (vztažená na jednotku času). Veličinu N lze odvodit od ceny n [Kč] jednoho kilogramu potravin vyloučených ze spotřeby a množství M [kg/t] průměrně spotřebovaných potravin tohoto druhu za jednotku času t, tj. N = n . M.

Veličinu dS/dt lze v tomto případě vyjádřit vztahem:

$$\frac{dS}{dt} = a_m.M.E(50) \qquad /11/$$

kde, a_m je měrná aktivita potravin vyloučených ze spotřeby [Bq/kg] a E(50) [Sv/Bq] je úvazek efektivní dávky vztažený na jednotku příjmu aktivity kontaminovaných potravin.

Spojením rovnic /10/ a /11/ pak lze vyjádřit:

$$a_m = \frac{n}{\alpha.E(50)} \qquad /12/$$

kdy hodnotu a_m lze považovat za optimalizovanou zásahovou úroveň pro regulaci spotřeby kontaminovaných potravin, přitom tato odvozená zásahová úroveň je vyjádřena v měrné aktivitě potravin vyloučených ze spotřeby. Je pochopitelné, že hodnota a_m bude stanovena pro různé cenové kategorie a různé druhy potravin.

Zjednodušenou metodu zhodnocení újmy a nákladů s ohledem na zkušenosti z černobylské havárie jsem se pokusila demonstrovat na příkladu regulace potravních řetězců, což je dlouhodobé a z ekonomického hlediska jedno z nejnáročnějších ochranných opatření.

Jak je uvedeno v kapitole 4.2, dlouhodobě má smysl věnovat se dvěma radionuklidům, a to ^{137}Cs a ^{90}Sr, přičemž v případě černobylské havárie je z těchto dvou významnější ^{137}Cs.

Pro kontrolu potravních řetězců jsem vybrala tři komponenty, jež se dají považovat za základ směsné stravy, mléko a mléčné výrobky, obilí a maso, provedla jsem odhad hodnoty α (peněžní ekvivalent kolektivní dávky), a to ve dvou variantách:

1) jako kritéria pro zavádění ochranných opatření jsem využila hodnoty zásahových úrovní z tabulky č. 5,
2) vycházela jsem z modelu, že se ochranná opatření aplikovala na základě hodnoty povrchové kontaminace a nikoliv dávkového ekvivalentu nebo dávky.

Jako druhý modelový výpočet jsem provedla naopak odhad optimalizované zásahové úrovně na základě hodnoty α uvedené v české legislativě pro havarijní ozáření.

Ceny potravin n z tabulky č. 17, jsem použila k výpočtu ceny směsné stravy n_{ss}, která je pro odhad nákladů na regulaci příjmu radionuklidy kontaminovaných potravin nejvíce určující. Tuto směsnou stravu jsem ale ještě rozdělila na všechny potraviny kromě mléka a mléčných výrobků a mléko a mléčné výrobky. Odhad směsné ceny pro maso (viz dále) uvádím, jelikož je potřebná k následujícím výpočtům. Cenu obilí jsem odvodila z aktuálních cen potravinářské pšenice nalezených na zemědělském portálu (48), přibližně 5 000 Kč/tunu.

Tab. č. 17: Přibližná spotřeba a cena (n) jednotlivých potravin v České republice a podíl potravin na směsné stravě (42)

Produkt	**Přibližná spotřeba [kg/rok] nebo [l/rok]**	**Přibližná cena za [kg] nebo [l]**	**Podíl potravin na směsné stravě [%]**
Mléko	56	15	8,13
Mléčné výrobky	180	80	26,12
Hovězí maso	11	170	1,6
Vepřové maso	42	100	6,1
Drůbež	26	50	3,8
Pečivo	98	40	14,22
Brambory	73	20	10,6
Zelenina	78	30	11,32
Houby	1	700	0,15
Ovoce	70	40	10,16
Vejce	14	45	2
Cukr	40	25	5,8

1. Odhad ceny směsné stravy $$n_{ss}[Kč] = \frac{\sum\left(n\left[\frac{Kč}{kg(l)}\right].c\left[\frac{kg(l)}{rok}\right]\right)}{\sum c\left[\frac{kg(l)}{rok}\right]} \qquad /13/$$

kde n je cena [Kč] jednoho kilogramu nebo litru potraviny a c průměrná spotřeba (consumption) [kg(l)/rok]. Výsledky jsou zaokrouhleny na jednotky [Kč].

a) Mléko a mléčné výrobky

$$n_{ss} = \frac{(56.15)+(80.180)}{236} = 65$$

b) Ostatní potraviny kromě mléka a mléčných výrobků

$$n_{ss} = \frac{(170.11)+(100.42)+(50.26)+(40.98)+(20.73)+(30.78)+(700.1)+(40.70)+(45.14)+(25.40)}{453} = 45$$

c) Jen maso

$$n_{ss} = \frac{(170.11)+(100.42)+(50.26)}{79} = 93$$

2. Stanovení hodnoty koeficientu α (peněžní ekvivalent kolektivní dávky)

Pro získání hodnot peněžního ekvivalentu kolektivní dávky jsem použila upravený, výše uvedený vzorec /12/ $\rightarrow$ $$\alpha\left[\frac{Kč}{Sv}\right] = \frac{n\left[\frac{Kč}{kg(l)}\right]}{a_m\left[\frac{Bq}{kg(l)}\right].E(50)\left[\frac{Sv}{Bq}\right]}. \qquad /14/$$

Hodnoty úvazku efektivní dávky vztaženého na jednotku příjmu aktivity kontaminovaných potravin v tabulce č. 18 vycházejí z bezpečnostních standardů vydaných IAEA v roce 1996 (15).

Tab. č. 18: Úvazek efektivní dávky vztažený na jednotku příjmu aktivit kontaminovaných potravin (15)

E (50) [Sv/Bq]	
^{137}Cs	^{90}Sr
1,3.10^{-8}	2,8. 10^{-8}

a) Stanovení koeficientu α s využitím hodnot nejvyšších přípustných úrovní radioaktivní kontaminace potravin pro radiační mimořádné situace podle tabulky č. 5.

Výsledky jsou shrnuty v tabulce č. 19.

Tab. č. 19: Odhad koeficientu α pomocí hodnot zásahových úrovní uvedených v tab. č. 5

Potraviny		**Radionuklid**	**α [10^6 Kč/Sv]**
Mléko a mléčné výrobky		^{137}Cs	5
		^{90}Sr	18,6
Ostatní potraviny	Ostatní potraviny kromě mléka a mléčných výrobků	^{137}Cs	2,77
		^{90}Sr	2,14
	Obilí	^{137}Cs	0,308
		^{90}Sr	0,238
	Maso	^{137}Cs	5,72
		^{90}Sr	4,43

b) Stanovení koeficientu α podle hodnot povrchové kontaminace vycházejících z tabulek č. 20 a č. 21 z katalogu a také z hodnoty 555 kBq/m^2, která je uváděna nejen pro povinné přesídlení, ale také právě jako akční úroveň pro regulaci spotřeby radionuklidy kontaminovaných potravin.

Výsledky uvádí tabulka č. 22.

Tab. č. 20: Zásahové úrovně pro kontaminaci půdy ^{137}Cs [Bq/m^2] (6)

Produkt	**^{137}Cs [Bq/m^2]**
Obilí	4.0 E+03
Mléko	1.5 E+04
Ovoce	8.0 E+03
Zelenina s plody	1.5 E+04
Kořenová zelenina	2.0 E+04
Brambory	2.0 E+04
Listová zelenina	6.5 E+02

Hodnoty získané postupem 2b (tabulka č. 22), se, jak vypovídá tabulka č. 23, výrazně liší od hodnot získaných postupem 2a (tabulka č. 19), což demonstruje skutečnost, že je nevhodné založit zavádění a odvolávání ochranných opatření na hodnot ách kontaminace zemského povrchu a nikoli na odhadu dávek z celotělových měření. Hodnoty uvedené v katalogu (6) (tabulky č. 20 a č. 21) totiž vycházejí z velmi konzervativního předpokladu, že na kontaminovaném území přijímají lidé buď přímo,

nebo prostřednictvím pasáže přes rostliny a zvířata pouze rostlinné a živočišné složky potravy vypěstované na daném kontaminovaném území.

Tab. č. 21: Zásahové úrovně pro hmotnostní aktivitu půdy [Bq/kg] a povrchovou aktivitu terénu [Bq/m^2] na loukách s pící ^{90}Sr (6)

Použití píce			**Hmotnostní aktivita půdy ^{90}Sr [Bq/kg]**	**Plošná aktivita půdy ^{90}Sr [Bq/m^2]**
Krmení čerstvou pící	Mléčné produkty	Kráva	2.4 E+03	2.9 E+05
		Ovce nebo kozy	2.5 E+03	3.0 E+05
	Masné produkty	Skot	4.8 E+04	5.8 E+06
		Ovce nebo kozy	7.0 E+04	8.4 E+06

Tab. č. 22: Odhad koeficientu α pomocí hodnot povrchové kontaminace uvedených v tab. č. 20 a č. 21 a hodnoty 555 kBq/m^2

Potraviny		**Radionuklid**	**α [10^6 Kč/Sv]**
Mléko a mléčné výrobky		^{137}Cs	0,135
		^{90}Sr	10
Ostatní potraviny	Obilí	^{137}Cs	0,00222
	Maso	^{90}Sr	55,9

Odhadované hodnoty vycházejí z předpokladů:

- že nejsou provedena žádná ochranná opatření,
- v případě mléka a masa, že zvířata přijímají takové krmivo, aby úroveň kontaminace mléka a masa nepřekročila zásahové úrovně uvedené v tabulce č. 5,
- pokud jde o hodnoty aktivity obilí, že potraviny z něj vyrobené nepřekročí zásahové úrovně z tabulky č. 5.

Ke značnému rozdílu mezi hodnotami α pro ^{137}Cs a ^{90}Sr v případě černobylské havárie dochází v důsledku rozdílné distribuce těchto dvou radionuklidů v organismech savců a také kvůli výrazně menšímu podílu ^{90}Sr ve srovnání s ^{137}Cs na dávkách ozáření osob.

I tyto názorné jednoduché výpočty dokazují, jak je nevýhodné zavádět a odvolávat ochranná opatření na základě úrovně kontaminace povrchu. V případě regulace potravních řetězců je třeba vycházet z přímého stanovení měrné aktivity u základních komodit potravních řetězců a nikoliv modelových výpočtů odvození těchto hodnot od povrchové kontaminace. Výsledky obou postupů jsou shrnuty v tabulce č. 23.

Tab. č. 23: Shrnutí výsledků

Potraviny		**Radionuklid**	**α [10 ^{6}Kč/Sv] vycházející z a_m v tab. č. 5**	**α [10^{6} Kč/Sv] vycházející z hodnot povrchové kontaminace**
Mléko a mléčné výrobky		^{137}Cs	5	0,135
		^{90}Sr	18,6	10
Ostatní potraviny	Ostatní potraviny kromě mléka a mléčných výrobků	^{137}Cs	2,77	-
		^{90}Sr	2,14	-
	Obilí	^{137}Cs	0,246	0,00177
		^{90}Sr	0,19	-
	Maso	^{137}Cs	5,72	-
		^{90}Sr	4,43	55,9

3. Odhad zásahové úrovně a_m (pro havarijní ozáření podle vyhlášky č. 307/2002 Sb. platí, že α = 2 500 000 Kč/Sv)

Výchozí je rovnice /12/, kde n zastupuje cenu kilogramu směsné stravy, tedy:

$$a_m\left[\frac{Bq}{kg(l)}\right] = \frac{n_{ss}\left[\frac{Kč}{kg(l)}\right]}{\alpha\left[\frac{Kč}{Sv}\right].E(50)\left[\frac{Sv}{Bq}\right]}.$$

Výsledky jsou zaokrouhleny na jednotky a shrnuty a porovnány s hodnotami zásahových úrovní z tabulky č. 5 v tabulce č. 24. Porovnání dokumentuje poměrně dobrý souhlas odhadů zásahových úrovní s jejich hodnotami v právních předpisech České republiky.

a) Mléko a mléčné výrobky

$^{137}\text{Cs} \rightarrow a_m = \frac{65}{2{,}5.10^{6}.1{,}3.10^{-8}} = 2000$

$^{90}\text{Sr} \rightarrow a_m = \frac{65}{2{,}5.10^{6}.2{,}8.10^{-8}} = 929$

b) Ostatní potraviny

$^{137}\text{Cs} \rightarrow a_m = \frac{45}{2{,}5.10^{6}.1{,}3.10^{-8}} = 1385$

$^{90}\text{Sr} \rightarrow a_m = \frac{45}{2{,}5.10^{6}.2{,}8.10^{-8}} = 643$

Tab. č. 24: Odhady zásahových úrovní a_m s využitím hodnoty α vycházející z české legislativy a porovnání s hodnotami EU z tab. č. 5

Potraviny	**Radionuklid**	**a_m vycházející z hodnoty α = 2,5 10^6 Kč/Sv [Bq/kg] nebo [Bq/l]**	**a_m vycházející z tab. č. 5 (EU) [Bq/kg] nebo [Bq/l]**
Mléko a mléčné výrobky	^{137}Cs	2 000	1 000
	^{90}Sr	929	125
Ostatní potraviny	^{137}Cs	1385	1250
	^{90}Sr	643	750

5. DISKUZE

Jakákoliv lidská činnost přináší rizika, důležité tudíž je, umět míru daného rizika ocenit a připravit se na řešení následků. V případě radiační mimořádné situace jsou bezpochyby velmi důležité funkční systémy vyrozumění, varování a monitorování, které včas poskytnou informaci o hrozbě či vzniku dané události, jejím rozsahu a možných důsledcích, a systém rychlé reakce na snížení následků vzniklé události.

Ochranná opatření, která byla zaváděna v roce 1896 v důsledku černobylské havárie, vycházela z příslušných mezinárodních standardů radiační ochrany pro ochranu obyvatelstva a pracovníků uvedených v tehdejší základní Publikaci ICRP č. 26 z roku 1977 (10) a ze specifických doporučení pro ochranu veřejnosti v případě radiační havárie zdokumentovaných v Publikaci ICRP č. 40 z roku 1984 (12).

Je třeba říci, že některá neodkladná ochranná opatření byla zanedbána či nedostatečně provedena. Obyvatelstvo nebylo o havárii včas informováno a k ukrytí tudíž došlo pozdě. Také jódová profylaxe nebyla zahájena včas, což vedlo ke zbytečně vysokým dávkám na štítnou žlázu.

Evakuace byla z hlediska snížení externích dávek v rámci možností provedena efektivně.

Pokud jde o následná ochranná opatření týkající se nejen likvidace následků havárie v prostoru jaderné elektrárny, nýbrž zejména dekontaminačních prací v sídlištních jednotkách a na kontaminovaných půdách, regulace potravních řetězců a přesídlení osob ze zasaženého území, preventivní a léčebné péče o obyvatele žijící na kontaminovaném území, byla tato opatření masivní a v zásadě většinou zdůvodněná a účinná. Např. dovoz „čistých“ potravin do kontaminovaných oblastí, z nichž obyvatelé nebyli přesídleni, se ukázal být velmi efektivní. Bohužel účinnost tohoto opatření byla poněkud znehodnocena skutečností, že bylo zaváděno z počátku plošně, ne zcela zdůvodněně a později muselo být z ekonomických důvodů odvoláváno.

Nicméně, toto opatření má obecně velký význam z hlediska plánování dlouhodobých opatření. Efektivní bude zejména ve vyspělých zemích, kde podíl spotřeby z místní produkce je ve srovnání se spotřebou dovezených potravin nízký. V zemích, kde je podíl místní, domácí produkce na spotřebě významný, je třeba při

zákazu spotřeby místních potravin z kontaminovaných území mít na mysli, že efektivita tohoto opatření závisí na délce jeho trvání. Musí být proto zaváděno uvážlivě (musí být optimalizováno) pokud jde o rozsah (velikost zasaženého území a počet na něm žijících osob) s ohledem na ekonomické možnosti daného státu a skutečnou míru ozáření osob na kontaminovaném území.

Reakcemi na přesídlení osob ze zasažených území se zabýval průzkum vedený na Ukrajině mezi již přestěhovanými lidmi a i těmi, kteří na přesídlení čekají. Ukázal, že:

- úroveň psychosociálního napětí v obou skupinách zůstává vysoká,
- podniknutá zásahová opatření včetně evakuace a přesídlení zvýšila úroveň psychosociálního napětí mezi obyvatelstvem,
- od roku 1993 u lidí, kteří nebyli přesídleni, byl zaznamenán pokles úrovně psychosociálního napětí.

Při hlasování ukrajinských odborníků převážil názor, že záporný postoj obyvatel kontaminovaných území k přesídlení vychází ze strachu z nejistoty s ohledem na budoucnost a ze ztráty sociálních a osobních kontaktů. Celých 83 % z přesídlených lidí se cítí méně šťastnými než jsou ti, kteří žijí dále na místech, kde žili jejich předci, přestože jsou tato území kontaminována; 42,5 % lidí s přesídlením souhlasí, 28 % nesouhlasí a 26,5 % si nevytvořilo na tuto otázku názor.

Průzkum pocitů lidí, kteří byli přesídleni během let 1991 – 1992, ukázal, že se obyvatelé přesídlení přizpůsobovali obtížně zvláště v případech, kdy byli přestěhování do několika různých oblastí, daleko jeden od druhého. Aby lidé nebyli tímto způsobem traumatizováni, muselo by existovat právo na dobrovolné přesídlení větších skupin obydlených oblastí (s kontaminací pod úrovní pro povinné přesídlení), k čemuž by však bylo zapotřebí daleko více prostředků (30).

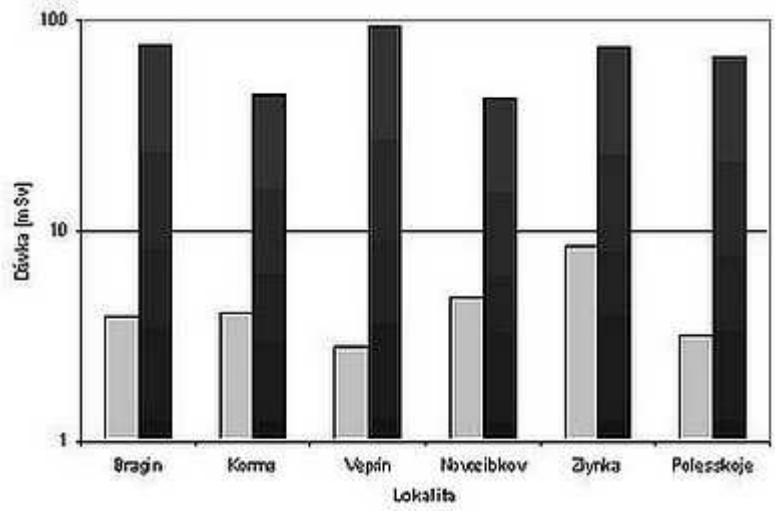
Otázkou následných ochranných opatření zůstává jejich rozsah – kdy byla zavedena a po jak dlouhou dobu trvala s ohledem na jejich dlouhodobou efektivnost. Ne vždy byla ochranná opatření správně interpretována a zaváděna ve vztahu k zásahovým úrovním. Mezinárodní týmy odborníků, které hodnotily přístupy k zavádění těchto ochranných opatření, konstatovaly, že rozsah již přijatých nebo plánovaných opatření

z dlouhodobého hlediska byl širší než vyžadovala čistě radiologická hlediska, i když tato opatření byla dobře míněna. Hodnotitelé měli na mysli, že kritéria pro zavádění opatření se odvozovala od projektovaných dávek a ne od dávek odvrácených (34).

Plošné zavádění ochranných opatření pouze na základě povrchové kontaminace, jak dokázaly byť jednoduché výpočty v kapitole 4.4.6, jistě není nejlépe zvolený postup při rozhodování o opatřeních. Úroveň povrchové kontaminace zemského povrchu není sama o sobě spolehlivým měřítkem pro odhad dávky obyvatelstvu, jelikož skutečné dávky, které obdrželi lidé žijící na kontaminovaném území, závisí také na místních podmínkách, způsobu výživy, zkrátka obecně na životním stylu. Nejspolehlivějším ukazatelem ozáření osob se pochopitelně ukázalo celotělové měření. Porovnání výsledků těchto měření s odhady dávek na základě modelových prognóz, vypočítaných z naměřených úrovní kontaminace půdy a konzumovaných potravin v této půdě vypěstovaných, ukázalo (viz graf č. 9), že hodnoty skutečných dávek byly 8x až 30x nižší než hodnoty dávek odhadnuté z modelů. Je třeba říci, že využití celotělových měření ve vztahu k plánování a zavádění ochranných opatření (jakož i k prognóze vývoje zdravotního stavu nejvíce ozářených osob – tzv. likvidátorů) bylo obecně podceněno.

Přednostně a cíleně by se ochranná opatření měla zavádět v nejvíce kontaminovaných oblastech a tak, aby bylo ekonomicky zajištěno, že budou moci trvat v dostatečné míře dostatečně dlouho na to, aby byla účinná. Důsledkem dobře míněných, ale nedostatečně zdůvodněných dlouhodobých ochranných opatření může být na jedné straně přínos, kdy tato opatření přinášejí povzbuzení a pokles úzkosti a stresu obyvatel dotčených oblastí, na druhou stranu, jestliže budou na základě ekonomických nedostatků po nějaké době opatření omezena či dokonce zrušena, může být konečný výsledek ze sociálního a psychologického hlediska opačný. Pokud si lidé v zasažené oblasti třeba zvykli na finanční podporu nebo „čistou“ stravu, nesnadno se učí znovu žít bez ní.

Graf č. 19: Porovnání celotělových dávek vnitřního ozáření a dávek [mSv] odhadnutých modelovým výpočtem (černé sloupce) a na základě úrovně kontaminace zemského povrchu (šedé sloupce) v některých lokalitách Běloruska (první tři lokality), Ruska (čtvrtá a pátá lokalita) a Ukrajiny (šestá lokalita) (35)



Na méně kontaminovaných územích by pak neměla být prováděna ochranná opatření v tak masivní míře jako v oblastech nejvíce zamořených, ale jen taková, která budou nejúčinnější a ekonomicky dlouhodobě zabezpečená, jelikož musíme brát v úvahu dlouhý poločas rozpadu ^{137}Cs, který činí 30 let. Například zajistit dodávky balené vody, kterou by si lidé mohli ředit vodu kontaminovanou, a snížit tak úroveň kontaminace pitné vody na únosnou míru.

Co se týče zdravotních rizik plynoucích z radioaktivitou kontaminovaných ryb, stále ještě mezi lidmi přetrvávají mylné představy. Ryby většinou nebývají hlavní složkou potravy, ale existují oblasti, kde tomu tak je (stejně tak, jako u lidí žijících na venkově, jejichž hlavními složkami potravy jsou lesní plody či zvěřina) a tamější obyvatelstvo by mělo být informováno o rozdílných úrovních kontaminace různých vodních ploch. Měli by vědět, že je rozdíl, zda jedí ryby z jezera bezodtokého, odtokového, průtočného nebo konečného. Právě v bezodtokých (uzavřených), kde nedochází k žádnému ředění vody, totiž jsou a budou voda i ryby nadále kontaminovány.

Taková jaderná havárie, jako byla ta černobylská, kdy šlo o největší průmyslovou havárii při mírovém využívání jaderné energie, nebyla dříve vůbec uvažována a překvapila národní autority odpovědné za havarijní připravenost prakticky ve všech zemích provozujících jaderné elektrárny. I když před černobylskou havárií existovaly mezinárodní návody a kritéria pro zásahová opatření, tak zkušenosti s jejich aplikací byly velmi omezené. Doporučovaná kritéria a postupy neodpovídaly ani očekávanou délkou úniku radionuklidů, ani jeho rozsahem, nastalé situaci. Instituce a osoby odpovědné za rozhodování a řízení havárie nebyly připraveny na volbu a aplikaci adekvátních ochranných opatření. Kvůli nedostatku dřívějších zkušeností se objevila celá řada problémů, které ovlivnily životy mnoha lidí. I když existovala jistá mezinárodní doporučení, v mnoha případech, především samozřejmě v SSSR a zemích sousedních a blízkých místu havárie, byla přijata opatření, kdy rozhodující roli nehrála ani tak radiačně-hygienická hlediska, ale spíše hlediska sociálně-ekonomická a politická.

V prvních dnech černobylské havárie bylo provedení určitých okamžitých opatření považováno v některých zemích Evropy za nezbytné. Pozdější hodnocení efektivity těchto opatření však ukázala, že jejich zavádění bylo motivováno spíše nepřiměřenou mírou konzervatizmu než informovaným, odborným posouzením. Tyto odlišné odezvy systémů havarijní připravenosti, kdy se jednalo o reakce od nezavádění žádných specifických ochranných opatření na základě hodnocení výsledků zintenzivněných programů monitorování v některých zemích - až po ne vždy zdůvodněné restrikce týkající se distribuce a spotřeby potravin, zpravidla nezávislé na skutečné míře rizika, v jiných zemích, vyvolaly mnohdy zmatek a nejistotu nejen mezi obyvatelstvem, ale i mezi orgány odpovědnými za zavádění opatření. Až po černobylské havárii pak byla provedena řada mezinárodních hodnocení různých aspektů bezpečnosti na jednotlivých elektrárnách, dohodami vznikly mezinárodní konvence, které vytvářejí závazek států k prosazování vysoké úrovně bezpečnosti, vznikly také programy na podporu zvyšování bezpečnosti a modernizace zastaralých bloků. I když již došlo k podstatnému zlepšení bezpečnosti jaderných elektráren, rozhodně je třeba provozované jaderné reaktory i nadále zdokonalovat, a to nejen po technické stránce, ale

i v oblasti snižování vlivu lidského faktoru, tzn. snížit pravděpodobnosti lidského selhání na minimum. Černobylská havárie jednoznačně dokázala, že v otázkách jaderné bezpečnosti je nutné spolupracovat a sdílet zkušenosti na mezinárodní úrovni.

Havárie v Černobylu způsobila mimo jiné dlouhodobou ztrátu důvěry u části obyvatelstva k používání jaderné energie. I přes tuto odmítavou reakci veřejnosti a médií však podíl jaderné energetiky na světové výrobě elektřiny v konečném důsledku nepoklesl. Ve světě je nyní v provozu 443 jaderných bloků ve 30 státech s celkovým instalovaným výkonem 369 588 MWe. Dalších 28 bloků je nyní ve výstavě.

6. ZÁVĚR

Dopady na zdraví lidí a na životní prostředí jasně charakterizují černobylskou havárii jako nejvážnější jadernou katastrofu v lidské historii. Nejen ekonomické, ale také psychologické a společenské dopady byly obrovské. Více než 100 000 lidí bylo evakuováno okamžitě, celkový počet evakuovaných překročil 350 000. Pro všechny to byl bezesporu traumatizující zážitek. I když mezi reakcemi na havárii samozřejmě najdeme příklady chybných politických a technických rozhodnutí, která neodrážela skutečné ekonomické ani ekologické potřeby a negativně ovlivnila vývoj jaderné energetiky ve světě, mnoho zkušeností získaných v důsledku černobylské havárie může být s úspěchem využito při případných dalších katastrofách, ať už přírodních nebo způsobených činností lidí.

Hypotézou bylo, že efektivita opatření na ochranu obyvatelstva zaváděných v případě radiační havárie je závislá nejen na radiačních faktorech, ale i na faktorech ekonomických, sociálních a psychologických, které jsou spojeny s těmito opatřeními, či jejich následky.

Při plánování a aplikaci ochranných opatření (zejména dlouhodobých) nehrají důležitou roli pouze faktory ekonomické. Je bezesporu nutné zajistit, aby na kontaminovaných územích mohla být opatření aplikována z hlediska jejich účinnosti v dostatečné míře po dostatečně dlouhou dobu a po důkladném zhodnocení všech pro a proti, nákladů a přínosů. Stejně tak je ale potřeba brát v úvahu vliv sociálních a psychologických faktorů, v čemž se prozatím v praxi příliš nepokročilo.

Řada průzkumů dokázala, že zavádění ochranných opatření má vliv na růst psychosociálního napětí mezi lidmi, kterých se opatření týká. Tento záporný postoj vychází z neinformovanosti veřejnosti o radiaci a možnostech její redukce, a z toho plynoucího strachu a úzkosti z nejistoty s ohledem na budoucnost. Problémem jistě zůstává i nedůvěra občanů k úřadům, vzhledem k utajování informací o Černobylu v počátcích havárie. Z hlediska efektivity ochranných opatření je velmi důležitý přístup veřejnosti. Aby byla opatření co nejlépe přijata, je třeba zajistit odpovídající vzdělávací programy a zapojit veřejnost do diskuzí a rozhodování o zaváděných opatřeních.

Uvedenou hypotézu mohu na základě mé diplomové práce potvrdit.

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. Assigning a Value to Transboundary Radiation Exposure. In *Safety Series* No. 67. Vienna: IAEA, 1985.
2. *Bezopasnosť atomnych elektrostancij – ekspluatacija, vvod v ekspluataciju i snjatie s ekspluataciji AES, Svod položenij, Serija izdanij po bezopasnosti*. Vena: MAGATE, 1979.
3. *Council Directive of 13 May 1996 laying down Basic Safety Standards for Health of the General Public and Workers against Ionizing Radiation*. Směrnice č. 96/29 EURATOM. Luxembourg: Office for Official Publications of the EC, 1996. 46 s.
4. *Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts*. Zpráva NEA/OECD, 2002. ISBN 92-64-18487-22002.
5. *Chernobyl´s Legacy: Health, Environmental and Socio-economic Impacts and Recommendation to the Goverments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine.* Vienna: IAEA, 2005. IAEA/PI/A.87/05-28601.
6. ČARNÝ, P. *Katalog doporučení a opatření v případě mimořádné události závažné z hlediska radiační ochrany*. Trnava, 2003. Vypracováno pro potřeby SÚJB.
7. DANIHELKA, P., KLENER, V., TOMÁŠEK, L., et al.. *Analýza současných ekonomických a sociálních hledisek významných pro řízení ochrany před zářením*. Praha: Veřejná zakázka SÚJB č. 14/2006, 2006.
8. *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experiences*. Zpráva UN Chernobyl Forum Expert Group „Environment“ (EGE). Vídeň: IAEA, 2005. Omezený náklad.
9. GLINKA, YE. V., VLASOV, D. K., PAVALYAYEV, A. P. *Assessment and Report of the Effectiveness of Countermeasures Taken in the Agricultural Production Field in Areas with Varying Levels of Radioactive Contamination.* Minsk: Ministerstvo zemědělství, 1995. Zpráva.
10. ICRP. *Recommendations of the International Commission on Radiation Protection.* Publication 26. Oxford: Pergamon Press, 1977.

11. ICRP. *Cost-Benefit Analysis in the Optimalization of Radiation Protection*. Publication 37. Oxford - New York: Pergamon Press, 1983.
12. ICRP. *Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accident: Principles for Planning*. Publication 40. Oxford: Pergamon Press, 1984.
13. ICRP. *Recommendations of the International Commission on Radiation Protection*. Publication 60. Oxford - New York: Pergamon Press, 1991.
14. ICRP. *Principles for intervention for protection of the public in a radiological emergency*. Publication 63. Oxford: Pergamon Press, 1993.
15. International Basic Safety Standards for protection Ionizing Radiation and for the Safety of radiation Sources. In *Safety Series* No. 115. Vienna: IAEA, 1996.
16. Intervention Criteria in a Nuclear or radiation Emergency. In *Safety Series* No. 109. Vienna: IAEA, 1994.
17. JAMMET, H.; LOMBARD, J. Towards a General model of Health Detriment Cost Evaluation In *Health Physics*. m.n., 1987. s. 91 - 101.
18. KLENER, V.: *Hygiena záření*. Praha: Avicenum, 1998.
19. Kolektiv autorů. *Principy a praxe radiační ochrany*. Praha: AZIN CZ, 2000.
20. KUVSHINNIKOV, A.V. *20 years after the Chernobyl catastrophe The Consequences in the Republic of Belarus and thei Overcoming.* Minsk: b.n., 2006. 101s. ISBN 985-01-0628-X.
21. LOCHARD, J.; LEFAURE, Ch. *How to Apply Optimalization in Radiation Protection.* Předneseno na International Congress on Radiation Protection. Vídeň: IRPA9, 1996.
22. MAAE. *Dědictví Černobylu: Zdravotní, ekologické a sociálně-ekonomické dopady a Doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny.* Přel.V. Sinkulová. Týn nad Vltavou: ČSTV v koedici s Českou nukleární společností, 2006. 51s. ISBN 80-02-01806-0.
23. *Manual of Protection Action Guides and Protective Actions for Nuclear Incidents*. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency, 1980. EPA-520/1-75-0021.

24. MERKHOFER, M. W. *Decision Science and Social Risk Management*. Boston: D. Reidel Publ.,1987.
25. *Method for developing Arrangements for Response to a Nuclear or Radiological Emergency*. Updating IAEA-TECDOC-953, EPR-METHOD. Vienna: IAEA, 2003.
26. *One Decade After Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident.* Výsledky mezinárodní konference 8. – 12. dubna 1996. Vídeň: IAEA, 1996.
27. PEREVOZNIKOV, O.; VASILENKO, V.; LITVINEC, L. et al. *Monitoring doz vnutrennego oblučenija neselenija radioaktivno zagraznennzch territorij Ukrajiny posle avarii na ČAES*. Kyjev: Výzkumné Centrum nukleární medicíny AV Ukrajiny, 2006.
28. *Planning Basis for the Development of State and Local Government Radiological Emergency Response Plans in Support of Light Water Nuclear Power Plans*. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency, 1978. EPA 520/1-78-016.
29. Preparedness of the Operating Organization (Licensee) for Emergencies at Nuclear Power Plants: a Safety Guide. In *Safety Series* No. 50-SG-G6. Vienna: IAEA, 1982. 54 s.
30. *Present and future environmental impact of the Chernobyl accident.* Paříž: IAEA, 2001. Studie.
31. Principles for Establishing Intervention Levels for the Protection of the Public in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency. In *Safety Series* No. 72. Vienna: IAEA, 1985.
32. *Principy procesů rozhodování o opatřeních v případě radiační havárie*. Praha: CHZ SZÚ, 1994. Studie.
33. Protection from Radiation Sources not Under Control: Accidents. In *Safety Series* No. 72 (Rev. 1), Vienna, IAEA, 1991.
34. PROUZA, Zdeněk. *Co přinesl Černobyl v oblasti havarijní připravenosti*. Praha: SÚRO, 2006.

35. Rozbor radiačních následků a vyhodnocení ochranných opatření. In *Zpráva Mezinárodního poradního výboru*. b.m.: IAEA, 1991. 48 s.
36. *Stakeholders and Radiological Protection: Lessons from Chernobyl after 20 years*. Paříž: OECD/NEA, 2006. Zpráva CRPPH.
37. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Report to the general Assembly*. New York: United Nations, 1988.
38. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Annex J: Exposures and effects of the Chernobyl accident in *Sources and Effects of Ionizing Radiation: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, Volume II: Effects*. UNSCEAR, 2000. 112 s.

Legislativa:

39. Vyhláška SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně.
40. Vyhláška SÚJB č. 319/2002 Sb., o funkci a organizaci celostátní radiační monitorovací sítě.
41. Zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon).

Internetové zdroje:

42. ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD. *Indexy cen zemědělských výrobců, průmyslových výrobců a indexy spotřebitelských cen potravinářského zboží za duben, květen a červen 2007*. Dostupné z <http://www.czso.cz/csu/2007edicniplan.nsf/p/7006-07>
43. *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experiences*. Zpráva UN Chernobyl Forum Expert Group „Environment“. Vídeň: IAEA, 2006. Dostupné z www <http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1239_web.pdf>

44. Galerie fotografií. Dostupné z <http://www.opuszczone.com/galerie/uk_prypec/index.php>
45. *Havárie jaderné elektrárny Černobyl*. 2006. Dostupné z www: <http://www.cernobyl.cz/>
46. KLENER, Vladislav; TOMÁŠEK, Ladislav. *Zdravotní následky černobylské katastrofy*. Dostupné z www: <http://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/zdravotni_nasledky_cernobylu.pdf>
47. KOSTKA, Tomáš. *Havárie v jaderné elektrárně Černobyl.* 2006. Dostupné z www: < www.volny.cz/kostka2000/Cernobyl.htm>
48. ŠŤASTNÝ, Milan. *Rozdílný vývoj nákupních cen obilnin*. 2007. Dostupné z www: <http://www.agronavigator.cz/default.asp?ids=1740&ch=1&typ=1&val=60170>

8. KLÍČOVÁ SLOVA

Radiační havárie

Ochranná opatření

Černobyl

Jaderná elektrárna

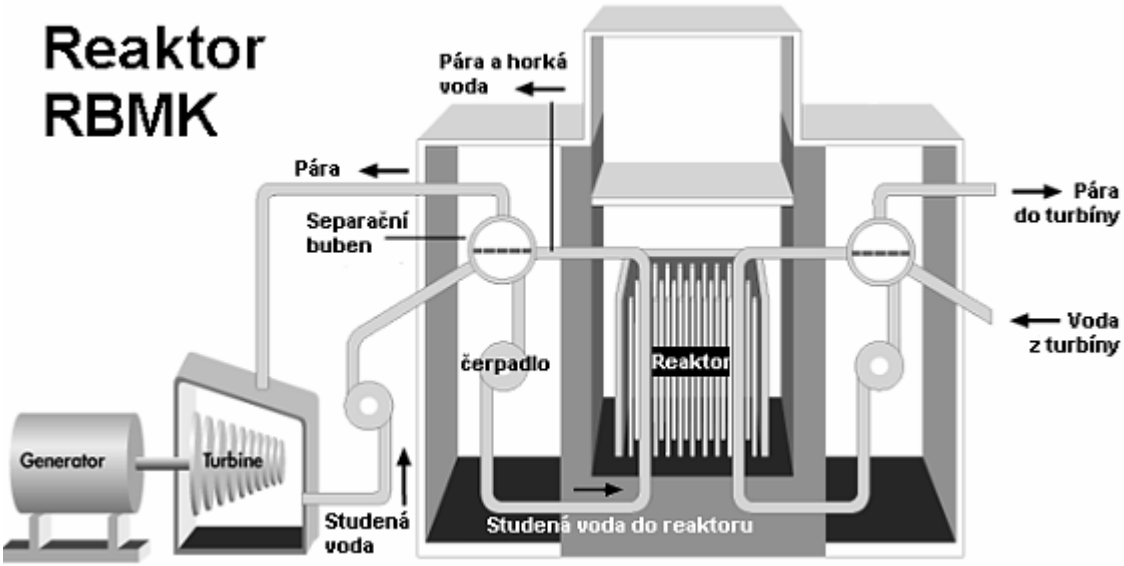
Radionuklidy

Kontaminace

9. PŘÍLOHY

Příloha č. 1: Popis a schéma jaderného reaktoru RBMK (49)

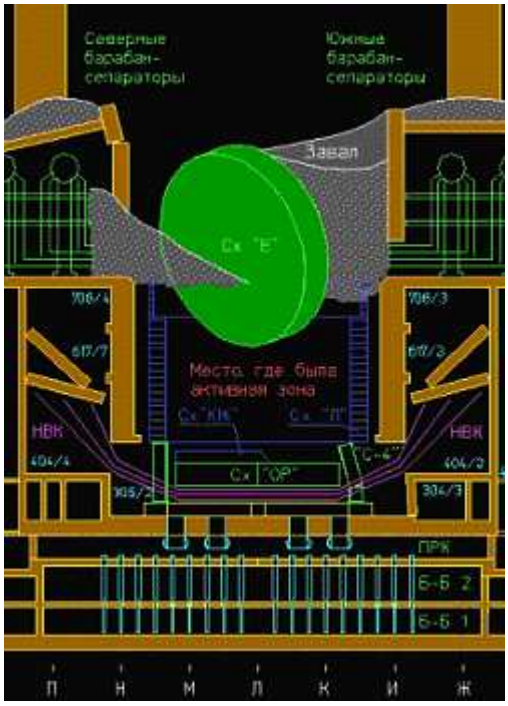
Výkon reaktoru	
- tepelný	3.200 MW
- elektrický	1.000 MW
Aktivní zóna	
Ekvivalentní průměr aktivní zóny	11.800 mm
Výška aktivní zóny	7.000 mm
Rozestup palivových kanálů	250 mm
Počet palivových kanálů	1693
Maximální výkon palivového kanálu	3.000 KW
Produkce páry	5.800 t/hodinu
Teplota vody na vstupu do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



Obr. č. 1: Schéma reaktoru RBMK

Příloha č. 2: Havárie jaderné elektrárny v Černobylu

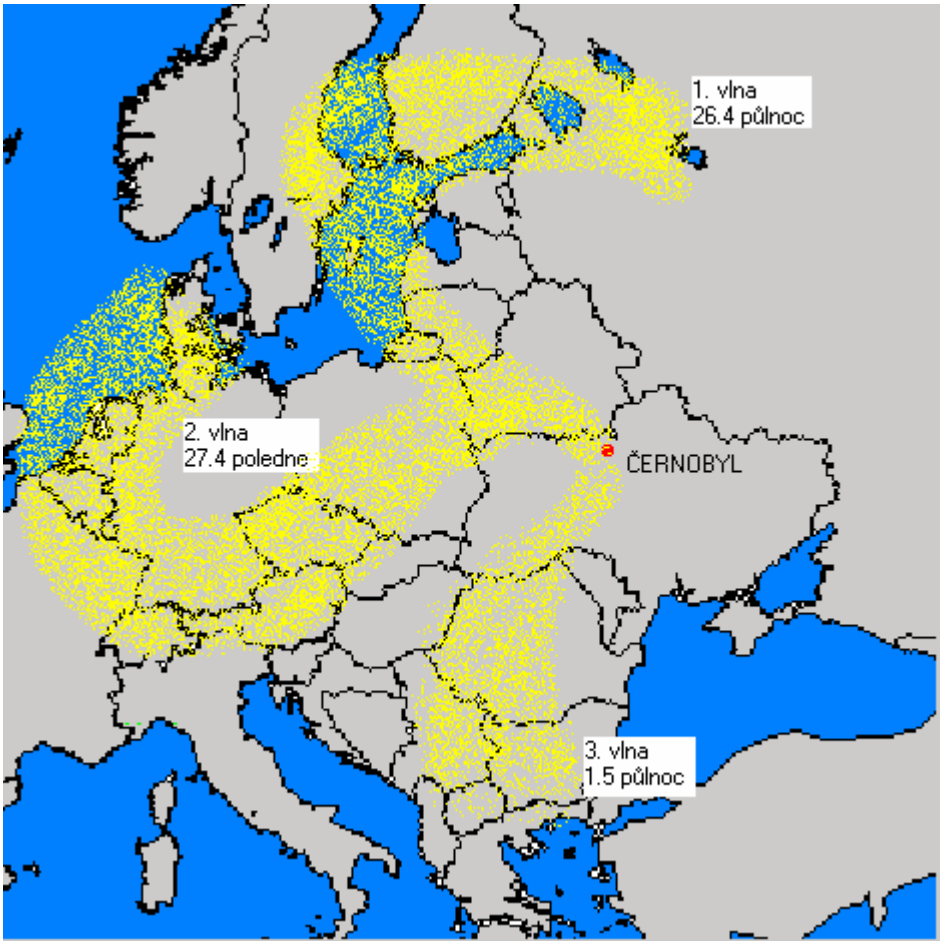
Obr. č. 2: Zničený čtvrtý blok jaderné elektrárny v Černobylu (49)



Obr. č. 3: Schéma popisující, jak exploze na čtvrtém bloku jaderné elektrárny v Černobylu odsunula horní betonovou desku reaktoru o váze 1000 tun (49)

Obr. č. 4: Jeden z roztavených zbytků radioaktivního paliva uvnitř zničeného reaktoru, který má pro svůj zvláštní tvar název Sloní noha (49)

Příloha č. 3: Časový průběh šíření mraku kontaminovaných vzdušných mas (49)



Příloha č. 4: Dnešní opuštěné město Pripjať a jeho okolí

Obr. č. 5: Nápis u příjezdu do města Pripjať na Ukrajině. V pozadí je vidět jaderná elektrárna v Černobylu. Prosinec 1995. (49)

Obr. č. 6: Sarkofág - betonová obálka s vestavěným chladicím systémem (49)

Obr. č. 7: Opuštěný lunapark v Pripjati (44)

Obr. č. 8: Opuštěná obydlí v okolí Černobylu (49)