

AS SILMET NORM-jäätmete käitlemise kiirgusohutus
vastavalt KMH programmile

Leping nr E907

Vahearuanne



E.Realo, PhD

03.09.2003

Tartu
2003

KIIRGUSOHUTUSE ÜLDNÕUDED	4
KEHTIVAD KIIRITUSE PIIRMÄÄRAD.....	4
NÕUDED TÖÖALADELE	5
KIIRGUSDOOSIDE HINDAMISE KORD.....	5
NORM-JÄÄTMETE PAKENDITE ÜLDNÕUDED	8
ÜLDNÕUDED NORM-JÄÄTMETE LADUSTUSRAJATISELE	9
RADIONUKLIIDIDE KONTSENTRATSIOON JA KOGUAKTIIVSUS.....	12
TOORE	12
NORM JÄÄTMETE RADIONUKLIIDKOOSTIS	14
γ -KIIRGUSE NÖRGENEMISKOEFITSIENDID LÄHTEAINETES JA NORM-JÄÄTMETES.....	15
SISEKIIRITUS.....	17
Radoon ja toroon.....	17
Kiirgustöötajate tööruumides saadav radooni/torooni aastadoos.	18
Sissehingatud õhukandelistest tahkeosakestest tekitatud efektiivdoosi hinnang.....	18
NORM materjali sissesöömisest saadava doosi hinnang.	19
Elanikudoosi hinnang	20
VÄLISKIIRITUSE KIIRITUSRADA.....	20
RESRAD-Build. Lühikirjeldus	20
HINDAMINE RESRAD-BUILD ABIL.....	25
Lähteandmed	25
TULEMUSED	25
1. Välisdoosikiirus jm kiiritusrajad toormelaos.....	25
2. Protseduurid NORM-toormega	26
3. NORM-jäätmete pakendamine	28
4. Väliskiirituse doosikiirus mõnedel valitud töökohtadel	30
AVARIISTSENAARIUMITE ANALÜÜS.....	32
400 l konteineri kukkumine ja purunemine	32
Muud analüüsimisel olevad stsenaariumid.....	34

EELKOKKUVÕTE	34
KASUTATUD KIRJANDUS.....	36
LISAD	38
Lisa 1.....	38
Lisa 2.....	44
Lisa 3.....	45
Lisa 4.....	52
Lisa 5.....	59
Lisa 6.....	66
Lisa 7.....	72

KIIRGUSOHUTUSE ÜLDNÕUDED

KEHTIVAD KIIRITUSE PIIRMÄÄRAD

Vastavalt kiirgusseaduse [1] sätetele kehtivad Eestis ICRP poolt soovitatud ning Rahvusvahelistes [2] ja EL [3] kiirgusohutuse põhistandardites kehtestatud kiirgustöötajate kutsekiirituse ja elanikukiirituse piirmäärad. Iga kiirgustegevusloa saanud isik peab tagama, et tema juhitud kiirgustegevus ei tekita (Tabel):

kiirgustöötajale

- ☐ suuremaid efektiivdoose kui 20 mSv/a ja
- ☐ nende silmaläätsede, jäsemete ja nahale suuremaid ekvivalentdoose kui 500 mSv/a.

elanikule

- ☐ suuremaid efektiivdoose kui 1 mSv/a ja
- ☐ nende silmaläätsede, jäsemete ja nahale suuremaid ekvivalentdoose kui 50 mSv/a.

Kummagi inimesterühma puhul peavad olema mõlemad nõuded samaaegselt täidetud.

Erandjuhtudel (peamiselt kiirgusavariid ja -õnnetused) on pädeva asutuse soovitusel lubatud ülalnimetatud doose suurendada Tabelis 1 toodud piirmääradeni, so vastavalt 50 mSv/a ja 5 mSv/a.

Samas ei ole aga lubatud saada efektiivdoose viie järjestikuse aasta summas, mis ületaks kiirgustöötajal 100 mSv ja elanikul - 5 mSv.

Samuti ei tohi mistahes kiirgustegevuse nõuetest vabastatud radioaktiivne aine tekitada ühelegi isikule suuremat efektiivdoosi kui 10 μ Sv/a ning suuremat kollektiivdoosi kui 1 inimsv/a [4]. Tuleb kohe märkida, et esimene neist nõuetest on primaarne: ei saa näidata realistlikku juhtu, kus ainult kollektiivdoos osutuks limiteerivaks.

Tabel 1

	Kutse- kiiritus (mSv/a)	Selgitus	Elaniku- kiiritus (mSv/a)	Selgitus
Efektiivdoos	20 50	keskmistatud üle 5 a. erandjuhtudel mistahes aastal, keskmine üle 5 a. < 20	1 5	keskmistatud üle 5 a. erandjuhtudel aastas, keskmine üle 5 a. < 1
Ekvivalentdoos				
silmaläätsede	150		15	
jäsemete ja nahale	500		50	

NORM ja nende jäätmete puhul mitte-tuumategevuses soovivad ICRP, IAEA ja EL hoiustamisel ja rajatiste remedieerimisel kasutada tunduvalt leebemat doosipiirangut 0,3 mSv/a (vt, nt, [5] ja viited [6]). Lisaks soovitakse kehtestada töökohtades asjakohane aktsioonitase (Action Level) radoonisisaldusele 500 – 1000 Bq/m³ [5] ning doosikiiruse nn kontrolltasemete piirkonnad [6]. Aastase efektiivdooside järgi määratletakse järgmised kontrolltasemed:

Piirkond	Tegevus	efektiivdoos, mSv/a	
		normaalne	vähetoonaoline
1	regulatsiooni pole vaja	≤ 1	≤ 6
2	regulatsiooni alamtase	1 .. 6	6 .. 20
3	regulatsiooni kõrgtase	6 .. 20	20 .. 50
4	pole lubatav	>20	>50

Analoogilised piirkonnasoovitused, mis normaalolude puhul on samasugused mitte-NORM kiirgustegevusega, on antud ka silmaläätsede, jäsemete ja nahale lubatud ekvivalentdooside tarvis. Eestis ei ole siiani vastavaid soovitusi õigusaktidega otseselt veel kehtestatud, ehkki ka kehtiva

kiirgusseaduse ja selle alusel antud määruste alusel sisuliselt nad kehtivad, sest seadus ei tee vahet, milline on kiirgusallika päritolu, Vt, nt, kiirgusseadus [1] koos KKM määrusega [7]. Regulatsiooni madal- ja kõrgtasemeks jagamine, töötajate kategoriseerimine ipm on aga juba valminud kiirgusseaduse uues versioonis olemas. Võimalikke täpsustusi vajab radioaktiivsete jäätmete käitlemist käsitlev määrus, et paremini reguleerida NORM käitlemist (esmajoones AS SILMETi kiirgustegevus) ja samuti muude radioaktiivsete rajatiste dekomisjoneerimist.

NÕUDED TÖÖALADELE

Võrdlus toodud EL dokumentides esitatud aktiivsuse kontsentratsioonitasemetega töökohal [6] kinnitab, et rea radionukliidide, sh ^{238}U ja ^{232}Th , aktiivsuse kontsentratsiooni järgi asuvad AS SILMET kasutatavad NORM, sh –jäätmel, piirkonnas 2 (regulatsiooni alamtase), samas kui ^{226}Ra järgi on nad normaalolukorra minimaalhinnangul piirkonnas 3 ja nõuavad regulatsiooni kõrgtaset. Viimane tähendab aga minimaalselt, et on vajalik kontrollialade sisseviimine, A-kategooria kiirgustöötajate kasutamine, pidev seire jms. Keskkonnaministri 24. 08.1999 määrus nr 82 [7] kiirgusseaduse paragrahvi 23 lõike 1 alusel kehtestab üldised nõuded kiirgusallika asukohaks olevatele ruumidele ja ehitistele ning nende konstruktsioonelementidele ja kiirgusallika kasutamisele. Nõutakse, et kiirgustegevusloa saanud isik rakendab kiirgusallika asukohaks olevates ruumides ja ehitistes kiirgusallika iseärasusi arvestavaid ja kiirgusallika poolt põhjustatud välis- või sisekiirituse doosi suurusega vastavuses olevaid ohutusmeetmeid juhul, kui kiirgustöötaja poolt saadav:

1) efektiivdoos võib olla >1 mSv/a või 2) ekvivalentdoos silmaläätsedele, nahale või jäsemetele võib olla suurem kui 10% kehtestatud vastavatest piirmääradest.

Selleks tuleb neil juhtudel rajada kiirgusallika asukohaks olevas ruumis või ehitises kas kontrolliala või jälgimisala või mõlemad. Määrus defineerib kontrolliala kui kiirgusallika mõjupiirkonnas oleva märgistatud ala, kus doosikiirus on 1 kuni 20 mSv/a ning kus rakendatakse erimeetmeid kaitseks ioniseeriva kiirguse eest ja radioaktiivse saaste leviku tõkestamiseks ning millele ligipääsu kontrollitakse (p.4). Jälgimisala on määratletud kui kontrollialaga või kiirgusallikaga piirnev ala, mis märgistatakse vajadusel ning kus tavaliselt eraldi kaitsemeetmeid ja kiirgusohutusnõudeid pole vaja rakendada, kuid kus teostatakse töökeskkonna kiirgusseiret kiirguskaitse eesmärgil veendumaks, et doosikiirus ei oleks suurem kui 1 mSv/a (p.5). Neil aladel tuleb kehtestada kiirgusohutuse nõuded ning jälgida töötingimusi. Alade loomisel annab Kiirguskeskus juhiseid, arvesse võttes konkreetseid olusid ja tingimusi, (p.7) ning kiirgusallika ohutu kasutamise küsimustes konsulteerib kiirgustegevusloa saanud isik vajaduse korral kiirgusohutuseksperdiga (p.8)

Kontrollialal, mida võib jaotada erinevateks tsoonideks («sinine», «punane») võttes arvesse kiirgustaset ning radioaktiivsete ainete aktiivsuse kontsentratsiooni õhus või pindadel, tuleb

- ☐ piirata füüsiliste vahenditega (seinad, ukSED, pingid, linnid jms);
- ☐ kontrollida juurdepääsu alale ning esemete ja materjalide sisse- ja väljaviimist, piiramaks võimalikku radioaktiivse saaste levikut;
- ☐ varustatud kõik sissepääsud kontrollialale kas alarmseadme, uste lukustamise või pidev järelevalvega või kõigi nimetatutega.

Iga kontrollialale sisenev isik peab olema varustatud töötava ja kalibreeritud isikudosimeetriga.

Lisaks kehtivad kontrolliala tarvis muud nõuded. Nt, tuleb rakendada tehnoloogilisi või muid meetmeid (kaitsekambrid, ventilatsioon) vähendamaks kiirgusallikatest tekitatud radioaktiivsete ainete kontsentratsiooni kontrolliala õhus, sisekiirituse dooside vähendamiseks piirata tööaega või kasutada respiratoorseid isikukaitsevahendeid, paigaldada sissepääsu juurde nähtavale kohale teave kiirgusolukorra kohta alal jm.

KIIRGUSDOOSIDE HINDAMISE KORD

Keskkonnaministri 24. augusti 1998. a määrus nr 55 Looduskiirgusest, kiirgustegevusest, kiirgusallikatest ja avariidest elanikkonnale põhjustatud kiirgusdooside seire ja hindamise korra kinnitamine, määrab [4], et inimeste (elanike ja ka kiirgustöötajate) kiirgusdoosid hinnatakse „.. aasta jooksul väliskiiritusest põhjustatud efektiivdoosi ja sama ajavahemiku kestel radionukliidide sissesöömisest ja sissehingamisest põhjustatud efektiivdoosi summana”. Kiirgustöötajate asjakohased doosikoefitsiendid on esitatud

Keskkonnaministri 29. aprilli 1999. a määrus nr 49 Kiirgustöötajate poolt radionukliidide sissehingamisest ja sissesöömisest saadava kutsekiirituse doosikoefitsientide kinnitamine [8]. Nende dokumentide alusel vanuserühma g kuuluva isiku aastane efektiivdoos arvutatakse järgmise valemi alusel:

$$E = E_{\text{välis}} + \sum_i h(g)_{i,ing} J_{i,ing} + \sum_i h(g)_{i,inh} J_{i,inh}$$

kus $E_{\text{välis}}$ on väliskiirituse aastane efektiivdoos, $J_{i,ing}$ ja $J_{i,inh}$ on vastavalt aastas sissesöödud ja sissehingatud radionukliidi i kogus väljendatuna aktiivsuse ühikutes (Bq). $h(g)_{i,ing}$ ja $h(g)_{i,inh}$ on vanuserühma g kuuluva isiku poolt ühikulise aktiivsusega radionukliidi i vastavalt sissesöömisest ja sissehingamisest saadav efektiivdoos ühikutes Sv/Bq, mida nimetatakse efektiivdoosi koefitsiendiks. Elanikkonna puhul kasutatakse sissesöömise ja sissehingamise efektiivdoosi koefitsientidena vastavalt määruse nr 55 lisades 4 ja 5 toodud väärtusi, mis on ühesugused kummastki soost isikute puhul. Efektiivdoosi koefitsientide valik sõltub lisaks vanuserühmale g väljutusfaktori f_1 väärtustest ning sissehingamise puhul lisaks kopsuneeldumise tüübist. Väljutusfaktor f_1 näitab, milline osa sissehingatud radionukliidi kogusest väljutatakse seedetrakti. Eristatakse kolme kopsuneeldumise tüüpi, mis tähistavad vastavalt radionukliidi kiiret (F), mõõdukat (M) ja aeglast (S) ärastust kopsust, mis vastavad erinevatele väljutusfaktori f_1 väärtustele. Määrus nr 55 esitab veel radionukliidide sissesöömisest saadava efektiivdoosi koefitsiendi valikuks vajalikud väljutusfaktori f_1 väärtused (lisa 6) ja sissehingamisest saadava efektiivdoosi koefitsiendi valikuks vajalikud kopsuneeldumise tüübid ja viited väljutusfaktori f_1 väärtuste valikuks keemiliste elementide kaupa (lisa 7).

Kehtestatakse, et kiiritusdooside hindamisel vajalike koefitsientide ja faktorite valikul tuleb lähtuda järgmistest reeglitest:

- 1) f_1 -väärtus ja kopsuneeldumise tüüp peab arvestama asjakohase elemendi keemilist olekut;
 - 2) kui nimetatud parameetrid on teada, siis tuleb kasutada määruse nr 55 lisades 4 ja 5 ja määruse nr 49 toodud radionukliidi vastavat efektiivdoosi koefitsienti;
 - 3) kui informatsioon p. 1) ja p. 2) antud parameetrite kohta puudub, siis tuleb kasutada efektiivdoosi koefitsiendi suurimat väärtust, so kõige konservatiivsemat hinnangut.
- Määruse nr 55 lisades ja määruse nr 49 toodud koefitsiendid (pädevad suurused oluliste NORM radionukliidide jaoks koos vastavate f_1 -väärtuste ja kopsuneeldumise tüübi soovitusetega on toodud allpool) ei arvesta radooni ja torooni tütarproduktide panust efektiivdoosi, need koefitsiendid kehtestab määrus nr 55 eraldi ja need on aruandes toodud vastavate hinnangute juures.

Kiirgustöötajate doosikoefitsiendid $h(g)$ ($Sv\ Bq^{-1}$), so oodatavad efektiivdoosid radionukliidi ühikaktiivsuse sissehingamisel ja sissesöömisel [8]

Radionukliid	Füüsikal. poolestus- aeg	Sissehingamine				Sissesöömine	
		Tüüp ¹	f ₁ ²	h(g) _{1µm}	h(g) _{5µm}	f ₁ ³	h(g)
Plii							
Pb-210	22,3 a	F	0,200	8,9·10 ⁻⁷	1,1·10 ⁻⁶	0,200	6,8·10 ⁻⁷
Poloonium							
Po-210	138 d	F	0,100	6,0·10 ⁻⁷	7,1·10 ⁻⁷	0,100	2,4·10 ⁻⁷
		M	0,100	3,0·10 ⁻⁶	2,2·10 ⁻⁶		
Radium							
Ra-223	11,4 d	M	0,200	6,9·10 ⁻⁶	5,7·10 ⁻⁶	0,200	1,0·10 ⁻⁷
Ra-224	3,66 d	M	0,200	2,9·10 ⁻⁶	2,4·10 ⁻⁶	0,200	6,5·10 ⁻⁸
Ra-226	1,60·10 ³ a	M	0,200	3,2·10 ⁻⁶	2,2·10 ⁻⁶	0,200	2,8·10 ⁻⁷
Ra-228	5,75 a	M	0,200	2,6·10 ⁻⁶	1,7·10 ⁻⁶	0,200	6,7·10 ⁻⁷
Aktiinium							
Ac-227	21,8 a	F	5,0·10 ⁻⁴	5,4·10 ⁻⁴	6,3·10 ⁻⁴	5,0·10 ⁻⁴	1,1·10 ⁻⁶
		M	5,0·10 ⁻⁴	2,1·10 ⁻⁴	1,5·10 ⁻⁴		
		S	5,0·10 ⁻⁴	6,6·10 ⁻⁵	4,7·10 ⁻⁵		
Ac-228	6,13 h	F	5,0·10 ⁻⁴	2,5·10 ⁻⁸	2,9·10 ⁻⁸	5,0·10 ⁻⁴	4,3·10 ⁻¹⁰
		M	5,0·10 ⁻⁴	1,6·10 ⁻⁸	1,2·10 ⁻⁸		
		S	5,0·10 ⁻⁴	1,4·10 ⁻⁸	1,2·10 ⁻⁸		
Protaktiinium							
Pa-231	3,27·10 ⁴ a	M	5,0·10 ⁻⁴	1,3·10 ⁻⁴	8,9·10 ⁻⁵	5,0·10 ⁻⁴	7,1·10 ⁻⁷
		S	5,0·10 ⁻⁴	3,2·10 ⁻⁵	1,7·10 ⁻⁵		
Toorium							
Th-227	18,7 d	M	5,0·10 ⁻⁴	7,8·10 ⁻⁶	6,2·10 ⁻⁶	5,0·10 ⁻⁴	8,9·10 ⁻⁹
		S	2,0·10 ⁻⁴	9,6·10 ⁻⁶	7,6·10 ⁻⁶	2,0·10 ⁻⁴	8,4·10 ⁻⁹
Th-228	1,91 a	M	5,0·10 ⁻⁴	3,1·10 ⁻⁵	2,3·10 ⁻⁵	5,0·10 ⁻⁴	7,0·10 ⁻⁸
		S	2,0·10 ⁻⁴	3,9·10 ⁻⁵	3,2·10 ⁻⁵	2,0·10 ⁻⁴	3,5·10 ⁻⁸
Th-230	7,70·10 ⁴ a	M	5,0·10 ⁻⁴	4,0·10 ⁻⁵	2,8·10 ⁻⁵	5,0·10 ⁻⁴	2,1·10 ⁻⁷
		S	2,0·10 ⁻⁴	1,3·10 ⁻⁵	7,2·10 ⁻⁶	2,0·10 ⁻⁴	8,7·10 ⁻⁸
Th-232	1,40·10 ¹⁰ a	M	5,0·10 ⁻⁴	4,2·10 ⁻⁵	2,9·10 ⁻⁵	5,0·10 ⁻⁴	2,2·10 ⁻⁷
		S	2,0·10 ⁻⁴	2,3·10 ⁻⁵	1,2·10 ⁻⁵	2,0·10 ⁻⁴	9,2·10 ⁻⁸
Uraan							
U-230	20,8 d	F	0,020	3,6·10 ⁻⁷	4,2·10 ⁻⁷	0,020	5,5·10 ⁻⁸
		M	0,020	1,2·10 ⁻⁵	1,0·10 ⁻⁵	0,002	2,8·10 ⁻⁸
		S	0,002	1,5·10 ⁻⁵	1,2·10 ⁻⁵		
U-234	2,44·10 ⁵ a	F	0,020	5,5·10 ⁻⁷	6,4·10 ⁻⁷	0,020	4,9·10 ⁻⁸
		M	0,020	3,1·10 ⁻⁶	2,1·10 ⁻⁶	0,002	8,3·10 ⁻⁹
		S	0,002	8,5·10 ⁻⁶	6,8·10 ⁻⁶		
U-235	7,04·10 ⁸ a	F	0,020	5,1·10 ⁻⁷	6,0·10 ⁻⁷	0,020	4,6·10 ⁻⁸
		M	0,020	2,8·10 ⁻⁶	1,8·10 ⁻⁶	0,002	8,3·10 ⁻⁹
		S	0,002	7,7·10 ⁻⁶	6,1·10 ⁻⁶		
U-238	4,47·10 ⁹ a	F	0,020	4,9·10 ⁻⁷	5,8·10 ⁻⁷	0,020	4,4·10 ⁻⁸
		M	0,020	2,6·10 ⁻⁶	1,6·10 ⁻⁶	0,002	7,6·10 ⁻⁹
		S	0,002	7,3·10 ⁻⁶	5,7·10 ⁻⁶		

Elementide keemiliste ühendite kopsupeatuse tüübid ja f_i -väärtused, mida kasutatakse sissehingamise doosikoefitsientide arvutamiseks [4].

Element	Kopsu- peatuse tüüp/ tüübid	f_i	Ühendid
Plii	F	0,200	Kõik ühendid
Poloonium	F	0,100	Määratlemata ühendid
	M	0,100	Oksiidid, hüdroksiidid ja nitraadid
Raadium	M	0,200	Kõik ühendid
Aktiinium	F	$5,0 \cdot 10^{-4}$	Määratlemata ühendid
	M	$5,0 \cdot 10^{-4}$	Halogeniidid ja nitraadid
	S	$5,0 \cdot 10^{-4}$	Oksiidid ja hüdroksiidid
Toorium	M	$5,0 \cdot 10^{-4}$	Määratlemata ühendid
	S	$2,0 \cdot 10^{-4}$	Oksiidid ja hüdroksiidid
Uraan	F	0,020	Enamik kuuevalentseid ühendeid, näit., UF_6 , UO_2F_2 ja $UO_2(NO_3)_2$
	M	0,020	Vähelahustuvad ühendid, näit., UO_3 , UF_4 , UCl_4 ja enamik muid kuuevalentseid ühendeid
	S	0,002	Mittelahustuvad ühendid, näit., UO_2 ja U_3O_8

NORM-JÄÄTMETE PAKENDITE ÜLDNÕUDED

Kuna vahelao erinevaid variante ei ole veel analüüsitud, siis saab piirduda vaid esialgsete geneeriliste vastavuskriteeriumitega. Kuna transport on esimesi valmistatud ja identifitseeritud NORM-jäätmete pakendiga (JP) tehtavaid operatsioone, siis on mõtet lähtuda IAEA radioaktiivsete materjalide transpordimäärusest ST-1 (Revised in 2000), sest see on aluseks radioaktiivsete materjalide ohutu transpordi korraldamisel kogu maailmas [9].

Selle dokumendi alusel kuuluvad NORM-jäätmed madala eriaktiivsusega LSA-I hulka. Nende pakendamiseks transpordiks on kasutatav nn 1. liiki tööstuslik pakend IP-1. Uraanirea isotoopide ^{235}U , ^{238}U ja ^{230}Th ning loodusliku tooriumi, ^{232}Th , ^{228}Th sisaldust JPs ei limiteerita, kui need sisalduvad maagis v. keemilistes kontsentratsioonides. Küll aga kehtib doosipiirang: väliskirjutuse tase ei tohi 3 m kaugusel JP või nende kogumist olla suurem 10 mSv h^{-1} . NORM puhul on oluline ^{226}Ra aktiivsuse piirmäär $< 3 \text{ GBq}$. AS SILMETI NORM-jäätmete puhul see pole siiski piirang, sest ka suurima aktiivsuse kontsentratsiooni 10^5 Bq/kg juures saabub piirmäär 30 t suurema JP puhul, mis pole realistlik.

Tavatranspordil ja töstetöödel kehtib üldnõue, et doosikiirus transpordivahendile laaditud JP 1) välispinnal mistahes punktis ei ole suurem kui 2 mSv h^{-1} ja 2) välispinnast 2 m kaugusel (JP on suurem kui 3 m^3) või 1 m kaugusel (JP on väiksem kui 3 m^3) ei ole suurem kui $0,1 \text{ mSv h}^{-1}$. Lisaks ei tohi pakendi välispinnal olla fikseeritud saastumist, mis NORM-materjalide puhul, ületaks $0,4 \text{ Bq cm}^{-2} = 4000 \text{ Bq m}^{-2}$, ja ^{226}Ra , mille puhul on nõutav $< 400 \text{ Bq m}^{-2}$. Ehkki mittefikseeritud saastumist lubatakse transpordil 10 x suurema määraga, ei ole see siinkohal ladustamist arvestades pädev.

Allpool toodud tabelis on antud mittefikseeritud saastumise maksimaalsed akt. kontsentratsioonid mitmekordselt kasutatava (reusable) konteineri sise ja välispinnal. Määratakse kuivpühkimisega 10 cm^2 filterpaberi v. linase lapi abil üle 300 cm^2 pinna.

	Maksimaalne akt. kontsentratsioon konteineri pinnal (Bq cm^{-1})	
	sise	välis
Looduslik U ja Th	4000	40
β, γ - kiirgajad ja nn "vähemürgised" α -kiirgajad	400	4
α -kiirgajad	40	0.4

Seega tuleb lisaks JP inventuurile tagada pakendi pinnasaaste kontrollimise protseduurid ja vahendid.

Radioaktiivsete jäätmepakendite rahvusvaheliselt tunnustatud geneerilised vastavuskriteeriumid peavad olema nagunii täidetud (NB! Osa neist kattuvad alltooduga või täiendavad neid!):

1. Jäätmepakendi (JP) mehaanilised omadused rahuldavad kõiki normaalolukorras oodatavaid piiranguid käitlemise iga faasi (transport, hoiustamine, väljavõtmine) kestel, ilma et tekkiks tema järgneva käitlemise ohutust halvendavad kahjustused.
2. JP füüsikalised omadused (mass, dimensioonid, soojusmahtuvus, temperatuur, radioaktiivsus, pinnasaastumine, doosikiirus jm.) tagavad tema komponentide vastastikuse sobivuse ja kogu terviku sobivuse JP keskkonnaga järgneva käitlemise igas faasis.
3. JP iga komponendi keemilised omadused välistavad mistahes oodatavatel asjaoludel igasuguse keemilise reaktsiooni toimumise mistahes oodatavatel asjaoludel, mis võiks halvendada ohutust järgneva käitlemise igas faasis. Siia kuuluvad isesüttimise, plahvatusohu, põlevuse, gaasitekke, vaba vedeliku tekke, kompleksemoodustavate mõjurite, korrosiooni minimeerimine.
4. JP bioloogilised omadused on sellised, mis järgneva käitlemise kestel tõkestavad jäätmetes olevatel patogeenidel kahjustada ohutust, sh mikrobioloogilist lagundamist.
5. JP töötlemisel ja konditsioneerimisel kasutatakse piisavalt testitud tehnoloogiadja ALARA printsiipi.
6. Arvesse võetakse JP võimalikud avariistsenaariumid hilisemas käitlemises, kvaliteeditagamise protseduure kinnitamaks üheselt JP omaduste vastavust vastavuskriteeriumitele.
7. Dokumentatsioon ja kauakestev JP identifitseerimine on üheselt seotud.
8. Kehtestada tuleb mittevastavuste käsitlemise protseduur ja vastavuskriteeriumite läbivaatuse kord.
9. Nendel erijuhtudel, kui konditsioneeritud JP sisaldavad lõhustuvaid aineid, tuleb rakendada vajalikke meetmeid kriitiliseriski tekkimiseks. Märkus. See nõue pole antud juhul asjakohane, sest puuduvad ²³⁵U suhtes rikastatud komponendid.

Üldnõuded oa IAEA dokumendis viidud veel detailsemaks:

1. Mass, kuju ja mõõtmed võimaldavad tõstmist, kinnitamist, ohutut transporti.
2. Ei purune ega avane tõstmisel juhtuda võiva avarii käigus.
3. Mass vastab JP välispinnal olevate tõsteasjade vms vastupidavusele. Kui need peaks purunema, JP ei saa kahjustada
4. Välispinnal ei ole puhastamist takistavaid moodustisi.
5. Välispinna konstruktsioon välistab vee kogunemise ja säilimise.
6. JP sulgur, sh poldid, mutrid, ja kogu konstruktsioon talub transpordil esinevaid vibratsioone, resonantse, kiirendusi, samuti temperatuure, rõhke.
7. JPs olevad materjalid ja JP komponendid sobivad keemiliste ja füüsikaliste ning radioaktiivsete omaduste poolest.
8. Kui materjalidel peale radioaktiivsuse esineb teisi ohustavaid faktoreid, arvestab JP ka neid.
9. JP on identifitseeritavad ja varustatud vastavate siltide ja märgistega.
10. Vaheladustamise puhul tagatakse JP terviklikkus kogu kavandatava ajavahemiku kestel.

Nimetatud nõuded on olnud ettevalmistamisel olevas uues Eesti määruse variandi mustandis. Jäätmepakendite vastavuskriteeriumeid saab asuda koostama alles pärast taotleja poolt esitatud asjakohase vahelao projekti variantide ohutushinnangut, õigem – osaliselt koos sellega.

Mis tahes riskihindamine ja, sh pikaajalise ohutuse hindamine, kasutab matemaatilist modelleerimist nii allikatermini hinnanguteks kui ka radionukliidide migratsiooni arvutusteks lähiväljas, kaugväljas, biosfääris ja vahetult inimesteni jõudvates kiiritusradades. Kasutades ICRP soovitatava aastadoosi taset $0,3 \text{ mSv a}^{-1}$ taotleb IAEA hoidlate puhul eesmärgina riski taset $1,5 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$. Käsitletakse nii operatiiv- kui hilisstsenaariume hõlmavaid radionukliidide vabanemise ja leviku protsesse maapinnalähedasest hoidlast (MPLH) v. geoloogilisest lõpphoidlast. Neist analüüsides sõltuvad muuhulgas ka JP nõuetele vastavuse kriteeriumid.

ÜLDNÕUDED NORM-JÄÄTMETE LADUSTUSRAJATISELE

AS SILMETi antud andmed kavandatava ladustusrajatise kohta on siiani väga üldsõnalised ning puudulikud ja ei võimalda praegu mingit täpsemat ohutushinnangut teha. Selliste kiirgustegevusega

seotud rajatiste kohta kehtivad samasugused kiirgusohu suurusega kooskõlas olevad nõuded nagu kogu kiirgustegevuse kohta.

Seega tuleb uue rajatise tarvis kiirgustegevusloa taotlejal esitada andmed ja dokumentatsioon kogu Kiirguskeskuse 2003.a antud andmeformaadi (ja selle alusel koostatud AS Silmet NORM-jäätmete käitlemise kiirgusohutuse Keskkonnamõju hindamine programm 2003) ulatuses. Siia kuuluvad asukoht, asukoha uuring, rajatise plaan, seadmed, NORM-jäätmete inventuur ja paigutus aladel, tööoperatsioonid, kontrolli- ja jälgimisalade korraldus, töökorraldus, valveseadmed, kiirgusohutuse tagamine ja seire, avariiplaanid ja –meetmed, keskkonnaseire, ohutushinnangud jpm. Kõik ladustusrajatise kohta eldu on samavõrd kehtiv ka näiteks NORM pakendamise ja JP identifitseerimise rajatise kohta, mille kohta samuti veel andmed on liiga üldsõnalised ja hajuvad.

Käesolevas on võimalik ainult loetleda rahvusvaheliselt tunnustatud üldnõuded, millistele selline rajatis ja tema opereerimine kindlasti vastama peab. Tuleb rõhutada, et sellised nõuded ei ole puhtalt legaalnõuded, vaid pigem kogemuste, uuringute ja analüüside alusel koostatud hea praktika soovitusel, selleks et seaduste sätted kiirgusohutuse tagamiseks saaksid täidetud. Tuleb siiski märkida, et EL asjakohases seadusandluses on kehtestatud v. kavandatakse seda teha enamikuga IAEA vastavatest soovitustest.

Operaatori kohustused radioaktiivsete jäätmete käitlemisel, sh jäätmete ladustamisel ja lõppladustamisel ja vastavate rajatiste opereerimisel, on rahvusvaheliselt tunnustatud IAEA ohutusstandardite järgi järgmised [34]:

Üldkohustus 8: Käidelda radioaktiivseid jäätmeid ohutult

418. Vastutus radioaktiivsete jäätmete käitlemise tegevuste ohutuse eest lasub operaatoritel, kes peavad:

1. Tegema keskkonnamõju ja ohutushindamise;
2. Tagama kiirgustöötajate, elanikkonna ja keskkonna asjakohase kaitsmise;
3. Tagama radioaktiivsete jäätmete ohutuks käitlemiseks sobiva personali, seadmete, rajatiste, väljaõppe ja operatiivprotseduuride olemasolu;
4. Looma ja rakendama ellu radioaktiivsete jäätmete tekitamise või nende töötlemise, ladustamise ja lõppladustamise tarvis kvaliteeditagamise programmi;
5. Looma ja pidama asjakohast teavet talletavaid salvestusi radioaktiivsete jäätmete tekitamise või nende töötlemise, ladustamise ja lõppladustamise, sh radioaktiivsete jäätmete inventuuri, kohta;
6. Võimaldama pädeval asutusel nõudmistele vastavat järelevalvet ja kontrolli;
7. Koguma, analüüsima ja jagama operatiivkogemusi ohutuse jätkuvaks suurendamiseks;
8. Korraldama ise või tagama muul viisil operatiivvajaduste toetamise huvides asjakohast uurimis- ja arendustegevust.

419. Radioaktiivsete jäätmete tekitaja või vastava rajatise operaator hoiab rajatise konstruktsiooni, opereerimise ja dekomisjoneerimise kaudu jäätmete teket nii minimaalsena kui see praktiline on. Vastastikusi sõltuvusi radioaktiivsete jäätmete tekitamise ja käitlemise kõikide astmete vahel tuleb asjakohaselt arvestada.

Üldkohustus 9: Määratleda radioaktiivsete jäätmete vastuvõetav sihtkoht

420. Radioaktiivsete jäätmete tekitaja või radioaktiivsete jäätmetega tegeleva rajatise operaator vastutab oma jäätmete sihtkoha määratlemise eest asjakohases ajaskaalas, mis oleks kooskõlas seadusenõuetega ja vastuvõetav valitsusele/pädevale asutusele, ning vajalike lubade taotlemise eest.

Üldkohustus 10: Täita kehtestatud seadusenõudeid

421. Radioaktiivsete jäätmete tekitaja või radioaktiivsete jäätmetega tegeleva rajatise operaator täidab neile kehtestatud seadusenõudeid ja tõestab sellist vastavust pädevale asutusele.

Radioaktiivsete jäätmete ladustusrajatis peab ülaltoodust tulenevalt rahuldama järgmisi nõudeid [3,10, 32,35]:

1. NORM-jäätmete ajutine ladustamine on kiirgustegevus, sest ladustamine tehakse nende radioaktiivsuse tõttu. Seega kehtivad selle tegevuse kiirgusohutuse suhtes kõik kiirgustegevust reguleerivad piirmäärad elanikkonnale ja kiirgustöötajatele ning samuti kõik nõuded kiirgustöötajatele ja tööaladele. See tuleneb otseselt kehtiva Kiirgusseaduse ja selle alusel antud määruste sätetest.
2. NORM-jäätmete ajutine ladustusrajatis asub eraldi pääslaga tarastatud alal ja pääs sinna on piiratud, tõkestatud ja kontrollitav. Asjaolu, et rajatis asub AS SILMETi tarastatud territooriumil, ei ole kindlasti piisav põhjendus loobumaks ladustusrajatisest eraldamisest eraldi taraga. Vt kontrollialade nõuded [7].
3. NORM-jäätmete ajutine ladustusrajatis on tsoneeritud kontrolli- ja jälgimisala(de)ks vastavalt kiirgusohutushinnangule ja alade funktsioonile. Nt, JP vastuvõtuala, nende kiirguskontrolli ala, JP-de hoidmise ala, saastunud seadmete ajutise hoiu ala, jms.
4. Tagatakse kontrollialale sisenevate ja seal tööoperatsioone tegevate kiirgustöötajate kiirgusdooside seire ja kontroll.
5. Tagatakse kontrollialale sisenevate ja lahkuvate kiirgustöötajate pinnasaastumise kontroll.
6. Tagatakse vahendid ja ruumid saasteärastuseks kiirgustöötajatelt (sh dushid, lüüs, riietevahetus jm) ja seadmetelt (sh töövahendid, transpordivahendid jm). Siia kuulub ka saasteärastusvee kogumise ja käitlemise süsteem.
7. Ajutine ladustusrajatis on varustatud tuleohutuse tagamise ja tulekustutusvahenditega.
8. Katusega kaetud rajatis on varustatud:
 - a) filtriga (nt, HEPA-filtrid) ventilatsioonisüsteemiga;
 - b) partikulaarse saaste kogujatega;
 - c) niiskusekontrolli süsteemiga hoidmaks pidevalt < 60 % suhtelist niiskust.
9. Paigaldatakse gammakiirguse pidevseiresüsteem rajatisest sees ja väljaspool.
10. Põranda vastupidavus on JP-de kavandatavaks paigutamiseks ja transpordi/ladustusseadmete kandmiseks piisava vastupidavusega, nt raudbetoonist sobiva kattega.
11. Ladustusrajatisest põrand on ümbritsevast pinnasest ca 1 m kõrgemal, varustatud vähemalt kahekordse veekindla kattega ja kujundatud pinnakaldega. Lisaks on ladustusrajatis varustatud põrandalt sinna sattunud vete ja sinna sattunud jäätmete kogumise süsteemi ja lekkeavastamise süsteemiga. Siia kuuluvad pinna kalle, astangud rajatisest välisservadel v. seinte piirded, kollektor, kogumisanumad jm.
12. Ladustusrajatis ümbritsevad seirekaevud, mille veeproove analüüsitakse regulaarselt.
13. Ladustusrajatis ja teda ümbritsev ala on hästi valgustatud tagamaks kiirgustöötajate ohutust ja tööoperatsioone pimedal ajal.
14. Rajatisest konstruktsioon, NORM materjal ning selle JP on sellised, et kontrollialade nõuded [7] on täidetud.
15. Rajatisest konstruktsioon, NORM materjal ning selle JP on sellised, et rajatisest kasutamise ja tegevuse tõttu ei ületata elanikudoosi piiranguid. Rahvusvahelised organisatsioonid, sh ICRP, IAEA, ja ka EL on soovitanud elanikudoosi piiranguks NORM materjalide puhul kasutada 0,3 mSv/a, so 30 % elanikudoosi piirmäära.
16. Rajatisest konstruktsioon, NORM materjal ning selle JP on sellised, et aastane efektiivdoos ei ole ka vähetõenäoliste tingimuste puhul suurem kui 50 mSv kiirgustöötajatel ja 5 mSv elanikel, vastavad naha, jäsemete ekvivalentdoosid ei ole suuremad kui 500 mSv ja 50 mSv.
17. NORM-jäätmete ajutise ladustusrajatisest operaator annab asjakohased ja piisavad finantsgarantiid kogutud NORM-jäätmete lõpladustamiseks, peaks AS SILMET mingil põhjusel lakkama eksisteerimast vms.

RADIONUKLIIDIDE KONTSENTRATSIOON JA KOGUAKTIIVSUS

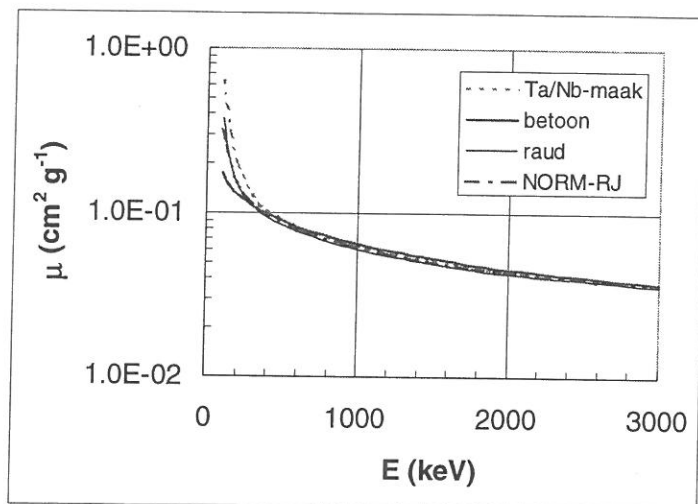
AS Silmet aastane haruldaste muldmetallide (HMM) ja haruldaste metallide (HM) toodang on olnud firma andmetel vastavalt ligikaudu 4000 t ja 1500 t [10]. Tooraineid (maagid või poolproduktid) kasutatakse aastas 8400 t [11] või 14000 t [12]. Eraldusprotsesside käigus tekib kuni 1320 t [11], 2150 t [12] või 1050 t [31] NORM-jäätmeid või -jääke. Need jäätmed sisaldavad muuhulgas äärmiselt pika poolestusajaga looduslikke, sh alfakiirgust kiirgavaid, radionukliide ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , jt, kiirgustegevusloa taotlemist nõudvates aktiivsusekontsentratsioonides (suurusjärgus kuni MBq/kg). Nagu toodud andmetest näha varieeruvad need erinevates ca ühe aasta jooksul saadud materjalides suuresti nii lähteaine kui ka jäätmete koguste osas. Samasugune raskus ilmneb ka hindamise aluseks hädavajalike radionukliidisalduste, sh radionukliidiridade sekulaarse tasakaalu, andmete suhtes.

TOORE

NORM sisaldus Nb, Ta ning HMM tootmise lähtematerjalides varieerub väga laiades piirides. Tootmise käigus võivad looduslike perekondade maakides algselt sekulaarses tasakaalus olnud nukliidid käituda oluliselt erinevalt. Jäätmete radionukliidne koostis, mis on loomulikult tootmisprotsessi iseärasustest, on reeglina tunduvalt erinev toorme omast. See asjaolu nõuab tõsise tähelepanu pööramist vastavate radionukliidide bilansile tootmisprotsessi erinevatel astmetel: inventuuri meetoditele ja arvestuse korraldamisele. Eriti vajalik on see juhtudel, kui samaaegselt on olemas mitu jäätmevoogu, osa jäätmeid kasutatakse muude toodete valmistamisel, jäätmeid tuleb ladustada, lõppladustada jms. Poolestusajad on olulistel NORM-radionukliididel piisavalt pikad (va ^{210}Pb), et radioaktiivset lagunemist tootmise ega ka ladustamise käigus ei ole vaja arvestada. Seega peaks kehtima NORM-radionukliidide inventuuri jäävus, kui arvestada õigesti kõiki toote- ja jäätmeahelaid. AS SILMETi 2002.a. andmed [12] kinnitavad, et ^{238}U ja ^{232}Th bilansis ahelas "toore" - ... "jäätmed" on ligikaudu tasakaalus, so +13 % ja -14 %, vastavalt. Maapõuest kaevandatud maakide puhul oleks loogiline oletada sekulaarset tasakaalu, kuid seda kinnitavad analüüsandmed oluliste tütarproduktide sisalduse kohta HM toormes puuduvad. Seepärast tekib küsimus olulisimate doositekitajate ^{226}Ra ja $^{228}\text{Ac/Th}$ bilansist – pole selge, kas need tootmisprotsessis ei kao. Nii järeldub AS ÖKOSIL laboris tehtud HM-tootmise NORM jäätmete γ -spektromeetrilisest analüüsist [12], kui eeldada sekulaarset tasakaalu maakides, et ca 80 % ^{226}Ra koguaktiivsusest ja ca 67 % $^{228}\text{Ac/Th}$ inventuurist on jäänud väljapoole HM NORM-jäätmeid. Kui nii, siis peavad need olema sattunud muudesse jäätmetesse v. toodetesse.

AS SILMET esindaja selgitas [13] seda uurimuse [12] ajal kasutatud pooltoodete suure osakaaluga, milles sekulaarne tasakaal rikutud. See on osaliselt võimalik, kuid mitte ainus seletus. Samas kinnitab põlevkivituhja ja neutraliseeritud rafinaatide tahke segu γ -spektromeetriline analüüs, et kummagi rea radionukliidide sisaldus ei ületa nende sisaldust algses põlevkivituhjas [12]. Esiteks, sisalduste erinevus ^{238}U ja ^{226}Ra ning ^{232}Th ja ^{228}Th vahel on liiga suur, võrreldes kirjanduse andmetega analoogiliste materjalide jaoks (vt Lisa 1). Teiseks, ekspert veendus paari proovi originaalsete analüüsiprotokollide läbivaatamisel kohapeal 05.08.03, et kohaliku labori γ -spektromeetrilise analüüsi kvaliteet on madal ja esitatavad andmed seega mitmetel juhtudel väheusaldatavad. Arusaamatu on kuni 300 % erinevus Th keemilise analüüsi ja γ -spektromeetrilise analüüsi tulemuste vahel, millele viidatakse aruandes [12]. Lisaks selgus AS Ökosil labori esindajate antud seletustest, et ^{226}Ra analüüsil radooni tütarproduktide $^{214}\text{Pb/Bi}$ kaudu ei kasutata hermeetilisi küvette, ei tagata proovide pikaajalist (min 20 d) hoidmist radooni tütarproduktide nn sissekasvatamiseks ja ei saa seega tagada nende sekulaarset tasakaalu proovis oleva Ra-ga. Niisketes proovides võib sel juhul tulemuseks saada kuni 50% väiksemaid Ra-sisaldusi. Samuti võib proovide omaneeldumise parandi arvestamata jätmine viia Ra-sisalduse täiendava samasuunalise, kuid suhteliselt väiksema (< 20%), allahindamiseni. Tuleb siiski mainida, et analoogilisi vigu on teinud mitmedki tuntud laborid teistes maades. Radionukliidiridade γ -spektromeetriline analüüs on keerukas, kuid tänapäeval lahendatud küsimus ja seda ka Eestis. Eksperdi arvates on seejuures NORM materjalide tarvis võimalik leida vähem aeganõudvaid ja samas piisavalt täpseid ^{226}Ra γ -spektromeetrilise analüüsi meetodeid.

Vaatamata AS Ökosil labori väidetavale akrediteerimisele vajab see NORM inventuuri ja bilansi tegemiseks hädavajalik, täpne ja ökonoomne, kuid samas nõudlik analüüsimeetod olulist upgrade'i:



Joon.1. γ -kiirguse nõrgenemise massikoefitsiendi energiasõltuvus $\mu(E_\gamma)$ ($\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$) HM-maagis, NORM-jäätmetes, rauas ja betoonis.

SISEKIIRITUS

Radoon ja toroon

Radooni/torooni voo tihedus (ekshalatsioonikiirus) J ($\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$) homogeenest poorsest materjalist poolruumist atmosfääri avaldub [15]:

$$J = C_{\text{Ra}} \lambda_{\text{Rn}} f \rho (1 - \varepsilon) \sqrt{\frac{D}{\lambda_{\text{Rn}}}},$$

kus C_{Ra} on materjali $^{226}\text{Ra}/^{224}\text{Ra}$ aktiivsuse kontsentratsioon (Bq kg^{-1}), λ_{Rn} on radooni lagunemiskonstant (s^{-1}), f on materjali radooni emanatsioonikoefitsient, ε on poorsus, D on radooni /torooni difusioonikoefitsient ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) ja ρ on materjali tihedus (kg m^{-3}).

Lagunemiskonstant λ_{Rn} on $6.1 \cdot 10^{-6} \text{s}^{-1}$ (^{222}Rn) ja 0.0125s^{-1} (^{220}Rn).

Valides $f = 0.2$ (vt Lisa 2), $D = 2 \cdot 10^{-6} \text{m}^2 \text{s}^{-1}$ (kuiv materjal), $\varepsilon = 0.25$ ja ρ lähteaine/ jäätmete keskmine puistetihedus, so 5000kg m^{-3} ja 1000kg m^{-3} , saab hinnata radooni ja torooni voo tiheduse J ($\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ja nn allikaintensiivsuse (allikatermin) Q (Bq s^{-1}). AS SILMET esitatud materjalid ei sisalda mõõdetud andmeid lähtematerjalide ja jäätmete radooni emanatsioonikoefitsiendi, poorsuse ja radooni /torooni difusioonikoefitsiendi kohta, seepärast kasutatakse nende hinnangulisi väärtusi. Arvutuses kasutati ^{226}Ra ja ^{224}Ra keskmisi aktiivsuse kontsentratsioone lähteainetes, vastavalt 8 ja 12.5kBq kg^{-1} ja 5 korda suuremaid väärtusi jäätmete puhul [11]. Maksimaalsete NORM sisalduste puhul on vastavad tulemused muidugi proportsionaalselt suuremad, so $J \sim C_a$.

Ms EXCELis tehtud arvutus annab nimetatud parameetrite puhul ja eeldusel, et pidevalt saab ruumidesse radooni/torooni ekshaleerida kogu lähteaine/ jäätmete aastainventuurist sajandik (0.01), voo tiheduseks J ($\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$): 12 (^{222}Rn) ja 1500 (^{220}Rn) ja vastavaks allikaintensiivsuseks Q (Bq s^{-1}): 210 ja 25500. Tuleb mainida, et tehtud eeldus 1 % (0.01) on suhteliselt konservatiivne ja kahtlemata vaidlustatav.

Näiteks, taotluses [11] küll eeldatakse, et tooraine töötlemisel on pidevalt töökohal 2 % aastainventuurist, samas pole kogu see kogus täiesti varjestuseta radooni/torooni ekshaleerimiseks kogu aja kestel. Neid hinnanguid saab kasutada asjakohaste doosikoormuste arvutamiseks kiirgustöötajatele ja elanikele suunatud kiiritusradades.

Radooni / torooni sissehingamise doosiarvutusteks kasutatakse Eestis kehtestatud tasakaalulise ekvivalentkontsentratsiooni doosikoefitsiente h_{Rn} [4]. Lisaks arvutati asjakohaste radionukliidide potentsiaalse α -energia kontsentratsiooni andmeid kasutades h_{Rn} ühikutes $\text{Sv}(\text{Bq h m}^{-3})^{-1}$.

	$\text{Sv}(\text{J h m}^{-3})^{-1}$	$\text{Sv}(\text{Bq h m}^{-3})^{-1}$
Radoon kodus	1.1	6.12E-09
Radoon tööl	1.4	7.78E-09
Toroon tööl:	0.5	3.80E-08

Hindamisel kasutati kaasaegsete andmete alusel UNSCEAR 2000 poolt soovitatavaid tasakaalufaktoreid F [15]:

Radoon ruumides	0.4
Radoon väljas	0.6
Toroon ruumides ja väljas	0.01

Efektiivdoos radooni/torooni sissehingamisest aja t (h) jooksul ruumis, kus nende keskmine aktiivsuse kontsentratsioon on C_a (Bq m^{-3}) arvutatakse valemiga:

$$E_{\text{Rn}} = C_a F h_{\text{Rn}} t$$

Kiirgustöötajate tööruumides saadav radooni/torooni aastadoos.

Tasakaaluline radoonikontsentratsioon ruumi õhus C on arvutatav ekshalatsiooni, radioaktiivset lagunemist ja välisõhuga õhuvahetust kirjeldava diferentsiaalvõrrandi lahendist (vt, nt, [16]):

$$C = \frac{Q}{V(\lambda_{Rn} + \lambda_a)} + \frac{\lambda_a}{\lambda_{Rn} + \lambda_a} C_a,$$

kus V (m^3) on ruumi ruumala, C_a ($Bq\ m^{-3}$) on Rn/Tn aktiivsuse kontsentratsioon välisõhus ($Bq\ m^{-3}$), λ_a (s^{-1}) on ruumi õhuvahetuse kordsus.

Eeldades tööruumides ventilatsiooni, nt, keskmiselt 3 korda tunnis, ruumala $60\ m^2 \times 6\ m = 360\ m^3$ ja hinnanguliselt Sillamäe välisõhu jaoks $C_a = 25\ Bq\ m^{-3}$, saame keskmiseks ^{226}Rn ja ^{220}Rn aktiivsuse kontsentratsiooniks ruumi õhus vastavalt 730 ja 5300 $Bq\ m^{-3}$. Töös [17] mõõdeti paaris töökohas ^{226}Rn ja ^{220}Rn aktiivsuse kontsentratsioone vastavalt kuni 230 ja kuni 7400 $Bq\ m^{-3}$ ruumi õhus, seega annab hinnang mõõdetuga suurusjärgult kokkulangevaid tulemusi.

Arvestades UNSCEAR 2000 [15] soovitatavat täistööaega $t = 1760\ h\ a^{-1}$ ja asjakohaseid doosikoefitsiente ning tasakaalufaktoreid, annab hinnang sellises ruumis pidevalt töötava kiirgustöötaja efektiivdoosiks radooni ja torooni sissehingamise kiiritusaja kaudu:

$$\begin{aligned} ^{226}Rn: E_{222Rn} (mSv\ a^{-1}) &= 730 \cdot 0.4 \cdot 1760 \cdot 7.78E-09 \cdot 1.00E+03 = 3.99 \\ ^{220}Rn: E_{220Rn} (mSv\ a^{-1}) &= 5300 \cdot 0.01 \cdot 1760 \cdot 3.80E-08 \cdot 1.00E+03 = 3.56 \\ \text{Kokku } E_{Rn} &= 7.6\ mSv\ a^{-1} \end{aligned}$$

Siit järeldub, et ruumides, kus on võimalik radooni/torooni sattumine õhku (nt toorme ladustamine, peenestus, NORM-jäätmete pakendamine jm), on radoon ja toroon oluliseks doositekitajaks – kumbki annab elanikudoosi piirmäära ületava aastadoosi. Märkimisväärne on, et radooni ja torooni panus aastadoosi on praktiliselt samaväärne. AS SILMETi taotluses [11] esitatavad andmed annavad selgelt vähendatud hinnangu ja ei arvesta torooni osa üldse.

Sissehingatud õhukandelistest tahkeosakestest tekitatud efektiivdoosi hinnang

AS ÖKOSIL andmetest järeldub, et AS SILMETi tööruumide õhus esineb õhukandelist tolmsaastet pikaajaliste α -aktiivsete nukliidide aktiivsuse kontsentratsiooniga 0,5 $Bq\ m^{-3}$ [11] ja kuni 0,72 $Bq\ m^{-3}$ [13]. Eeldades ridade sekulaarset tasakaalu, 4 pikaajalist α -lagunemist kummaski reas, keskmist esitatud andmetel põhinevaid U ja Th aktiivsuse kontsentratsioone ja suhet NORM-jäätmetes saab hinnata tolmu kontsentratsiooni õhus. Tehtud hinnang annab olenevalt kasutatud keskmistest NORM aktiivsuse kontsentratsioonidest keskmiseks tolmu kontsentratsiooniks õhus: 1,2 $mg\ m^{-3}$ [11] ja 0,6 $mg\ m^{-3}$ [12]. Vastavad keskmised ^{238}U ja ^{232}Th kontsentratsioonid õhus on seega vastavalt: 40 (20 .. 60) $mBq\ m^{-3}$ ja 110 (90 .. 130) $mBq\ m^{-3}$. Võrdluseks, 1998.a. R. Mustonen et al [17] määrasid maksimaalseteks ^{238}U ja ^{232}Th kontsentratsioonideks vastavalt: 3 $mBq\ m^{-3}$ ja 16 $mBq\ m^{-3}$, millest arvutus samas töös määratud NORM aktiivsuse kontsentratsioonidega annab tahkeosakeste kontsentratsioonid õhus vahemikus 0,2 .. 0,4 $mg\ m^{-3}$.

Saadud aktiivsuse kontsentratsioonide hinnangute erinevus on ligikaudu suurusjärg, mis on oluline. Kuna AS SILMETi tööruumides osakeste aerodünaamiline diameeter pole teada ja pole ka kindlust, et tegu on ainult oksiididega, siis kasutatakse kõige suuremat asjakohast sissehingamise doosikoefitsienti $h(g)$ (Tabel 6) valemis:

$$E_{inh} = [h(g)_{inh,238U} C_a(^{238}U) + h(g)_{inh,232Th} C_a(^{232}Th)] v_{inh} t \quad (mSv\ a^{-1}),$$

Kus v_{inh} on tunnis sissehingatav õhuruumala ($m^3\ h^{-1}$), UNSCEAR 2000 [15] soovib täiskasvanud meestöötaja tarvis siseruumis $v_{inh} = 22\ m^3\ d^{-1} = 0.917\ m^3\ h^{-1}$. $h(g)$ on [4] alusel arvutatud kiirgustöötajate doosikoefitsiendid sekulaarses tasakaalus radionukliidiahelate ühikaktiivsuse sissehingamisel ($Sv\ Bq^{-1}$) Tabelist 6. C_a on aktiivsuse kontsentratsioonid õhus ($mBq\ m^{-3}$).

Tehtud hinnang annab järgmised tulemused:

AS ÖKOSIL andmetest:

NORM-jäätmed: $E_{inh} = [4.57E-05 \cdot 40 + 7.85E-05 \cdot 110] \cdot 0.917 \cdot 1760 = 16.9 \text{ mSv a}^{-1}$

Lähteained: $E_{inh} = [4.57E-05 \cdot 8 + 7.85E-05 \cdot 22] \cdot 0.917 \cdot 1760 = 3.4 \text{ mSv a}^{-1}$

R.Mustonen et al [17]: $E_{inh} = [4.57E-05 \cdot 3 + 7.85E-05 \cdot 16] \cdot 0.917 \cdot 1760 = 2.2 \text{ mSv a}^{-1}$

Esimene hinnang annab AS SILMETi taotluses [11] antust ca 2 korda väiksema aastadoosi, teine – üle suurusjärgu väiksema. Lähteainete puhul on eeldatud taotluses esitatud ca 5 korda väiksemat radionukliidide sisaldust võrreldes NORM-jäätmetega. Suurima panuse sellesse doosikomponenti annab igal juhul Th-rida. Praegune hinnang ei luba eelistada kumbagi mõõtmistulemust: nad tuleb lugeda sõltumatuteks mõõtmisteks, mida võib keskmistada. Igal juhul on näha, et sellistes tingimustes, eriti tegevustes NORM-jäätmetega, ainult selle doosikomponendi osas võidakse ületada / ületatakse elanikukiiriruse piirmäär 1 mSv a^{-1} (nt, töötajad peavad olema kvalifitseeritud kui kiirgustöötajad) ja kiirgustegevuses oluline tase 6 mSv a^{-1} (NB! tuleb luua kontrolliala, töötajate A-kategooria, pidev doosiseire, sh sisekiiriruse arvestus, tööaja arvestus jm). AS ÖKOSIL vastav hinnang [11] näib seejuures olevat ülemäära konservatiivne.

Hinnangust järeldeb veel lisaks, et tahkeosakeste kontsentratsioonid AS SILMET tööruumides ulatuvad küllalt suurte väärtusteni vahemikus $0,2 \dots 1,2 \text{ mg m}^{-3}$. Mitmetes IAEA ISAM projekti doosihinnangutes (vt, nt, [18]) loetakse radioaktiivse materjaliga töötamisel tahkeosakeste kontsentratsioon $1,0 \text{ mg m}^{-3}$ õhus piisavalt esinduslikuks ja konservatiivseks suuruseks. Seega on tingimata vajalik õhukontsentratsioonide pidev seire, kiirgustöötajate respiratoorne kaitse ning muud meetmed dooside vähendamiseks ALARA-põhimõtteid järgides.

IKKAGI
KONTROLL
ALADA TULET
SIISKI
VARPELRI

Tabel 6 Kiirgustöötajate doosikoefitsiendid $h(g)$ (Sv Bq^{-1}) sekulaarses tasakaalus radionukliidiahelate ühikaktiivsuse sissehingamisel ja sissesöömisel (arvestades ühenditüübi olemavaid soovitusi [4,8])

Radio-nukliidiahel	Keemiline ühend	Sissehingamine (Sv Bq^{-1})			Sissesöömine (Sv Bq^{-1})
		$h(g)_{\text{inh}}$	$h(g)_{\text{ing}}$	keskmine $h_{\text{inh}}(g)$	$h_{\text{ing}}(g)$
235U+	oksiidid	1.22E-04	8.34E-05	1.03E-04	1.93E-06
	määratlemata	6.85E-04	7.32E-04	7.08E-04	1.96E-06
238U+	oksiidid	3.59E-05	2.52E-05	3.05E-05	1.30E-06
	määratlemata	4.57E-05	3.32E-05	3.95E-05	1.50E-06
232Th+	oksiidid	6.75E-05	4.81E-05	5.78E-05	8.62E-07
	määratlemata	7.85E-05	5.61E-05	6.73E-05	1.03E-06

NORM materjali sissesöömisest saadava doosi hinnang.

Kuigi kirjanduses pole palju andmeid tööprotsesside käigus tahtmatult sissesöödud materjali sissevõtu kiiruste m_{ing} (kg h^{-1}) uurimise tulemuste kohta, lähtuvad tänapäeval tehtavad doosihinnangud suurustest vahemikus $2.5E-06 \text{ kg h}^{-1}$ [19-23] .. $3.4E-05 \text{ kg h}^{-1}$ [18]. Vastav andmete analüüs on antud viidetes [18,19].

Sissesöömisest saadava doosikomponendi E_{ing} hindamiseks saab kasutada valemit:

$$E_{\text{ing}} = 10^3 [h(g)_{\text{ing},238\text{U}+} C(238\text{U}+) + h(g)_{\text{ing},232\text{Th}+} C(232\text{Th}+)] m_{\text{ing}} t \quad (\text{mSv a}^{-1}),$$

$h(g)_{\text{ing},i}$ on kiirgustöötajate doosikoefitsiendid sekulaarses tasakaalus radionukliidiahelate i sissesöömisel (Sv Bq^{-1}) Tabelist pt KIIRGUSDOOSIDE HINDAMISE KORD. $C(i)$ on ahela i aktiivsuse kontsentratsioonid NORM-materjalis (Bq kg^{-1}). Valime viitest [12] arvutatud $C(i)$, määratlemata ühendite doosikoefitsiendid $h(g)_{\text{ing},i}$ ja $m_{\text{ing}} = 1.8E-05 \text{ kg h}^{-1}$ (vahemiku keskmine). Hinnatakse aastast täistööaega t.

Doosi tulemused sellisel suhteliselt konservatiivsel hindamisel on: