

SÚJB – Radiační ochrana

Doporučení

**Postupy při výpočtu ozáření kritické skupiny osob
v souvislosti s uvolňováním přírodních radionuklidů do
životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech
s ukončenou hornickou činností**

V Praze

září 2000

Dne 1. 7. 1997 vstoupil v platnost zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření – „atomový zákon“, který společně s vyhláškou č. 184/1997 Sb., o požadavcích na zajištění radiační ochrany, mj. stanovuje podmínky pro vypouštění a jiné uvolňování materiálů, látek a předmětů obsahujících radionuklidy do životního prostředí.

Jedním z důležitých podkladů pro posuzování, zda a za jakých podmínek mohou být takové materiály, látky a předměty uvedeny do životního prostředí, je zhodnocení ozáření kritické skupiny obyvatel uvolněnými radionuklidy (§ 8 zákona č. 18/1997 Sb. a jeho příloha H, § 5 a § 32 vyhlášky SÚJB č. 184/1997 Sb.).

Vzhledem k potřebě co nejdříve zavést správnou praxi i v této oblasti radiační ochrany, Státní ústav radiační ochrany (SÚRO) v Praze vypracoval toto Doporučení s cílem sjednotit postupy pro hodnocení ozáření kritické skupiny obyvatel, a to zejména při přípravě a posuzování dokumentace vyžadované v rámci povolování uvádění přírodních radionuklidů do životního prostředí – Příloha 1, písm. H Zákona č. 18/1997 Sb. Postupy uvedené v Doporučení mohou být použity i pro jiné případy – např. pro hodnocení ozáření kritické skupiny obyvatel při rozhodování o provedení zásahů v oblastech s ukončenou hornickou činností nebo při hodnocení ozáření kritické skupiny obyvatel v souvislosti s problematikou označovanou jako NORM (*Naturally Occuring Radioactive Materials*), jejíž legislativní zajištění se teprve připravuje.

Předpokládáme, že po ověření uvedených postupů v praxi radiační ochrany bude tato verze Doporučení přepracována do formy „Bezpečnostního návodu“ SÚJB. Vítáme proto všechny připomínky, které přispějí k vylepšení předloženého textu.

Pokud se držitel nebo žadatel o povolení bude řídit tímto Doporučením, bude tento postup SÚJB považovat za vyhovující a splňující požadavky právních předpisů. Toto doporučení přitom neomezuje žadatele v možnosti použít postup jiný – v takovém případě však musí doložit, že jím zvolený postup je oprávněný.

Ing. Zdeněk Prouza, CSc.
náměstek pro radiační ochranu

Úvod:

Dále uvedené postupy výpočtu ozáření kritické skupiny obyvatelstva v důsledku uvolňování přírodních radionuklidů do životního prostředí jsou koncipovány co nejobecněji tak, aby umožňovaly řešit jak případy, kdy již došlo k uvolnění přírodních radionuklidů do životního prostředí a kontaminace je známá nebo je měřitelná, tak případy, kdy k uvolnění aktivity teprve dojde a úroveň kontaminace je nutné stanovit na základě modelů a předpokládaných emisí. Řada případů je ve skutečnosti kombinací uvedených situací, tj. ke kontaminaci již došlo, ale další část aktivity teprve uvolněna bude. Lze se také setkat s případy, kdy kontaminace je – v případě některých radionuklidů – obtížně měřitelná a je ji třeba posoudit na základě modelu. Návod je proto koncipován flexibilně tak, aby umožňoval použít různé přístupy, a je chápán jako základní vodítko pro zpracování a posuzování studií expozice obyvatelstva v důsledku uvolňování přírodních radionuklidů do životního prostředí. Návod neomezuje zpracovatele, aby předložil detailnější zpracování problematiky a použil přesnější a prokazatelnější údaje při výpočtech. Naopak je zřejmé, že data vstupující do výpočtů, jako jsou konstanty, konverzní faktory, hodnoty přírodního pozadí a další nezbytné údaje (včetně možností jejich stanovení) bude třeba postupně upřesňovat a aktualizovat zejména s ohledem na specifickou situaci v ČR.

K hodnocení ozáření kritických skupin obyvatelstva lze v zásadě přistoupit dvojím způsobem:

- 1) použít některý ze standardních **modelů** pro šíření radionuklidů a výpočet dávek se zadáním konkrétních údajů posuzovaného případu¹,
- 2) provést **postupnou analýzu** s využitím modelů dílčích procesů a přihlídnout ke konkrétním výsledkům měření u zdrojů, v prostředí a případně v potravních řetězcích.

Podstatná část Doporučení je věnována právě druhému způsobu hodnocení, tj. metodice postupné analýzy s využitím modelů dílčích procesů s přihlídnutím ke konkrétním výsledkům měření.

¹ Pokud má být pro hodnocení použit standardní (komerční) model, je nutné, aby prošel schvalovacím procesem SÚJB. Doporučení se problematikou testování modelů nezabývá, lze je však použít při procesu schvalování modelu – některé údaje (např. přechodové koeficienty, hodnoty přírodního pozadí, údaje o spotřebě potravin apod.), které jsou uvedeny v příloze, jsou považovány za standardní, pokud předkladatel modelu nepředloží údaje kvalifikovanější.

Metodický postup při hodnocení ozáření kritické skupiny obyvatelstva

Obecný metodický postup musí v zásadě vycházet z následujících podkladů:

1. z inventury zdrojů přírodní radioaktivity, možných způsobů jejího uvolňování včetně kvantifikace (analýza zdroje),
2. z analýzy transportu radioaktivity (tj. analýzy předpokládaných cest šíření radionuklidů) a stanovení koncentrace radionuklidů ve složkách životního prostředí včetně potravních řetězců,
3. z inventury jednotlivých expozičních cest a vymezení skupin obyvatelstva, které přicházejí v úvahu jako „kritické skupiny“ (***kritická skupina** je skupina osob definovaná vyhláškou 184/1997 Sb., o požadavcích na zajištění radiační ochrany, jako modelová skupina osob, která je rozumně homogenní z hlediska ozáření z daného zdroje ionizujícího záření a dané cesty ozáření a charakterizuje jednotlivce z obyvatelstva, kteří obdrží nejvyšší efektivní nebo ekvivalentní dávky danou cestou nebo z daného zdroje*),
4. z vymezení kritické skupiny osob (kritického radionuklidu a kritické cesty) a výpočtu/odhadu individuálních a kolektivních dávek.

Následující kapitoly Doporučení sledují toto členění s tím, že analýza zdrojů, transportu a koncentrování radionuklidů v prostředí je zpracována z praktických důvodů společně v oddíle 1. V oddíle 2 je pojednáno samostatně o potravních řetězcích a v oddíle 3 jsou zpracovány expoziční cesty a výpočet dávek. V příloze jsou shrnuty standardní parametry, hodnoty přírodního pozadí apod.

Doporučení popisuje principy hodnocení zdrojového členu, transportu radionuklidů i expozice, a to jak na základě **teoretického výpočtu** (odhadu) z jednoduchých modelů, tak na základě skutečného **měření** jednotlivých veličin. Předpověď vycházející z teoretického modelu je účelné, je-li to možné, **ověřovat** měřením. Z praxe je však známo, že v některých případech nelze obojí zajistit (např. pro kvalifikovanou teoretickou předpověď nejsou k dispozici dostatečné podklady nebo jejich pořízení by bylo neúměrně nákladné, v jiném případě je měření koncentrací některých radionuklidů vzhledem k citlivosti dostupných metod obtížné nebo s ohledem na přínos měření neúměrně nákladné). V takovém případě nezbývá než použít dostupný způsob hodnocení, důvody absence druhého rozboru by však měly být komentovány.

Obecně je třeba vycházet z těchto principů :

- ◆ věrohodně změřené hodnoty mají při hodnocení větší váhu než hodnoty teoreticky odhadnuté,
- ◆ integrální nebo trvalé kontinuální měření má přednost před náhodným bodovým měřením; jeho výsledky mají vyšší váhu také při hodnocení,
- ◆ citlivost měřících metod musí být volena tak, aby umožňovala stanovit spolehlivě a s dostatečnou přesností zejména obsah radionuklidů, které jsou významné z hlediska ozáření kritické skupiny,
- ◆ stanovená měřidla musí být ověřena ve smyslu metrologického zákona.

Ve snaze o co největší jednoduchost a snížení nároků a nákladů na zpracování studií je Doporučení zpracováno tak, aby umožňovalo provést jednoduché konzervativní odhady i složitější upřesňující výpočty. Důvod tohoto přístupu je zřejmý: pokud i při jednoduchém konzervativním odhadu dávek jsou splněna požadovaná kritéria, není třeba provádět další složitě a nákladně analýzy.

1. ANALÝZA ZDROJŮ PŘÍRODNÍ RADIOAKTIVITY A TRANSPORTU RADIONUKLIDŮ ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍM

V této části jsou shrnuta základní pravidla stanovení zdrojového členu, který vstupuje do modelových výpočtů (tj. aktivity uvolňované za jednotku času) a pravidla pro popis transportu radionuklidů v životním prostředí s výjimkou potravních řetězců, které jsou samostatně popsány v oddíle 2.

Zdrojový člen lze v některých případech stanovit přímo (např. při kontrolovaném vypouštění známých objemů a objemových aktivit radionuklidů do vody nebo vzduchu). V některých případech přímé stanovení možné není a k odvození je nutno použít modelového výpočtu nebo odhadu (např. v případě exhalace radonu z haldy, odkaliště apod.).

V praxi se jedná vždy o uvolňování radioaktivity následujícími způsoby:

1. do ovzduší,
2. do povrchových i podzemních vod (i když o podzemních vodách se zde detailně nepojednává),
3. uložení pevných nebo kapalných látek (do půdy, na skládky, do podzemních prostor apod.)

Při posuzování uvolňování přírodní radioaktivity je nejprve třeba provést **inventuru** možných přírodních radionuklidů coby zdrojů. Je třeba popsat, které radionuklidy přicházejí v úvahu, v jakých koncentracích a v jakém fyzikálním a chemickém složení. Za standardně posuzované radionuklidy² při posuzování zdroje je třeba považovat:

- ◆ přírodní uran (případně samostatně U-234, U-238, U-235 pokud lze očekávat narušení rovnováhy),
- ◆ členy uran-radiové řady : Th-230, Ra-226, Rn-222, Pb-210, Po-210,
- ◆ thorium a členy thoriové řady Th-232, Ra-228, Th-228, Rn-220,
- ◆ další (Ac-227, Pa-231).

1.1 Analýza uvolňování aktivity do ovzduší

Úvodní poznámka:

Jde o posouzení řízeného i neřízeného uvolnění přírodních radionuklidů ve formě plynu (radonu, příp. thoronu), aerosolů (d. p. radonu a d. p. thoronu) a kontaminovaného prachu do ovzduší, jejich transportu a stanovení koncentrace v ovzduší a ve spadu v daném místě. Z těchto údajů bude poté provedena analýza expozičních cest a dávek skupin

² Součástí hodnocení by měla být úvaha, zda jde o posuzování systému, kde uvolňování probíhá v **rovnovážném stavu** (procesy v jednotlivých složkách prostředí a transport radionuklidů mezi nimi jsou a budou dostatečně dlouhou dobu neměnné), nebo zda se stav systému mění. Při analýze zdrojových členů je nutné kromě posouzení aktuálního stavu uvolňované aktivity uvažovat i **prognózu možných změn ve vývoji uvolňované aktivity v budoucnosti** v případě ukončení kontroly nad zdrojem v krátkodobém nebo v dlouhodobém horizontu (ztráta povědomosti o existenci přírodního zdroje záření). Jde například o změny (možný nárůst) koncentrace v důlních vodách při zatápění důlních děl, změny úniku do ovzduší v případě odkrytí lokality apod.

obyvatelstva (viz oddíl 2).

Obecný postup je založen na následujících krocích, uvedených heslovitě:

1.1.1 Analýza „zdrojového členu“

V tomto kroku se provede:

- a) **inventura** uvolňovaných radionuklidů, tj. teoretická kvalitativní a kvantitativní analýza resp. kvalifikovaný odhad toho, jaké radionuklidy lze očekávat, jaké budou mít fyzikální a chemické složení (chemická forma, složení aerosolů, rozdělení velikosti částic, prašnost), jaké bude množství uvolňovaných radionuklidů (některé případy jsou popsány níže),
- b) **měření** objemových aktivit uvolňovaných radionuklidů v místě úniku, včetně stanovení fyzikálního a chemického složení a toku nosného média ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$),
- c) **porovnání** teoreticky odhadnutých a skutečně naměřených hodnot (případně vysvětlení rozporů).

1.1.2 Analýza transportu radionuklidů v prostředí

V tomto kroku se provede:

- a) **teoretická analýza**³ transportu a **odhad** koncentrací radionuklidů v ovzduší včetně odhadu rychlosti spadu (od jednoduchých odhadů ke složitější analýze) postupně na základě:
 - ♦ triviálního předpokladu – koncentrace v prostředí je totožná s koncentrací u zdroje (tj. nedochází k ředění), spad je odhadnut z konzervativní rychlosti spadu,
 - ♦ reálného odhadu – šíření podle gaussovského modelu (viz dále), rychlost spadu je odhadnuta obdobně,
 - ♦ rozptylové studie zahrnující konkrétní geografické a meteorologické údaje; tato studie má zásadní význam v případě, kdy jednoduché odhady poskytují příliš konzervativní odhady,
- b) **přímé měření** objemových aktivit radionuklidů (včetně jejich fyzikálních a chemických vlastností) a toků v ovzduší a přímé měření rychlosti spadu,
- c) **porovnání** teoreticky vypočtených a přímo měřených hodnot.

1.1.3. Podrobnosti a poznámky k vybraným otázkám uvolňování a šíření přírodních radionuklidů v ovzduší

Uvolňování radonu

Pokud se jedná o neřízené uvolňování radonu z plochy (halda, odkaliště, apod.) a pro výpočet šíření v prostředí (viz dále) je třeba stanovit zdrojový člen (tj. celkové množství uvolňovaného za jednotku času), je přijatelné stanovit jej integrací distribuce rychlosti plošné exhalace na ploše, ze které probíhá uvolňování radonu. Plošnou rychlost exhalace lze stanovit:

- **měření**m sady reprezentativních vorků za reprezentativních podmínek,
- **výpočtem** ze známých parametrů zdrojového materiálu. Uvolňování radonu z materiálu závisí na řadě faktorů. Především na měrné aktivitě Ra-226 a emanačním koeficientu materiálu (ten je závislý na vlhkosti, mineralogických vlastnostech a disperzitě materiálu atd.), difúzních vlastnostech materiálu, překrytí materiálu jinou vrstvou, na vlastnostech povrchu, meteorologických parametrech a dalších. Při výpočtu exhalace plynu (Rn-222) se používá zpravidla difúzní model. Pro získání hrubého odhadu rychlosti plošné exhalace

³ Součástí analýzy depozice by vedle stanovení velikosti spadu za jednotku času (roční spad) měl být také rozbor dlouhodobé kumulace aktivity v důsledku depozice (zejména v půdě).

lze vyjít z předpokladu, že difúzní tok J [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$] z homogenní nepokryté kontaminované plochy lze odhadnout ze vztahu

$$J = a_{Ra} \cdot \rho \cdot e \cdot \sqrt{\lambda \cdot D}$$

kde je :

a_{Ra}	měrná aktivita Ra-226 [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$],
ρ	hustota materiálu [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$],
e	emanační koeficient, bezrozměrný,
λ	přeměnová konstanta Rn-222 [s^{-1}],
D	efektivní difúzní koeficient pro radon v daném materiálu, [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$]

Doporučené hodnoty^{4,5,6} jednotlivých parametrů jsou uvedeny v příloze.

Uvolňování aerosolů

Mezi nejčastější případy uvolňování radionuklidů do ovzduší patří neřízené uvolňování např. resuspenze materiálu z hald, při dopravě nebo v důsledku prašných pracovních procesů, dále emise prachu/aerosolů z řízených výpustí (výroby, dolů apod.).

Pokud se jedná o řízené výpusti, je pro výpočet šíření (odhad zdrojového členu) třeba stanovit objemovou aktivitu jednotlivých radionuklidů a objemovou rychlost proudění vzduchu, který tento materiál odnáší, přitom je důležité analyzovat i fyzikální a chemické vlastnosti aerosolů (např. distribuci aktivity na aerosolu pro analýzu spadu apod.).

Pokud se jedná o neřízené uvolňování aerosolů (halda, odkaliště, transport, apod.) je výpočet i odhad zdrojového členu obtížný, neboť množství uvolněné aktivity závisí kromě měrné aktivity kontaminovaného materiálu na fyzikálních a chemických vlastnostech materiálu a také na dalších obtížně kvantifikovatelných okolnostech (typu činnosti, vlhkosti materiálu, meteorologických poměrech apod.). V takovém případě je možné pro další analýzu (viz dále) alespoň stanovit objemové aktivity radionuklidů a rychlosti toku média v bezprostředním okolí zdroje, a to:

- **přímým měřením objemových aktivit jednotlivých radionuklidů ve vzduchu;** (přednost mají integrální nebo kontinuální odběry, přípouští se i bodové reprezentativní odběry vzorků);
- **výpočtem - konzervativním odhadem objemových aktivit radionuklidů ve vzduchu na základě znalosti měrných aktivit radionuklidů ve zdrojovém materiálu a známé prašnosti (hmotnostní koncentrace respirabilních aerosolů).** *Součástí analýzy by měla být úvaha o složení směsi, o případné radioaktivní rovnováze nebo o obohacení směsi v určitém místě nebo při určité činnosti.*

Jako konzervativní odhad objemové aktivity ve vzduchu a_v [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$] lze použít součin měrné aktivity přírodních radionuklidů v kontaminovaném materiálu a_m [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$] a reálnou prašnost

⁴ V případech překrytí aktivního materiálu jednou nebo více vrstvami překryvu je třeba odhad upravit, jak je uvedeno např. v dokumentu IAEA Technical Report Series No. 333 „Measurement and Calculation of Radon Releases from Uranium Mill Tailings“, IAEA, Vienna 1992

⁵ Měrnou aktivitu radia lze stanovit laboratorními rozborů reprezentativních vzorků zdrojového materiálu, nebo interpretací měření *in situ*, příp. odhadem z výsledků letecké spektrometrie.

⁶ Dochází-li v materiálu ke konvektivnímu proudění (např. propustné haldy), mohl by únik difúzí skutečnou exhalaci podcenit. K tomu je třeba při výpočtu přihlédnout. Tento návod zatím nestanovuje pravidla na výpočet tohoto členu.

S [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$] při dané činnosti a faktoru f , který zohledňuje možnou odlišnost měrné aktivity přírodních radionuklidů v respirabilního aerosolu $a_{m,a}$ od měrné aktivity původního zdrojového materiálu.

$$a_v = S \cdot a_{m,a}$$

kde $a_{m,a} = f \cdot a_m$

Přednostně se použije reálně změřená měrná aktivita a **prašnost odpovídající respirabilnímu aerosolu**. Pokud nejsou tyto hodnoty známy (změřeny), je možné použít standardní hodnoty. Pro prašnost (běžné případy venkovního ovzduší) $S = 10^{-7}$ [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]. V místě zdroje prašnosti při některých pracovních činnostech (těžba, doprava) může být až o řád vyšší; za standardní se pak považuje $S = 10^{-6}$ [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]. Pokud není změřena měrná aktivita respirabilního aerosolu, je třeba uvážit, že může být podstatně vyšší než měrná aktivita zdrojového materiálu a z důvodu nepodcenění expozice se předpokládá faktor $f=5$.

Transport radionuklidů v ovzduší

Při analýze šíření radionuklidů v prostředí (viz obrázek 1) a výpočtu resp. odhadu koncentrace radionuklidů v zájmovém místě se z praktických důvodů doporučuje vycházet nejprve z jednoduchých konzervativních odhadů (modelů). Pokud se ukáže, že i při použití jednoduchého konzervativního odhadu vyhovuje expoziční situace legislativním kritériím, není třeba provádět další (často nákladné a přitom zbytečné) výpočty. Jednotlivé modely – úrovně odhadu – jsou tyto:

První úroveň (nejkonzervativnější předpoklad):

- objemové aktivity v prostředí jsou rovny objemovým aktivitám v místě emise. (Pro aerosoly byl tento případ naznačen výše).

Druhá úroveň (základní model šíření a ředění ve vzduchu - parametry dosazované do modelu jsou stanoveny konzervativně, předpokládá se znalost zdrojového členu).

Nejrozšířenějším modelem šíření radionuklidů ve vzduchu je gaussovský model šíření ve směru větru⁷. Umožňuje odhadovat koncentraci radionuklidu ve vzdušné masě a povrchovou kontaminaci v různé vzdálenosti od zdroje. Odhad je závislý na řadě meteorologických faktorů (směr a rychlost větru, atmosférická stabilita). Jeho použití je omezeno tvarem okolního terénu.

Pro výpočet koncentrace radionuklidu v přízemní vrstvě v místě x,y [m] nad úrovní rovinného terénu od zdroje vypusti ve výšce h [m] (nad úrovní terénu) platí:

$$a_v = \frac{\dot{Q}}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \cdot \exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)$$

kde je

a_v objemová aktivita radionuklidu v přízemní vrstvě vzduchu v bodě o souřadnicích $(x, y, z = 0)$ [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$],

⁷ IAEA Safety Series 57, Generic Models and Parameters for Assessing Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Vienna (1982)

- \dot{Q} rychlost vypouštění radionuklidu ze zdroje [$\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$],
- u střední rychlost větru [m/s],
- h výška zdroje výpusti [m],
- σ_y, σ_z difúzní parametry [m], které jsou funkcí vzdálenosti x a atmosférické stability.

Roční průměrnou objemovou aktivitu v různých bodech okolo zdroje výpusti lze stanovit pomocí rozdělení okolí na sektory se specifickými hodnotami atmosférických parametrů.

Zjednodušením⁸ pro odhad objemové aktivity radionuklidu pro místo ve vzdálenosti x od zdroje v ose šíření radionuklidu lze dojít ke vztahu:

$$a_v = \frac{f * \dot{Q}}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \cdot \exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right)$$

kde je

- a_v průměrná objemová aktivita radionuklidu v místě příjmu [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$],
 - f podíl doby, po kterou vítr vane k místu příjmu radionuklidu, bezrozměrný.
- Ostatní symboly mají stejný význam jako v předchozím vztahu.

Za předpokladu neutrální atmosférické stability byly pro difúzní parametry odvozeny následující hodnoty:

$$\sigma_z = \frac{0,06x}{\sqrt{1+0,0015x}} \qquad \sigma_y = \frac{0,08x}{\sqrt{1+0,0001x}}$$

kde je

- x vzdálenost místa příjmu od místa výpusti [m].

Poznámka:

Pro odhad šíření z plošného zdroje konečných rozměrů (halda, odkaliště) je možné ve větší vzdálenosti od zdroje použít tentýž model.

Třetí úroveň (v úvahu vzaty konkrétní reálné parametry dané lokality).

Jde o zpracování rozptylové studie pro konkrétní lokalitu na základě konkrétních geografických, meteorologických a dalších parametrů. Modely používané při zpracování rozptylové studie by měly projít standardním schvalovacím procesem.

Stanovení měrné aktivity ve spadu

Stanovení měrné plošné aktivity přírodních radionuklidů je přijatelné na základě :

- přímého měření spadu (suchého a mokrého) některou z ověřených metod,
- odhadu suchého spadu ze změřených/odhadnutých měrných aktivit ve vzduchu a spadové rychlosti.

(V případě suchého spadu je nutné znát fyzikální vlastnosti prachu/aerosolu, tj. velikostní rozdělení, hustotu):

$$a_p = v \cdot a_v$$

kde je:

- a_p rychlost depozice aktivity [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$],

⁸ NCRP: „Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water, and Ground“. NCRP Report 123 I, II, 1996

a_v objemová aktivita ve vzduchu [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$],
 v rychlost depozice [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$].

Rychlost depozice v případě suchého spadu je v rozmezí $10^{-2} - 10^{-3} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; není-li známo velikostní rozdělení aerosolu doporučuje se jako standardní hodnota 10^{-2} .

Součástí analýzy spadu by měl být - kromě stanovení spadu za jednotku času (roční spád) - také rozbor dlouhodobé **kumulace aktivity, zejména v půdě**.

1.2 Analýza uvolňování aktivity do vod

Úvodní poznámka :

Jde o posouzení řízeného i neřízeného uvolnění přírodních radionuklidů do povrchových vod, jejich další transport a stanovení koncentrace ve vodních tocích a sedimentech v daném místě. Z těchto údajů bude poté provedena analýza expozičních cest a dávek skupinám obyvatelstva (viz obr.2).

Obecný standardní postup je založen na následujících krocích:

1.2.1 Analýza „zdrojového členu“

V tomto kroku se provede:

- a) **inventura** uvolňovaných radionuklidů (tj. teoretická kvalitativní a kvantitativní analýza resp.kvalifikovaný odhad toho, jaké radionuklidy lze očekávat, jaké budou mít fyzikální a chemické vlastnosti, jaké bude množství uvolňovaných izotopů (některé případy jsou popsány níže),
- b) **měření** objemových aktivit uvolňovaných radioizotopů v místě úniku, včetně stanovení fyzikálních a chemických vlastností a rychlosti přísunu nosného média,
- c) **porovnání** teoreticky odhadnutých a skutečně naměřených hodnot (případně vysvětlení rozporů).

1.2.2 Analýza transportu radionuklidů v prostředí⁹

V tomto kroku se provede:

- a) **teoretická analýza** transportu a odhad koncentrací radionuklidů v tocích a sedimentech (od jednoduchých odhadů ke složitější analýze) v těchto krocích:
 - ◆ triviální předpoklad – koncentrace v tocích je totožná s koncentrací ve výpusti (tj. nedochází k ředění),
 - ◆ jednoduché ředění v poměru průtoků (viz dále),
 - ◆ detailní analýza se zahrnutím podrobných hydrologických údajů,
- b) **měření** objemových aktivit radionuklidů (včetně jejich fyzikálních a chemických vlastností) ve vodě a v sedimentech a rychlosti přísunu nosného média,
- c) **porovnání** teoreticky vypočtených a skutečně naměřených hodnot.

⁹ Součástí analýzy procesu sedimentace by měl být rozbor dlouhodobé kumulace aktivity v sedimentech případně možnosti uvolňování ze sedimentů, pohyb sedimentů a vymezení záplavového pásma. Může-li dojít ke kontaminaci podzemních vod (studní, nebo podzemního rezervoáru) je třeba provést hydrogeologický průzkum. Detaily tohoto průzkumu se tento návod nezabývá.

1.2.3. Podrobnosti a poznámky k vybraným otázkám uvolňování a šíření přírodních radionuklidů ve vodách

Uvolňování do povrchových vod

Při stanovení zdrojového členu má přednost přímé měření objemových aktivity radionuklidů v uvolňované vodě a stanovení rychlosti uvolňování vody ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). V některých případech (např. průsaky z haldy) nelze však některou z těchto veličin spolehlivě stanovit. V takovém případě se připouští odhadnout ze známých měrných aktivit jednotlivých radionuklidů v materiálu a fyzikálních a chemických vlastností kontaminovaného materiálu (vyluhovatelosti) objemové aktivity radionuklidů ve vodách a z meteorologických a hydrometeorologických dat v lokalitě a z distribuce srážek současně objem těchto vod. V některých případech lze provést kvalifikovaný odhad koncentrací radionuklidů v uvolňované vodě na základě podobnosti s známým analogickým případem v jiné lokalitě.

Ředění a šíření kontaminace vodami

Základními mechanismy, které ovlivňují šíření radionuklidů v povrchových vodách, především v řekách, je způsob jejich vstupu do vodního toku, způsob ředění, transport s vodní masou, přestup mezi médii (voda, sedimenty), proudění vody a difúze. Vodní tok - za místem vypouštění po směru toku řeky - lze tedy rozdělit na počáteční úsek, ve kterém hraje při ředění kontaminantu dominantní roli charakter výpusti a způsob vypouštění do vodního toku, a úsek, přesněji řečeno následující část toku řeky (až po ústí řeky), kde je dominantním procesem proudění a difúze. V tomto úseku je rozhodující tvar řečiště, průtok a vnitřní cirkulace vodní masy. Uvedené skutečnosti jsou zohledněny v řadě jednoduchých či složitějších modelů¹⁰.

Při analýze šíření radionuklidů ve vodě a výpočtu (resp. odhadu) koncentrace radionuklidů v zájmovém místě se podobně jako při šíření do ovzduší doporučuje vycházet nejprve z jednoduchých konzervativních odhadů. Pokud se ukáže, že i při použití jednoduchého konzervativního odhadu vyhovuje expoziční situace legislativním kritériím, není třeba provádět další nákladné a složité výpočty. Jednotlivé modely úrovně odhadu – jsou následující:

První úroveň (nejkonzervativnější předpoklad):

Předpokládá, že koncentrace radionuklidů v toku bude rovna jejich koncentraci ve vypouštěné vodě:

$$C_1 = C_0$$

kde je: C_1 objemová aktivita radionuklidu ve vodě [$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$],
 C_0 objemová aktivita radionuklidu ve výpusti [$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$].

Druhá úroveň

Obecný model ředění ve vodě; parametry dosazované do modelu jsou stanoveny konzervativně.

¹⁰ Jirka, G.H., Findikakis, A.N., Onishi, Y., Ryan, P.J.: „Transport of Radionuclides in Surface Waters“. (In: Till, J.E., Meyer, H.R., eds.: „Radiological Assessment“). Rep. NUREG/CR-3332, 1983, Chap. 3. USNRC, Washington, D.C
NCRP: „Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water, and Ground“. NCRP Report 123 I, II, 1996.
IAEA Safety Series 57, Generic Models and Parameters for Assessing Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Vienna (1982)

Jestliže je znám průtok vodního toku, do kterého je aktivita vypouštěna, je objemovou aktivitu radionuklidů ve vodě C_1 [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$] v toku možné odhadnout jako:

$$C_1 = \frac{W_0}{Q_0}$$

kde je

W_0 rychlost uvolňování radionuklidu v místě vypouštění [$\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$],
 Q_0 průtok toku v místě vypouštění [$\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$].

Tento vztah lze použít, pokud došlo k promíchání kontaminantu z výpusti s vodou toku.

Na ředění a tedy i snížení aktivity ve vodním toku má největší vliv promíchání. Nedokonalé promíchání může způsobit, že aktivita ve vodním toku může být po dlouhou dobu separována. Proto je při hodnocení ředění výpusti radionuklidu potřeba zhodnotit způsob vypouštění a jeho vhodnost s ohledem na předpokládané promíchání.

Jaké hodnoty W_0 , Q_0 použít

Pokud nejsou Q_0 a W_0 konstantní v čase (a to je nejčastější případ), stanoví se první konzervativní odhad objemových aktivit v toku z minimální průtok toku během roku Q_{\min} a maximální roční hodnoty rychlosti uvolňování aktivity W_{\max} .

Pokud je třeba tento odhad zpřesnit, je správné provést rozbor objemových aktivit v toku v **jednotlivých obdobích roku** a teprve tuto analýzu použít v dalším výpočtu. Je třeba mít na zřeteli, že konečným smyslem analýzy je stanovení dávky kritické skupině osob. Výpočet pouhých průměrných hodnot v toku a jejich použití pro další výpočet dávek může v některých případech vést k podcenění expozice (např. při zalévání zeleniny v letním období je průtok zpravidla nižší a koncentrace vyšší než roční průměr). Průměrné hodnoty je v tomto případě třeba používat opatrně a jen v některých případech. Průměrná hodnota by měla být stanovena ze vztahu :

$$C = \sum_i p_i \frac{W_i}{Q_i}$$

kde

p_i jsou podíly roku, pro něž jsou charakteristické průtoky a výpusti Q_i a W_i .

Problematika sedimentů

Podstatnou roli v šíření kontaminace ve vodním toku (a její případné zanesení na břehy do záplavového pásma) mohou mít sedimenty a jejich pohyb. Kvalifikované modelování sedimentace a zejména kumulace aktivity v sedimentech a zpětné uvolnění do toku závisí na fyzikálních a chemických vlastnostech vypouštěné aktivity a vody, vlastnostech přijímající vody a sedimentu, hydrologii toku. Pro základní odhad koncentrace v sedimentech případně zpětného ovlivnění radioaktivity vody radioaktivitou uvolněnou ze sedimentů je možné použít koncentrační koeficienty (viz tabulka v příloze) v době ustálení rovnováhy. Vzhledem k obtížnosti přesné teoretické předpovědi je v případě sedimentace důležitější monitorování objemových aktivit v tocích a v sedimentech a monitorování vývoje těchto aktivit. Při měření (monitoringu) objemových aktivit ve vodách je třeba věnovat pozornost korektnímu odběru vzorků i jeho četnosti. Ta by měla vycházet z očekávaných prostorových i časových variací objemové aktivity radionuklidů. Nejsou-li tyto skutečnosti známy, je nutné zpočátku zavést vyšší četnost monitorování.

Problematika kontaminace spodních vod.

Součástí hodnocení uvolňování radionuklidů do vod by mělo být posouzení možnosti kontaminace podzemních vod. Ke kontaminaci spodních vod může dojít spíše výjimečně

(například při styku podzemní vody s kontaminovanou půdou nebo vodní masou - kontaminovaným říčním tokem nebo uzavřenou nádrží). Toto ovlivnění je za normálních okolností zpravidla minimální, protože tok je považován za přirozený sběrač vody včetně vody podzemní. Výjimkou jsou průsakové studně nebo speciální případy komunikace toku s podzemím. Tehdy je součástí analýzy nutný hydrogeologický rozbor a analýza migrace radionuklidů v půdách. Významnou roli při šíření radionuklidu hraje retence radionuklidu v půdě, jeho afinita k půdě a konkrétní hydrogeologické poměry v lokalitě. Těmito složitými procesy se tento návod nezabývá.

1.3 Analýza uvolňování radionuklidů z „úložiště“

Jde o posouzení uvolňování přírodních radionuklidů (neřízeného, po ztrátě kontroly, apod.) z látek, předmětů nebo materiálů různým způsobem uložených do půdy, hornin, na skládky apod. Takto uložené přírodní zdroje mohou být

- zdrojem uvolňování přírodních radionuklidů do ovzduší, a to jednak plynů radonu (thoronu) a jednak aerosolů po resuspenzi v případě odkrytí materiálu,
- zdrojem uvolňování přírodních radionuklidů do povrchových nebo podzemních vod a do půd.

Obecný postup při hodnocení je analogický postupu popsanému uvolňování do ovzduší a vod, proto mu v návodu není dále věnována samostatná pozornost. Důležitou otázkou je provedení hydrogeologického průzkumu pro posouzení možného transportu do podzemních nebo povrchových vod. Tato úložiště mohou být zdrojem záření gama a musí s nimi být počítáno při hodnocení expozice osob, které se mohou zdržovat na těchto místech (viz dále).

2. TRANSPORT A OBJEMOVÉ AKTIVITY PŘÍRODNÍCH RADIONUKLIDŮ V POTRAVNÍCH ŘETĚZCÍCH

Úvod:

V této části jsou shrnuta pravidla pro posuzování transportu a obsahu přírodních radionuklidů v potravních řetězcích (viz obrázky 1 a 2). Obsah přírodních radionuklidů v potravních řetězcích je vesměs velmi nízký (viz požadové hodnoty v příloze) a jejich měření je zpravidla velmi náročné. Ověřování obsahu v potravních řetězcích měřením je tedy spíše výjimečné, provádí se jen jako upřesnění v případech, kdy by tato expoziční cesta mohla být kritickou. Obsah přírodních radionuklidů zpravidla stačí odhadnout na základě modelu a známých přestupových (koncentračních) faktorů. Ty mají vesměs velkou variabilitu. Proto je v tabulce uvedeno kromě průměrných doporučených hodnot i rozpětí hodnot.

Výpočet/odhad koncentrace radionuklidu v jednotlivém článku potravního řetězce je založen na předpokladu ustavení rovnovážného stavu aktivit radionuklidů v jednotlivých článcích potravního řetězce (voda, resuspendované sedimenty, půda, plodiny, krmivo, mléko, maso). Rovnovážný stav je popsán koncentračním faktorem T vyjadřujícím poměr mezi aktivitou radionuklidu v jednotlivých složkách.

Obecný vzorec pro jednoduché případy zvýšení aktivity radionuklidu r ve složce i potravního řetězce pro zvolenou cestu přestupu radionuklidu ze složky j :

$$C_{r,i} = (C_{r,j} - C_{r,j}^P) \cdot T_{r,i-j}$$

kde je

$C_{r,i}$	zvýšení specifické aktivity radionuklidu r ve složce i (tráva, ryby, maso, mléko) [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$],
$C_{r,j}$	specifická aktivita radionuklidu r ve složce j (půda, voda, pastva) [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$],
$C_{r,j}^P$	požadová hodnota [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$],
$T_{r,i-j}$	příslušný koncentrační faktor [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$] radionuklidu r ze složky j do složky i .

Jednotlivé případy jsou podrobněji popsány v dalších částech.

2.1 Přestup radionuklidu do rostlin

V případě kontaminace rostlin je třeba uvažovat jednak **kořenový přestup**, jednak přestup z **povrchové kontaminace rostlin** (zejména zaléváním příp. spadem).

Kořenový přestup

Pro výpočet přestupu radionuklidů z půdy do krmiva, zeleniny, obilovin, listové zeleniny, brambor apod. je zaveden koncentrační faktor T pro kořenový přechodu radionuklidu v následujícím smyslu:

pro krmiva: T [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ suché vegetace/ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ suché půdy],
pro zeleninu a obiloviny a brambory: T [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ čerstvé vegetace/ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ suché půdy].

Standardní doporučené hodnoty faktoru T jsou v tabulce v příloze.

Přestup radionuklidu do rostlin z povrchové kontaminace rostliny

Pro výpočet zvýšení specifické aktivity C_r radionuklidu r v rostlinách, které pochází z kontaminovaných dešťových srážek a kontaminované vody použité k zavlažování, se použije vztah:

$$C_r = (C_{v,r} - C_{v,r}^P) \frac{W \cdot f_{r,v}}{Y \cdot \lambda_{ef}} (1 - e^{-\lambda_{ef} t_v})$$

kde je

$C_{v,r}$	specifická aktivita radionuklidu r ve srážkové vodě nebo vodě používané k zavlažování [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$],
$C_{v,r}^P$	přírodní (pozařová) specifická aktivita radionuklidu r ve srážkové vodě nebo vodě používané k zavlažování [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$],
W	intenzita srážek nebo zavlažování [$\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$], místně specifická hodnota,
$f_{r,v}$	podíl aktivity radionuklidu r ze srážek nebo závlahové vody, který je rostlinou zadržen,
Y	výnos; hmotnost krmiva nebo zeleniny na jednotku plochy pastviny, pole, zahrady; místně specifická hodnota [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$],
λ_{ef}	efektivní konstanta rychlosti úbytku aktivity na rostlinách [s^{-1}].

Standardní hodnoty jednotlivých parametrů jsou uvedeny v tabulce v příloze.

2.2 Přestup radionuklidů do masa a mléka

Výpočet měrných aktivit radionuklidů v mase a mléce je specifický vzhledem k několika možným cestám vstupu radionuklidů do těla zvířat. Specifická aktivita radionuklidu v mase a mléce je úměrná příjmu radionuklidu do organismu zvířat krmivem, vodou a ingescí půdy a prachu. U ryb se počítá s rovnovážným bioakumulačním faktorem mezi vodním ekosystémem a organismem ryby. Konstantou úměrnosti mezi denním příjmem radionuklidu a aktivitou v mase a mléce je faktor přestupu F [$\text{den} \cdot \text{kg}^{-1}$], [$\text{den} \cdot \text{l}^{-1}$].

Denní příjem radionuklidu hospodářskými zvířaty je dán specifickou aktivitou radionuklidu v krmivu, vodě a případně v půdě (pro pastvu) a velikostí příjmu krmiva a vody (případně půdy) za den.

Shrnutím uvedených úvah je vztah pro výpočet zvýšení specifické aktivity radionuklidu v mase nebo mléce:

$$C_r = \{ (C_{k,r} - C_{k,r}^P) \cdot M_k + (C_{v,r} - C_{v,r}^P) \cdot M_v + (C_{p,r} - C_{p,r}^P) \cdot M_p \cdot p \} \cdot F$$

kde je

$C_{i,r}$	specifická aktivita radionuklidu r v krmivu (k), vodě (v) nebo v půdě (p), [Bq/kg^{-1}], [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$],
$C_{i,r}^P$	přírodní (pozařová) specifická aktivita radionuklidu r v krmivu (k), vodě (v) nebo v půdě (p), [Bq/kg^{-1}], [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$],
M_i	denní příjem krmiva [$\text{kg} \cdot \text{den}^{-1}$], vody [$\text{litr} \cdot \text{den}^{-1}$], půdy [$\text{kg} \cdot \text{den}^{-1}$],
p	podíl roku, po který se hospodářská zvířata pasou venku,
F	faktor přestupu [$\text{den} \cdot \text{kg}^{-1}$], [$\text{den} \cdot \text{l}^{-1}$].

Standardní hodnoty jednotlivých parametrů jsou uvedeny v tabulkách v příloze.

3. EXPOZIČNÍ CESTY A VÝPOČET DÁVEK

Úvod:

Individuální a kolektivní efektivní dávky (resp. úvazky efektivní dávky) se pro každou posuzovanou skupinu osob stanoví jako součet efektivních dávek (resp. úvazků efektivních dávek) přes všechny významné expoziční cesty. Přitom je třeba vždy pečlivě uvážit, jak v dané situaci počítat s přírodním pozadím. V této souvislosti se jedná o dva odlišné případy:

- Pokud se má posoudit **navýšení dávky** vůči původnímu stavu v důsledku nějaké **činnosti**, je při výpočtech nutno znát a **odečíst hodnoty původního přírodního pozadí**. S touto situací návod počítá a ve všech případech uvedených dále se hodnoty pozadí uvažují. Za hodnoty pozadí je třeba použít konkrétní hodnoty v posuzované lokalitě. Pouze pokud nejsou známy, lze jako odhadu použít doporučených standardních hodnot pro oblast nebo Českou republiku – ty jsou uvedeny v příloze.
- Pokud je ovšem předmětem posuzování **celkové ozáření od přírodních zdrojů** bez ohledu na jejich původ (např. při rozhodování o provedení intervence ke snížení stávajícího ozáření), hodnoty pozadí se neodečítají.

Výpočet dávek musí zahrnovat:

- zevní ozáření,
- vnitřní ozáření v důsledku inhalace radionuklidů,
- vnitřní ozáření v důsledku ingesce radionuklidů.

Při provedení „inventury“ možných expozičních cest je potřeba zohlednit především:

- zevní ozáření v důsledku pobytu na území kontaminovaném přírodními radionuklidy (venku i v obydlích),
- vnitřní kontaminace v důsledku inhalace plynů a aerosolů,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminované vody,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminované zeleniny a rostlinných produktů,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminovaného masa (včetně ryb) a mléka,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminované půdy (u dětí),
(další možné expoziční cesty např. zevní ozáření z mraku (při uvolňování do atmosféry) se v případě přírodních radionuklidů považují za méně významné).

V dalších oddílech jsou shrnuta základní pravidla pro výpočet dávek z jednotlivých expozičních cest.

Poznámka:

Výpočet i hodnocení by měly být provedeny jak pro současný stav, tak z dlouhodobého hlediska (případně i pro období po ztrátě kontroly nad zdroji, kdy není záruka, že nedojde k nekontrolovanému přístupu ke zdroji).

3.1 Výpočet efektivní dávky od zevního ozáření gama (ve volné přírodě a uvnitř budov)

Při výpočtu efektivní dávky ze zevního ozáření v důsledku expozice přírodním zdrojům se vychází jednak z expozice ve volném terénu, jednak z expozice při pobytu v budovách. Expozicí v budovách se ovšem má na mysli ozáření z přírodních zdrojů nacházejících se mimo budovy, přitom se počítá se stínící schopností budov vyjádřenou stínícím faktorem.

Poznámka: Pokud by bylo třeba posuzovat dávky od stavebního materiálu, z něhož jsou budovy postaveny, postupovalo by se obdobně, avšak pochopitelně bez stínících faktorů.

Při výpočtu se použije vztahu:

$$E = \sum t_{\text{exp}} \cdot B \cdot S \cdot (H_x - H_{xp})$$

(sčítá se přes všechna místa pobytu osob, kde se osoby zdržují významnou část roku, tj. venku i uvnitř budov)

kde je:

- E efektivní dávka ze zevního ozáření [μSv],
- t_{exp} doba expozice (pobytu) na jednotlivých místech (viz doporučené hodnoty v tabulce pro pobyt v budovách, volné přírodě a pro příležitostný pobyt) [h],
- H_x venkovní příkon fotonového dávkového ekvivalentu [$\mu\text{Sv/h}$],
- H_{xp} příkon fotonového dávkového ekvivalentu odpovídající přírodnímu pozadí v posuzovaném místě [$\mu\text{Sv/h}$], (není-li znám, lze použít průměrnou hodnotu pozadí v ČR 0,14 $\mu\text{Sv/h}$),
- B bezrozměrný konvenční faktor pro přepočtení příkonu fotonového dávkového ekvivalentu na efektivní dávku pro případ přírodního ozáření. (doporučená hodnota $B=0,7$),
- S bezrozměrný stínící faktor (připadá v úvahu zejména v případě pobytu v budovách a expozice osob materiálům vyskytujícím se mimo budovu), doporučené hodnoty $S=1$ (venku), $S=0,3$ (lehké budovy), $S=0,1$ (masivní budovy).

Podrobnosti ke stanovení příkonu fotonového dávkového ekvivalentu

Příkon fotonového dávkového ekvivalentu lze stanovit

- ♦ přímým měřením,
- ♦ výpočtem (pro některé jednoduché případy) ze známých aktivit kontaminovaného materiálu.

Pro případ, kdy jsou známy hmotnostní měrné aktivity významných přírodních radionuklidů v materiálech/látkách, lze příkon fotonového dávkového ekvivalentu vypočítat ze známých měrných aktivit přírodních radionuklidů. Následující vztah lze použít pro geometrie 2π , 4π :

$$H_x = k_K \cdot a_K + k_{Ra} \cdot a_{Ra} + k_{Th} \cdot a_{Th}$$

kde je:

- a_K, a_{Ra}, a_{Th} hmotnostní měrná aktivita K-40, Ra-226, Th-232 (resp. Ra-228) [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$],
- k_K, k_{Ra}, k_{Th} koeficient pro přepočtení hmotnostní měrné aktivity na dávkový příkon pro jednotlivé geometrie (viz tabulka) [$\text{nSv}\cdot\text{Bq}^{-1}\cdot\text{kg}$]

3.2. Vnitřní ozáření v důsledku inhalace radioaktivního plynu a prachu v budovách a volné přírodě

Výpočet efektivní dávky od radonu a jeho produktů přeměny

Při výpočtu efektivní dávky od „radonu“ tj. v důsledku inhalace produktů přeměny radonu se vychází jednak z expozice ve volném terénu, jednak z expozice při pobytu v budovách. Expozici v budovách se v tomto případě má na mysli expozice radonu z venkovního prostředí (obsah radonu ve venkovním ovzduší je ovšem ve skutečnosti zpravidla podstatně nižší než obsah radonu ve vlastním objektu).

Pro výpočet efektivní dávky z inhalace radonu a jeho produktů přeměny se použije vztahů:

- 1) jestliže je známa objemová aktivita radonu OAR :

$$E = \sum k \cdot F \cdot (a_{Rn} - a_{Rn0}) \cdot t_{exp}$$

- 2) jestliže je známa ekvivalentní objemová aktivita radonu a_{ekv} :

$$E = \sum k \cdot (a_{ekv} - a_{ekv0}) \cdot t_{exp}$$

(sčítá se přes všechna místa pobytu osob, kde se osoby zdržují významnou část roku, tj. venku i uvnitř budov)

kde je:

E	efektivní dávka od produktů přeměny radonu,
a_{Rn}	objemová aktivita radonu [$Bq \cdot m^{-3}$],
a_{ekv}	ekvivalentní objemová aktivita radonu [$Bq \cdot m^{-3}$],
a_{Rn0}	hodnota pozadí objemové aktivity radonu [$Bq \cdot m^{-3}$] v dané lokalitě, (průměrná hodnota v ČR $10 Bq \cdot m^{-3}$ venku, $140 Bq \cdot m^{-3}$ uvnitř budov),
a_{ekv0}	hodnota pozadí ekvivalentní objemové aktivity radonu [$Bq \cdot m^{-3}$] v dané lokalitě, (průměrná hodnota v ČR $5 Bq \cdot m^{-3}$ venku, $60 Bq \cdot m^{-3}$ uvnitř budov),
k	obecný koeficient přepočtu objemové aktivity radonu na efektivní dávku pro obyvatelstvo [$nSv \cdot h^{-1} / Bq \cdot m^{-3}$] ¹¹ , $k = 6 nSv \cdot h^{-1} / Bq \cdot m^{-3}$,
F	faktor nerovnováhy, bezrozměrný, standardně $F = 0,4$ pro vnitřní prostředí, $F = 6$ pro venkovní prostředí,
t_{exp}	doba pobytu [h] (viz tabulka doporučených hodnot).

Výpočet úvazku efektivní dávky v důsledku inhalace prachu (aerosolů)

Při výpočtu úvazku efektivní dávky z inhalace aerosolů (prachu) se vychází jednak z expozice ve volném terénu, jednak z expozice při pobytu v budovách. Expozici v budovách se v tomto případě má na mysli expozice v důsledku inhalace prachu a aerosolů z venkovního prostředí. Při infiltraci venkovního vzduchu do budov dochází ke snížení koncentrace prachu a aerosolů ve vzduchu, který vstupuje do budovy. K tomuto účelu se zavádí bezrozměrný faktor snížení koncentrace prachu při infiltraci.

Pro výpočet úvazku efektivní dávky v důsledku inhalace aerosolů (prachu) při pobytu venku i uvnitř budov se použijí následující vztahy

$$E = \sum \sum_r h_{inh,r} \cdot (a_r - a_{r,o}) \cdot t_{exp} \cdot K \cdot V_{inh}$$

(sčítá se přes všechna místa pobytu osob, kde se osoby zdržují významnou část roku, tj. venku

¹¹ Wasiolek P.,T, James A.,C. „Outdoor Radon Dose Conversion Coefficient in US“. Rad.Prot.Dosimetry 59:269-278,1995

i uvnitř budov a přes všechny radionuklidy přítomné v prachu/aerosolech)

kde je

- E úvazek efektivní dávky [Sv],
- h konverzní faktor přepočtu příjmu inhalací na efektivní dávku pro radionuklid r [Sv/Bq] (viz tabulka),
- a objemová aktivita radionuklidu r v ovzduší a její požadová hodnota [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$],
- t doba pobytu osob v prostředí [h],
- V množství vdechnutého vzduchu za hodinu [$\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$],
- K bezrozměrný faktor zohledňující snížení venkovní koncentrace prachu a aerosolů v důsledku infiltrace do budov; doporučené hodnoty: venku $K = 1$, uvnitř $K = 0,5$.

3.3 Ozáření v důsledku ingesce lokálních zdrojů vody, potravin, případně přímé ingesce půdy

Při výpočtu úvazku efektivní dávky z ingesce lokálních zdrojů vody a potravin se vychází z „potravinového koše“, tj. skladby potravin posuzované skupiny osob. Pokud se posuzovaná skupina neliší svými stravovacími zvyky významně od běžné populace, lze použít standardní hodnoty spotřeby vody a potravin uvedené v příloze. Podíl lokálních zdrojů potravy na spotřebě potravy se zohledňuje bezrozměrným faktorem. V případě malých dětí je třeba v některých případech uvažovat o ingesci půdy. Doporučené hodnoty pro tento odhad jsou uvedeny v příloze.

Ingesce lokálních zdrojů vody a potravin

Úvazek efektivní dávky E z **ingesce vody a potravin** kontaminovaných přírodními **radionuklidy**, kterou obdrží referenční osoba se určí ze vztahu:

$$E = \sum (p \cdot U \cdot \sum_r (C_r - C_r^p) \cdot h_{\text{ing},r})$$

(sčítá se přes všechny posuzované radionuklidy a přes tzv. „potravinový koš“ konkrétní posuzované skupiny osob)

kde je:

- E úvazek efektivní dávky [Sv],
- p podíl příjmu vody nebo potravin z lokálního zdroje na ročním příjmu; místně specifická hodnota, doporučená hodnota: voda: $p = 1$, potraviny: $p = 0,25$,
- U roční příjem vody [l] nebo potravin [kg] referenční osobou,
- C_r objemová aktivita radionuklidu r ve vodě [$\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$] nebo hmotnostní aktivita radionuklidu r v jednotlivém druhu potravin [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$],
- C_r^p přírodní (požadová) objemová aktivita radionuklidu r ve vodě [$\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$] nebo přírodní (požadová) hmotnostní aktivita radionuklidu r v jednotlivém druhu potravin [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$],
- $h_{\text{ing},r}$ konverzní faktor pro přepočet příjmu radionuklidu požitím na úvazek efektivní dávky pro referenční osobu [Sv/Bq] (vyhláška SÚJB č. 184/97)

Ingesce půdy a prachu.

Úvazek efektivní dávky H_r z **přímé ingesce prachu a půdy**, kterou obdrží referenční osoba:

$$E = U \cdot \sum_r (C_r - C_r^P) \cdot h_{ing,r}$$

kde je

- E úvazek efektivní dávky [Sv],
- U roční příjem prachu nebo půdy [kg]; pro dítě ve stáří 5 let $U = 0,02$ kg,
- C_r hmotnostní aktivita radionuklidu r v prachu nebo půdě [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$],
- C_r^P přírodní (pozad'ová) hmotnostní aktivita radionuklidu r v prachu nebo v půdě [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$],
- $h_{ing,r}$ konverzní faktor pro přepočet příjmu radionuklidu požitím na úvazek efektivní dávky pro referenční osobu [Sv/Bq] (dítě ve stáří 5 let) (vyhláška SÚJB č. 184/97)

4. Vlastní vymezení kritické skupiny - souhrn

Vymezení kritické skupiny obyvatelstva může být v obecném případě poměrně složitá a pracná úloha.

Při analýze, která skupina obyvatel je kritickou, je třeba vycházet z kvalifikovaného výběru všech takových skupin obyvatelstva, které v důsledku pobytu, pracovní činnosti, cestování, způsobu života, stravovacích zvyků a dalších příčin mohou být významněji exponovány. Pro všechny tyto skupiny je třeba provést analýzu všech významných expozičních cest a výpočet individuálních a kolektivních dávek jako součet efektivních dávek a úvazků efektivních dávek podle pravidel uvedených v předešlých kapitolách. Ty byly koncipovány tak, aby umožňovaly provést také jednoduché konzervativní odhady, které – při posuzování dávek i při vymezení kritické skupiny – jsou ve většině případů dostatečné. Kritická skupina je ta, pro kterou vychází největší efektivní dávka od všech radionuklidů a všemi cestami. Pokud je příspěvek některého radionuklidu nebo některé cesty dominantní, je možno je označit jako kritický radionuklid nebo kritickou cestu.

PŘÍLOHY

Tabulky doporučených hodnot parametrů a pozad'ových hodnot

Tabulka 1: Hodnoty parametrů pro výpočet exhalace radonu (podle modelu RESRAD*)

Půda	hustota ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	Emanační koeficient (rozpětí) (vlhkost půdy)	Efektivní difúzní koeficient pro radon ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$)
Písčítá	1,52	0,14 (0,06 - 0,18)	$(3.2\pm 1.5) \times 10^{-6}$
písčito – hlinitá	1,44	0,21 (0,10 - 0,36)	$(5.4-7.2) \times 10^{-6}$
hlinitá	1,36	0,20 (0,17 - 0,23)	$1,2 \times 10^{-8}$
jílovitá	1,20	0,28 (0,18 - 0,4)	6.0×10^{-8}
drcená uranová ruda	-	0,28 (0,06 - 0,55) (vlhká)	$1,0 \times 10^{-5}$
odkaliště	-	0,14 (0,02 - 0,36) (zvodnělá)	$(1,1-4,0) \times 10^{-7}$

Tabulka 2: Doporučené koeficienty pro přepočet hmotnostní aktivity na příkon fotonového dávkového ekvivalentu pro geometrie 2π a 4π ($\text{nSv}\cdot\text{Bq}^{-1}\cdot\text{kg}$)

Geometrie	k_K	k_{Ra}	k_{Th}
2π	0,05	0,5	0,8
4π	0,10	1,0	1,6

* C. Yu: Data Collection Handbook to Support Modelling Impacts of Radioactive Material in Soil, ANL 1993

Tabulka 3: Parametry pro výpočet zevního ozáření a vnitřního ozáření z inhalace radionuklidu

Parametr		Doporučená hodnota	Rozpětí (rozdělení)	Poznámka
B	Převod veličin	0,7		
S	Venku	1,0		
	V budově (cihla, beton, kámen)	0,1		
	V lehké budově (dřevo)	0,3		
t_{exp}	V budově při zaměstnání	až 2000 hod		Děti ve škole a jinde 1300 hod
	V budově při bydlení	7000 hod		Děti 7000 hod Dospělí 7000 hod
	Při zaměstnání venku	až 2000 hod		Dospělí 1500 hod
	Venku při bydlení	až 2000 hod		Děti 500 hod
	z toho na zahradě	až 1000 hod		Dospělí 300 hod
	z toho na ulici	až 1000 hod		
	z toho na hřišti, v parku	až 1000 hod		
V_{inh}	Dítě 1 rok	0,22	0,15 – 0,22	
	Dítě 5 let	0,36	0,58 – 0,83	
	Dospělý	0,84	0,75 – 1,00	
	Dospělý při zaměstnání	3,20		
Koncentrace inhalovatelného prachu S (kg·m⁻³)	Zemědělská činnost	1E-07		
	Mimo zemědělskou činnost		1,5E-08 - 3E-08 (doma – venku)	

B konvenční bezrozměrný faktor pro přepočítání fotonového dávkového ekvivalentu na ekvivalentní dávku pro referenční osobu,

S bezrozměrný stínící faktor budov při vnějším ozáření,

t_{exp} roční doba pobytu a vykonávání činností při různých expozičních podmínkách [h],

V_{inh} rychlost dýchání [m³/hod].

Tabulka 4: Konverzní faktory h_{inh} pro přepočet příjmu radionuklidu vdechnutím aerosolů na úvazek efektivní dávky u jednotlivců z obyvatelstva [Sv/Bq] (zvoleny konzervativně maximální hodnoty)¹²

Nuklid	h_{inh} [Sv/Bq] podle věku					
	<1 rok	1-2 roky	2-7 let	7-12 let	12-17	>17
Pb-210	1,8E-05	1,8E-05	1,1E-05	7,2E-06	5,9E-06	5,6E-06
Po-210	1,8E-05	1,4E-05	8,6E-06	5,9E-06	5,1E-06	4,3E-06
Ra-226	3,4E-05	2,9E-05	1,9E-05	1,2E-05	1,0E-05	9,5E-06
Th-230	2,1E-04 F	2,0E-04 F	1,4E-04 F	1,1E-04 F	9,9E-05 F	1,0E-04 F
U-234	3,3E-05	2,9E-05	1,9E-05	1,2E-05	1,0E-05	9,4E-6
U-238	2,9E-05	2,5E-05	1,6E-05	1,0E-05	8,7E-06	8,0E-06
Ac-227	1,7E-03 F	1,6E-03 F	1,0E-03 F	7,2E-04 F	5,6E-04 F	5,5E-04 F
Pa-231	7,4E-05	6,9E-05	5,2E-05	3,9E-05	3,6E-05	3,4E-05
U-235	3,0E-05	2,6E-05	1,7E-05	1,1E-05	9,2E-06	8,5E-05
Ra-228	4,9E-05	4,8E-05	3,2E-05	2,0E-05	1,6E-05	1,6E-05

*F ... třída F, jinak třída S

¹² Vyhláška č.184 Státního úřadu pro jadernou bezpečnost o požadavcích na zajištění radiační ochrany. Sbírka zákonů, částka 66, 19.8.1997

Tabulka 5: Konverzní faktory h_{inh} pro přepočet příjmu radionuklidu požitím na úvazek efektivní dávky u jednotlivců z obyvatelstva [Sv/Bq]¹³

Nuklid	h_{ing} [Sv/Bq] podle věku					
	<1 rok	1-2 roky	2-7 let	7-12 let	12-17	>17
Pb-210	8,4E-06	3,6E-06	2,2E-06	1,9E-06	1,9E-06	6,9E-07
Po-210	2,6E-05	8,8E-06	4,4E-06	2,6E-06	1,6E-06	1,2E-06
Ra-226	4,7E-06	9,6E-07	6,2E-07	8,0E-07	1,5E-06	2,8E-07
Th-230	4,1E-06	4,1E-07	3,1E-07	2,4E-07	2,2E-07	2,1E-07
U-234	3,7E-07	1,3E-07	8,8E-08	7,4E-08	7,4E-08	4,9E-08
U-238	3,4E-07	1,2E-07	8,0E-08	6,8E-08	6,7E-08	4,5E-08
Ac-227	3,3E-05	3,1E-06	2,2E-06	1,5E-06	1,2E-06	1,1E-06
Pa-231	1,3E-05	1,3E-06	1,1E-06	9,2E-07	8,0E-07	7,1E-07
U-235	3,5E-07	1,3E-07	8,5E-08	7,1E-08	7,0E-08	4,7E-08
Ra-228	3,0E-05	5,7E-06	3,4E-06	3,9E-06	5,3E-06	6,9E-07

Tabulka 6: Denní nebo roční příjem vody (SZÚ: Manuál prevence v lékařské praxi. Výživa. 1993)

Zdroj vody	Doporučená hodnota (litr/den)	Doporučená hodnota roční spotřeby vody (litr/rok)		
		Děti 1 rok	Děti 5 let	Dospělí
Nápoje, pitná voda	1,0 – 1,5	250	440	440
Potraviny	0,5 – 1,0	-	-	-

¹³ Vyhláška č.184 Státního úřadu pro jadernou bezpečnost o požadavcích na zajištění radiační ochrany. Sbíрка zákonů, částka 66, 19.8.1997

Tabulka 7: Příjem půdy nebo prachu ingescí

Příjem půdy nebo prachu	Doporučené hodnoty
Dítě 1-6 let	0,02 kg /rok
Dítě >6let	0,0

Tabulka 8: Roční spotřeba potravin (v kg resp. litrech)

Potravina	Hodnoty pro ČR¹⁴
Mléko a mléčné výrobky (litry)	190
Maso hovězí (kg)	20
Maso vepřové (kg)	50
Maso drůbeží (kg)	12
Maso ostatní (kg)	5
Ryby (kg)	5
Obiloviny (kg)	100
Brambory (kg)	90
Zelenina celkem (kg)	75
Ovoce (kg)	50

¹⁴ SZÚ: Manuál prevence v lékařské praxi. Praha 1993

Tabulka 9: Doporučené hodnoty přírodní (požadové) objemové aktivity radionuklidu ve vodě [mBq/l] nebo přírodní (požadové) hmotnostní aktivity radionuklidu v jednotlivém druhu potravin nebo krmiva [mBq/kg]¹⁵

Voda nebo potravina	Doporučené hodnoty											
	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	U-235	Pa-231	Ac-227	Th-232	Ra-228	Th-228
Pitná a povrchová voda (mBq/l)	20	20	2	20	50	2	1	1	1	1	2	1
Mléko (mBq/kg)	3	3	1	15	10	10	0,1	0,001	0,005	1	15	1
Maso (mBq/kg)	10	10	2	50	50	50	0,5	5	4	2	50	2
Ryby (mBq/kg)	20	20	50	100	200	1000	1	15	15	25	100	25
Listová zelenina (mBq/kg)	50	50	20	100	150	150	2	2	2	20	100	20
Luční tráva (mBq/kg)	50	50	20	100	150	150	4	6	6	20	100	20

¹⁵ German Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Calculation Provisions for the Estimation of Radiation Exposure Caused by Mining Related Environmental Radioactivity (publishing in preparation).

Tabulka 10: Přírodní (pozad'ová) hmotnostní aktivita radionuklidu v půdě [Bq/kg]

Půda nebo prach	Doporučené hodnoty (Bq/kg)											
	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	U-235	Pa-231	Ac-227	Th-232	Ra-228	Th-228
Půda	50	50	50	50	50	50	2	2	2	40	40	40
Prachová frakce půdy	200	200	200	200	200	200	8	8	8	160	160	160

Tabulka 11: Přírodní (pozad'ová) hmotnostní aktivita radionuklidů v říčních sedimentech neovlivněných toků [Bq/kg]¹⁶

	Doporučené hodnoty (rozpětí)		
	(Bq/kg)		
	Ra-226	Ra-228	Th-228
Říční dnové sedimenty	50	50	50
Rozpětí	37 - 100	45 – 150	55 - 160

¹⁶ Beneš P., John J., Šebesta, F.: Analýza kontaminace říčních sedimentů v povodí Labe radionuklidy. Projekt Labe. Zpráva o řešení, 1991.

Tabulka 12: Koncentrační koeficienty pro suspendované sedimenty

Koncentrační faktor K_d pro suspendované sedimenty je definován jako poměr koncentrace radionuklidu v sedimentu ke koncentraci radionuklidu ve vodě. K_d [ml/g], doporučená hodnota IAEA

Nuklid	K_d [ml/g]
Ac	10000
Pb	10000
Po	10000
Ra	500
Th	5×10^6
U	5000

Tabulka 13: Faktory přestupu F do masa a mléka a bioakumulační faktory pro sladkovodní ryby

Faktory F jsou definovány jako podíl denního příjmu radionuklidu, který přestoupí do jednoho kg masa nebo jednoho litru mléka za rovnovážného stavu F [den/kg], [den/litr]. Bioakumulační faktor B pro sladkovodní ryby je definován jako rovnovážný poměr mezi aktivitou radionuklidu v organismu ryby a aktivitou radionuklidu ve vodě. B [litr/kg]

	Maso (hovězí)	Rozpětí	Mléko	Rozpětí	Ryby
Nuklid	F [d/kg]		F [d/litr]	F [d/litr]	B [litr/kg]
Pb	0,0004	0,0001 - 0,001	0,0003	0,00015 - 0,0005	300
Bi					15
Po	0,005		0,0003		100
Ra	0,0005	0,0001 - 0,001	0,003		50
Ac	0,003		0,00002		15
Th	0,0002		0,000005		100
Pa	0,005		0,000005		10
U	0,0004		0,0005		10

Tabulka 14: Faktory pro kořenový přestup radionuklidu z půdy do krmiva, zeleniny a obilovin, do listové zeleniny a brambor

T [Bq/kg suché vegetace/Bq/kg suché půdy] pro krmiva

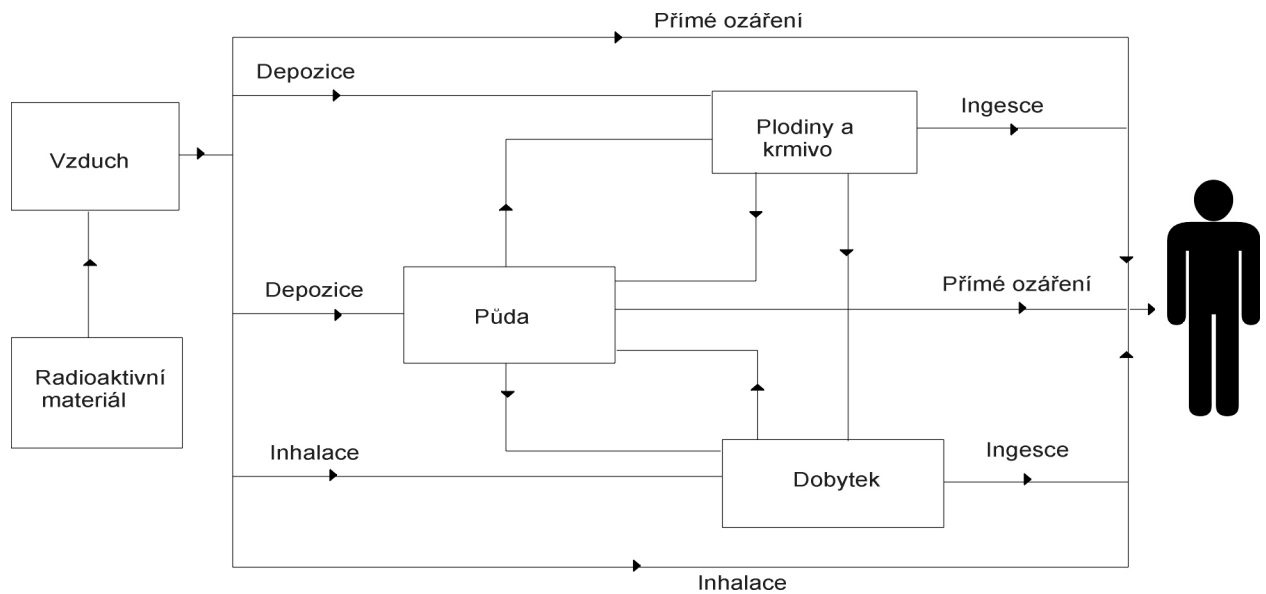
T [Bq/kg čerstvé vegetace/Bq/kg suché půdy] pro zeleninu, obiloviny a brambory

Zdroj	Doporučená hodnota	Rozpětí	Doporučená hodnota	Rozpětí	Doporučená hodnota	Doporučená hodnota
Nuklid	Krmivo		Listová zelenina		Zelenina	Brambory
Pb	0,05	0,02 - 0,2	0,01			0,001
Ra	0,01	0,03 - 0,15	0,01	0,003 - 0,02	0,005	0,0015
Ac	0,003				0,003	
Th	0,002				0,0005	
Pa	0,003				0,003	
U	0,003				0,003	

Tabulka 15: Další parametry potřebné pro výpočet obsahu radionuklidů v krmivu, zelenině, mase a mléce:

Parametr	Doporučené hodnoty	Rozpětí
p: podíl příjmu vody nebo potravin z lokálního zdroje na ročním příjmu	místně specifická hodnota	
W : intenzita srážek nebo zavlažování [litr/(m ² ·s)]	1,2E-05	
Y : výnos; hmotnost krmiva nebo zeleniny na jednotku plochy pastviny, pole, zahrady	Listová zelenina 1,6 kg čerstvé/(m ² ·rok)	1,0 - 3,0
	Brambory 2 kg čerstvé/(m ² ·rok)	1,0 - 3,0
	Tráva na pastvě 0,85 kg/(m ² ·rok)	
λ_{ef} : efektivní konstanta rychlosti poklesu aktivity na rostlinách	$\lambda_{ef}=\lambda_r+\lambda_b$ λ_r ... fyzikální poločas λ_b ... biologický poločas $\lambda_b = 5,7E-07 s^{-1}$	
p: podíl roku na pastvě venku	0,5	
f_v : podíl aktivity radionuklidu ze srážek nebo závlahové vody, který je rostlinou zadržen	0,2	
M_k : denní příjem krmiva [kg/den]	12,5 kg čerstvé/den	10 - 15 kg čerstvé/den
M_v : denní příjem vody [litr/den]	60 litrů/den	40 - 80 litrů/den
M_p : denní příjem půdy [kg/den]	0,04 kg suché půdy/kg suché pastvy	0,01 - 0,10 kg suché půdy /kg suché pastvy

Obrázek 1: Expoziční cesty z plynných výpustí



Obrázek 2: Expoziční cesty z výpustí do vodního ekosystému

