

**Annalen  
van  
de Belgische Vereniging  
voor  
Stralingsbescherming**

---

VOL. 9 N° 3–4

3<sup>e</sup> TRIM. 1984

Driemaandelijkse  
periodiek

Periodique  
trimestriel

---

**Annales  
de  
l'Association Belge  
de  
Radioprotection**

Hoofdredacteur

Dr M.H. FAES  
S.C.K./C.E.N.  
2400 Mol.

Rédacteur en chef

Redactiesecretariaat

Mme Cl. STIEVENART  
14, rue Juliette Wyttsmannstraat,  
1050 Bruxelles - Brussel.

Secrétaire de rédaction

Publikatie van teksten in de Annales gebeurt onder volledige verantwoordelijkheid van de auteurs.

Les textes publiés dans les Annales le sont sous l'entière responsabilité des auteurs.

Nadruk, zelfs gedeeltelijk uit deze teksten, mag enkel met schriftelijk toestemming van de auteurs.

Toute reproduction, même partielle, ne se fera qu'avec l'autorisation écrite des auteurs.

Dit nummer bevat teksten van uiteenzettingen gedaan op 22 juni 1984 tijdens een studiedag georganiseerd ter gelegenheid van het 20-jarig bestaan van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming en gewijd aan :

TOESTANDSEVALUATIE IN GEVAL VAN NIET-VOORZIENE LOZINGEN.

Ce numéro contient les textes d'exposés présentés le 22 juin 1984 lors d'une journée d'étude organisée à l'occasion du 20ème anniversaire de l'Association Belge de Radioprotection et consacrée à :

EVALUATION DE LA SITUATION EN CAS DE REJETS NON-CONCERTES.

- F. LUYKX :

Radiologische criteria voor de bescherming van de bevolking bij nucleaire ongevallen 145 - 152

- J.Cl. MOUREAU :

Réflexions sur l'utilisation de doses de référence en cas de rejet accidentel de substances radioactives. 153 - 168

- M. GUEBEN :

Evaluation du terme source en cas de rejets non-concertés. 169 - 182

- A. DEBAUCHE, H. DECLERCQ-VERSELE, G. FIEUW :

La mesure de la radioactivité de l'environnement en cas d'accident nucléaire. 183 - 194

- A. LAFONTAINE :

Facteurs biologiques à considérer lors de la décision de distribution d'iode stable lors d'accidents nucléaires. 195 - 204

- P. GOVAERTS, I. MERTENS :

Het gebruik van matematische modellen voor de simulatie van de omgevingsbelasting tijdens nukleaire ongevallen. 205 - 218

- B. VANDERBORGHT :

Validatie van modellen voor de atmosferische dispersie in noodsituaties. 219 - 230

-----

- M.H. FAES :

Geneeskundig interventieplan bij stralingsongevallen op het Studiecentrum voor Kernenergie te Mol. 231 - 252

RADIOLOGISCHE CRITERIA VOOR DE BESCHERMING VAN DE BEVOLKING  
BIJ NUCLEAIRE ONGEVALLEN

LUYKX F.

Commissie van de Europese Gemeenschappen

LUXEMBURG

22 juni 1984.

Samenvatting

Om de bevolking te beschermen na een nucleair ongeval moeten de verantwoordelijke nationale autoriteiten over dosisniveaus beschikken waarop bepaalde tegenmaatregelen worden genomen. Bij het vastleggen van deze dosisniveaus moeten zij rekening houden met de risico's verbonden aan elke maatregel. Daar het echter niet mogelijk is een dosiswaarde te bepalen die voor elke maatregel onder alle omstandigheden van toepassing is, heeft een Werkgroep, samengeroepen door de Europese Commissie, een rapport opgesteld dat als gids kan dienen bij het kiezen van dosis-interventieniveaus. De inhoud van dit rapport wordt hier in het kort uiteengezet. Voor elke tegenmaatregel wordt een dosisbereik voorgesteld, waarin de interventieniveaus kunnen worden vastgelegd.

1. Inleiding

Een eerste vereiste bij het treffen van interventie maatregelen voor de bescherming van de bevolking na een accidentele lozing van radioactieve stoffen in het milieu is over radiologische criteria te beschikken waarop deze beslissingen kunnen steunen.

In publicatie-26 van I.C.R.P., §242 (1) leest men dat "The decision to introduce countermeasures should be based on a balance of the detriment which it carries and the reduction in the exposure which it can achieve". De omvang van de schade veroorzaakt door de tegenmaatregel zal echter afhangen van de aard van de maatregel en van de omstandigheden waarin hij wordt genomen. Het is daarom niet mogelijk een dosiswaarde vast te leggen die bij elke tegenmaatregel onder alle omstandigheden kan worden toegepast.

De Europese Commissie heeft daarom vóór drie jaar een Werkgroep samengeroepen, in het raam van de werkzaamheden van de Groep van deskundigen van Artikel 31 van het Euratom-verdrag, om een rapport op te stellen dat als gids kan dienen voor de nationale autoriteiten bij het vastleggen van "dosis-interventieniveaus" voor een bepaalde kerninstallatie (2).

## 2. Ongevalsephasen

De Werkgroep vond het nuttig in dit verband tijdens een ongeval drie fasen te onderscheiden:

### 2.1. De beginphase

Deze fase omvat de periode tijdens dewelke er een dreigend gevaar bestaat voor een ongecontroleerde lozing van radioactieve stoffen in de atmosfeer en ook de periode van lozing zelf. Tijdens deze fase is er gevaar van blootstelling van de omgevende bevolking aan de radioactieve wolk door uitwendige bestraling en door inademing.

In deze fase zijn de beslissingen inzake interventie-maatregelen bijna uitsluitend gebaseerd op inlichtingen afkomstig van de verantwoordelijke in de kerninstallatie waar het ongeval zich voordeed (inlichtingen over de evolutie van het ongeval en over de vrijkomende activiteit). Uitgaande van deze informatie zullen de verantwoordelijken van de civiele bescherming dan een schatting moeten maken van de potentiële dosis aan de bevolking en besluiten tot gepaste tegenmaatregelen.

### 2.2. De tussenphase

Deze fase begint nadat het grootste gedeelte van de radioactieve stoffen is vrijgekomen uit de nucleaire installatie en zich grotendeels heeft afgezet op omliggende bodem en gebouwen. Nu bestaat er vooral het gevaar van uitwendige bestraling van de mens door consumptie van radioactief besmet water en voedsel. In deze periode beschikt men meestal reeds over meetgegevens van de radioactieve besmetting van het milieu. Op die basis kan men dan de potentiële stralingsdosis bij de mens berekenen en beslissen tot eventuele tegenmaatregelen.

### 2.3. De eindphase

Deze phase noemt men in het engels de "recovery phase"; het is de phase waarin men naar de normale toestand terugkeert.

In deze periode, die kan gaan van weken tot jaren, zal men op basis van de meetresultaten in het milieu besluiten wanneer de maatregelen, getroffen tijdens de twee eerste fasen, kunnen worden opgeheven. Deze beslissingen kan men slechts nemen na een onderzoek over de risico's verbonden aan de overblijvende contaminatie.

### 3. Tegenmaatregelen

De Werkgroep heeft zich vooral bezig gehouden met de beginphase van het ongeval. In zijn rapport heeft hij dosis-referentieniveaus (in het engels "Emergency Reference Levels" of E.R.L.'s) aanbevolen voor het nemen van verschillende tegenmaatregelen in deze periode. Deze tegenmaatregelen zijn:

- het opzoeken van een schuilplaats
- het toedienen van stabiel jodium
- de evacuatie.

Elk van deze heeft zijn eigen risico's. In het algemeen kan men echter zeggen dat aan de twee eerste maatregelen kleinere risico's zijn verbonden en dat ze daarom reeds kunnen worden uitgevoerd bij lage potentiële doses. De evacuatie kan grote moeilijkheden en gevaren opleveren en zal daarom pas worden toegepast bij potentiële doses die merkkelijk hoger liggen dan deze voor de twee andere maatregelen.

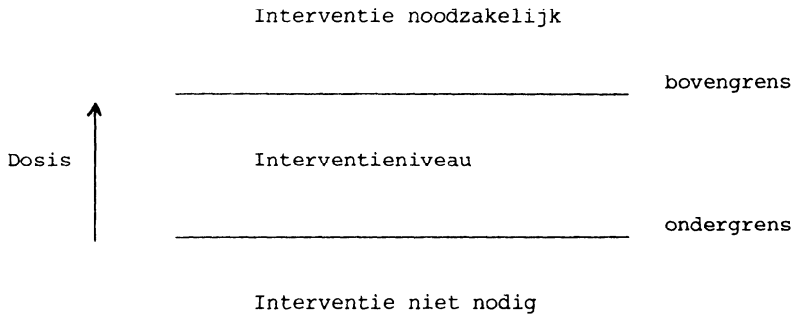
### 4. Dosis-referentieniveaus voor de beginphase

De dosiswaarde, waarop men beslist tot het treffen van een bepaalde tegenmaatregel, zal afhangen van de plaatselijke omstandigheden waar het ongeval zich voordoet en ook van de weersomstandigheden tijdens het ongeval. Het is dus onmogelijk voor een bepaalde tegenmaatregel een algemeen geldende dosiswaarde vast te leggen.

De Werkgroep heeft daarom voor elk van de hogergenoemde tegenmaatregelen een dosisbereik voorgesteld (fig 1), n.l.

- een dosiswaarde (ondergrens) waaronder de tegenmaatregel normalerwijze niet te rechtvaardigen is.
- een dosiswaarde (bovengrens) waarboven de tegenmaatregel normalerwijze altijd noodzakelijk is.

Tussenin kunnen de nationale autoriteiten dan interventie-niveaus vastleggen voor een bepaalde nucleaire installatie, rekening houdend met de lokale omstandigheden.



Figuur 1 : Dosisbereik voor een bepaalde tegenmaatregel

#### 4.1. Ondergrens

Het schuilen en het toedienen van stabiel-jodium tabletten zijn maatregelen met laag risico en kunnen dus reeds bij lage potentiële doses worden toegepast. Nochtans is het moeilijk te rechtvaardigen deze maatregelen te treffen bij doses die kleiner zijn dan de jaarlijkse grenswaarden voor leden van de bevolking zoals vastgesteld in de Euratom-stralingsnormen (3) voor normale omstandigheden (routine-lozingen).

Daarom heeft de Werkgroep als ondergrens voor deze twee maatregelen deze jaarlijkse grenswaarden voorgesteld, n.l. 5 mSv voor her ganse lichaam en 50 mSv voor de organen en de huid.

De evacuatie, wegens haar hoger risico, mag slechts worden overwogen voor merkkelijk hogere doses. Alhoewel de keuze van een precieze waarde moeilijk is, heeft de Werkgroep een dosiswaarde aanbevolen, bij bestraling van het ganse lichaam of van de huid, gelijk aan twintig maal deze voor het schuilen, n.l. respectievelijk 100 en 1000 mSv. Volgens publikatie 26 van I.C.R.P. (1) stemt een dosis van 100 mSv over het ganse lichaam overeen met een risico van  $10^{-3}$  voor een fataal stochastisch effect.

Voor de schildklier werd de ondergrens voor evacuatie vastgesteld op 300 mSv, dus slechts zes keer de waarde voor de andere tegenmaatregelen, dit om rekening to houden met het hoger risico van niet-fatale stochastische effecten ( $10^{-2}/\text{Sv}$ ). Voor de andere organen zijn deze laatste risico's minder goed gekend, maar de werkgroep vond het toch aangeraden hier ook slechts 300 mSv voor te stellen.

#### 4.2. Bovengrens

Als bovengrens werd een dosiswaarde aanbevolen gelijk aan vijf maal de ondergrens, met echter één uitzondering : voor de huid werd de bovengrens beperkt tot drie maal de ondergrens, of 3000 mSv, dit om niet-stochastische effecten (rode huiduitslag) te vermijden.

Al deze dosiswaarden zijn samengebracht in volgende tabel.

Dosis-referentiewaarden (mSv)

Tegenmaatregel	ganse lichaam	schildklier of andere organen	huid
	<u>bovengrens</u>		
Schuilen	25	250	250
jodiumtabletten	-	250	-
evacuatie	500	1500	3000
	<u>ondergrens</u>		
schuilen	5	50	50
jodiumtabletten	-	50	-
evacuatie	100	300	1000



De autoriteiten, die de interventieniveaus moeten vastleggen, kunnen in sommige gevallen genoodzaakt zijn buiten het voorgestelde dosisbereik te gaan om rekening te houden met bijzondere karakteristieken van bepaalde bevolkingsgroepen. B.v. bij bevolkingsgroepen, waarvan de voeding arm is aan jodium, kan het toedienen van jodium-tabletten bepaalde ongunstige reacties veroorzaken. In dergelijk geval zal men eventueel de bovengrens van het interventieniveau hoger moeten leggen.

#### 6. Besluit

De Werkgroep van de Europese Commissie heeft getracht in haar rapport radiologische criteria vast te leggen voor de bescherming van de bevolking bij nucleaire ongevallen. De voorgestelde dosis-referentieniveaus kunnen als gids dienen voor de nationale autoriteiten bij het opstellen von interventieplannen bij noodsituaties.

#### Referenties

- (1) I.C.R.P. Recommendations of the I.C.R.P., Publication 26, Annals of the I.C.R.P., 1,3 Pergamon Press (1977)
- (2) Commission of the European Communities, Radiological Protection Criteria for controlling Doses to the Public in the Event of Accidental Releases of Radioactive Material. A Guide on Emergency Reference Levels of Dose from the Group of Experts convened under Article 31 of the Euratom Treaty, V/5290/82, Luxembourg (1982).
- (3) Council of the European Communities, Directive of 15 July 1980 amending the Directives laying down the Basic Safety Standards for the Health Protection of the General Public and Workers against the Dangers of Ionising Radiation, Official Journal of the European Communities, L 246, Vol 23, 17 Sept (1980).

## RESUME.

Pour assurer la protection de la population après un accident nucléaire, les autorités nationales compétentes doivent fixer d'avance des niveaux de dose, à partir desquels des contre-mesures sont prises. En déterminant ces niveaux de dose d'intervention, elles devront tenir compte des risques inhérents à chaque contre-mesure. Toutefois, comme il n'est pas possible de fixer un seul niveau de dose applicable à toutes les mesures dans toutes les circonstances, un groupe de travail, réuni par la Commission des Communautés Européennes, a élaboré un rapport pour guider les responsables dans le choix de niveaux de dose d'intervention. Une synthèse de ce rapport est présentée. On propose pour chaque contre-mesure une fourchette de niveaux de dose à l'intérieur de laquelle pourront être fixés les niveaux d'intervention.

## ABSTRACT.

In order to protect the population after a nuclear accident the responsible national authorities need to fix dose levels above which countermeasures must be introduced. In setting these dose intervention levels they must take into account the risks associated with each measure. However, since it is not possible to specify a dose value which is appropriate to every countermeasure under every circumstance, a Working Party, set up by the European Commission, has drawn up a report for use as a guide when selecting the dose intervention levels. The contents of the report are set out briefly in this paper. A dose range within which the intervention levels can be fixed is proposed for each countermeasure.

## ZUSAMMENFASSUNG.

Um die Bevölkerung nach einem nuklearen Unfall schützen zu können, müssen die zuständigen Behörden Dosiswerte festlegen, ab wann man gezielte Gegenmassnahmen nehmen muss (Dosisinterventionsniveau). Beim Festlegen solcher Dosiswerte müssen die Behörden die mit jeder einzelnen Gegenmassnahme verbundenen Risiken berücksichtigen. Da es jedoch nicht möglich ist einen einzigen Dosiswert festzulegen, der sich für jede Gegenmassnahme und unter allen Umständen eignet, hat eine von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften eingesetzten Arbeitsgruppe einen Bericht ausgearbeitet, der beim Ermitteln der Dosisinterventionsniveaus als Leitfaden dienen kann und der hier anschliessend in geräffter Form wiedergegeben wird. Für jede Gegenmassnahme wird ein Dosisbereich vorgeschlagen, innerhalb dessen sich die Interventionsniveaus festlegen lassen.

Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 9, n°3-4 (1984).

REFLEXIONS SUR L'UTILISATION DE DOSES DE REFERENCE  
EN CAS DE REJET ACCIDENTEL DE SUBSTANCES RADIOACTIVES.

Dr. Ir. MOUREAU Jean Claude  
Ingénieur en chef-directeur  
Service de Protection contre  
les Radiations Ionisantes  
Ministère de la Santé publique  
1010 BRUXELLES.

22 juin 1984.

R E S U M E

L'auteur présente les grandes lignes d'un plan de mise en oeuvre des doses de référence établies par un groupe d'experts européens pour limiter l'exposition du public en cas de rejet accidentel de substances radioactives.

Ce plan propose, pour diverses classes d'accidents et de situations radiologiques, des actions à entreprendre par les autorités pendant les premières heures qui suivent le début du rejet.

I. INTRODUCTION

Il y a quelques instants, Monsieur LUYKX vous a brillamment exposé quels sont les critères de radioprotection retenus par un groupe d'experts européens pour limiter l'exposition du public en cas de rejet accidentel de substances radioactives. Mon exposé se situe dans la même perspective : je voudrais vous proposer quelques réflexions à propos de l'utilisation des doses de référence en cas d'urgence.

./..

## 2. LE CHOIX DES DOSES DE REFERENCE

2.1. Le guide des niveaux de dose de référence (1) établi en 1982 à l'initiative de la Commission des Communautés Européennes a de nombreux mérites. Qu'il me soit permis de souligner ici trois de ses caractéristiques intéressantes.

Tout d'abord, ce document propose, pour différentes mesures d'intervention peu de temps après un accident, des niveaux de doses chiffrés à partir desquels ces mesures peuvent être prises. On sait que la diversité des circonstances accidentelles pour lesquelles les actions de protection sont à considérer est tellement grande qu'il est très difficile de recommander des niveaux d'intervention qui soient, avec certitude, appropriés à tous les cas mais on sait aussi qu'il est nécessaire, dans le cadre de la planification d'urgence, de disposer de critères préétablis destinés à servir de guides.

Ensuite, ce rapport établit une liaison entre les doses de référence retenues et les trois principales contre-mesures : le confinement, la distribution de comprimés d'iode stable et l'évacuation. Faire une telle liaison est une démarche différente de celle existant dans divers pays ; au Royaume Uni, par exemple, les doses de référence en cas d'urgence différaient selon qu'il s'agissait d'une exposition de l'organisme entier ou d'une partie seulement du corps (thyroïde, gonades, etc...) mais il n'y avait pas de couplage entre le dépassement de ces valeurs et une mesure de protection déterminée.

Enfin, le texte européen introduit un "système de doses à fourchettes" avec une limite inférieure de dose c'est-à-dire celle à partir de laquelle la contre-mesure doit commencer à être envisagée et une limite supérieure de dose pour laquelle on s'attend à ce que la contre-mesure ait été mise en oeuvre sauf circonstances exceptionnelles.

2.2. Ces valeurs de doses de référence posent toutefois certains problèmes. Indiquons-en deux, à titre d'exemple.

2.2.1. Dose limite inférieure pour l'évacuation.

Considérons la dose limite inférieure pour l'évacuation à savoir 100 mSv ou 10 rem pour l'exposition du corps entier.

Je ne développerai pas ici l'improbabilité de devoir décider cette contre-mesure ni la complexité de déterminer les risques y associés, je m'interrogerai seulement sur la valeur numérique retenue.

Selon le guide européen, pour l'individu moyen de la population, le risque de mortalité associé à 10 rem est de 1 pour mille, ce qui correspond à un coefficient de risque de  $100 \cdot 10^{-6}$  par rem.

Ceci appelle deux types de considérations, l'une relative au coefficient de risque pour la population dans son ensemble et l'autre à propos des risques spécifiques à des sous-groupes de population.

- Coefficients de risque pour la population dans son ensemble :

Il existe d'autres évaluations de ce coefficient de risque moyen. Ainsi le "Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations" des Etats-Unis, dans son rapport de 1980 (connu sous le nom de Beir III) (2), estime que ce coefficient varie de  $170 \cdot 10^{-6} \text{ rad}^{-1}$  à  $500 \cdot 10^{-6} \text{ rad}^{-1}$  selon les modèles considérés.

La première de ces estimations repose sur l'hypothèse qu'il y a, d'année en année, un excès constant, en nombre absolu, de cancers mortels radioinduits par rapport au nombre de cancers mortels survenant "naturellement" ; la seconde estimation considère que l'excès annuel des cancers radioinduits est un multiple constant de l'incidence naturelle. Cette dernière évaluation conduit à un risque de mortalité pour 10 rem de 5 pour mille.

Si l'on ne se limite plus à considérer les cancers mortels mais qu'on envisage tous les cancers, mortels ou non, pour la population dans son ensemble, les chiffres du Beir III vont de  $270 \cdot 10^{-6} \text{ rad}^{-1}$  à  $680 \cdot 10^{-6} \text{ rad}^{-1}$  et même à  $1270 \cdot 10^{-6} \text{ rad}^{-1}$ , soit 2,7 à 7 voire 12,7 fois les chiffres du document C.E.

Notons, en outre, que ces facteurs n'incluent pas les risques génétiques c'est-à-dire les affections héréditaires sérieuses dans la descendance de la population irradiée. La prise en compte de ces risques augmenterait encore le coefficient de risque moyen (de 40 à  $80 \cdot 10^{-6} \text{ rem}^{-1}$  selon les publications I.C.R.P.n°26 et 27) (3).

- Risques spécifiques de sous-groupés de population.

Le guide européen recommande qu'à partir de 10 rem l'évacuation sélective de groupes sensibles de la population soit prise en considération.

Cette recommandation repose, sans doute, sur des éléments d'appréciation de nature diverse.

Ne considérant que l'aspect radiologique, nous nous limiterons à trois observations :

- selon l'I.C.R.P. n°27 et le Beir III, les risques de cancer radioinduit pour les femmes sont plus élevés que ceux pour les hommes (env.1,5 à 2 fois) ;
- pour certaines tumeurs, les jeunes courent un risque plus élevé que les personnes plus âgées : dans le cas de la leucémie, le risque le plus grand concerne les garçons de moins de 10 ans ; dans le cas du cancer du sein radioinduit, le risque est le plus élevé, selon le Beir, pour les filles de 10 à 19 ans ;
- on sait que les coefficients de risque du cancer mortel pour l'enfant irradié in utero sont importants : 200 à 250  $10^{-6}$  rad<sup>-1</sup> selon l'Unsclear 77(4) et 580  $10^{-6}$  rad<sup>-1</sup> selon le Beir III.

En conséquence, il semble que, du seul point de vue radiologique, l'évacuation sélective de groupes sensibles se justifie et que la limite de 10 rem peut paraître élevée pour certaines catégories de population.

./..

### 2.2.2. Système à double limitation de dose

En cas de rejet accidentel de substances radioactives, les doses de référence doivent être comparées aux estimations réalistes des doses prévisionnelles. Ces estimations reposent essentiellement sur des mesures ou des évaluations à l'émission et utilisent des modèles de calcul, par exemple de dispersion dans l'air. D'autres orateurs auront l'occasion de vous en entretenir au cours de cette journée. On peut se demander si les hypothèses à la base de ces évaluations et les incertitudes sur les paramètres de calcul ne sont pas telles que l'imprécision dans l'évaluation des doses soit plus grande que la largeur de la fourchette comprise entre les limites inférieures et les limites supérieures. A cet égard, il est utile de se rappeler qu'il n'y a qu'un facteur 5 entre les limites inférieures et supérieures des doses de référence, sauf dans le cas de l'exposition de la peau où ce facteur est encore plus petit puisqu'il est égal à trois. Si l'on consulte la littérature récente relative à l'estimation des incertitudes associées aux calculs de l'impact radiologique des rejets accidentels, il est fréquent de rencontrer des facteurs d'incertitude de 2 à 10 voire davantage pour les modèles de dispersion (5).

Dès lors, le système à double limitation de dose, bien que conceptuellement séduisant, n'est peut-être pas aussi pratique qu'il y paraît.

./..



Par ces deux exemples, j'ai voulu indiquer combien choisir des doses de référence pour les cas d'urgence est une tâche ardue. Le texte européen souligne qu'il est difficile de justifier l'adoption de certaines doses de référence et qu'il y a un caractère arbitraire inévitable dans ce choix. Je crois qu'il faut en être conscient lorsque l'on veut utiliser ces valeurs de référence.

### 3. PROPOSITION D'UTILISATION DES DOSES DE REFERENCE DANS LES PREMIERES HEURES APRES UN ACCIDENT.

Dans cette deuxième partie de mon exposé, je voudrais vous proposer un plan d'utilisation des doses de référence d'urgence retenues par les experts européens. Ce plan est le fruit de discussions au sein d'un groupe de travail (6) auquel participent plusieurs personnes présentes dans cette salle.

Le but de ce plan est de fournir des indications sur les actions à entreprendre essentiellement pendant la phase initiale de l'accident. Dans notre pays, cette phase initiale peut être définie comme le laps de temps compris entre le moment d'occurrence de l'accident avec d'éventuelles conséquences radiologiques et le moment où le Comité de coordination, prévu dans les plans de secours établis par la Protection Civile, entre en fonction. Notre plan propose une ligne de conduite utilisable, entre autres, par les autorités prévenues en premier lieu (par exemple, les bourgmestres).

Il importe de souligner que ce plan vise la réduction des risques radiologiques pour le public.

./..

Il se base, d'une part, sur trois classifications :

- . une classification des accidents ;
  - . une classification des situations radiologiques pour la population à l'extérieur de l'installation ;
  - . une classification des actions envisagées pour diminuer les risques dûs à l'exposition au rayonnement et,
- d'autre part, sur la transmission des informations, selon ces classifications, par l'exploitant aux autorités concernées.

### 3.1. Classification des accidents

Un accident est défini ici comme un évènement survenant dans une installation nucléaire et auquel est lié soit une menace réelle soit un rejet de substances radioactives dont l'activité dépasse des valeurs limites préétablies et qui provoque une pollution radioactive de l'atmosphère hors du site nucléaire. On ne considère que les rejets atmosphériques puisque les effets causés par une contamination aquatique éventuelle se manifestent plus lentement et que, dans ce cas, une action coordonnée des instances concernées, par exemple à l'intervention du Comité de Coordination, est possible.

On distingue 3 classes d'accident :

- l'accident 01 est un rejet (ou une menace de rejet) de substances radioactives dont l'activité est comprise entre 2 séries de valeurs limites appelées  $L_1$  et  $L_2$ .
- l'accident 02 est un rejet (ou une menace de rejet) de substances radioactives dont l'activité est supérieure à la série de valeurs limites  $L_2$ ; de plus,

./..

il est possible de déterminer assez rapidement la situation radiologique dans les zones menacées hors du site.

- l'accident 03 est un rejet (ou une menace de rejet) de substances radioactives dont il est impossible de déterminer assez rapidement l'importance mais dont on peut estimer avec certitude que les conséquences radiologiques à l'extérieur seront graves. Les séries de valeurs  $L_1$  et  $L_2$ , exprimées en activité par unité de temps, sont fixées pour chaque installation nucléaire et varient selon qu'il s'agit de gaz nobles, d'iode ou d'aérosols.

### 3.2. Classification des situations radiologiques

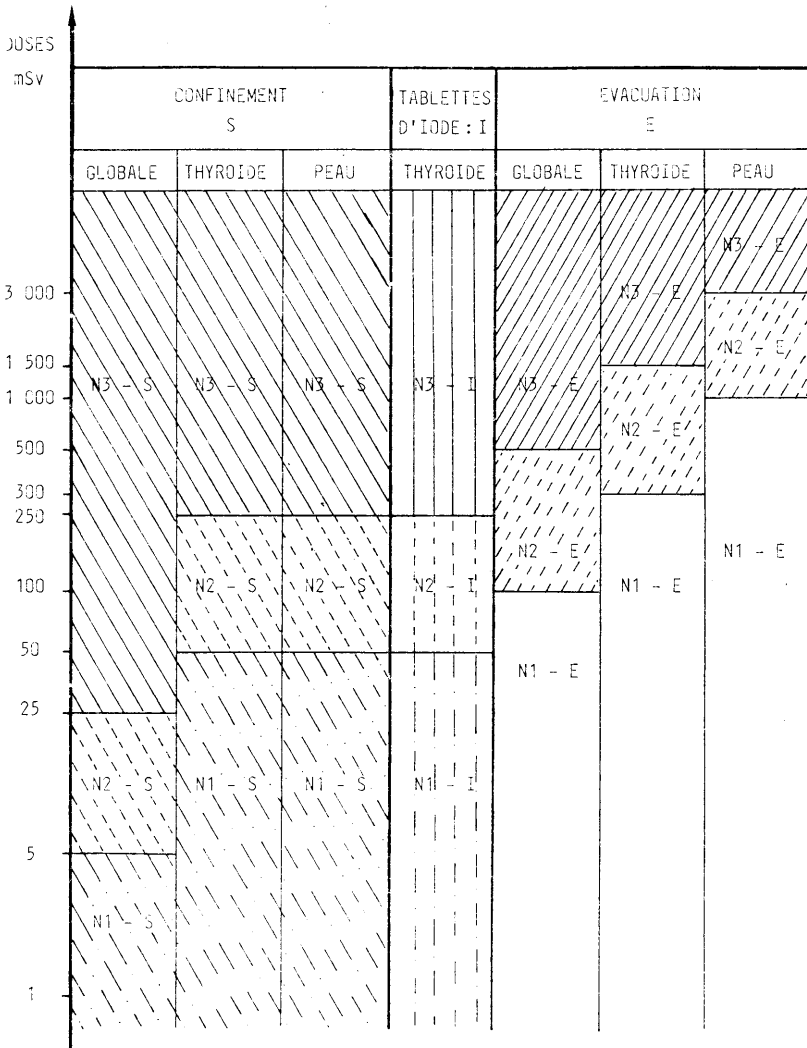
Cette classification utilise le système à limite inférieure et à limite supérieure de doses proposé par les experts européens pour les trois principales mesures de protection à savoir le confinement (S), la distribution de comprimés d'iode (I) et l'évacuation (E).

Pour chaque contre-mesure, on a trois domaines de doses :

- N1 : le domaine des doses plus petites que les limites inférieures des doses de référence ;
- N2 : le domaine des doses comprises entre les limites inférieures et supérieures de référence;
- N3 : le domaine des doses plus grandes que les limites supérieures de référence.

Le tableau ci-après illustre ces domaines pour chacune des contre-mesures et pour trois modes d'exposition : l'exposition globale, l'exposition de la thyroïde et l'exposition de la peau.

./..



### 3.3. Classification des phases d'action.

Les mesures de protection à prendre par les autorités publiques sont réparties en trois catégories appelées phases d'action.

./...

La phase d'action A1 ne nécessite pas de contre-mesure particulière de la part des pouvoirs publics; ceux-ci sont seulement informés de la situation accidentelle.

La phase d'action A2 comporte deux possibilités :

- A2-S : prévenir la population qu'elle devrait s'abriter dans des bâtiments fermés (confinement) ;
- A2-I : distribuer des tablettes d'iode en cas de rejet important d'iode radioactif.

La phase d'action A3 est la préparation (en concertation avec diverses autorités concernées) de l'évacuation de la population des zones menacées (selon les modalités prévues dans le plan de secours de la Protection Civile).

#### 3.4. Plan opérationnel

Lors d'un accident, l'exploitant de l'installation nucléaire avertit, dès que possible, l'autorité publique (par exemple le bourgmestre) :

- 1) de la classe d'accident
- 2) de la situation radiologique

selon les classifications exposées ci-dessus.

L'avertissement relatif à la situation radiologique peut éventuellement être transmis en même temps que celui relatif à la classe d'accident ; il doit définir, le plus exactement possible, la zone ou les zones menacées. En cas d'accident, on peut être amené à distinguer autour de l'installation, plusieurs zones menacées de manière différente. A chaque zone menacée correspondra un message radiologique spécifique. Selon les messages qu'elle aura reçu,

./..

l'autorité pourra enclencher la phase d'action appropriée selon le schéma ci-après.

<u>Premier message de l'exploitant</u>		<u>Action à effectuer par les autorités(bourgmestre,...)</u>
<u>Accident</u>	<u>Situation radiologique</u>	
0 1	pas encore déterminée	A 1 ; préparer A 2 peut être utile
0 2	pas encore déterminée	Préparer A 2
0 3	ne peut provisoirement être déterminée	Exécuter A 2 et l'exécution de A3 peut être utile

<u>Messages supplémentaires de l'exploitant</u> <u>Situation radiologique</u>	<u>Action à effectuer par les autorités (bourgmestre ,....)</u>
(N1-S,N1-I,N1-E) :	Préparer A2-S;préparer A2-I
(N2-S,N1-I,N1-E): (N2-S,N2-I,N1-E):	A2-S peut être utile;préparer A2-I A2-S peut être utile;A2-I peut être utile
(N3-S,N1-I,N1-E): (N3-S,N2-I,N1-E):	En principe,exécuter A2-S;préparer A2-I En principe,exécuter A2-S;A2-I peut être utile
(N3-S,N3-I,N1-E):	En principe,exécuter A2-S;en principe, exécuter A2-I
(N3-S,N1-I,N2-E): (N3-S,N2-I,N2-E):	En principe,exécuter A2-S;préparer A2-I; A3 peut être utile En principe,exécuter A2-S;A2-I peut être utile;A3 peut être utile
(N3-S,N3-I,N2-E):	En principe,exécuter A2-S;en principe, exécuter A2-I;A3 peut être utile
(N3-S,N1-I,N3-E): (N3-S,N2-I ,N3-E):	En principe,exécuter A2-S;préparer A2-I; en principe, exécuter A3 En principe,exécuter A2-S;A2-I peut être utile;en principe,exécuter A3
(N3-S,N3-I,N3-E):	En principe,exécuter A2-S;en principe, exécuter A2-I;en principe, exécuter A3

Telles sont les grandes lignes du plan que je voulais vous présenter aujourd'hui.

Ce plan n'est rien d'autre qu'une proposition de mise en oeuvre des doses de référence établies par le groupe d'experts de l'article 31 du Traité Euratom ; il organise l'information transmise par l'exploitant et propose, en conséquence, des actions protectrices à l'autorité publique dans les premiers moments après un accident.

Mon souhait est que ce plan puisse servir de base de discussion entre les divers parties concernées.

W

W

W

R E F E R E N C E S

- (1) : Critères de radioprotection pour limiter l'exposition du public en cas de rejet accidentel de substances radioactives, Commission des Communautés Européennes, Luxembourg, juillet 1982.
- (2) : The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation : 1980, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, National Research Council, National Academy Press, Washington D.C., 1980.
- (3) : Annals of the I.C.R.P., publications n°26 et 27, Pergamon Press, Oxford.
- (4) : Sources et effets des rayonnements ionisants, Comité Scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants, rapport à l'Assemblée générale et annexes, Nations Unies, New-York, 1978.
- (5) : Rohwer P.S., Hoffmann F.O., Miller C.W., Seminar C.E.C., Forecasting consequences of accidental releases : how reliable are current assessment models?, Dublin, April 1983.
- (6) : Vreys H., Het bepalen van referentiewaarden voor interventies bij radiologisch ongeval, interne nota D.B.I.S. Brussel, mei 1984.



SAMENVATTING.

De auteur stelt de hoofdlijnen voor van een plan tot in gebruikname van referentiedoses vastgelegd door een groep van Europese deskundigen, om de blootstelling van het publiek aan accidenteel geloosde radioactieve stoffen te beperken.

Voor diverse ongevalsclassen en radiologische situaties, stelt dit plan maatregelen voor die door de autoriteiten kunnen genomen worden gedurende de eerste uren die volgen op het begin van de lozing.

ABSTRACT.

The author presents the main lines of a plan to put into use reference doses established by a group of European experts, to limit the public exposure in the event of accidental releases of radioactive material.

This plan proposes, for several classes of accidents and radiological situations, actions to be undertaken by the authorities during the first hours following the beginning of the release.

ZUSAMMENFASSUNG.

Der Autor präsentiert die großen Linien eines Planes für die Erarbeitung von Referenzdosiswerten, die von einer europäischen Expertengruppe aufgestellt wurden, um die Bloßstellung der Bevölkerung im Falle einer unfallbedingten Freisetzung radioaktiver Substanzen zu begrenzen.

Dieser Plan schlägt für verschiedene Unfallklassen und radiologische Situationen Sofortmaßnahmen vor, die von den zuständigen Behörden innerhalb der ersten Stunden nach Beginn der Freisetzung zu ergreifen sind.

## EVALUATION DU TERME SOURCE EN CAS DE

## REJETS NON-CONCERTES

---

GUEBEN M.

INTERCOM - CENTRALE NUCLEAIRE DE TIHANGE

1, Avenue de l'Industrie, 5201 - TIHANGE

22 juin 1984.

RESUME

L'article expose les différentes méthodes possibles pour évaluer, à la source, les rejets en cas d'accident. Partant des études de sûreté - qui permettent de vérifier la bonne conception des installations - l'auteur indique comment on peut examiner un accident hypothétique. Les problèmes posés par un accident réel sont alors examinés : paramètres nécessaires, méthode de calcul reposant d'une part sur un modèle de diffusion atmosphérique et d'autre part, sur les mesures en ligne et en laboratoire. La validité des mesures en ligne est examinée et les mesures faites en laboratoire sont évoquées. La conclusion est que l'évaluation du terme source permet de juger rapidement de l'importance de l'accident et d'orienter les mesures sur le terrain.

1. ETUDES DE SURETE ET DOCUMENT "ARTICLE 37".

Le rapport d'évaluation de la sûreté d'une centrale nucléaire fait l'analyse de différents types d'accidents en vue de vérifier la bonne conception des installations en général et des systèmes et circuits de sauvegarde en particulier.

Du point de vue de l'environnement, ces accidents peuvent avoir des conséquences très variables. De sorte que, lors de la rédaction du document "Article 37" du Traité de Rome, les accidents les plus significatifs pour cet environnement ont été repris et analysés avec comme objectif le calcul des conséquences pour l'homme.

On trouve donc, dans ce document, un calcul théorique du terme source pour - essentiellement - deux types d'accidents :

a) la rupture complète d'une tuyauterie primaire est l'accident le plus grave sous chacun des aspects suivants :

- relâchement de produits radioactifs à partir de sources confinées dans le bâtiment réacteur,
- risques radiologiques encourus par les populations,
- sollicitation du matériel.

b) l'accident de manutention du combustible usé constitue l'accident qui conduit au plus grand relâchement de produits radioactifs à partir de sources confinées situées à l'extérieur du bâtiment du réacteur.

A titre d'exemples, les figures 1 et 2 fournissent respectivement les taux de rejets (Ci/h) à la cheminée \* du Xe135 et de l'I131 dans le cas d'une rupture de tuyauterie primaire pour l'unité 2 de Tihange.

---

\* et au niveau du sol pour la figure 1.

## 2. EXAMEN D'UN ACCIDENT HYPOTHETIQUE.

Si un accident survient, avec relâchement dans l'environnement, il est très probable qu'il ne reproduira exactement aucun des scénarios étudiés dans le document "Article 37" : l'accident lui-même sera différent, l'effet des circuits de sauvegarde (filtration, aspersion, ...) aussi.

On peut toutefois approcher le problème de deux manières.

### 2.1. Utilisation des études de sûreté

On emploie les diverses courbes - dont des modèles sont donnés dans les figures 1 et 2 - qui se trouvent dans le document "Article 37" et on évalue le terme source en fonction du type d'accident et de la durée estimée du rejet.

### 2.2. Extrapolation à un accident plus sévère

On utilise toujours les courbes en question, mais en supposant une seconde défaillance : mauvais fonctionnement de l'aspersion, non fonctionnement des filtres à iode, ...

## 3. PROBLEMES POSES EN CAS D'ACCIDENT REEL.

Si les approches théoriques indiquées au paragraphe 2 peuvent être utilisées avec fruit pour des exercices du Plan d'Intervention, en combinaison avec un modèle de diffusion atmosphérique, il est évident qu'une approche plus pragmatique doit être employée lors d'un accident réel.

Cette approche pragmatique repose sur des mesures physiques que nous allons examiner.

### 3.1. Paramètres à obtenir

Pour pe mettre à un modèle de diffusion atmosphérique d'évaluer les conséquences des rejets sur l'environnement, les paramètres suivants doivent être obtenus :

- direction du vent
- vitesse du vent (vitesse "moyenne")
- taux de rejet à la cheminée (Ci/s par exemple)
- gradient vertical de température
- différence de température entre air rejeté et air extérieur.

Nous examinerons ici en particulier les mesures qui permettent de définir les taux de rejet à la cheminée.

### 3.2. Mesures en "ligne" (fig. 3)

Outre la mesure du débit de ventilation, il faut faire des mesures de radioactivité. Celles-ci sont faites - dans la cheminée - pour déterminer séparément les concentrations (Ci/m<sup>3</sup>) dans l'air rejeté pour :

- les aérosols
- les gaz rares
- les iodes

Mais, il faut faire la distinction entre les chaînes de mesure prévues pour le fonctionnement normal de la centrale (contrôle et surveillance des rejets de routine) et celles prévues pour le cas d'un accident.

En effet, si on atteint seulement, lors d'un accident, des valeurs proches des "fonds d'échelle" sur les premières chaînes, cela correspond à :

(calcul fait en utilisant le modèle développé dans le document BLG 446 du C.E.N. de Mol et en l'appliquant à la centrale de Tihange, unité 2)

aérosols :  $2.66.10^{-7}$  Ci/m<sup>3</sup>

gaz rares : 2.5 Ci/m<sup>3</sup>

iodes \* :  $4.10^{-5}$  Ci/m<sup>3</sup>

Avec un débit de l'ordre de 220.000 m<sup>3</sup>/h (soit environ 61 m<sup>3</sup>/s), cela correspond respectivement à :

$1.61.10^{-5}$  Ci/s, 151 Ci/s,  $2.42.10^{-3}$  Ci/s.

Et ceci donne respectivement au point de concentration maximale situé à 2 km de la centrale (pour un régime de stabilité atmosphérique E2 et une vitesse du vent de 5 m/s) dans la direction d'Ampsin-Amay :

inhalation aérosols jeunes enfants :  $5.02.10^{-7}$  Rem/h

immersion gaz rares :  $4.37.10^{-2}$  Rem/h

inhalation iodes jeunes enfants :  $2.52.10^{-2}$  Rem/h

---

\* A noter que la mesure des iodes se fait par mesure de la pente du graphique de mesure (cpm/min). Nous avons supposé ici que, partant du "zéro" de l'échelle, le fond de celle-ci était atteint en 1 minute.

L'expérience montre d'ailleurs que la chaîne de mesure des iodes est fortement influencée par son environnement (présence de gaz rares notamment). Les études et les mesures faites par le Département Sûreté, Radioprotection et Environnement (D.S.R.E.) d'Electricité de France, indiquent qu'il est préférable dans un premier temps de déduire le rejet à partir des mesures de gaz rares.

Il est par ailleurs nécessaire d'avoir des chaînes de mesure dites "post-accidentelles" qui permettent de faire la mesure quand les chaînes "normales" sont saturées. Le passage sur cette "gamme accident" est commandé par la chaîne "gaz" de la gamme normale.

Les aérosols (Co58, Co60, Co134, Cs137, Mo99, ...) sont collectés sur un filtre fixe qui est prélevé et mesuré en spectrométrie gamma.

Les gaz rares sont mesurés en ligne par une chambre d'ionisation dont la gamme de mesure va de  $10^{-1}$  à  $10^5$  Ci/m<sup>3</sup>. Le fond d'échelle correspond (dans les mêmes hypothèses que celles indiquées plus haut) à un rejet de  $6.10^6$  Ci/s ce qui est totalement irréaliste.

Avec une valeur de 1200 Ci/s (qui est encore très élevée) - soit 2.10 Ci/m<sup>3</sup> - le débit de dose maximal serait de 0,36 Rem/h environ.

Les iodes sont collectés sur un filtre fixe (cartouche à charbon actif - équipement normal - ou cartouche au zéolithe d'argent placée immédiatement dès qu'un accident est détecté) qui est prélevé et mesuré en spectrométrie gamma. Comme on le voit, il n'est possible d'avoir une mesure rapide en ligne que pour les gaz rares. Toutefois, on peut utiliser dans un premier temps les facteurs de comparaison "gaz rares - iodes" dont il a été question plus haut.

Les estimations d'E.D.F. dans ce domaine sont les suivantes :

AI = Activité "iodes + aérosols"; AG = activité "gaz".

$AI = < 10^{-4} * AG$  si l'aspersion dans l'enceinte étanche est en service.

$AI = < 10^{-3} * AG$  si l'aspersion est hors service.

(En fait, on prendra respectivement  $AI = 10^{-4} * AG$  et  $AI = 10^{-3} * AG$ )

Par ailleurs, des études sont en cours sur la nature (moléculaire et/ou pénétrante) des iodés rejetés. Il est vraisemblable que la proportion d'iode "pénétrant" soit moins importante que ce qui a été envisagé pour déterminer les coefficients cités ci-dessus. Ceux-ci seraient alors encore plus faibles (probablement d'un facteur 10).

En appliquant les coefficients recommandés actuellement au cas cité plus haut pour le rejet de 1200 Ci/s de gaz rares, on arriverait respectivement à :

$AI = 10^{-4} * 1200 = 0,12 \text{ Ci/s}$  (avec aspersion)  
c'est-à-dire : 1,25 Rem/h

$AI : 10^{-3} * 1200 = 1,2 \text{ Ci/s}$  (sans aspersion)  
c'est-à-dire : 12,5 Rem/h.

Mais on se rappellera que 1200 Ci/s de gaz rares (soit plus de  $4.10^6 \text{ Ci/h}$ ) est un rejet très élevé.

Les valeurs indiquées sont les valeurs théoriques au point de concentration maximale.



La figure 4 montre, dans les conditions évoquées au § 3.2, l'allure des courbes "iso-débit de dose" 1/10 et 1/100 du maximum. On voit que - pour ces conditions - les débits de dose se réduisent très rapidement quand on s'écarte de la direction principale où va le vent.

### 3.3. Mesures en laboratoire

Il s'agit de mesures faites par spectrométrie gamma sur les filtres "aérosols" et "iodés".

Si les filtres ne sont pas saturés, la mesure est évidemment précise. Mais elle n'est pas instantanée, puisqu'il faut prélever les filtres.

Le prélèvement et la mesure de filtres prendront au moins 1 heure.

Le calcul théorique est alors effectué en quelques minutes.

## 4. CONCLUSIONS.

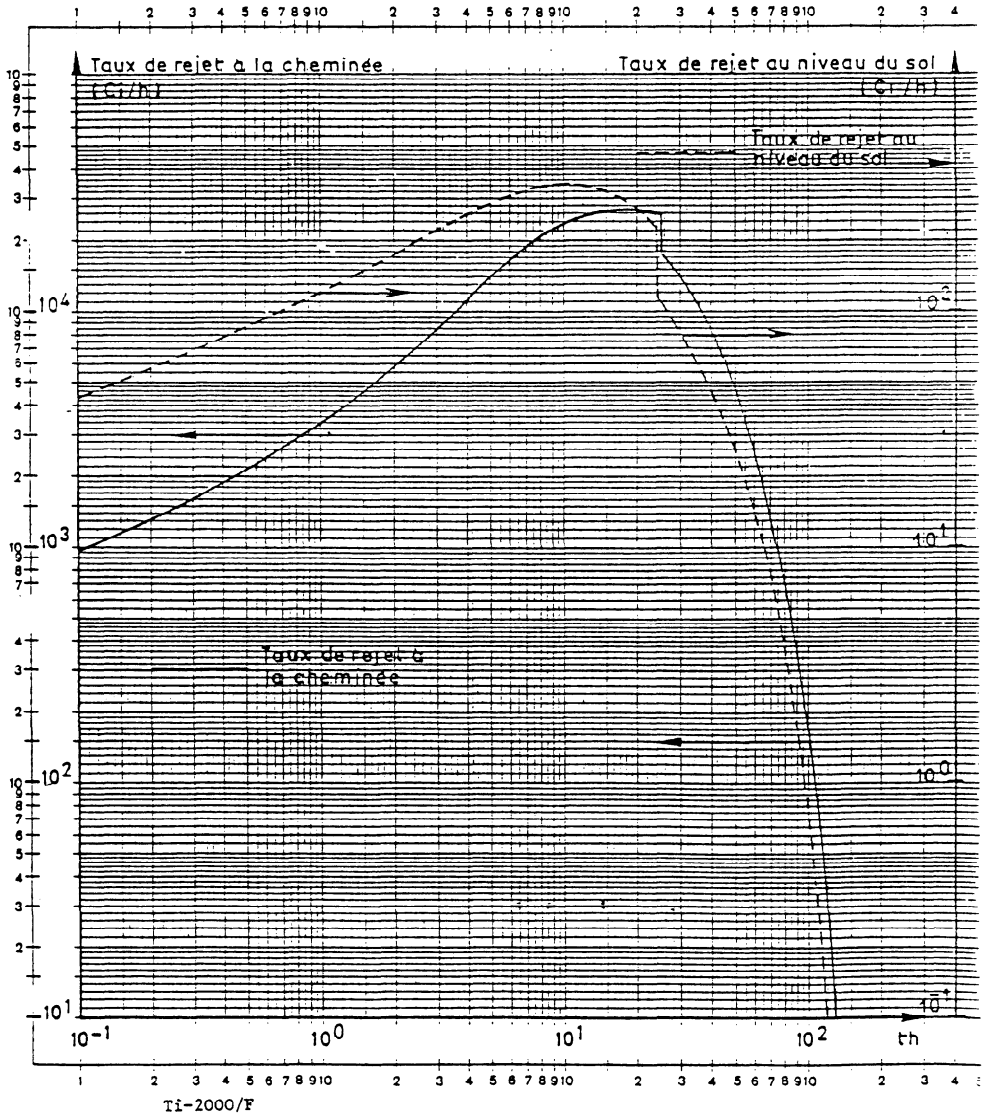
Dans le cas d'un accident réel, l'évaluation du terme source ne peut être fait que par des mesures physiques. Celles-ci posent quelques problèmes, notamment en ce qui concerne les iodes (l'inhalation d'iodés étant le risque immédiat généralement le plus important). Seule une approximation peut être effectuée rapidement, les mesures plus précises n'intervenant qu'au bout de 1 heure au mieux.

A ce moment, les premières mesures et certains prélèvements sur le terrain auront déjà été faits. Les prélèvements devront d'ailleurs eux-mêmes être mesurés dans un laboratoire.

L'évaluation préalable permet toutefois de donner des indications précieuses sur l'importance de l'accident et sur les emplacements du terrain où il y a lieu d'effectuer des mesures en priorité, sur la zone à couvrir par l'hélicoptère, ...

Figure 1.

**CNT: 2 : ACCIDENT DE PERTE DE REFRIGERANT PRIMAIRE**  
**TAUX DE REJET DE Xe<sup>135</sup> A L'ENVIRONNEMENT**

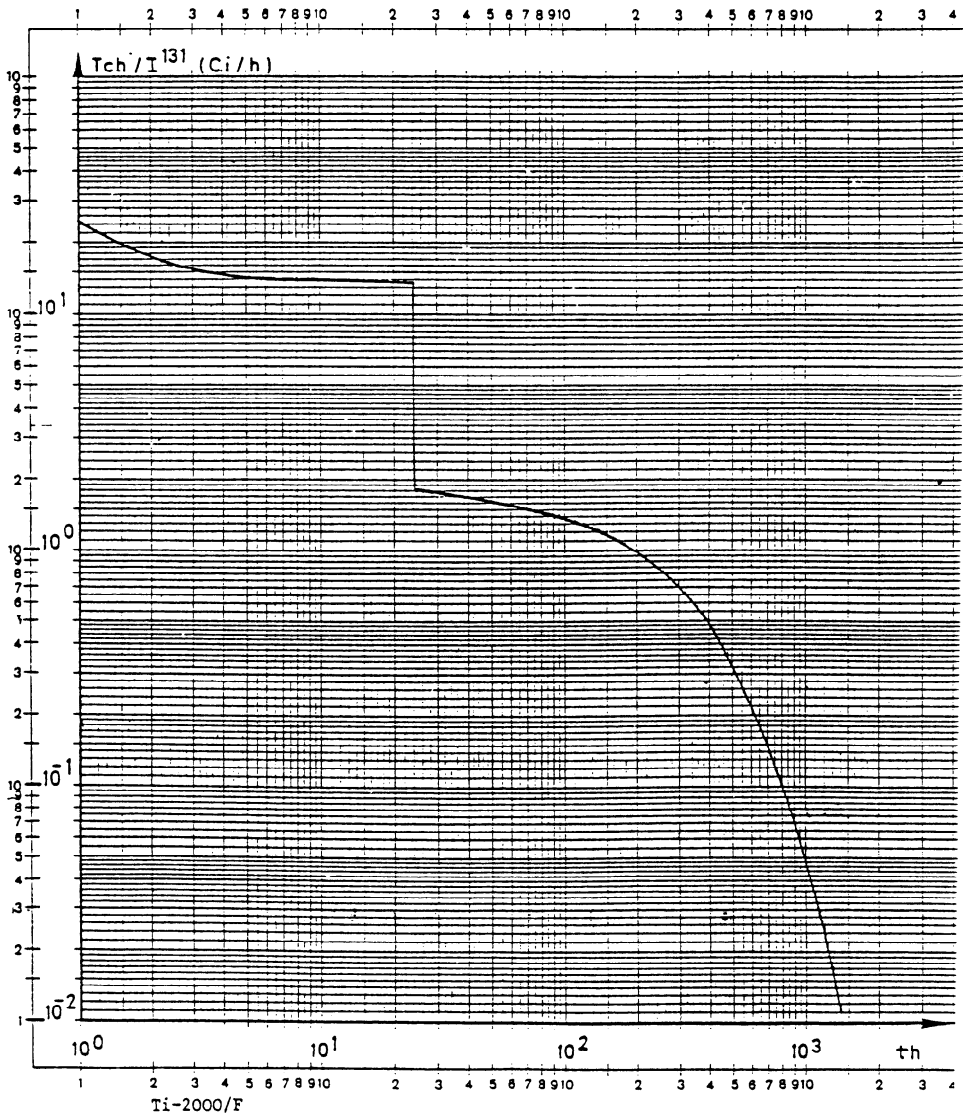


Beide Achsen logar. geteilt von 1 bis 10

Figure 2.

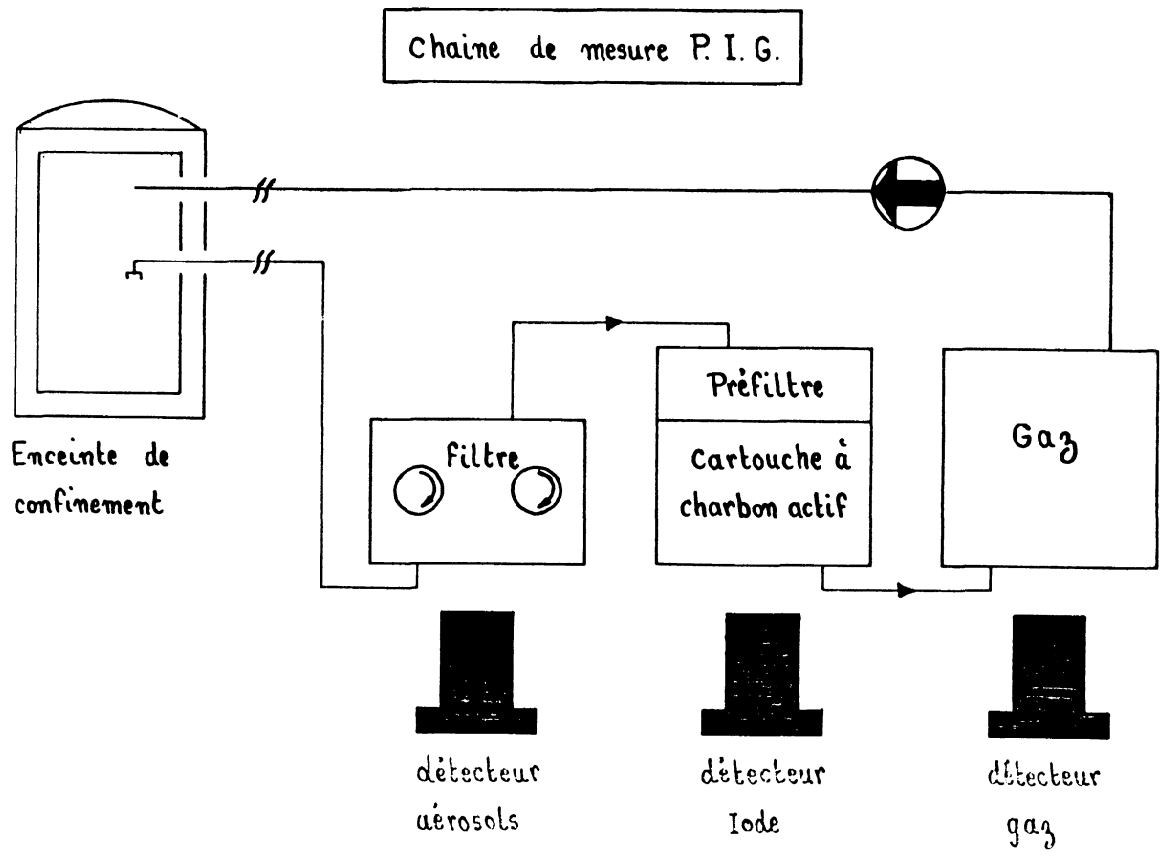
Ti 2: ACCIDENT DE PERTE DE REFRIGERANT PRIMAIRE  
TAUX DE REJET EN I<sup>131</sup>\* A LA CHEMINEE (t > 1h)

\* moléculaire + particulaire + organique



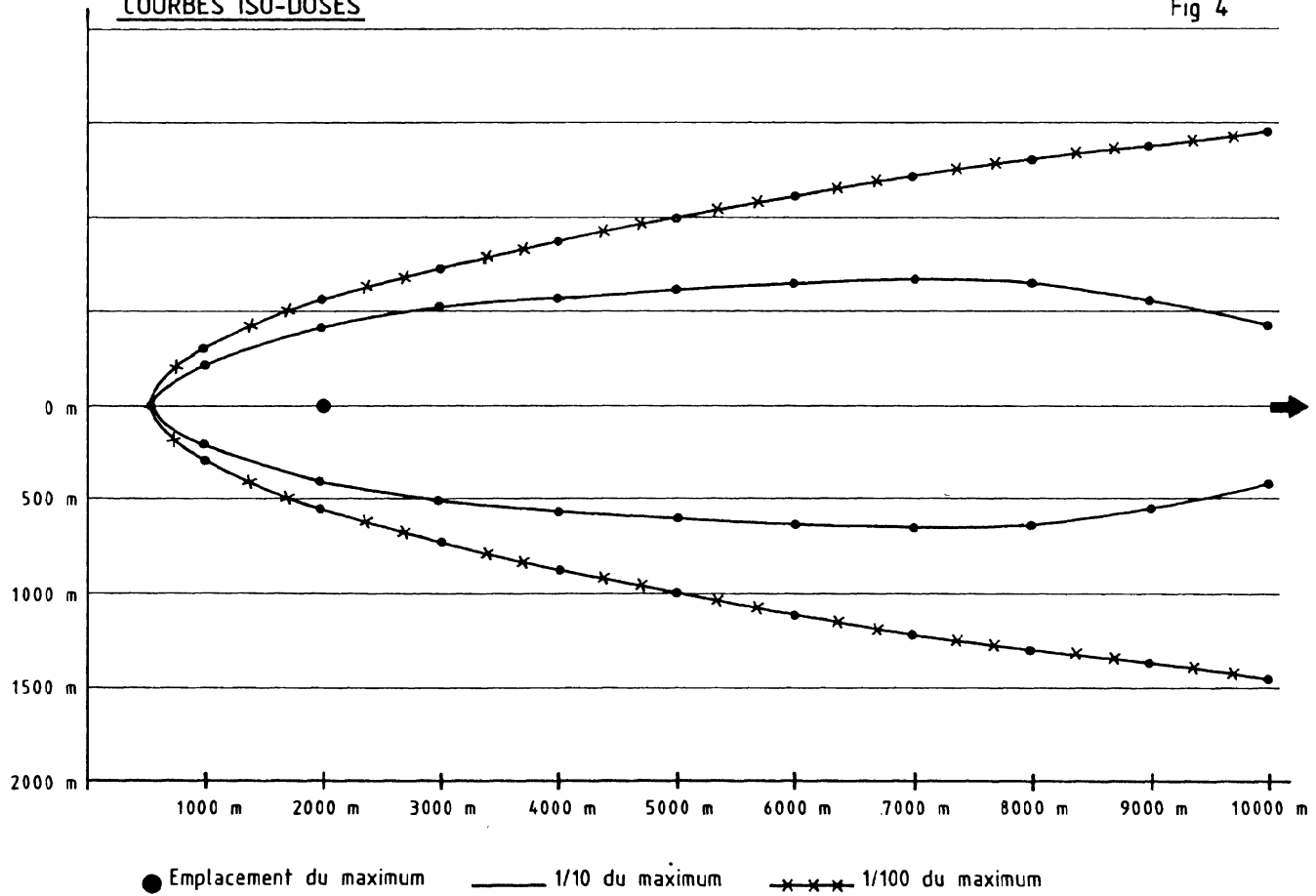
Beide Achsen logar. geteilt von 1 b

Figure 3.



COURBES ISO-DOSES

Fig 4



SAMENVATTING.

De verschillende methodes om de lozingen bij een ongeval aan de bron te beoordelen worden beschreven. Vanuit de veiligheidsstudies - die toelaten de goede opvatting van de installatie na te gaan - toont de auteur hoe een hypothetisch ongeval kan onderzocht worden. De problemen die gesteld worden door een reëel ongeval worden onderzocht nl. de benodigde parameters, de berekeningsmethode die enerzijds op een atmosferisch diffusiemodel berust en anderzijds op de metingen on line en in het laboratorium. De geldigheid van de on line metingen wordt onderzocht en de metingen in het laboratorium worden aangestipt. Men komt tot het besluit dat de evaluatie van de term bron snel toelaat de ernst van het ongeval te beoordelen en de metingen op het terrein te oriënteren.

ABSTRACT.

Different methods for evaluating accidental releases at the source are mentioned. The author shows how an hypothetical accident can be examined starting from safety studies which permit to verify the conception of the installation. Problems arising in a real accident are examined : necessary parameters, calculation methods based on one side on the atmospheric diffusion model and on the other side on measurements on line and in the laboratory. The validity of the on line measurements is examined and the laboratory measurements are mentioned. The conclusion is that the evaluation of the source term allows a fast evaluation of the extent of the accident and the orientation of measurements in the field.

ZUSAMMENFASSUNG.

Die verschiedenen Methoden, die zur Beurteilung von Emissionen an der Quelle eines Unfalls dienen können, werden beschrieben. Ausgehend von Sicherheitsstudien - die eine Überprüfung der korrekten Auslegen von Anlagen gestatten - beschreibt der Autor wie ein hypothetischer Unfall untersucht werden kann. Anschließend werden die Problemen, die sich bei einem wirklichen Unfall stellen untersucht : notwendige Parameter, und Rechenmethode, die sich zu einem Teil auf ein atmosphärisches Diffusionsmodell und zum anderen Teil auf Online- und Labormessungen abstützt. Die Bewertung von Online- und Labormessungen wird besprochen. Als Schlußfolgerung ergibt sich, daß die Abschätzung der Quellstärke es erlaubt, schnell das Ausmaß eines Unfalls zu beurteilen und entsprechende Gegenmaßnahmen zu ergreifen.

Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 9, n° 3 - 4 (1984).

## LA MESURE DE LA RADIOACTIVITE DE L'ENVIRONNEMENT EN CAS D'ACCIDENT NUCLEAIRE

Debauche, A.,  
IRE, B-6220 Fleurus

Declercq-Versele, H.,  
IHE, rue Juliette Wytsman 14, B-1050 Bruxelles

Fieuw, G.,  
SCK/CEN, Boeretang 200, B-2400 Mol

22 juin 1984.

### Résumé

En cas d'accident nucléaire majeur les autorités doivent disposer rapidement d'informations concernant la situation radiologique afin de pouvoir prendre les mesures de sauvegarde. Des contrôles et mesures directes dans l'environnement complétés par des mesures en laboratoire fourniront ces éléments d'appréciation. Il y a donc lieu de prévoir dans le cadre des plans d'urgence les moyens de mesure et de coordonner leur emploi afin de fournir les informations aux autorités dans les délais requis par les circonstances.

### Introduction

La Belgique dispose sur son territoire de toute la panoplie des installations nucléaires allant du réacteur au centre de retraitement de combustibles en passant par un centre de recherche, un centre de production de radioisotopes, pour ne citer que les installations les plus importantes, donc les installations à risque le plus élevé.

Il faut, de plus, souligner qu'il existe une loi aussi universelle que la gravitation, c'est celle qui dit que l'homme n'est pas infallible et par voie de conséquence qu'aucune des réalisations humaines n'est donc parfaite. On peut sans cesse progresser et réduire les risques, les accidents font partie de notre société. En corollaire, on peut donc affirmer que les accidents nucléaires sont possibles même si nous mettons tout en oeuvre pour qu'ils ne se produisent jamais.

Le propos d'aujourd'hui est d'essayer d'aborder un aspect de ce corollaire, à savoir : Que faudra-t-il faire, en Belgique, si un accident se produit autour d'une installation nucléaire ? Autrement dit : De quelles informations doivent disposer les autorités qui ont la charge de la santé et de la sécurité publique, et du contrôle de l'environnement pour

décider des mesures à prendre pour sauvegarder les populations ? Celles-ci doivent en effet pouvoir prendre les mesures de sauvegarde qui s'imposent, par exemple, la mise à l'abri, la distribution de moyens prophylactiques, voire dans des cas extrêmes l'évacuation.

L'évaluation doit donc avoir les qualités suivantes :

- être rapide afin de pouvoir prendre ces actions à temps;
- réaliste afin de pouvoir évaluer à leur juste valeur les détriments de nature diverse liée aux mesures prescrites par rapport au détriment radiologique;
- se limiter aux populations concernées, afin de ne pas pénaliser économiquement ou charger psychologiquement des populations non-concernées par des mesures non justifiées.

Les mesures réalisées devront quant à elles répondre aux questions suivantes:

- Quelle quantité de radioactivité se retrouve ou s'est retrouvée dans l'environnement suite à un accident ?
- Où et sous quelle forme se trouvent les radionuclides rejetés ?
- Quelle est l'exposition de la population ou de certains groupes de la population suite à ce rejet non-concerté ?
- Comment et à quel degré peut-on réduire l'exposition par certaines mesures de sauvegarde ?

Il y a donc lieu d'examiner :

- A quoi devons-nous nous attendre : c'est-à-dire que devons-nous mesurer ?
- Comment nous parviendra l'alerte, c'est-à-dire quand faut-il mesurer ?
- De quels moyens faut-il disposer, de quel matériel disposons-nous; comment mesurer ?

Deux remarques s'imposent :

- Le problème posé est forcément assez théorique puisque d'une part quasi aucun accident ne s'est jamais produit dans nos régions avec des conséquences importantes sur l'environnement (Windscale 1957, TMI 1979), d'autre part il nous est difficile d'imaginer l'influence des réactions des médias, des populations ... ou du monde politique sur le déroulement des opérations. Nous sommes donc un peu comme une armée qui n'a jamais fait la guerre, nous manquons de pratique réelle.
- La solution aux problèmes posés peut être obtenue par deux approches différentes mais complémentaires :
  - soit par l'estimation du terme-source et l'évaluation des conséquences de la dispersion au moyen de modèles mathématiques faisant appel à de multiples paramètres, dont la connaissance exacte des conditions



météorologiques à l'endroit et au moment du rejet est une condition sine qua non;

- soit par des mesures directement effectuées in situ aux points d'immission et dans les environs de ceux-ci.

Dans le cadre de cet exposé c'est la deuxième alternative et ses contraintes qui seront examinées.

### Que devons-nous nous attendre à mesurer ?

Cette question est délicate, il n'y a pas de réponse unique à cette question, de nombreux scénarios sont possibles.

La logique semble cependant indiquer que les premiers rejets seront constitués de gaz rares, ceux-ci sont les plus difficiles à retenir et à filtrer, ils sont volatils, abondants et souvent très énergétiques. Leur demi-vie radioactive est à quelques exceptions près assez courte et ils constitueront fort probablement les prémices d'un accident. Ils représentent une source d'irradiation externe importante pour les populations avoisinantes. Les détecter à temps est primordial.

Ensuite viennent les radioiodes. Ils sont très volatils également et seront sûrement présents en cas d'incendie. En effet on utilise le plus souvent des filtres à charbon actif pour les capter et leurs formes chimiques (Iodure de méthyle, d'éthyle etc...) les rend très difficile à maintenir dans les filtres d'une façon absolue.

L'expérience acquise dans les laboratoires de production d'Iode-131 est fort révélatrice à ce sujet. Il faudra donc surveiller très attentivement la chaîne pâture, vache, lait, enfant, bien connue, ainsi que le risque d'inhalation si le rejet en iode est important.

Enfin, en cas d'ouverture des enceintes, il faudra prendre garde aux aérosols rejetés et aux conséquences que leur présence dans l'environnement fera courir aux populations.

L'impact des rejets liquides ou éventuellement celui des rejets aériens sur les fleuves devra lui aussi être évalué afin de protéger, s'il y a lieu, les points de captage d'eau potable par exemple.

En résumé, il faudra donc s'attendre successivement à des rejets de gaz rares qu'il faudra évaluer rapidement ; ensuite avec peut-être un certain délai, viendront les iodures et les aérosols dont l'apparition pourrait être simultanée, enfin s'il y a lieu, il faudra contrôler la radioactivité des cours d'eau et des points de captation d'eau potable.

Cette logique est en fait décrite et étudiée en détail dans l'étude WASH-1400 de l'AEC qui a fourni une évaluation détaillée des conséquences et des risques encourus par les populations vivant au voisinage des centrales nucléaires de puissance.

Le tableau 1 donne pour un point situé à 15 km du point de rejet la dose relative reçue à la moelle osseuse (irradiation totale) pendant les premières 24 h de l'exposition suite à l'irradiation externe due au nuage, l'inhalation et l'irradiation externe due au dépôt pour les huit scénarios décrits dans le WASH-1400.

Tableau 1 - Dose relative totale à 15 km (irradiation totale)

Type d'accident	Irradiation externe due au nuage	Inhalation	Irradiation externe due au dépôt
1	8	13	79
2	9	12	79
3	16	10	74
4	46	5	49
5	51	3	46
6	59	2	39
7	12	30	58
8	100	0	0

Dans le scénario 8, par exemple, on assiste à un rejet de gaz rares, ce qui explique que seule l'irradiation due au nuage est prise en compte, tandis que dans d'autres scénarios, d'autres voies d'exposition prédominent.

Tableau 2 - Dose relative à 15 km

Type d'accident	Dose totale	Dose poumons (inhalation)	Dose thyroïde (inhalation)
1	100	870	2430
2	47	56	1239
3	9	11	216
4	2,3	1,4	66
5	0,78	0,37	51
6	0,67	0,19	49
7	0,48	$2,4 \cdot 10^{-3}$	16
8	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$3,9 \cdot 10^{-9}$	$6,3 \cdot 10^{-5}$

Il apparaît que la voie atmosphérique est la source d'irradiation et de contamination la plus probable, elle prédomine aussi bien dans les cas d'incendie et d'explosion que dans ceux d'accident de surchauffe d'éléments de coeur. Cela ne signifie pas qu'il faille négliger la voie aquatique, mais l'urgence semble-t-il y est moindre.

Chaque type d'installation aura ses particularités et comme la Belgique dispose d'une grande variété de sites nucléaires, le schéma-type est à adapter aux circonstances locales et particulières.

#### Comment l'alerte est-elle communiquée et dans quels délais intervenir ?

Celle-ci viendra soit de l'exploitant, c'est le cas le plus probable, soit d'un réseau d'appareils de contrôle situés dans l'environnement au voisinage du site nucléaire concerné, là où ce réseau existe.

Dans le cas d'un accident de réacteur, le temps qui s'écoule entre l'accident et le rejet non concerté est variable, généralement, quelques heures.

Au cas où l'on suppose la défaillance du confinement du bâtiment réacteur (scénario 5 et 6 du WASH-1400) la partie la plus importante du rejet n'a lieu qu'après 25 h. La durée de rejet a été estimée de l'ordre de 1 à 6 h suivant le scénario envisagé. Compte tenu des conditions

météorologiques il y a également un délai supplémentaire dû au temps de transport du nuage. Ces délais entre le début de l'incident et le début de l'exposition peuvent être mis à profit non seulement pour alerter la population concernée mais également pour organiser le contrôle de l'environnement c.à.d. choix des points de mesure, choix de mise en place des moyens. Il est donc vital que l'alerte ou la pré-alerte soit donnée le plus tôt possible et idéalement avant le début du rejet.

Les modes d'irradiation du public sont les suivantes :

- l'irradiation externe par le nuage de polluants;
- la contamination, donc l'irradiation, interne par inhalation;
- la contamination externe par contamination des surfaces;
- la contamination interne par l'ingestion d'aliments ou d'eau contaminés.

L'importance relative de ces voies d'exposition à un point donné dépend donc :

- du scénario de l'incident qui caractérise e.a. le terme source;
- des conditions météorologiques au moment du rejet;
- de la nature des mesures de sauvegarde et du moment où ces mesures sont prises.

Il est vital que l'alerte ou la pré-alerte soit donnée le plus tôt possible. Idéalement avant le début ou tout au début du rejet. Il est également de première importance que l'exploitant précise le plus possible la situation, il est le seul à pouvoir le faire aussi tôt. Le dispositif de mesure le plus adéquat peut alors être mis sur pied.

Seules des mesures directes obtenues à partir de points de contrôle installés dans la phase de pré-alerte, donc avant le passage du nuage, ou des résultats obtenus à partir des appareils de réseaux de télécontrôle installés en permanence permettent de fournir des éléments exploitables par les autorités devant prendre des décisions d'urgence en ce qui concerne le risque dû au passage du nuage soit par irradiation soit par inhalation.

Dans le premier cas la validité des mesures et l'efficacité du système de contrôle seront fonction de la rapidité avec laquelle des équipes de survey pourront être dirigées vers les zones menacées et de la souplesse avec laquelle elles pourront être déplacées en fonction des conditions météorologiques.

Lorsqu'il existe, le réseau de contrôle pré-établi permettra de suivre l'évolution de la situation en un point donné de façon continue.

L'expérience acquise à Fleurus et à Mol notamment avec les balises de mesure montre que leur sensibilité est grande et qu'elles sont particulièrement adaptées aux rejets de gaz rares. Un rejet de quelques dizaines de curies peut déjà être "vu" par ce type d'appareil.

### L'intervention proprement dite

Les installations nucléaires importantes disposent d'une infrastructure permettant de réagir en cas d'urgence. Le CEN et l'IRE disposent notamment de moyens mobiles d'intervention adaptés qui peuvent être mis à la disposition des autorités en cas de nécessité. Ce matériel spécifique est destiné à être mis en oeuvre pour réaliser le contrôle de l'environnement lors de rejets non-concertés.

Les installations nucléaires et l'IHE disposent également de laboratoires de mesures bas-niveau.

Dans une première phase les mesures auront pour but la mesure de la contamination de surface, c.à.d. la détermination de l'activité surfacique et l'identification et composition des radionuclides. Ces mesures seront complétées ultérieurement par des contrôles des aliments. Dans ce cadre une attention particulière sera donnée à la chaîne du "lait" (prairie - vache - lait) car l'iode radioactif est un des premiers radionuclides à évaluer. On estime qu'un délai de 24 h s'écoule entre la déposition sur l'herbe et l'apparition de l'iode dans le lait.

Le matériel de spectrométrie développé à cet effet doit avoir une sensibilité suffisante pour détecter facilement environ  $0,2 \mu\text{Ci}/\text{m}^2$  d'iode éventuellement en présence d'un mélange de radioéléments.

Dans ce cas, le survey le plus rapide et le plus efficace est bien entendu celui qui est mené au moyen d'un hélicoptère lorsqu'il est possible. Les hélicoptères sont les engins les mieux adaptés pour ce genre de mission. Les jeeps sont alors dirigées par eux directement aux endroits critiques afin de confirmer la mesure aérienne, de la préciser et de permettre la collecte des échantillons en vue de leur analyse au laboratoire. Il ne faut en effet pas perdre de vue que quelque soit le matériel embarqué, ses performances sont toujours de loin inférieures à celles dont disposent les laboratoires de mesures bas niveaux.

Le problème posé par la contamination de la chaîne alimentaire ne pose généralement pas le même caractère d'urgence que celui posé par l'irradiation externe. Il sera néanmoins indispensable que les autorités disposent d'éléments d'appréciation permettant dans une première phase de

délimiter les zones où certaines mesures conservatoires ou de contrôle devraient être prises.

Le contrôle des groupes critiques de la population sera effectué également suivant les circonstances (total-body, thyroïde, etc...) afin de fournir aux autorités les renseignements qu'elles demanderont.

En résumé, il y a lieu de tenir compte du fait que :

- les résultats des mesures doivent être disponibles dans des temps courts afin que les autorités puissent décider à temps en connaissance de cause des mesures de sauvegarde;
- les surfaces pouvant être atteintes sont grandes et peuvent s'étendre loin au-delà des régions où un contrôle en routine s'effectue;
- le nombre de mesures et de contrôles sera important et diversifié.

Les moyens de mesure se répartissent en deux grandes catégories :

- les moyens de mesure ou d'échantillonnage déjà en place avant le début de l'incident;
- les moyens qui seront déployés ou mis en oeuvre au moment de l'incident.

Dans la première catégorie nous identifions :

- les réseaux de télécontrôle de l'air ou de rayonnement d'ambiance exploités autour de certaines installations;
- les réseaux de dosimètres placés autour des installations.

A la deuxième catégorie appartiennent les résultats obtenus par les équipes de reconnaissance et les analyses des échantillons récoltés dans les laboratoires spécialisés.

### Le matériel de mesure de l'environnement

Il est impossible de décrire de façon détaillée l'ensemble du matériel utilisable dans ce cadre.

- Le matériel de mesure embarqué à bord de jeeps.

Les véhicules tout terrain sont destinés à réaliser des mesures directes à l'aide de cristaux d'iodure de sodium de grande taille. Ces détecteurs gamma sont particulièrement adaptés à la mesure d'émetteurs gamma dispersés dans l'environnement. Par exemple leur sensibilité permet de détecter 250 nCi/m<sup>2</sup> d'Iode 131 sur une prairie. Lorsqu'ils sont équipés de chaîne d'analyse de hauteur d'impulsions, ils permettent l'identification par spectrométrie gamma d'un mélange d'isotopes inconnus.

- Le matériel embarqué à bord d'hélicoptères.

Le matériel développé tant au CEN/SCK qu'à l'IRE a pour objet la détection rapide de l'Iode 131 dans l'environnement, principalement lorsqu'il est déposé sur les prairies.

Il s'agit d'une version compacte du matériel installé à bord des jeeps orientée vers la mesure de l'Iode radioactif. Dans ce cas, sa sensibilité est voisine de celle du matériel décrit ci-avant. Les deux avantages primordiaux sont : la rapidité d'intervention et la possibilité de contrôler une grande surface en un temps court.

- Les détecteurs gamma du type HP (Ge) portables.

Ce type de détecteur est utilisé en laboratoire depuis quelques années. Il existe désormais en version portable et permet des mesures extrêmement fines sur le terrain. C'est un outil qui est amené à se développer d'une manière importante dans le futur.

Le tableau 3 synthétise, dans le cas d'une contamination à l'I-131 seul les réponses relatives d'un ensemble de détecteurs et de techniques de mesure.

Il existe également une grande variété d'appareils de mesure de la radioactivité qui ont chacun, leur spécificité et qu'il n'est pas possible d'énumérer dans le cadre de cet article.

Citons par exemple, les balises de microdosimétrie de l'environnement et le matériel thermoluminescent qui sont très largement employés tant en Belgique qu'à l'étranger.

- Les laboratoires de mesure bas niveau

Il est important de faire remarquer que le matériel embarqué, si sophistiqué soit il, ne peut pas atteindre les performances des laboratoires d'analyse fixes installés dans les centres nucléaires et que les installations de chimie et de mesures de bas niveau restent indispensables dans une infrastructure de surveillance de l'environnement. Disposer d'un laboratoire de mesures et de matériel embarqué sont donc deux aspects indispensables et complémentaires si l'on veut effectuer de bonnes mesures de radioactivité.

Tableau 3

Type de mesure	Sensibilité ( $\mu\text{Ci}/\text{m}^2$ )	Type de détecteur
Mesure directe $\beta$	0.1	Compteur proportionnel au butane - 100 $\text{cm}^2$
	0.2	Scintillateur anthracene 18 $\text{cm}^2$
	0.2	Scintillateur plastique + ZnS 50 $\text{cm}^2$
	0.2	Scintillateur anthracene 50 $\text{cm}^2$
Mesure directe $\gamma$	0.25	NaI 3" x 3"
Mesure indirecte $\gamma$ (1)	0.00025	HPGE (2)
	0.000008	HPGE (3)
Mesure indirecte $\beta$	0.000003	Passeur $\beta$ bas niveau
Mesure indirecte $\beta$	0.0000024	Passeur $\beta$ bas niveau

(1) Prise d'échantillons et mesure au laboratoire

(2) Comptage de 90 minutes

(3) Comptage de 900 minutes

(4) Comptage  $\beta$  et chimie préalable du lait



Bibliographie

- Schwibach J., Emergency planning at nuclear installations at a basis for rapid monitoring programs, in rapid methods for measuring radioactivity in the environment, I.A.E.A., STI/Pub/289, 1971.
- Environmental monitoring in emergency situations, I.A.E.A., STI/Pub/118, 1966.
- Critères de radioprotection pour limiter l'exposition du public en cas de rejet accidentel de substances radioactives, Commission des Communautés Européennes, 1982.
- Pellerin P., Le contrôle des rejets radioactifs par la Santé Publique, Annales des Mines, juin 1980.
- Reactor Safety Study, WASH-1400, AEC, 1974.
- Boulenger R., de Maere X., Osipenco A., Prospection par hélicoptère applicable à un rejet de produits de fission dans la région de Mol, C.E.N. - R.2246, 1963.

### Samenvatting

In geval van een ernstig nucleair ongeval dient de overheid vlug te beschikken over inlichtingen betreffende de radiologische situatie ten einde beschermingsmaatregelen te kunnen nemen. Rechtstreekse controles en metingen uitgevoerd in de omgeving en aangevuld door metingen in laboratoria zullen deze beoordelingselementen verschaffen. Het is dus noodzakelijk in het kader van de urgentieplannen de middelen nodig voor de metingen te voorzien en hun aanwending te koördineren ten einde de overheid de inlichtingen binnen de gepaste tijdslimieten te verschaffen.

### Abstract

In case of major nuclear accident the authorities need urgent information on the radiological situation in order to decide on the necessary safeguard measures. Direct measurements in the ambient environment assisted with measurements in the control laboratory will furnish the elements for decision making. The need exists to incorporate the means for measurements and coordination in the emergency response plans in order to provide the authorities with the necessary information within the time requirements imposed by the circumstances.

### Zusammenfassung

Im Falle eines grösseren Nuklearunfalls müssen die zuständigen Behörden schnellstmöglich über die radiologische Situation informiert werden, um Schutzmassnahmen ergreifen zu können. Direkte Kontrollen und Umgebungsmessungen, ergänzt durch Messungen im Laboratorium, liefern derartige Entscheidungskriterien.

Es ist daher nötig, im Rahmen der Katastrophenpläne, geeignete Messgeräte zur Verfügung zu stellen und deren Einsatz so zu koordinieren, dass die Behörden innerhalb der benötigten Zeit mit den erforderlichen Informationen versorgt werden.

Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 9, n° 3 - 4 (1984).

FACTEURS BIOLOGIQUES A CONSIDERER LORS DE LA DECISION DE DISTRIBUTION D'IODE STABLE LORS D'ACCIDENTS NUCLEAIRES.

Dr. A. LAFONTAINE

Directeur Honoraire de

l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie

Professeur à l'Université de Louvain

95, boulevard Brand Whitlock

B-1200 Bruxelles

Résumé

Nous considérerons successivement le mécanisme d'action, l'efficacité et la toxicité de l'iode avant d'évoquer rapidement quelques recommandations pour l'emploi d'iodure de potassium en cas d'accident nucléaire.

1. Mécanisme d'action

L'iode provenant de l'alimentation passe dans le plasma et la glande thyroïde qui se comporte comme un organe de transfert fort actif de manière telle que le rapport entre la concentration d'iode dans la thyroïde est 20 fois, parfois 50 fois, supérieure à celle observée dans le plasma sanguin.

L'iode radioactif suit le même cycle. Son accumulation au niveau de la thyroïde peut être inhibée par une série de substances (thiourée, propylthiouracil, perchlorate, thiocyanate, methimazole, etc...) mais c'est l'iodure (ou l'iodate) en large excès qui paraît le plus actif. Cette activité est liée à 3 phénomènes :

- a) la proportion d'iode radioactif disponible par rapport à la concentration accrue d'iode stable est grandement réduite (effet de dilution) ;
- b) quand la teneur en iode dans le sang augmente, un mécanisme autorégulateur se met en marche qui limite l'accumulation ultérieure d'iode dans la glande. La nature de ce mécanisme n'est pas encore bien définie. Il faut toutefois bien se rendre compte que

l'administration d'iode ne réduit pas la quantité d'iode radioactif déjà fixé dans la thyroïde. Par contre l'effet de suppression de fixation de cet iode radioactif par la thyroïde persiste longtemps ;

- c) en présence d'un excès d'iode, il se produirait une inhibition de la transformation organique de l'iode. Il s'agirait toutefois d'un phénomène transitoire chez les euthyroïdiens. (1)

## 2. Efficacité

Pour  $^{131}\text{I}$ , qui intéresse principalement la population ambiante en cas d'accident, on note chez les individus normaux une fixation de 10 à 40 % de  $^{131}\text{I}$  administré, la plus grande partie s'étant accumulée dans la thyroïde dans les 12 premières heures. De là, la nécessité d'agir vite si l'on veut concurrencer la fixation de l'iode en cas d'accident.

Les principes suivants sont à considérer :

- a) 100 mg d'iode stable (  $\pm$  130 mg d'iode de potassium ou  $\pm$  160 mg d'iodate) bloque au moins 90 % de  $^{131}\text{I}$  inhalé ou ingéré. Chez l'enfant la dose est réduite de moitié. Le début de l'action se situe 30 minutes après l'administration.
- b) Dans les 3 à 4 heures qui suivent l'exposition aiguë, on peut encore espérer bloquer 50 % de l'iode radioactif.
- c) Si le bénéfice devient médiocre 12 heures après l'exposition aiguë à  $^{131}\text{I}$ , il ne faut pas oublier que l'iode va intervenir sur les expositions à l'iode radioactif étalées dans le temps.
- d) L'effet bloquant se maintient longtemps après l'administration et dépasse les 24 heures : une dose quotidienne de 130 mg d'iode de potassium suffit à maintenir cet effet bloquant.
- e) En raison du fait que l'iode radioactif non fixé est éliminé par le rein et que cette élimination est pratiquement totale après 48 heures, il faut maintenir l'administration d'iode stable pendant au moins 3 jours après l'exposition aiguë.
- f) Si, en général, les contremesures ont éliminé le risque après 10 jours, il peut y avoir des circonstances exceptionnelles où l'exposition persiste, notamment par voie digestive ; dans ce cas une utilisation prolongée d'iode stable est nécessaire.

### 3. Toxicité

C'est le problème qui est le plus controversé et pourtant si l'incidence exacte de réactions défavorables après l'administration quotidienne de 130 mg d'iodure par jour et pendant quelques jours n'est pas connue, elle est en tout cas faible.

L'iodure de potassium a été administré à des doses plus élevées (300 à 1200 mg quotidiennement) et pendant de très longues périodes, entre autres pour des affections pulmonaires ou vasculaires.

Les rapports individuels concernant les complications n'identifient pas le nombre total des sujets prenant de l'iode et parmi lesquels des cas d'intolérance sont survenus.

S'il est probable que le nombre de cas signalés est inférieur aux réalités, il faut toutefois faire part que la F.D.A. de 1969 à 1980, alors qu'elle recherchait particulièrement les cas, n'en a identifié que 160 cas, dont aucun en dessous de 10 ans.

De plus, la fréquence et l'importance des réactions sont généralement proportionnelles à la dose et à la durée d'administration. Si bien qu'à notre avis seule l'allergie à l'iode apparaît être la seule et réelle contre-indication à son usage en cas d'accidents nucléaires.

Il serait utile d'essayer d'identifier à l'avance les individus sensibles encore que les manifestations soient rarement très graves.

Parmi les effets non thyroïdiens, on note particulièrement des rashes cutanés, des gonflements thyroïdiens (des "oreillons" thyroïdiens) et une série de symptômes d'"iodisme" (goût métallique, bouche et gorge brûlantes, gencives et dents "sèches", sensation de froid à la tête, nausées et diarrhées).

Des réactions d'hypersensibilités spécifiques peuvent aussi survenir avec des manifestations fébriles, des douleurs articulaires et des oedèmes au niveau de divers tissus. Les mesures thérapeutiques se limitent souvent à la cessation de l'apport d'iodure.

Il serait toutefois souhaitable parmi les populations susceptibles d'être prises en considération de connaître à l'avance ceux qui pourraient avoir eu des réactions cutanées anormales à l'iode et ceux dont les affections pourraient prédisposer à de telles réactions comme les patients souffrant de vascularité périphérique avec déficience du complément. (2)

Ces personnes pourraient être l'objet d'une considération particulière si l'administration d'iodure s'imposait et seraient éventuellement hospitalisées pour être surveillées : dans ce cas il faut encore une fois faire la part entre un risque réel et un risque potentiel.

Les complications de l'administration d'iode stable au niveau de la thyroïde sont l'hyperthyroïdisme, l'hypothyroïdisme et le goitre iodé. Le goitre peut aussi survenir chez les enfants nés de mères ayant pris de grosses quantités d'iodure pendant des périodes prolongées lors de la grossesse. Toutefois, les quantités prescrites en cas d'accidents nucléaires et la durée d'administration sont telles que de tels risques de dysfonctionnement thyroïdien dans la population "at large" sont minimes.

De ce fait, il est souhaitable que les médecins soient prévenus et puissent, en cas de réactions sérieuses, intervenir et faire cesser l'administration d'iode. Par ailleurs, il serait bon que la population qui risque d'être exposée à l'iode radioactif soit prévenue de façon objective et compréhensible. Cela permettrait d'éviter les inquiétudes inutiles et de faciliter les interventions rapides dans les rares cas nécessaires ramenant le risque pratiquement à zéro.

Examinons maintenant certains groupes de la population qui ont été considérés de manière plus particulière.

### 1. Les femmes enceintes (en dehors des effets sur le fœtus).

La grossesse est souvent accompagnée d'une augmentation de volume de la thyroïde et d'une augmentation de la captation de  $^{131}\text{I}$  ; c'est pourquoi il nous apparaît injustifié de considérer la grossesse comme une contre-indication à l'usage de l'iodure de potassium pendant un court laps de temps.

### 2. Le fœtus

Le placenta semble constituer un système de transfert un peu similaire à la thyroïde. Par ailleurs, la thyroïde foetale est capable de capter l' $^{131}\text{I}$  après la 12<sup>ème</sup> semaine de vie et ce pouvoir s'accélère avec l'âge de fœtus au point que pendant la 2<sup>ème</sup> partie de la gestation, la fixation par la thyroïde foetale peut être comparée à la fixation observée chez l'adulte. Enfin, la glande immature présente une plus grande sensibilité à la dégénérescence néoplasique.

L'administration d'iode stable à la maman protège simultanément la thyroïde foetale et la thyroïde maternelle.

Par ailleurs, le foetus comme le nouveau-né prématuré semblent plus vulnérables à certains effets indésirables éventuels comme l'induction de goitre avec ou sans hypothyroïdie.

C'est pourquoi, l'iodure était contre indiqué comme expectorant pendant la grossesse.

Toutefois, de telles manifestations thyroïdiennes sont rares et il est fort peu probable qu'elles apparaissent pour les quantités d'iodure administrées lors d'un accident nucléaire.

### 3. Le nouveau-né

La captation de l' $^{131}\text{I}$  pendant les premiers jours de la vie est relativement plus élevée que chez l'enfant et l'adulte, surtout si l'on se réfère au poids de la glande.

Par ailleurs, il ne faut pas oublier les risques liés à l'apport d'iode par les sécrétions mammaires c'est-à-dire par lait.

Même s'il apparaît que la durée vie biologique de l' $^{131}\text{I}$  est plus courte chez le nouveau-né que chez l'adulte, il apparaît que la thyroïde du nouveau-né est plus radiosensible.

Diverses hypothèses ont été amenées concernant des effets indésirables éventuels de l'iode stable comme un hypothyroïdisme transitoire par inhibition de la synthèse hormonale.

De telles observations ont été rapportées après des applications topiques. (3)

Mais d'autres sont moins formels et ne font des réserves qu'à l'égard d'applications répétées et prolongées. (4)

Si les effets paraissent rares, transitoires et réversibles, il faut pourtant tenir compte des répercussions éventuelles d'un hypothyroïdisme à ce stade de développement.

Toutefois d'un côté, de tels effets doivent être mis en balance avec les effets d'une exposition à l'iode radioactif et nous pensons d'un autre côté que la plupart des nouveaux-nés sont sous surveillance hospitalière où une supervision médicale plus étroite est théoriquement possible.

### 4. L'enfant

Les nourrissons, les jeunes enfants, par comparaison avec les adultes, constituent les groupes plus exposés aux effets éventuels

des iodes radioactifs : cela est notamment dû au fait que la captation par gramme de tissu thyroïdien est relativement plus élevée et au fait que l'irradiation par unité de poids thyroïdien est plus élevée.

En outre, la glande immature est probablement plus exposée que la glande adulte à un processus de cancérisation. A cela il faut ajouter le risque relativement plus grand de l'apport d' $^{131}\text{I}$  par la voie du lait contaminé : naturellement dans ce cas, des mesures diététiques appropriées peuvent diminuer le risque mais en tous cas l'apport d'iode stable reste nécessaire pour faire face à l'inhalation d'iode radioactif. On a signalé que de rares adolescents traités par l'iodure pour de l'asthme ou des affections pulmonaires, ont présenté des goitres iodo-induits et des réactions cutanées.

Mais encore une fois on est loin des doses et de la durée de traitement à mettre en oeuvre après un accident nucléaire.

A noter qu'en Grande-Bretagne, où l'on préconise l'iodate plus stable, on préconise 50 mg d'iode pour l'enfant en dessous de 6 mois, 100 mg chez l'enfant de 6 mois à 4 ans et 200 mg chez les enfants au-dessus de 4 ans y compris les adultes. (164 mg d'iodate de potassium correspondent à 100 mg d'iode).

Nous pensons personnellement qu'il ne faut pas aller à plus de 100 mg d'iode après un an et rester à 50 mg chez l'enfant en dessous d'un an.

## CONCLUSIONS

Nous estimons qu'il n'y a aucune contre indication absolue au recours à l'iodure (ou peut être mieux à l'iodate plus stable que l'iodure à la conservation) de potassium. Au contraire, l'abstention au recours à l'iode stable constitue pour nous une erreur en cas d'exposition accidentelle aux iodes radioactifs, en tous cas si l'exposition risque de dépasser 25 rem pour la population (dose totale) et 5 rem pour les travailleurs exposés (dose individuelle).

Il peut être utile surtout dans le milieu professionnel d'identifier préalablement certains individus connus pour leur sensibilité à l'iode ou présentant un risque potentiel de sensibilité : ce n'est toutefois que si d'autres moyens d'intervention (abri ou évacuation) s'avèrent possibles et efficaces que le recours à l'iode stable sera écarté pour



ces individus ; la fréquence des réactions sérieuses est estimée entre 1 pour 1 million de doses et 1 pour 10 millions de doses.

Pour assurer l'emploi efficace de l'iode stable il est indispensable de planifier celui-ci de manière :

1. qu'il ait lieu en parallèle avec une évaluation aussi correcte que possible des doses d'exposition de la thyroïde ;
2. que la distribution puisse commencer le plus tôt possible pour la population potentiellement exposée ;
3. que les réserves permettent de faire face, si nécessaire à une administration pendant une dizaine de jours ;
4. que l'administration ne soit pas inutilement prolongée au-delà du dixième jour et que les doses doivent être respectées.

Cela doit aller de pair avec une information du public sur la nécessité du recours à l'iode stable et sur les manières de l'utiliser et avec la mise en oeuvre de toutes les autres mesures d'intervention.

#### Remerciements

Je tiens à remercier Sir Edward Pochin du National Radiological Protection Board (UK) des informations amicalement communiquées.

BIBLIOGRAPHIE

- Halperin J.A., Shleien B., Kahana S.E. et Bilstad M.D.  
Background Material for the Development of the Food and Drug Administrations's Recommendations on Thyroïd Blocking With Potassium Iodide.  
H.J.S. Publication F.D.A. 81.8158.  
Bureau of Radiological Health Rochville, Maryland 20857.
  
- Group of experts convened under article 31 of Euratom treaty.  
Radiological Protection Criteria for controlling Doses to the Public in the Event of accidental Releases of Radioactive Material Luxembourg. C.E.C. July 1972.
  
- Americal Thyroïd Association - September 18 - 1982.  
The use of Iodine as a Thyroïdal Blocking Agent in the Event of a Reactor Accident.  
University Massachusetts Medical School, Lake avenue North, 55, Worcester Massachusetts 01605.
  
- Johnson G.C.  
F.D.A. Guidance on Potassium Iodide  
Fourteenth Annual Conference of the Radiation Control Program Directors May 27-1982.
  
- Réunion organisée par l'OMS sur les accidents nucléaires.  
Bruxelles 1982. Rapport préliminaire préparé par Nénot et Clarke.

REFERENCES

- (1) Wolff.J.Am.Med 47 : 101-124. (1969).
- (2) Curd.J.G. et al. Ann.Intern.Med.91:853-857 (1979).
- (3) Leger F.A. et al. Arch.Dis.Child.33 : 485-490 (1978).
- (4) Pyali S.P. et al. J.Pediat.91:825-828 (1977).

SAMENVATTING.

Wij beschouwen achtereenvolgens het aktiemechanisme, de doeltreffendheid en de toxiciteit van jodium, vooraleer enkele aanbevelingen voor het gebruik van kaliumiodide bij een kernongeval in het kort te melden.

ABSTRACT.

The action mechanism, the efficiency and the toxicity of iodine are described before mentioning some recommendations for the distribution of potassium iodide in case of a nuclear accident.

ZUSAMMENFASSUNG.

Wir betrachten nacheinander die Aktionsweise, die Wirksamkeit und die Toxizität von Iod und geben anschließend einige kurze Empfehlungen für die Anwendung von Kaliumiodid im Falle eines Nuklearunfalls.

Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, vol. 9, n°3-4 (1984).

## HET GEBRUIK VAN MATEMATISCHE MODELLEN VOOR DE SIMULATIE VAN DE OMGEVINGSBELASTING TIJDENS NUKLEAIRE ONGEVALLLEN.

GOVAERTS P., MERTENS I.

Studiecentrum voor Kernenergie

(SCK/CEN)

Boeretang 200

B-2400 Mol

22 juni 1984.

### Samenvatting

De omgevingsbesmetting tengevolge van een nucleair ongeval kan gesimuleerd worden aan de hand van matematische modellen. Hun bruikbaarheid hangt af van de aard van het ongeval en de beschikbaarheid van de invoergegevens. Diverse te nemen opties bij het ontwerp van zulk een systeem worden besproken. Bij wijze van voorbeeld wordt het systeem voor on-line bepaling van atmosferische dispersie van het SCK/CEN Mol, CAERS, voorgesteld.

### 1. Inleiding

De impact van een nucleair ongeval op de omgeving kan in de eerste fase geëvalueerd worden aan de hand van gegevens over de lozing, over de meteorologische toestand en omgevingsmetingen (fig. 1). Kronologisch zullen de beslissingen tot noodplanacties eerst gebaseerd worden op de schatting van de lozing, vervolgens op een berekende omgevingsbelasting door deze lozing te combineren met de meteorologische gegevens via een dispersiemodel en tenslotte op waarnemingen in de omgeving. De betrouwbaarheid van zowel de berekende als de gemeten omgevingsbelasting hangt in grote mate af van de aard van het ongeval. Een vergelijking van waarnemingen met berekeningen laat een verfijning van beide evaluaties toe. Enerzijds zullen de berekende waarden aanduiden welke bijkomende metingen het vlugst bruikbare informatie kunnen opleveren en anderzijds kan deze vergelijking beschouwd worden als een primaire validatie van de berekeningen. Sommige invoerparameters van het berekeningsmodel, zowel wat betreft de lozing als de meteorologische toestand, kunnen op deze basis aangepast worden. Door dit proces voortdurend te herhalen zal de

beslissingsbasis voor noodplanacties meer en meer betrouwbaar worden. Het is duidelijk dat matematische modellen en informatieverwerking hierbij een belangrijke rol kunnen spelen.

## 2. De bronterm

De bronterm kan afgeleid worden uit de aanduiding van de schouwmonitoring of door identifikatie van het scenario. Ingeval de schouwmonitoring bruikbare informatie geeft, stelt zich het probleem van de omzetting van de aanduiding van een instrument naar fysische eenheden, namelijk de lozing in  $C_i \text{ s}^{-1}$  gespecificeerd per isotoop. In de meeste gevallen zal deze konversiefaktor in de loop van de lozing aangepast moeten worden op basis van resultaten van analyses. In een eerste fase zal men dus slechts een relatieve omgevingsbelasting kunnen bepalen. De mogelijkheid tot het on-line invoeren van de bronterminformatie in een berekeningssysteem, hangt af van de installatie. Voor installaties met een niet konstante samenstelling van de lozing, zoals in geval van reactoren, lijkt deze koppeling vrij utopisch. In geval van grote ongevallen, waarbij de lozing niet noodzakelijk langs de schouw plaatsvindt, dient men de geloosde activiteit te schatten aan de hand van alle mogelijke indicaties die toelaten het ongevalsscenario te rekonstrueren. Hierbij is het mogelijk een mathematisch model als hulpmiddel te gebruiken, dat permanent de inventaris van radioactieve stoffen in de diverse kompartimenten van de installatie berekent, en een aantal standaard lozingsscenario's voorziet, rekening houdend met de relatieve vluchtigheid van de verschillende isotopen.

## 3. Atmosferische dispersie en depositie

Er bestaat een uitgebreid gamma van modellen om de verspreiding van pollutanten in de atmosfeer te berekenen. De modellen bestemd voor evaluaties tijdens een noodsituatie moeten meestal met een minimum aan informatie, een zo juist mogelijk beeld genereren. Hierbij is het vooral van belang de geografische verspreiding zo akkuraat mogelijk vast te leggen om toe te laten de noodplanacties, te beperken tot het gebied waar ze effectief kunnen zijn. De bestaande modellen verschillen vooral

wat betreft de numerieke methodes, de keuze van de meteorologische gegevens, en de behandeling van atmosferische turbulentie.

De verspreiding van radionukleiden in de atmosfeer bestaat uit de diffusie van een massa, ten opzichte van haar zwaartepunt dat met de windsnelheid wordt meegevoerd. Ondertussen transformeert een gedeelte van de nukleiden door radioactief verval, zakken zwaardere deeltjes uit de wolk, en blijven reactieve stoffen zoals Jodium gedeeltelijk achter door wisselwerking met het grondoppervlak. In de veronderstelling dat men over alle parameters beschikt, is het met de huidige rekenmiddelen niet meer onmogelijk deze fenomenen te beschrijven door de oplossing van een diffusievergelijking, die het behoud van massa in de omgeving impliceert. Zulke modellen verdelen de omgeving in kleine cellen en passen in iedere cel de behoudsvergelijkingen toe. Met deze methode komt men echter vrij vlog tot tienduizenden cellen, die meestal nog niet fijn genoeg zijn om het gedrag in de eerste kilometers bij de bron, voldoende nauwkeurig te beschrijven. Deze methode kan alleen verrechtvaardigd worden in geval van een complexe topografie, waar de meteorologische situatie in het horizontale vlak verre van homogeen is, voor zover men beschikt over voldoende gegevens om de ruimtelijke verdeling van bijvoorbeeld de windvectoren op ieder ogenblik te kennen.

De meeste modellen gaan echter uit van een analytische oplossing van de diffusievergelijking. Zo wordt de ruimtelijke verspreiding van de concentratie  $c$ , ten opzichte van het zwaartepunt beschreven door de zogenaamde trigaussiaanse uitdrukking :

$$c(x,y,z,t) = A \cdot e^{-\frac{x^2}{2\sigma_x^2}} \cdot e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \cdot e^{-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}}$$

waarbij  $z$  de verticale richting is,  $x$  de richting parallel met de windrichting en  $y$  loodrecht op de windrichting in het horizontale vlak. De verspreidingsparameters hangen af van de meteorologische situatie, op een wijze die experimenteel gevalideerd werd. Een integratie van de concentratie over de tijd, rekening houdend met de windsnelheid, geeft aanleiding tot de gekende bigaussiaanse uitdrukking :

$$\int_0^{\infty} c(x,y,z,t) dt = B \cdot e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \cdot e^{-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}}$$

Deze rekenmethode laat toe op basis van de berekening in enkele honderden punten een vrij goed beeld van de verspreiding tot op een tiental km te vormen, maar is niet toepasbaar op een complex terrein waar de meteorogegevens erg plaatsafhankelijk zijn.

De keuze van de meteorologische gegevens, of met andere woorden het gamma van meteorologische gegevens dat ter beschikking staat van het evaluatiesysteem is een andere faktor die verschillende systemen van elkaar onderscheidt. Het spreekt vanzelf dat het gedrag van een pakketje polluenten in de atmosfeer het best kan voorspeld worden op basis van de meteorologische situatie die ter plaatse heerst. Vermits men gebruik maakt van een beperkt aantal meetstations, kan men een afwijking tussen de toegepaste en de exakte meteo verwachten. De meer complexe modellen simuleren de meteorologische gegevens door interpolatie tussen verschillende meetpunten, rekening houdend met de topografie, minder complexe modellen gebruiken de meest nabije gegevens die beschikbaar zijn. Meestal zijn dit gegevens in de buurt van het lozingspunt. De bruikbaarheid van deze gegevens in het horizontale vlak hangt af van de complexiteit van de topografie. De gradiënten in verticale zin zijn echter kritischer. Er kunnen grote verschillen bestaan tussen berekeningen uitgevoerd met twee sets meteorologische gegevens afkomstig van hoogten die slechts enkele tientallen meters verschillen. Een andere coördinaat is de tijd. De eenvoudigste modellen veronderstellen dat de meteorologische gegevens van het ogenblik van de lozing geldig blijven voor heel het parkoers. De geldigheid hiervan is funktie van de integratietijd van de gegevens. Een windrichting uitgemiddeld over tien minuten, met een windsnelheid van drie meter per seconde, kan bijvoorbeeld de richting van de pluim slechts beschrijven over twee kilometer, hierna moet een nieuwe windrichting in aanmerking worden genomen. Het is ook van belang dat de dispersieparameters bepaald werden met dezelfde integratietijd, als de meteorologische gegevens waaraan ze worden gekoppeld.

Een laatste belangrijk verschil tussen verschillende dispersiemodellen bestaat juist uit de wijze waarop deze dispersieparameters bepaald worden. Er bestaan immers meerdere systemen om deze parameters uit meteorologische waarnemingen af te leiden. Voor eenzelfde periode kan dit tot aanzienlijke verschillen leiden zoals blijkt uit een studie van het SCK/CEN [1]. Berekening van concentraties op basis van reële meteorologische waarnemingen aan de hand van 12 verschillende systemen leidde tot een spreiding tot twee grootteorden voor de maximum

uursgemiddelden en een faktor acht voor de jaarsgemiddelden. De verschillen tussen deze systemen zijn vooral toe te schrijven aan de verschillen in oppervlakteruwheid van de testgebieden alsook aan de verschillen in integratietijd van de experimenten die aan de basis lagen van de afleiding van de dispersieparameters. De keuze van de dispersieparameters voor een vestigingsplaats kan gevalideerd worden met gemerkte lozings zoals dit gebeurd is voor Mol en Tihange.

#### 4. Het dosismodel

De ruimtelijke verdeling van de radionukleiden in de omgeving kan omgezet worden tot een berekende blootstelling, door toepassing van een dosismodel. Zonder in detail te gaan, sommen we hier enkele punten op waarmee bij het ontwerp van een globaal evaluatiesysteem moet rekening gehouden worden. Er moet eerst en vooral een optie genomen worden over de te beschouwen radionukleiden en de blootstellingswijzen. Deze keuze is sterk afhankelijk van de aard van de installatie en de te beschouwen ongevalsscenario's. Voor grote reaktorongevallen, kan reeds een goede benadering gevonden worden voor het risico tengevolge van de blootstelling gedurende de eerste dagen met een tiental isotopen (Jodia, edelgasen, Tellurium en Caesium) en drie blootstellingswijzen (uitwendige bestraling van de wolk en van de deposities en inademing). Verder is het van belang duidelijk de integratietijd van de blootstelling vast te leggen. Voor routine blootstellingen wordt een inwendige dosis geïntegreerd over vijftig jaar. Voor vergelijking met criteria in noodsituaties lijkt een keuze van bijvoorbeeld twee weken beter verantwoord. Een laatste punt heeft betrekking op de definitie van de berekende uitwendige dosis. De dosissnelheid in de omgeving wordt immers berekend in een model. In werkelijkheid kunnen de dosissnelheden hiervan sterk afwijken bij een gelijke besmetting, tengevolge van onregelmatigheden in het terrein. A fortiori geldt dit voor de blootstelling van mensen die binnen verblijven. De dosissnelheid op de tiende verdieping van een appartementsgebouw, is niet dezelfde als deze in een bungalow ! Deze evaluaties zijn niet alleen belangrijk voor de bepaling van het risico maar ook voor de interpretatie van omgevingsmetingen.



## 5. Het CAERS-systeem van het SCK/CEN, Mol.

Op het SCK/CEN, Mol werd een on-line evaluatiesysteem voor atmosferische dispersie en depositie op punt gesteld. Het maakt gebruik van meteorologische gegevens van vijf niveaus, die gedurende 31 dagen voor het systeem beschikbaar blijven. De karakteristieken van 12 bronnen van de nucleaire vestigingsplaats Mol werden in een bestand opgenomen. De operator kiest de bron en kan eventueel de standaardkarakteristieken wijzigen. In functie van de windrichting kiest het systeem de sektor waarin de berekeningen worden uitgevoerd. Concentraties en deposities worden bepaald in een rechthoekig rooster van 441 punten en in 30 geselecteerde punten in een sektor van 90°; deze punten liggen op bestaande wegen, zodat zij als referentiepunten voor de omgevingscontrole kunnen gebruikt worden. De uitvoer gebeurt op scherm, en/of op papier (numerieke gegevens en tekeningen). Het is mogelijk isolijnen onmiddellijk op de schaal van stafkaarten, te tekenen. De operator kan een bronterm invoeren. Eerst worden de geïntegreerde concentraties met een bigaussiaans model berekend en grafisch voorgesteld (fig. 2). De analoge informatie volgt voor de deposities, waarbij automatisch rekening gehouden wordt met eventuele regen. Door de simulatie van de lozing in kleine puffjes van 10", worden op basis van één minuutswaarden trajekten van de opeenvolgende puffs getekend (fig.3). Deze figuur duidt de plaatsen aan waar het laatste half uur het centrum van de pluim is voorbijgekomen. Fig. 4 toont de ogenblikkelijke positie van de centra van de pluim na een half uur, terwijl fig. 5 de ogenblikkelijke concentraties na een half uur, berekend met een trigaussiaans model toont. De bigaussiaanse berekening is nuttig voor een eerste evaluatie, de trajekten voor het bepalen van bijkomende meetpunten voor omgevingscontrole en de trigaussiaanse benadering is onontbeerlijk voor de interpretatie van de omgevingsmetingen.

De gegevensbestanden en modellen die gebruikt worden door het on-line systeem, kunnen met meer gesofistikeerde toepassingsmogelijkheden ook off-line gebruikt worden.

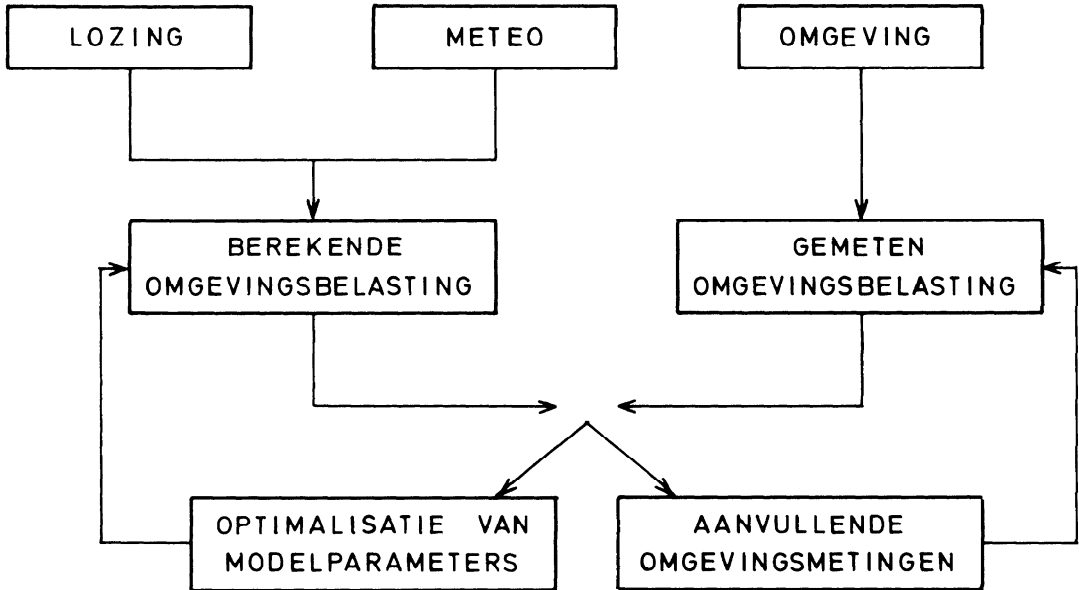
## 6. Konklusie

Zowel bij de behandeling van de informatie over de bronterm in geval van een nucleair ongeval, als bij de bepaling van de verspreiding

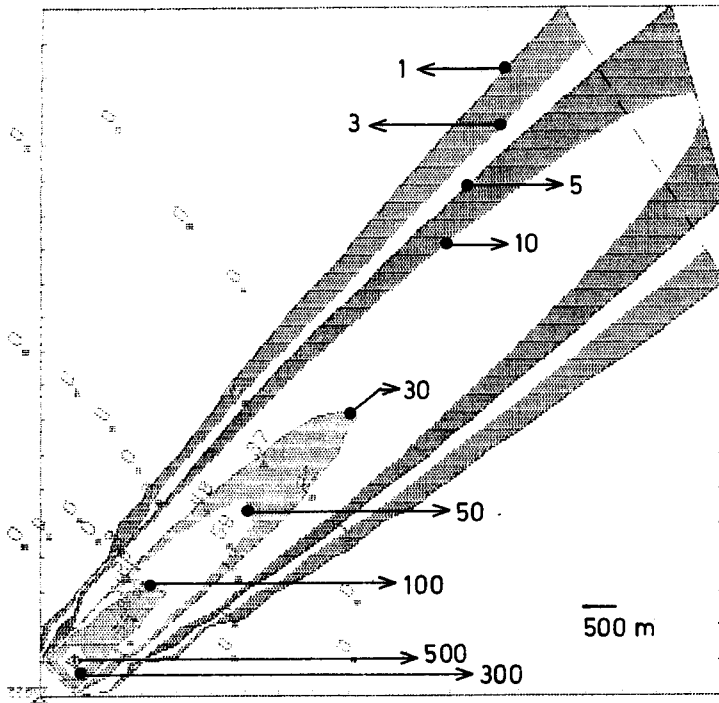
in de atmosfeer en de blootstelling van de bevolking kunnen matematische modellen een rol spelen. Deze systemen geven niet noodzakelijk onmiddellijk de absolute waarheid, maar de betrouwbaarheid van de konklusies zal bij gepaste kombinaties van zoveel mogelijk gegevens snel groeien, en sneller dan wanneer men deze nieuwe modellen niet zou gebruiken. Het grasduinen in de problemen die bij het ontwerp van zulk een systeem te voorschijn komen, trekt de aandacht op het feit, dat hoe gebruikersvriendelijk zulke systemen ook kunnen zijn, het succes in grote mate zal bepaald worden door het inzicht dat de gebruiker heeft in de achtergronden van het model.

#### REFERENTIES

- [1] J.G. Kretzschmar, I. Mertens, G. De Baere, J. Vandervee  
"Influence of the Turbulence Typing Scheme upon the Cumulative  
Frequency Distribution of the Calculated Relative Concentrations  
for Different Averaging Times".  
CEC Project 10C - EUR 8478 EN - 1982

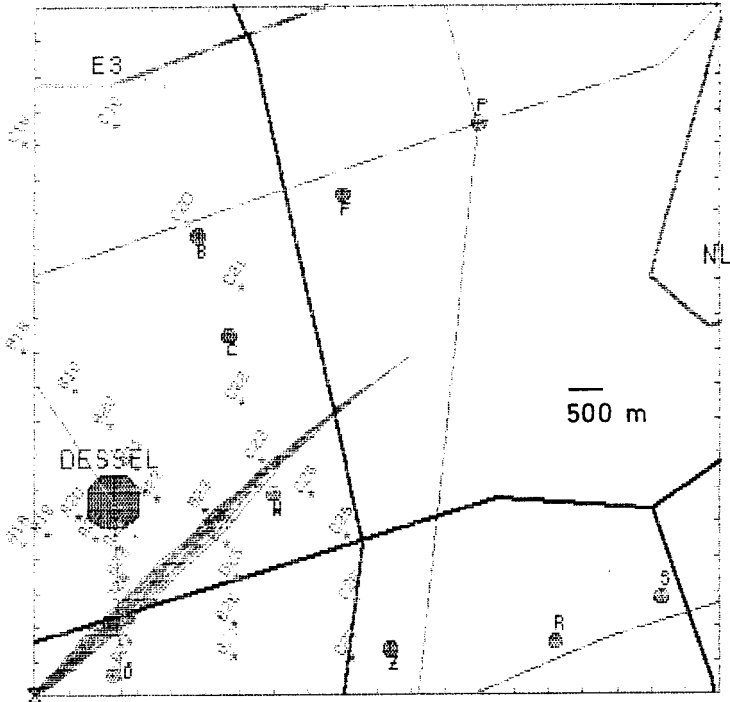


Figuur 1 : Kringloop van de informatie ter beschikking van het noodplan.



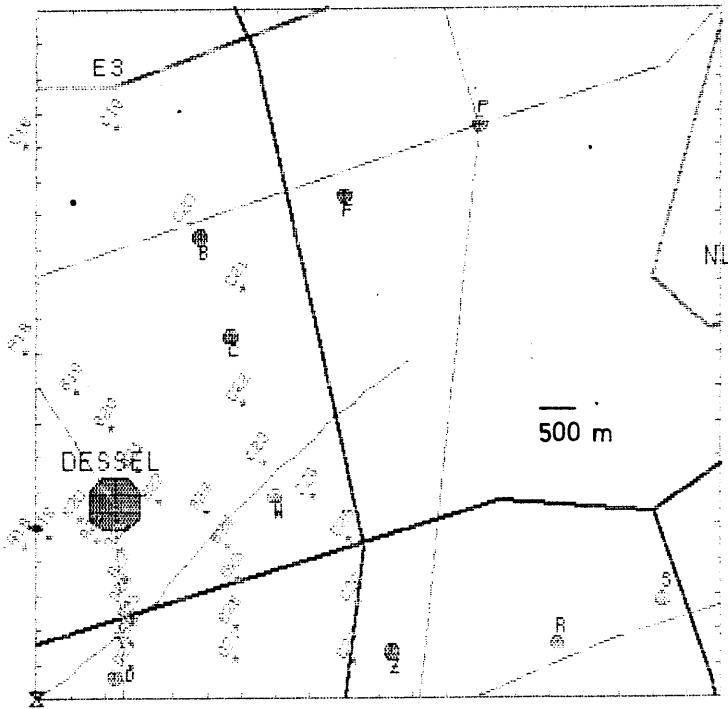
Figuur 2

Gemiddelde geïntegreerde concentratie gedurende één half uur voor een konstante continue eenheidslozing via BR2. Alle numerieke resultaten zijn uitgedrukt in  $10^{-8}$  Ci/m<sup>3</sup>. Het maximum  $\diamond$  bedraagt  $529 \cdot 10^{-8}$  Ci/m<sup>3</sup> (bi-Gaussiaanse dispersiemodel).



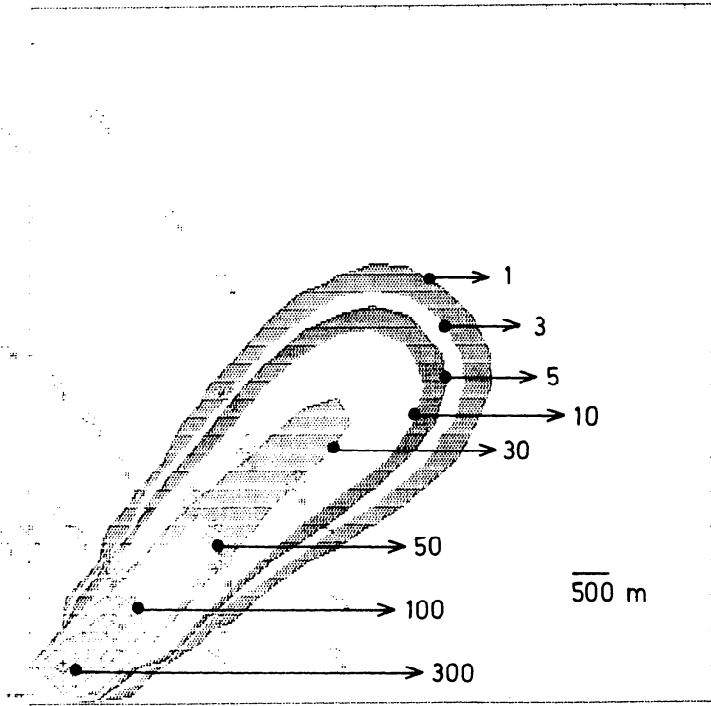
Figuur 3

Trajekten van opeenvolgende puffs gedurende één half uur, gediskretiseerd per minuut.



Figuur 4

Ogenblikkelijke positie van de pluimas op het einde van een periode van één half uur.



Figuur 5

Ogenblikkelijke concentraties op het einde van de periode van één half uur voor een konstante continue eenheidslozing via de schouw van BR2. Alle numerieke resultaten zijn vermenigvuldigd met  $10^8 \text{ Ci/m}^3$ . Het maximum  $\phi$  bedraagt  $429 \cdot 10^{-8} \text{ Ci/m}^3$  (tri-Gaussiaans dispersiemodel).

RESUME.

La contamination de l'environnement à la suite d'un accident nucléaire peut être simulée à l'aide de modèles mathématiques. Leur efficacité dépend de la nature de l'accident et la disponibilité des données d'entrée. Les différentes options à prendre lors de la conception d'un tel système sont discutées. Le système pour la détermination de la dispersion atmosphérique en temps réel du SCK/CEN Mol est présenté à titre d'exemple.

ABSTRACT.

The contamination of the environment subsequent to a nuclear accident can be simulated by mathematical models. Their efficiency depends on the nature of the accident and the availability of input data. The different choices related to the design of such a system are discussed. The on-line atmospheric dispersion model of SCK/CEN Mol, CAERS, is presented.

ZUSAMMENFASSUNG.

Die Umgebungskontamination nach einem Nuklearunfall kann anhand von mathematischen Modellen simuliert werden, deren Brauchbarkeit vom Unfall und der Verfügbarkeit von Eingangsdaten abhängt. Verschiedene, beim Entwurf eines solchen Systems anzuwendende Optionen, werden besprochen. Als Vorbild wird das System der Online-Bestimmung von atmosphärischer Dispersion für das SCK/CEN Mol, CAERS, vorgestellt.



## VALIDATIE VAN MODELLEN VOOR DE ATMOSFERISCHE DISPERSIE IN NOODSITUATIES

VANDERBORGHT B.

Studiecentrum voor Kernenergie

(SCK/CEN)

Boeretang 200

B-2400 Mol

22 juni 1984.

Samenvatting

De verspreiding van contaminanten in de atmosfeer bij een accidentele of routine lozing kan gesimuleerd worden door wiskundige modellen. De experimentele validatie van de modellen wordt besproken door de vergelijking van de berekeningen met de meetresultaten van atmosferische tracer dispersie-experimenten. Het belang van mobiele metingen met een meetwagen wordt vermeld. Naast het gebruik van experimenten met gemerkte lozingen voor de validatie van verspreidingsmodellen wordt het nut van de experimenten in andere toepassingsdomeinen geschetst.

1. Inleiding

In een andere bijdrage tot deze artikelenreeks over accidentele lozingen van radionucliden door een nucleaire installatie, werd door P. Govaerts uiteengezet wat een mathematisch model voor de atmosferische dispersie van pollutanten is en hoe het in noodsituaties of bij post-accident evaluaties kan gebruikt worden (CAERS : Computer Aided Emergency Response System).

Een belangrijke vraag is nu : hoe betrouwbaar en hoe bruikbaar zijn de modelberekeningen ?

Voor de validatie van deze twee aspecten van CAERS werden in de periode september 1982 - november 1983 zestien tracer dispersie experimenten, ook gemerkte lozing genaamd, uitgevoerd.

Een gemerkte lozing is per definitie een experiment waarbij een specifieke indikator onder goed gecontroleerde omstandigheden in de atmosfeer wordt geëmitteerd en de resulterende immissie wordt gemeten op

vele plaatsen benedenwinds de lozingsbron. Wanneer de emissiekenmerken, de meteorologische omstandigheden en de resulterende concentraties gekend zijn, dan zijn de noodzakelijke invoergegevens voor het testen van het model beschikbaar.

Het is politiek niet aanvaardbaar om een radioactieve tracer te gebruiken voor vrijwillige lozing in de atmosfeer. Zwavelhexafluoride gas ( $\text{SF}_6$ ) werd gebruikt als indicator omdat het aan vele eigenschappen van een ideale tracer beantwoordt: niet-radioactief, niet-giftig zelfs tot op het 80 % niveau, chemisch, thermisch en fotolytisch stabiel, onoplosbaar in water, uiterst lage detectielimiet voor de bepaling in lucht ( $\sim 6 \text{ ng.m}^{-3}$ ), zeer lage achtergrondconcentratie ( $\sim 1 \text{ ng.m}^{-3}$ ), snelle en eenvoudige analyse.

### Experimenteel

De experimentele procedure op het SCK/CEN was als volgt (figuur 1) : op plaats Q wordt op 2 m hoogte  $3 \text{ g SF}_6 \cdot \text{s}^{-1}$  geëmitteerd gedurende ongeveer 3 uur. Al naargelang de mogelijkheden worden op 1 tot 3 bogen dwars op de windrichting luchtmonsters genomen gedurende 2 of 3 opeenvolgende perioden van 30 minuten. Aldus worden profielen van de grondconcentratie bekomen. In figuur 1 wordt de gemeten concentratie voorgesteld als een lijnstuk van op de meetplaats in de richting van de bron. De lengte van het lijnstuk is evenredig met de gemeten halfuursconcentratie. Bij de gegevensverwerking worden de gemeten concentraties geprojecteerd op een rechte loodrecht op de gemiddelde windrichting. Door de experimentele meetwaarden wordt een gausskurve gefit (figuur 2) waarvan de parameters zijn : de horizontale en verticale dispersie van de pollutant ( $\sigma_y$  resp.  $\sigma_z$ ), de windsnelheid (gemeten) en de plaats van het maximum van het profiel. Dit laatste geeft de richting van de as van de gemiddelde pluim. Experimenteel is gebleken dat deze richting enkele graden kan verschillen met de gemeten gemiddelde windrichting.

De procedure laat toe om de volgende experimentele parameters te vergelijken met de modelberekeningen : de horizontale en verticale spreiding van de pollutant, de concentratie op elke plaats van het profiel en in het bijzonder de maximale concentratie onder de pluimas.

Wanneer bij eenzelfde experiment, opeenvolgende meetperioden van 30 minuten onder gelijkaardige weersomstandigheden kunnen gerealiseerd worden, dan geven deze metingen tevens een idee van de toevallige variaties van de pluimdispersie onder gelijke meteokondities. Het is gebleken dat deze kunnen oplopen tot 50 % of meer. Uiteraard moeten deze stochastische veranderingen van de gemeten dispersieparameters in rekening worden gebracht bij de vergelijking met de simulaties.

### Validatie

Ter illustratie geeft tabel 1 de resultaten van het experiment van 17.01.1983. Dit experiment is niet het beste, noch het slechtste van de reeks, maar een typisch voorbeeld waarbij de windrichting een weinig veranderde ( $5^\circ$ ) van de eerste naar de tweede periode. De tabel geeft voor 2 opeenvolgende meetperioden en drie afstanden de gemeten (M) en berekende (B) horizontale ( $\sigma_y$ ) en verticale ( $\sigma_z$ ) dispersie, de maximale concentratie ( $C_{\max}$ ) en de richting van de wind respectievelijk van de pluim. Figuur 3 geeft het strooidiagram en de kleinste kwadraten regressieanalyse tussen de berekende en gemeten concentraties in de plaatsen van de eerste meetperiode. De berekeningen werden uitgevoerd met het CAERS gebruikmakend van het bi-gaussiaans dispersiemodel met het SCK/CEN turbulentie klassifikatiesysteem. Deze resultaten zijn een typische illustratie van de variabiliteit van opeenvolgende meetresultaten en van de overeenkomst tussen gemeten en berekende waarden.

Een gelijkaardige analyse werd uitgevoerd voor alle experimenten die op het SCK werden uitgevoerd en tijdens dewelke een voldoende aantal metingen in de SF<sub>6</sub> pluim werden bekomen. Tabel 2 geeft in gekondenseerde vorm de validatie van het model met 41 concentratieprofielen.

Tabel 1 - Vergelijking van gemeten (M) en berekende (B) parameters van een SF<sub>6</sub> pluim tijdens de gemerkte lozing van 17.01.1983.  
(Q = 3,4 g/s ; windsnelheid = 5,4 m/s ; neutrale atmosfeer (E<sub>3</sub>))

periode	afstand (m)	$\sigma_y$ (m)		$\sigma_z$ (m)		C <sub>max</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		dd (°)	
		M	B	M	B	M	B	M	B
1	2260	138	195	135	126	11	8.2	251	254
2	2260	138	195	110	126	13	8.2	247	252
1	4380	210	330	250	200	3.8	3.0	251	254
2	4380	180	330	312	200	3.6	3.0	247	252
1	6240	340	440	187	260	2.2	1.8	251	254
2	6240	230	440	340	260	2.6	1.8	247	252

TABEL 2 - Samenvatting van de vergelijking tussen gemeten en berekende parameters van de SF<sub>6</sub> pluim aan de hand van 41 SF<sub>6</sub> concentratieprofielen.

parameter	gemiddelde verhouding
gemeten/model horizontale dispersie	0,82 ± 0,22
gemeten/model verticale dispersie	1,25 ± 0,65
gemeten/model maximale concentratie	1,02 ± 0,65
windrichting - richting van de pluimas	5 graden
gemiddelde helling van de kleinste kwadraten	
regressie tussen gemeten en berekende concentratie	1,03 ± 0,66
gemiddelde korrelatiecoëfficiënt	0,92

Uit de tabellen blijkt dat het bi-gaussiaans model (hetwelke in eerste instantie een pragmatisch model is waarvan de dispersieparameters semi-empirisch bepaald zijn met een groot aantal turbulentiemetingen) individuele meetperioden (zoals bijvoorbeeld het geval zou zijn bij accidentele lozingen) met een redelijke nauwkeurigheid kan simuleren.

De resultaten van de tabellen 1 en 2 werden bekomen door de berekeningen uit te voeren met het turbulentie klassifikatieschema en de dispersieparameters van het SCK/CEN.

Ze werden eveneens uitgevoerd gebruikmakend van elf andere dispersieschema's die in de literatuur werden beschreven. De spreiding op deze resultaten is zeer groot. Het is gebleken dat voor een optimale betrouwbaarheid van de berekeningen, de modelparameters moeten geoptimaliseerd worden voor typische geografische en topografische texturen.

#### Mobiele metingen

Naast de monsternemingskoffers, waarmee de concentraties gemiddeld over 30 minuten worden bekomen, beschikt het SCK ook over een meetwagen waarmee ogenblikkelijke metingen van de tracer concentratie kunnen worden uitgevoerd. De mobiele metingen kunnen worden uitgevoerd terwijl de wagen rijdt om aldus de tracer pluim op te sporen en te lokaliseren en ogenblikkelijke concentratieprofielen op te nemen of terwijl de wagen stilstaat om de concentratie op een bepaalde plaats te volgen in functie van de tijd.

Bij het uitvoeren van de experimenten is de procedure zeer nuttig gebleken om de halfuurlijkse metingen te optimaliseren in functie van de eventueel veranderende windrichting. Wanneer de windrichting niet persistent is tijdens een meetperiode, dan is aan een van de beginhypothesen van het bi-gaussiaans model niet voldaan. Wanneer de verandering groot is (> 10 graden op 30 minuten) dan biedt het puff trajekt model voordelen en worden de mobiele metingen gebruikt om het veranderende kontaminatiegebied te volgen.

## Toepassingen van gemerkte lozingen

De techniek van de gemerkte lozing kent verscheidene mogelijke toepassingen, zowel in de nukleaire als in de niet-nukleaire sektor.

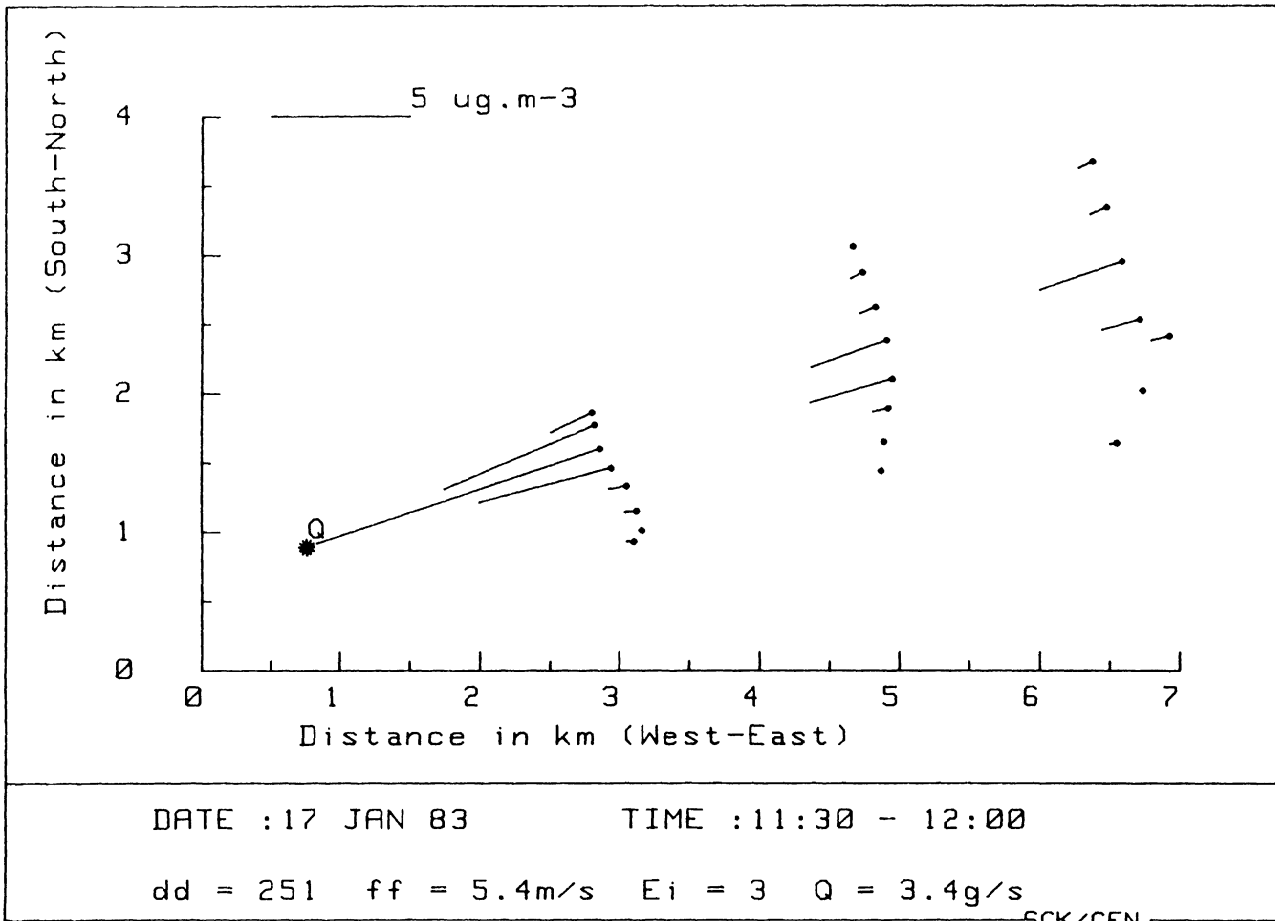
1. Uiteraard is er de validatie van on-line en off-line modellen voor luchtverontreiniging ten einde het vertrouwen in de resultaten van de berekeningen te vestigen, zowel voor nukleaire als niet-nukleaire, en accidentele of routine lozingen.
2. In deze tekst werd de validatie van modellen in een vlakke omgeving tot op korte afstand (maximaal 10 km) geïllustreerd. De methode is echter buitengewoon geschikt om de verspreiding van luchtverontreiniging in complexe topografie of over lange afstanden te bestuderen. Figuur 4 illustreert het resultaat van een gemerkte lozing over de Oresundzee tussen Zweden en Denemarken.  $\text{SF}_6$  gas werd geloosd aan een debiet van 6 g/s op 100 m hoogte van op de meteomast van de Barseback kerncentrale in Zweden. Verscheidene experimenten met meting van de pluim in Denemarken werden uitgevoerd in het kader van een Skandinavisch experiment waaraan het SCK/CEN met de meetwagen deelnam. De figuur illustreert een  $\text{SF}_6$  concentratieprofiel gemeten door het SCK op 40 km afstand tot de bron. Het ligt binnen de technische mogelijkheden om de experimenten uit te breiden tot 100 km afstand of meer. Ook in complexe topografie, zoals bijvoorbeeld in de Maasvallei bij Chooz of Tihange, waar zeer moeilijke eisen aan de modellen worden opgelegd, zijn gemerkte lozingen zeer nuttig voor de studie van de dispersieve eigenschappen van de atmosfeer.
3. In het niet-nukleaire domein is de situering van de impact van een enkele bron in een complex bronnengebied een zeer interessant en beleidsmatig belangrijk onderwerp voor gemerkte lozingen. Door de  $\text{SO}_2$  en rookpluim van bijvoorbeeld een hoge schoorsteen in een industrieel havengebied te merken met  $\text{SF}_6$  en door  $\text{SF}_6$  en  $\text{SO}_2$  simultaan te meten met een meetwagen en/of verplaatsbare monsternemingseenheden kan de impact van de bestudeerde bron in het globaal  $\text{SO}_2$  immisiepatroon ondubbelzinnig worden aangetoond. Hierdoor kan bijvoorbeeld het effect van een verandering van de lozingstemperatuur op de grondconcentraties nauwkeurig bestudeerd worden. De resultaten van

een doorgedreven onderzoek kunnen belangrijke implicaties hebben op de energiekosten van de emissie.

4. Naast het valideren van verspreidingsmodellen al dan niet in complexe topografie, lange afstand of veel-bronnen-situaties kunnen gemerkte lozingen ook gebruikt worden om de operationaliteit van noodplannen te testen. Een ongeval kan gesimuleerd worden, niet met een werkelijke lozing van radionucliden, maar met een lozing van  $SF_6$ . Hiermee kan een deel van of gans de procedure voor een noodplan gestart worden om de operationaliteit ervan te testen. Uiteraard worden alle stralingsmetingen vervangen door  $SF_6$  metingen. Het spreekt vanzelf dat ook noodplannen voor niet-nukleaire scenario's kunnen worden getest.

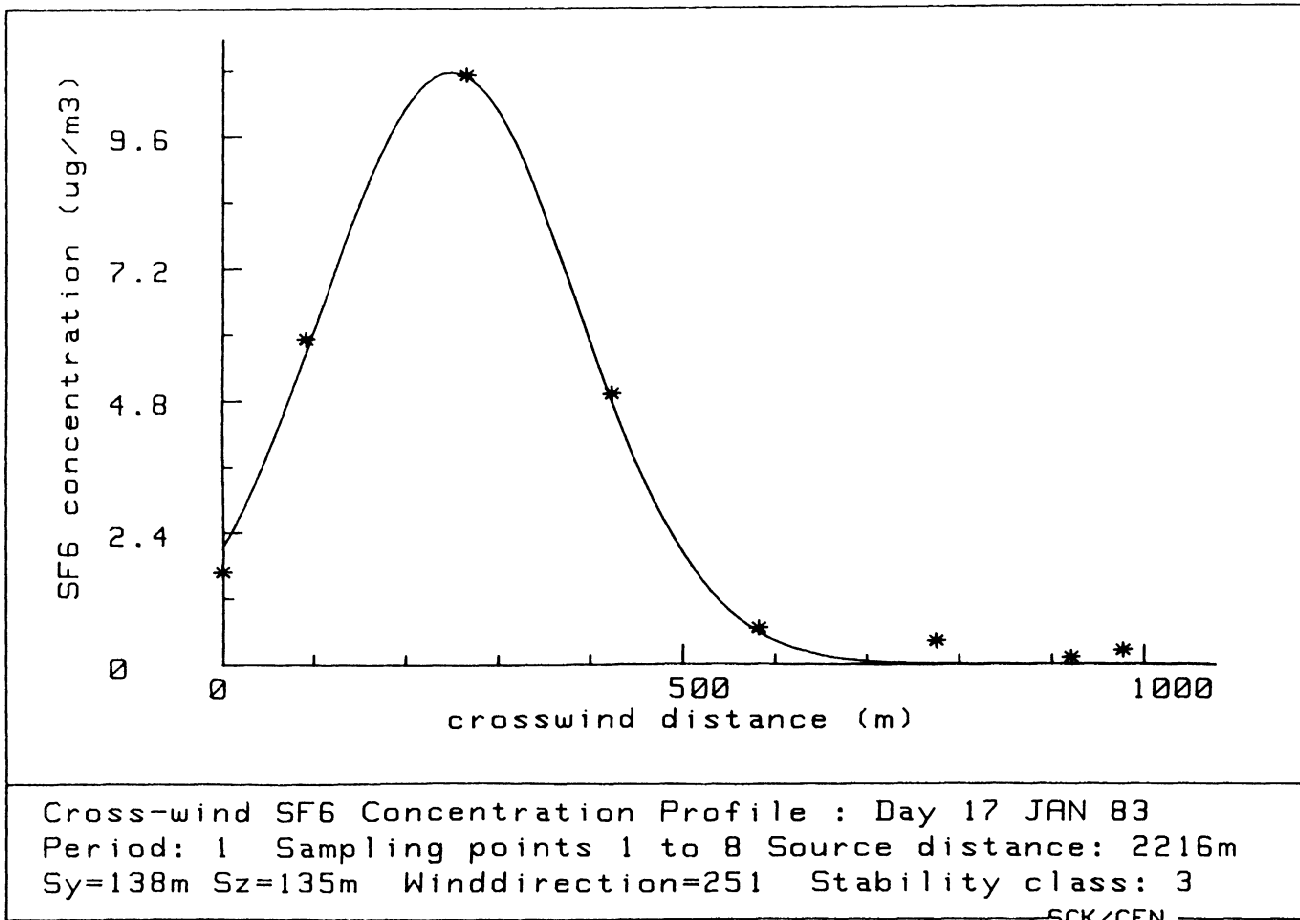
5. Tenslotte worden  $SF_6$  gemerkte lozingen ook gebruikt voor het meten van ventilatiestromingen en ongecontroleerde emissies in industriële processen.

Zo werd bij voorbeeld bij een aantal metallurgische bedrijven  $SF_6$  geëmitteerd nabij een convertor of oven met belangrijke aërosolemmissies. Door de  $SF_6$  en aërosolkoncentratie in de buitenlucht simultaan te meten kan de aërosolemmissie berekend worden.

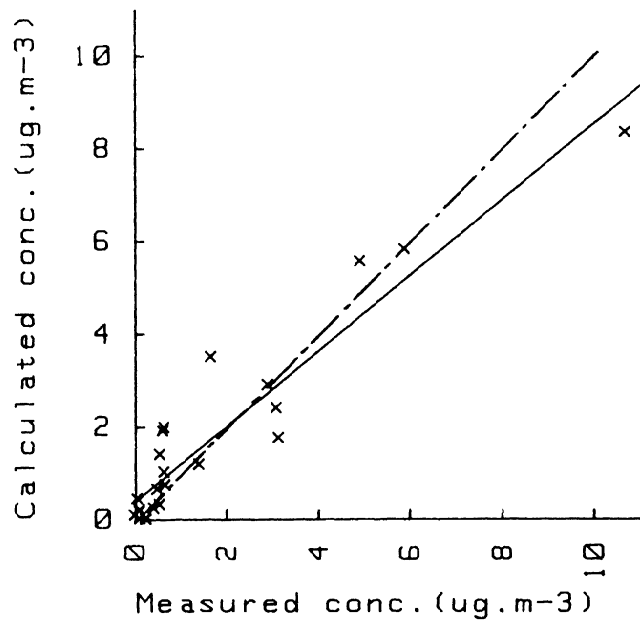


Figuur 1 : Schematische voorstelling van de gemeten SF<sub>6</sub> tracer-koncentraties.  
 De lijnstukken wijzen van de meetplaats naar de lozingsbron.  
 De lengte is evenredig met de gemeten concentratie.





Figuur 2 : Gemeten SF<sub>6</sub> concentratieprofiel dwars op de windrichting, met gaussiaanse curve door de meetwaarden. De abscis is een relatieve afstandsschaal loodrecht op de richting van de pluimas.



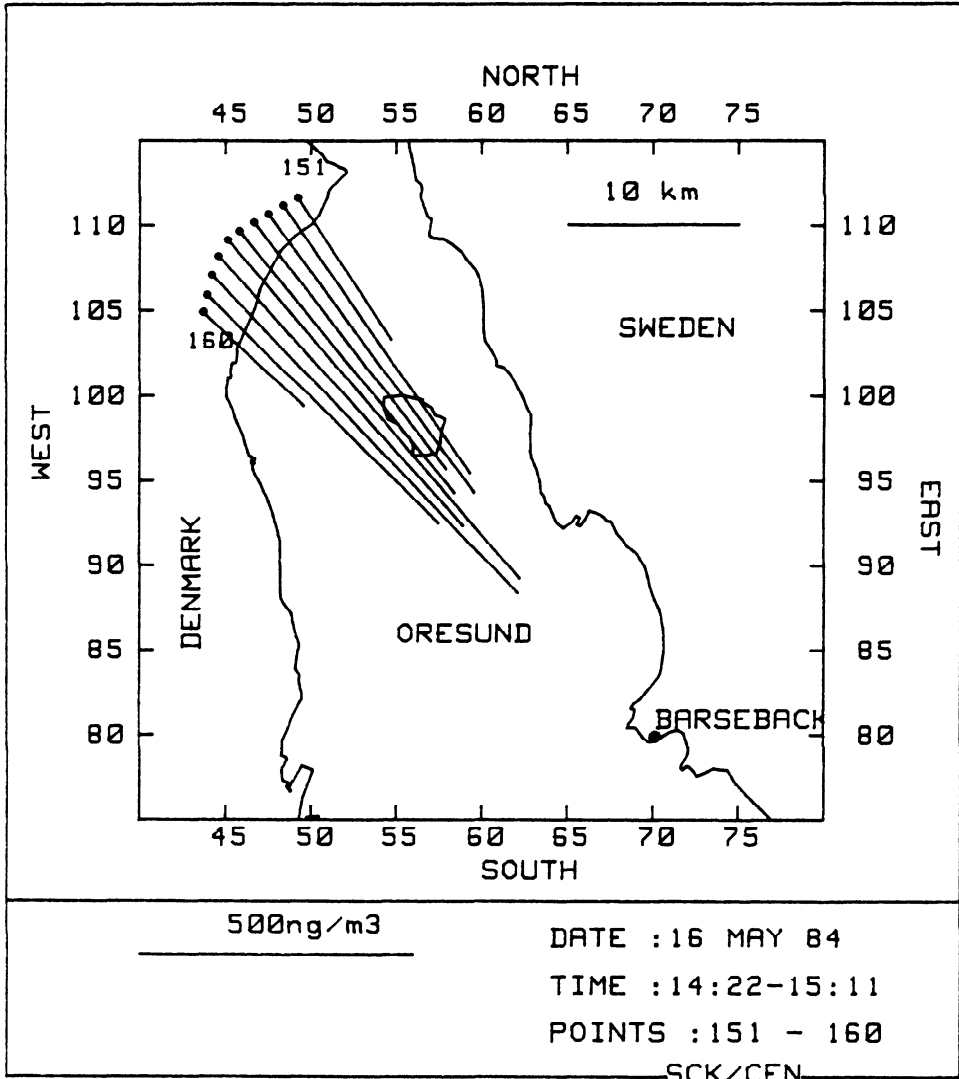
Calculated vs. Measured SF6 Concentration

Day: 17 JAN 83 Period 1 Points 1 to 24

n = 23 a = .814 b = .388 r = .944

SCK/CEN

Figuur 3 : Strociadiagram van berekende versus gemeten halfuursgemiddelde SF<sub>6</sub> concentraties, bekomen bij de validatie van het CAERS model aan de hand van een gemerkte lozing met SF<sub>6</sub>.



Figuur 4 : Schematische voorstelling van een SF<sub>6</sub> concentratieprofiel gemeten in Denemarken op ongeveer 40 km afstand van een 100 m hoge puntbron gelegen in Zweden in Barseback. De onderlinge afstand tussen de meetpunten is ongeveer 1 km.

RESUME.

La répartition de contaminants dans l'atmosphère à la suite d'un déversement accidentel ou de routine peut être simulée par des modèles mathématiques. La validation expérimentale des modèles est décrite en comparant les calculs avec les résultats des mesures d'expériences de dispersion atmosphérique de traceurs. L'intérêt de mesures mobiles à l'aide d'un véhicule de mesures est signalé. A côté de la réalisation d'expériences avec des déversements marqués pour la validation de modèles de dispersion, l'intérêt de ces expériences dans d'autres domaines d'application est souligné.

ABSTRACT.

The atmospheric diffusion of contaminants after accidental or routine release can be simulated by mathematical models. Experimental validation of the models is discussed by comparing the results of calculations and the results of the measurements of atmospheric tracer dispersion experiments. The interest of mobile measurements with a vehicle is mentioned. Next to the use of experiments with tracer diffusion for validation of dispersion models, the use of similar experiments in other fields is shown.

ZUSAMMENFASSUNG.

Die atmosphärische Ausbreitung von Kontaminanten nach einer unfallbedingten oder routinemäßigen Emission kann durch mathematische Modelle simuliert werden. Der experimentelle Wert dieser Modelle wird erläutert durch einen Vergleich von berechneten und gemessenen Resultaten von atmosphärischen Tracer-Dispersionsexperimenten. Die Bedeutung mobiler Messungen und Meßwagen wird unterstrichen. Neben der Benutzung von Tracer-Emissionsexperimenten für die Bewertung von Ausbreitungsmodellen, wird auch auf den Nutzen derartiger Experimente für andere Anwendungsbereiche hingewiesen.

GENEESKUNDIG INTERVENTIEPLAN BIJ STRALINGSONGEVALLEN OP HET  
STUDIECENTRUM VOOR KERNENERGIE TE MOL.

Dr M.H. FAES,  
S.C.K. - 2400 MOL  
(België).

December 1984.

SAMENVATTING.

De organisatie en middelen voorzien voor de geneeskundige interventie bij een bestralingsongeval op het Studiecentrum voor Kernenergie te Mol worden beschreven. De nadruk wordt gelegd op de respektievelijke opdrachten van de verschillende interventieniveau's.

INLEIDING.

Een bestralingsongeval kan op talrijke wijzen optreden. Naargelang het geval kan de uitwendige bestraling, de uitwendige of inwendige besmetting of de ermede gepaard gaande verwonding of shocktoestand overheersend zijn.

Zware bestralingsongevallen, waar meerdere personen kunnen bij betrokken worden, en dit soms met dodelijke afloop, kunnen zich voordoen o.m. bij kriticaliteit, bij manipulatie van hoog radioactieve bronnen, hetzij onder vaste (b.v. bestraalde brandstofelementen), hetzij onder vloeibare (heropwerking), hetzij onder gasvorm. Deze ongevallen die als referentie gebruikt worden voor het berekenen van bepaalde veiligheidsparameters zijn echter zeer onwaarschijnlijk. Bij dergelijke ongevallen worden noodmaatregelen genomen waarbij de Geneeskundige Dienst een van de bijzonderste schakels vormt.

Meer waarschijnlijk maar nog zeldzaam zijn uitwendige blootstellingen omwille van onvoldoende afscherming en/of uitwendige of inwendige besmettingen door defekten aan de kollektieve of individuele beschermingsmiddelen waarbij de ontvangen dosis de toelaatbare limieten overschrijdt.

Zodra een stralingsongeval zich voordoet, moet de medische interventie dadelijk in werking gesteld worden. Dit veronderstelt een vooraf vastgelegd actieplan waarin een zo breed mogelijke waaier van situaties voorzien wordt. Ongevallen gebeuren praktisch nooit volgens een identiek patroon en er zal dikwijls nog beroep moeten gedaan worden op improvisatie. Het gedeelte dat deze improvisatie in de interventie inneemt, moet alleszins tot een minimum kunnen herleid worden.

De mogelijkheid tot uitvoering van een dergelijk plan eist praktisch het in "stand by" houden van mensen met de nodige kwalifikaties, die over het nodige materiaal beschikken en die de nodige instructies vooraf hebben ontvangen, in het kader van een regelmatig aangepaste organisatie. In feite beantwoordt dit plan aan de wettelijke eisen zoals zij voorkomen in het ARAB (Art. 174) waardoor de werkgever de verplichting opgelegd wordt een dienst voor eerste hulp bij ongevallen op te richten en verzorgingsinstellingen aan te duiden voor verdere behandeling van de arbeidsongevallen. Het ligt in de opdracht van de Medische Dienst van het S.C.K. om de E.H.B.O. dienst te verzekeren alsmede de dienst voor verdere verzorging bij stralenblosselling. Deze verantwoordelijkheid strekt zich uit tot andere (satelliet) instellingen en organismen waarmede hiervoor kontrakt werd afgesloten (waar onder Eurochemic, Belgonucleaire, Transnubel, Elenco, Niras en Corapro). Daarboven kan men op de Medische Dienst beroep doen - zoals dit reeds meermaals gebeurde - door instellingen buiten het S.C.K. waar eveneens gevaar voor bestraling bestaat zoals b.v. in de sektor van de medische of industriële toepassingen van ioniserende stralen.

Een permanentie ter plaatse van geneesheren en verplegers zou moeilijk realiseerbaar zijn ware het niet dat dit personeel op het S.C.K. reeds essentieel bedrijvig is in de andere sectoren van de arbeidsgeneeskunde. Voor het grootste deel zijn de geneesheren actief met het medisch toezicht over de werknemers en de werkplaatsen, het verrichten van spontane raadplegingen, het toedienen van de zorgen n.a.v. arbeidsongevallen en het uitvoeren van studies i.v.m. hun opdracht. De verpleegkundigen zijn o.m. werkzaam in de biometrie, de biomedische technieken, het klinisch laboratorium en de administratie van de arbeidsgeneeskundige dienst.

De opdracht inzake begeleiding en behandeling van een bestraalde werknemer strekt zich voor een arbeidsgeneeskundige dienst tot daar waar beroep moet gedaan worden op medische teams die meer gespecialiseerd zijn in specifieke behandelingstechnieken.

Daarom beschrijven wij meer in het bijzonder de structuur van onze interventiedienst waarvan de werkzaamheden verdeeld worden over :

- 1) de lokale hulppost ;
- 2) de arbeidsgeneeskundige dienst ;
- 3) het lokale ziekenhuis.

#### 1.- De hulppost.

##### 1.1.- Opdracht.

De opdracht van de hulppost bestaat erin zo snel mogelijk de slachtoffers uit de gevaarzone te verwijderen en eerste hulp te bieden in geval van besmetting en/of bestraling waarbij mogelijk lichamelijke letsels of een shocktoestand de ernst van het ongeval nog kunnen doen toenemen.

##### 1.2.- Personeel.

De verantwoordelijke van de hulppost is een gediplomeerde nijverheidshelper die op vrijwillige basis door de lokale hiërarchie aangesteld wordt. Hij kan ten alle tijde beroep doen op de interventieploeg van de Arbeidsgeneeskundige Dienst en op het personeel van de Stralingskontrolle aanwezig in zijn sectie of gebouw. Een aanzienlijk percentage van de agenten stralingskontrolle genoten inderdaad een supplementaire opleiding als nijverheidshelper.

##### 1.3.- Middelen.

Elke helper beschikt over een of meer verbandkoffers. Deze zijn in de gebouwen op wel bepaalde plaatsen neergezet en hun lokalisatie wordt bij de ingang van elk gebouw aangeduid. De inhoud van de verbandkoffer stemt overeen met de richtlijnen van het A.R.A.B. (art. 178). Naargelang hun lokalisatie, kunnen deze koffers aangevuld worden met materiaal dat voor bepaalde lokale specifieke risico's vereist wordt (oogspoelflessen, zuurstofmaskers, draagberries, enz.).

Volgens het aantal personen aanwezig in een sektie worden bepaalde verbandmiddelen in veelvoud toegevoegd, zodat de koffer in dit geval soms vervangen wordt door een kast in een afzonderlijk lokaal of dispensarium. Er wordt op de arbeidsgeneeskundige dienst een grondplan van elk gebouw met de juiste lokalisatie van de verbandkoffers of kasten bewaard.

Meer dan deze essentiële lokale uitrusting is niet nodig daar in de praktijk de bijgeroepen interventieploeg van de arbeidsgeneeskundige dienst met de ambulantiemotoren het nodige aanvullende materiaal medebrengt.

Het verwijderen van slachtoffers uit een zwaar besmette zone kan voor de helpers een ernstig gevaar voor besmetting inhouden. Het interventiepersoneel ontvangt hiervoor de nodige instructies en beschikt over beschermingsmateriaal zoals gesloten kledij, handschoenen, overshoes en volgelaatmaskers. Voor wat betreft de metingen der stralingsniveau's beschikken de agenten stralingskontrolle boven de ter plaatse aanwezige toestellen over draagbare monitoringkoffers met apparatuur voor meting van respektievelijk  $\alpha$  besmetting,  $\beta$  besmetting,  $\beta$  en  $\gamma$  stralen (stylo dosimeters) en luchtmonsternamen.

De personen die de eerste hulp ontvangen hebben, worden naargelang hun toestand verwezen voor verder onderzoek of verzorging naar de infirmerie van de Arbeidsgeneeskundige Dienst, het lokaal ziekenhuis of een gespecialiseerd centrum.

De niet te zwaar getroffen personen die nog moeten onderzocht, gemeten of gedekontamineerd worden, worden naar de verzamelplaats in de wachtzaal van de dekontaminatievleugel van de Arbeidsgeneeskundige Dienst vervoerd. Het vervoer van besmette slachtoffers gebeurt steeds bij middel van de S.C.K. ambulantiemotoren die hiervoor biezonder is uitgerust.

## 2.- De Arbeidsgeneeskundige Dienst.

### 2.1.- Opdracht.

De arbeidsgeneeskundige dienst is eigenlijk de draaischijf van het geneeskundig interventieplan. Van hieruit worden mensen en materiaal naar de plaats van het ongeval verstuurd en hier worden de blootgestelde personen verder onderzocht en verzorgd, in zover er geen onmiddellijke hospitalisatie vereist is. Hieronder vindt men de gevallen van lichte verwondingen of lichte shock, inwendige en uitwendige besmetting en de niet levensgevaarlijke uitwendige bestralingen.



## 2.2.- Personeel.

Het medisch personeel waarop beroep kan gedaan worden voor interventies in de infirmerie van de Geneeskundige Dienst bestaat uit drie geneesheren, vier verpleegkundigen en twee helpers. Om de permanentie te verzekeren, werd er een wachtdienst opgericht voor enerzijds de geneesheren, anderzijds de verpleegkundigen en helpers. Deze wachtdienst loopt volgens een beurtrol dag en nacht voor een periode van een week. De wachtbeurten worden overgedragen op maandagmorgen 08.00 u. Buiten de normale werkuren wordt de permanentie verzekerd ten huize in de buurt (max. 15 km), waar de geneesheer en/of de verpleegkundige of helper via de semafoon kan opgeroepen worden.

## 2.3.- Middelen en technieken.

Omwille van de verscheidenheid van de activiteiten in de laboratoria van het S.C.K. en de aanverwante bedrijven, bestaat de mogelijkheid dat bestraling door allerlei bronnen en besmetting met een brede waaier van radionucliden kan gebeuren gaande van weinig tot ernstig toxische. Onder deze bronnen vinden wij uiteraard de kernreactoren met hun brandstofelementen waaruit U (natuurlijk en aangerijkt), Pu, Th en fissieprodukten in de koelingskringlopen kunnen terechtkomen benevens geactiveerde korrosieprodukten. Bij de satellietbedrijven vindt men eveneens deze elementen terug hetzij bij de vervaardiging van brandstof, hetzij bij de heropwerking van brandstof of nog bij de behandeling van radioactieve afval. In dit laatste geval kunnen allerlei radioactieve stoffen gebruikt in ziekenhuizen, industrie en laboratoria aanwezig zijn.

Door middel van de individuele blootstellingsfiche van de werknemers wordt de arbeidsgeneeskundige dienst op de hoogte gehouden van de posten waar gevaar voor besmetting door bepaalde stoffen bestaat. Daarbij komt nog dat bij een stralenblootstelling de lokaal aanwezige agenten stralingskontrolle steeds op de hoogte dienen te zijn van de aard van mogelijke kontaminanten. De uitrusting van de Arbeidsgeneeskundige Dienst moet bij een ongeval enerzijds toelaten een diagnose te stellen en metingen te verrichten, anderzijds de gepaste eerste behandeling uit te voeren. Er moet dus een uitgebreide keuze van apparaten voor meting en produkten voor behandeling voorzien worden.

### 2.3.1.- Diagnose en metingen.

#### 2.3.1.1. - Bestraling.

##### 2.3.1.1.1. - Algemene uitwendige bestraling.

Bij accidentele uitwendige totale bestraling zijn preciese gegevens in verband met de dosimetrie meestal niet onmiddellijk beschikbaar en men vertrekt best van de hypothese dat de ontvangen dosis als gevaarlijk mag beschouwd worden.

Tussen het ogenblik van de blootstelling en van het ontstaan van de prodromale symptomen is er een eerste latentietijd die beduidend genoeg is om de grootte-orde van de dosis te evalueren. De intensiteit van deze prodromale symptomen waaronder braken, duizeligheid en agitatie leveren een bijkomende aanduiding in verband met de ernst van de stralingsblootstelling. Tijdens de daaropvolgende of tweede latentietijd zullen het ontstaan van een haematopoiëtisch, gastrointestinaal of neurologisch syndroom eveneens kenmerkend zijn voor de grootte-orde van de ontvangen dosis. Na enkele uren levert de initiële observatie waaronder herhaalde controles van het bloedbeeld, samen met de intussen bekomen dosimetrische gegevens voldoende informatie om toe te laten te oordelen of de blootgestelde persoon hetzij naar huis mag gestuurd worden hetzij voor verdere observatie en behandeling dient verwezen te worden.

Diagnose bij uitwendige blootstelling vereist dus een klassiek klinisch laboratorium waar de hematologische onderzoeken ten allen tijde kunnen uitgevoerd worden. Het chromosomen onderzoek, als biologische dosimeter, wordt in samenwerking met de sectie Genetika van het Departement Radiobiologie S.C.K. uitgevoerd.

De individuele dosimeter levert uiteraard een preciese en betrouwbare informatie over de uitwendige blootstelling. Deze informatie die ons geleverd wordt door het Departement Stralingscontrole kan vervolledigd worden met de gegevens uit de omgevingsdosimetrie.

De individuele dosimeters bevatten vier LiF detectoren. Drie, aangerijkt in <sup>7</sup>Li en dus redelijk ongevoelig voor neutronen, leveren naar gelang de filterdikte de huid ekwivalente of de diepte ekwivalente dosis. De vierde detector uit natuurlijk LiF is gevoelig voor neutronen.

Een zekere hoeveelheid Indium dient als neutronen detector bij kritikaliteitsongeval. Het meetbereik voor  $\beta$  en X of  $\gamma$  stralen strekt zich van 5 mrem tot  $10^4$  rem. Voor thermische neutronen kan een dosis van 1 mrem gemeten worden.

#### 2.3.1.1.2.- Lokale uitwendige bestraling.

Bij een lokale uitwendige bestraling (b.v. van de handen) bestaat er meestal een latentietijd van meerdere dagen vóór het ontstaan van symptomen. In verband met de ernst kan men hier drie stadia onderscheiden namelijk het radioerythem, de radiodermitis en de radionecrose. Deze stadia komen ongeveer overeen met dosissen van respectievelijk 1000, 2000 en 3000 rad.

#### 2.3.1.2. - Besmetting.

##### 2.3.1.2.1. - Inwendige besmetting.

Buiten de uiterst zeldzame gevallen van massale incorporatie kan men geen acuut stralensyndroom verwachten bij inwendige besmetting en er zijn dus ook geen vroege klinische symptomen. Voor de evaluatie van een radioactieve besmetting moet worden beroep gedaan op fysische of fysico-chemische meetmethodes.

Bij inwendige besmettingen worden X en  $\gamma$  stralers via rechtstreekse methodes en  $\alpha$  en  $\beta$  stralers via onrechtstreekse methodes gemeten. Voor de rechtstreekse metingen beschikt de sectie Nukleaire Spektrometrie van het S.C.K. over een zeer volledige uitrusting. De total body metingen worden uitgevoerd op  $\gamma$  stralers. De apparatuur bestaat uit een NaI(Tl)kristal van 20,3 cm diameter en 10,2 cm dikte gekoppeld aan een photomultiplier en multi-channel analyzer en een tweede kristal van 29,2 cm diameter met dezelfde dikte. Americium 241 met zijn  $\gamma$  straal van 59,5 KeV wordt gemeten met een dun NaI(Tl) kristal van 20,3 cm diameter en 1 mm dikte, bevestigd op een kwartslaag van 12,7 mm gekoppeld aan een photomultiplier. De detectielimiet is 0,36 nCi bij een meting van 33 min. en dit met een rendement van 5 cpm/nCi. De rechtstreekse meting van Pu in de longen gebeurt bij middel van een gasgevulde ( $Xe-CH_4$ ) proportionele teller. Het gaat om een dubbele teller met anticoincidentie. Het rendement is 295 cpm/ $\mu Ci$   $^{239}Pu$  met een detectielimiet van 8,7 nCi voor een man met standaard afmetingen (maximum longbelasting volgens ICRP-2 : 16 nCi). Meting van  $\alpha$  contaminatie in wonden gebeurt bij middel van een klein NaI kristal. Het meetbereik van de total body apparatuur wordt hieronder weergegeven (Tabel 1).

De onrechtstreekse methode die toelaat een inwendige besmetting te meten via de radioactiviteit in de excreta is soms de enige toepasbare voor  $\alpha$  stralers en zwakke  $\beta$  stralers.

Een eerste informatie in verband met  $\alpha$  of  $\beta$  besmetting wordt meestal geleverd door de alarm-detectoren die voortdurend de activiteit van de lucht in de werklokalen meten en door draagbare toestellen die de radioactiviteit op de werkopervlakken of de werkkledij meten.

Soms ook wordt de eerste informatie geleverd door de hand-en voet-monitors waarmede  $\alpha$  en  $\beta$  besmettingen gedetekteerd worden bij het verlaten of het onderbreken van het werk.

Vermoedt men een individuele besmetting door  $\alpha$  en zwakke  $\beta$  stralers langs de luchtwegen dan wordt er een nose-blow genomen. Dit betekent dat het neusslijm op filterpapier opgevangen wordt en het geheel na calcinatie gemeten wordt. Het resultaat dat men na een paar uren reeds bekomt is evenwel approximatief maar het levert alleszins een objektieve aanduiding voor een mogelijke besmetting van het ademhalingsstelsel.

Meer exacte metingen gebeuren op urine of faeces en de gebruikte techniek berust ofwel op een globale meting van het biologisch monster of op een meting na chemische zuivering van de opgezochte elementen. Hieronder volgt een tabel met de huidige op het S.C.K. beschikbare meetmethodes en hun bereik (Tabel 2). Deze analyses worden verricht in samenwerking met de sectie Laag Niveau Metingen van het S.C.K.

#### 2.3.1.2.2. - Uitwendige besmetting.

Voor meting van een uitwendige besmetting wordt als hoger vermeld gebruik gemaakt van enerzijds vaste toestellen die simultaan  $\alpha$  en  $\beta$  besmettingen van handen en voeten meten en anderzijds van draagbare toestellen zoals de scintillatie teller voor  $\alpha$  metingen en de Geiger Müller voor  $\beta$ ,  $\gamma$  metingen. De resultaten worden op formulieren (Fig. 1) en schema's overgebracht.

### 2.3.2.- Behandelingsmogelijkheden.

#### 2.3.2.1.- Bestraling.

##### 2.3.2.1.1.- Algemene uitwendige bestraling.

Bij behandeling van de uitwendige bestraling onderscheidt men de homogene (ganse lichaam) en de niet-homogene (lokale) bestraling.

Bij een homogene bestraling kunnen als vuistregels aangenomen worden :

- 1° onder de 100 rad (1 Gy) is een ambulante observatie gedurende enkele dagen voldoende ;
- 2° tussen de 100 en de 200 rad (1 - 2 Gy) is observatie gedurende enkele weken gewenst met opname in een universitair ziekenhuis naar gelang de fysiologische en psychologische toestand van het slachtoffer ;
- 3° boven de 200 rad (2 Gy) is een opname zeker aangewezen.

Een dosis van 200 rad mag niet als levensgevaarlijk beschouwd worden als zij een gezonde mens treft alhoewel duidelijke alteraties in het bloedbeeld te verwachten zijn.

Over de eigenlijke behandelingsmethode van het stralensyndroom in een universitair ziekenhuis of internationaal gespecialiseerd centrum zullen wij hier niet uitwijden.

##### 2.3.2.1.2.- Lokale uitwendige bestraling.

De behandeling van lokale stralenletsels die frekvent op vingers en handen voorkomen berust overwegend op de bevordering van de lokale doorbloeding. Na blootstelling aan een enkele dosis van meerdere duizenden rads  $\gamma$  straling, zal een heelkundige behandeling moeten overwogen worden.

#### 2.3.2.2.- Besmetting.

##### 2.3.2.2.1.- Inwendige besmetting.

Zoals reeds gemeld zijn er een hele reeks radioactieve elementen die een inwendige besmetting kunnen veroorzaken en die ons bekend zijn langs de individuele blootstellingsfiches. Dit laat ons toe een voorraad bij te houden van de tegenwoordig beschikbare antidoten (Tabel 3). De techniek voor toediening van deze antidoten stelt meestal geen problemen. Enkel bij zware besmetting van het ademhalingsstelsel kan een longspoeling overwogen worden. Dit gebeurt best in een gespecialiseerde dienst van een academisch ziekenhuis.

Wanneer er gevaar bestaat voor inwendige besmetting met  $I^{131}$  kan eveneens preventief opgetreden worden. Gelulen met 60 mg KI zijn steeds in voldoende voorraad aanwezig op de Medische Dienst. Bij dreigende besmetting worden zij verdeeld a rato van 2 gelulen per dag voor de volwassenen. Alhoewel wij in deze tekst enkel de akties voorzien in geval van besmetting van de werknemers melden wij toch dat bij gevaar voor besmetting van de bevolking een voorraad KI gelulen beschikbaar is in de lokale kliniek in Geel.

#### 2.3.2.2.2.- Uitwendige besmetting.

Een uitwendige besmetting treft meestal de handen, het gelaat en het haar. De behandeling gebeurt volgens een sekwentie beginnend met zachte en eindigend - indien nodig - met meer agressieve middelen. Deze laatste worden dan enkel aangewend op intacte sterke huid zoals de handpalm. Er wordt achtereenvolgens gebruik gemaakt van zachte zeep, van een hardere (meer alkalische) zeepoplossing vermengd met komplexerende detergenten of emulsifiërende stoffen, vervolgens van de Dekontacoll schuurblok om te eindigen met het bestrijken van de huid met kalium permanganaat, gevolgd door spoeling met een bisulfiet oplossing. De behandeling streeft er naar de besmetting zo mogelijk te reduceren onder de  $5 \text{ Bq/dm}^2$  in  $\alpha$  en  $50 \text{ Bq/dm}^2$  in  $\beta$ ,  $\gamma$ . Indien de dekontaminatie vlot verloopt tracht men een tiende van deze waarde te bereiken.

De besmetting van wonden kan zowel onder uitwendige als inwendige besmetting gerangschikt worden. Uiteraard zijn de klassieke behandelingsmethode voor uitwendige besmettingen in deze gevallen beperkt. Wondbesmetting vergt een biezonder aandacht indien het gaat om  $\alpha$  stralers zoals Pu. Bij prikwonden heeft de ervaring getoond dat na kauterisatie een hoog procent van de kontaminant na 1 of 2 dagen kan weggenomen worden. Indien het om een ernstige verwonding gaat, is behandeling in het lokale ziekenhuis aangewezen.

#### 2.4.- Lokalen.

In het gebouw van de Geneeskundige Dienst (Fig. 2) zijn de verzorgingslokalen waaronder een infirmerie, de dokterskabinetten, een radiografiezaal, en een rustkamer gegroepeerd nabij de ontsmettingsvleugel. In deze ontsmettingsvleugel bevinden zich een wachtzaal, twee stortbaden met afzonderlijke in- en uitgang die toegang verlenen naar de afgeschermdede ruimte waar de gamma spectrometrie uitgevoerd wordt. Daarnaast ligt het lokaal voor uitwendige dekontaminatie, een lokaal voor het stockeren van vervangingskledij en een gekoelde ruimte voor het bewaren van biologische monsters. Al deze ruimten zijn zo geschikt dat men geleidelijk overgaat van de meest naar de minst besmette zone. Tussen verzorgingslokalen en ontsmettingsvleugel is er een uitgang naar de staanplaats van de ambulantiwagen.

#### 2.5.- Alternatief.

Indien om een of andere reden de lokalen van de Geneeskundige Dienst moeten ontruimd worden, kunnen in andere gebouwen lokalen vrijgemaakt worden met voldoende ruimte voor onderzoek en eerste hulp. Indien binnen het domein van het S.C.K. geen ruimte beschikbaar blijkt te zijn, blijven er nog - en dit in het kader van het algemeen noodplan S.C.K. - een paar posten voorzien in instellingen in de buurt (F.B.F.C., Eurochemic). Het nodige materiaal in geval van ontruiming is opgestapeld in metalen koffers die in de Geneeskundige Dienst steeds onmiddellijk kunnen afgehaald worden.

Deze koffers bevatten :

- 1°) materiaal en produkten te gebruiken bij uitwendige radioactieve kontaminatie ;
- 2°) materiaal voor monsternamen van excreta ;
- 3°) vouwbare kampbedden en stoelen.

Het materiaal voor behandeling van inwendige besmetting wordt in een afzonderlijke handkoffer op de Geneeskundige Dienst bewaard.

#### 2.6.- S.C.K. interventieploeg bij ongevallen buitenhuis.

Er bestaat een overeenkomst met bepaalde instellingen buiten het S.C.K., waar eveneens bestralings- en/of besmettingsgevaar bestaat, waardoor het S.C.K. personen en materiaal ter beschikking stelt voor interventie bij een ongeval. Er is aldus een interventieploeg samengesteld die als opdracht heeft hulp te verlenen bij stralingsongeval na oproep van de verantwoordelijke van de veiligheid of de gezondheid in deze instellingen.

De kans dat op deze interventieploeg beroep gedaan wordt is uiterst klein. Inderdaad de instelling waar dergelijk gevaar bestaat, beschikt meestal over gekwalificeerd personeel en geschikte apparatuur. Daarboven hebben deze instellingen eveneens een afspraak met een lokale ziekenhuis waar de ernstige gevallen kunnen opgenomen worden. De bijstand zal aldus meestal bestaan uit het verschaffen van informatie, het ter beschikking stellen van bijkomend materiaal voor meting en behandeling en het uitvoeren van bepaalde metingen.

### 3.- Het lokale ziekenhuis.

#### 3.1. - Oprichting.

De personen wiens toestand specialistische geneeskundige of heelkundige zorgen vereist worden naar het lokale ziekenhuis overgebracht. Hieronder vallen de personen die een uitwendige blootstelling van 100 R of meer of een inwendige besmetting gepaard met verwondingen opliepen. Hospitalisatie is alleszins aangewezen wanneer de geringste twijfel bestaat dat de inwendige of uitwendige dosis op een gevaarlijk niveau zou kunnen liggen. Wij zagen reeds dat de initiele klinische observatie en de klinisch biologische analyses doorslaggevend kunnen zijn voor prognose en verdere behandeling.

#### 3.2.- Lokalen.

In het lokale ziekenhuis wordt bij kontrakt bestendig een bepaalde ruimte beschikbaar gehouden voor het opvangen van slachtoffers waarvan de toestand als hoger gemeld observatie of speciale verzorging vereist. De beschikbare ruimte is verdeeld in 4 lokalen : nl. een wachtzaal, een behandelingszaal, een rustkamer en een onderzoekskamer. De wachtzaal wordt rechtstreeks langs buiten bereikt zodat de ambulantiwagen er dichtbij kan komen staan. Langs een sas geven deze lokalen toegang tot de verschillende diensten van het ziekenhuis (Fig. 3).

#### 3.3.- Personeel.

Metingen en zorgen worden in deze behandelingspost door personeel van de Arbeidsgeneeskundige Dienst en van de Stralingskontrolle Dienst van het S.C.K. met ervaring in het hanteren van personenbesmettingen uitgevoerd, in nauwe samenwerking met het medisch personeel van het ziekenhuis. Langs regelmatige contacten tussen het personeel van beide instellingen wordt getracht deze samenwerking het meest doeltreffend te maken.



### 3.4.- Middelen.

De verzorgingspost in het lokale ziekenhuis is uitgerust als hoger vermeld voor observatie en eerste interventie in geval van mogelijke ernstige bestraling of besmetting al dan niet gepaard met shock of verwonding. Omwille van de mogelijkheid van besmetting wordt bij voorkeur materiaal eigen aan het S.C.K. gebruikt. Deze uitrusting kan als volgt verdeeld worden :

- 1°) hospitalisatie-uitrusting ;
- 2°) klein geneeskundig en heelkundig interventiemateriaal ;
- 3°) besmettingsmeettoestellen ;
- 4°) materiaal voor behandeling van inwendige en uitwendige besmetting ;
- 5°) materiaal voor biologische staalname.

Items van 2°) tot 5°) worden op de Geneeskundige Dienst van het S.C.K. bewaard. Bij een levensbedreigende blootstelling neemt men aan dat een lokaal ziekenhuis niet steeds over personen en middelen beschikt voor verdere behandeling (b.v. steriele kamers). In dit geval, moet het lokaal ziekenhuis beschouwd worden als een onmiddellijke tijdelijke observatiepost waar initiele onderzoeken en analyses heel wat informatie kunnen bezorgen in verband met prognose en aanwijzingen voor verdere behandeling.

## 4.- Akademisch ziekenhuis.

### 4.1.- Opdracht.

Slachtoffers die een ernstige d.w.z. een levensbedreigende bestraling of besmetting hebben ondergaan eisen bijzondere zorgen langs een multidisciplinaire aanpak die best geboden wordt in een academisch ziekenhuis. Het gaat hier om personen met een uitwendige blootstelling boven de 200 rad, een lokale blootstelling boven de 1000 rad en inwendige besmetting op een zo hoog niveau dat de ontvangen dosis voor een bepaald orgaan of voor gans het lichaam een reëel gevaar vertegenwoordigt.

### 4.2.- Lokalen.

Een hulppost voor opvang van bestraalde of besmette slachtoffers wordt best dichtbij de spoedgevallendienst opgericht zodat onmiddellijke hulp kan geboden worden zonder gevaar voor besmetting van de gehele dienst. Vanuit dit opvangscentrum kunnen de slachtoffers gehospitaliseerd worden en in steriele ruimten opgenomen indien men een hematopoietische depressie verwacht, of in aangepaste lokalen opgenomen worden bij overblijvende besmetting.

Bij een sub-lethale dosis is de latentietijd voor de beenmergdepressie lang genoeg om desgevallend op enkele dagen de steriele lokalen in paraatheid te brengen.

#### 4.3.- Personeel.

Daar de symptomatologie van de stralenziekte zeer uitgebreid is, gebeurt de behandeling door een multi-disciplinair team. Men mag verwachten dat de bestraalde personen naargelang de ernst een hematologisch, gastro-intestinaal of neurologisch syndroom zullen doormaken. Daarbij kan nog bij inhomogene bestraling een gelokaliseerde radionecrose ontstaan. Er moet dus beroep gedaan worden op een team waar verschillende specialisaties in vertegenwoordigd zijn zoals haematologie, gastro-enterologie, neurologie, heelkunde, endocrinologie, cardiologie, reanimatie, enz.

#### 4.4.- Middelen.

Voor behandeling van een stralensyndroom is het benodigde materiaal beschikbaar in de universitaire ziekenhuizen waar tevens totale bestralingen op therapeutisch vlak uitgevoerd worden en frekwent beenmergoverplantingen gebeuren.

Voor meting en behandeling van besmette personen is wel specifiek materieel vereist dat niet courant in elk universitair ziekenhuis aanwezig is.

De gevoelige meetapparatuur (total body meting, proportionele tellers, enz.) zoals op het S.C.K. aanwezig, kan men moeilijk in elk universitair ziekenhuis opstellen. Het is dus te verwachten dat hier voor zoveel mogelijk vervoer van de patienten en alleszins van de monsters tussen S.C.K. en universitaire ziekenhuizen nodig is.

De zware besmettingen met hoog-toxische isotopen zijn gelukkig zeer zeldzaam zodat het niet verantwoord blijkt zware en dure meet-installaties over het land te verspreiden met de kans dat zij verouderd worden vooraleer er gebruik van gemaakt wordt.

#### 5.- Het internationaal behandelingscentrum.

Rekening houdend met deze beschouwingen kan men overwegen bij een levensbedreigende inwendige of uitwendige bestraling de patient rechtstreeks naar het hospitaal van de Fondation Curie te sturen waar een dienst bestaat die zich sinds jaren bezig houdt met behandeling van bestraalde en besmette personen. Hier kan geen definitieve lijn doorgetrokken worden ; over elk geval moet afzonderlijk beslist worden.

Een kontrakt werd alleszins afgesloten tussen het S.C.K. en het Internationaal Centrum voor Radiopathologie te Fontenay-aux-Roses (Fr.) dat als medewerker van de W.G.O. erkend is om bijstand te verlenen bij stralingsongevallen.

Ik wens de heren J. Colard, G. Fieuw en G. Koch van het S.C.K. te bedanken voor hun medewerking en commentaar. Een interventieplan zoals hoger beschreven kan enkel doeltreffend zijn door een nauwe samenwerking tussen alle betrokkene diensten.

ISOTOOP	ENERGIE VAN DE GEMETEN PIEK	MEETBARE DETECTIE LIMieten	
		in Ci	in % van de referentie niveau's volgens ICRP 2
Na <sup>24</sup>	2,75 MeV	10 <sup>-3</sup>	0,01
Sc <sup>46</sup>	890 keV	1,5 10 <sup>-3</sup>	0,015
	1,12 MeV		
Cr <sup>51</sup>	323 keV	1,5 10 <sup>-2</sup>	0,002
Fe <sup>59</sup>	1,10 MeV	2,5 10 <sup>-3</sup>	0,01
Co <sup>60</sup>	1,17 MeV	2 10 <sup>-3</sup>	0,02
Zn <sup>65</sup>	1,11 MeV	3 10 <sup>-3</sup>	0,005
Zr <sup>95</sup>	750 keV	1 10 <sup>-3</sup>	0,005
Cs <sup>137</sup>	662 keV	1 10 <sup>-3</sup>	0,003
Au <sup>198</sup>	411 keV	1,5 10 <sup>-3</sup>	0,008
Ra <sup>226</sup>	-	5 10 <sup>-3</sup>	5 *
(Bi <sup>214</sup> )	1,12 MeV	2,5 10 <sup>-3</sup>	-
	1,72 MeV		
Th <sup>228</sup>	-	1 10 <sup>-3</sup>	5 **
(Ti <sup>208</sup> )	2,62 MeV	2 10 <sup>-4</sup>	-

\* Ra<sup>226</sup> : men veronderstelt dat 30 % van de dochterprodukten in het lichaam blijven

\*\* Th<sup>228</sup> : men veronderstelt dat 50 % van de dochterprodukten in het lichaam blijven

TABEL 1 : Detectie van verschillende isotopen bij de mens door rechtstreekse meting.  
(J. Colard - S.C.K.)

NUCLEIDEN	substraat	METHODE	GEVOELIGHEID
$^3\text{H}$	urines	vloeistofscintillatie op niet voorbehandelde urine	8.000 Bq (200 nCi)/24 h.
$^{14}\text{C}$	urines	vloeistofscintillatie op niet voorbehandelde urine	4.000 Bq (100 nCi)/24 h.
$^{35}\text{S}$	urines	vloeistofscintillatie op niet voorbehandelde urine " op voorbehandelde urine	4.000 Bq (200 nCi)/24 h. 30 Bq (0,75 nCi)/24 h.
$^{32}\text{P}$	urines	vloeistofscintillatie op voorbehandelde urine beta-telling na neerslagen	2.600 Bq (70 nCi)/24 h. 0,6 Bq (15 pCi)/24 h.
$^{45}\text{Ca}$ - $^{90}\text{Sr}$ $^{89}\text{Sr}$	urines	beta-telling op fosfaatneerslag	1 Bq (25 pCi)/24 h.
$^{36}\text{Cl}$	urines	beta-telling na neerslagen	3,7 Bq (100 pCi)/24 h.
$^{226}\text{Ra}$	urines uitg. lucht	$^{222}\text{Rn}$ Radon-methode $^{222}\text{Rn}$ Radon-methode	0,4 mBq (0,01 pCi)/24 h. 15 mBq (0,4 pCi)/lit. lucht
$^{210}\text{Po}$	urines	fosfaatneerslagvorming, scheiding op ionenwisselaar en neerzetting op cupel	20 mBq (0,5 pCi)/24 h.
U nat. aanger. U Pu en transpu $\alpha$ stralers	urines neusslijmen faeces	fluorimetrie fosfaatneerslagvorming, scheiding op ionenwisselaar en electrolyse of directe neerzetting op cupel mineralisatie en directe neerzetting op cupel calcinatie, scheikundige scheiding en directe neerzetting	1 $\mu\text{g}$ /24 h. 2 mBq (0,05 pCi)/24 h 40 mBq (1 pCi) 0,2 Bq (5 pCi)/4 dagen
$^{241}\text{Pu}$	urines	fosfaatneerslagvorming, scheiding op ionenwisselaar en meting door vloeistofscintillatie	20 mBq (0,5 pCi)/24 h.

Tabel 2. : Meetmethodes op biologische monsters en hun bereik. (G. Koch - S.C.K.)

ISOTOOP	ANTIDOOT	HANDELSVORM	TOEDIENINGSWIJZE
TRANSURANEN LANTHANIDEN INDIUM YTTRIUM ZINC ZIRCONIUM	Diethylenetriamine- pentaacetic Acid D.T.P.A.	Zn-Trinatriumpentetaat Heyl amp. 5 ml à 20 %	1 g. p.d. in aerosol of in traag infuus
RADIUM STRONTIUM	Ca-Alginaat of Ca-Gluconaat	Ca-Alginaat zakje 10 g. Ca-Gluconaat (Federa) amp. 10 ml 1 g.	10 g. in 200 ml water 2 x p.d. 5 x 1 g. p.d.
RUBIDIUM CAESIUM	Ferri-hexacyanoferraat	Radiogardase Heyl tabl. 1 g.	3 x 1 g. p.d.
COBALT GALLIUM KOPER IJZER KWIK	Penicillamine	Kelatin (Brocades) tabl. 0,3 g.	0,9 g. 3 x p.d. (7 dagen)
IOOD	Kalium iodide	K.I. gelule 60 mg	2 x 60 mg p.d.
TRITIUM	drank diureticum (furosemide)	water Lasix Hoechst tabl. 40 mg	3 x 6 l.p.d. 1 - 2 x 40 mg p.d.

Tabel 3 : inhoud en gebruik van de interventiekoffer bij inwendige besmettingen.

SCK - CEN Bedrijfsgeneeskunde Stralingskontrolle	Dekontaminatieverslag	Mod. 128 Nov. '83
Naam : . . . . . Nr. inc. : . . . . . Voornamen : . . . . . Geb. datum : . . . . . Departement, dienst of firma : . . . . .		
<u>Incident</u> - Datum : . . . . . Uur : . . . . . - Plaats : . . . . . - Beschrijving : . . . . . : . . . . . : . . . . . - Vermoedelijk aanwezige isotopen : . . . . . - Mogelijke incorporatie : ingestie - inhalatie - kwetsuur . . . . .		
Metingen in de ontsmettingsvleugel : . . . . . . . . . . . . . . . - Toestel : . . . . . Probe : . . . . . - Background : . . . . . $n(4\pi)$ : . . . . . - Ontsmettingsmethode : . Personeel Stralingskontrolle : . . . . . Personeel Geneeskunde : . . . . .		
Verdere onderzoeken en behandelingen . . . . . . . . . . . . . . .		
Voor de Stralingskontrolle	Voor de Geneeskunde	

Fig. 1 : Dekontaminatieverslag.

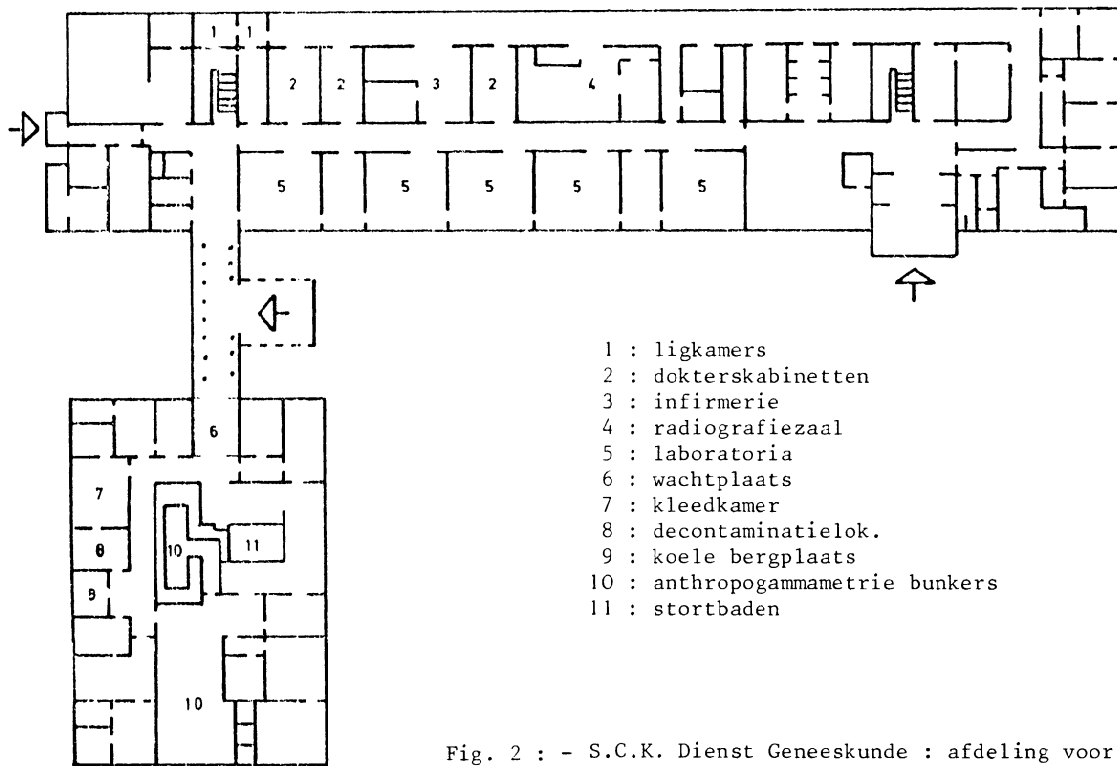


Fig. 2 : - S.C.K. Dienst Geneeskunde : afdeling voor meting en behandeling van radioactieve besmetting.



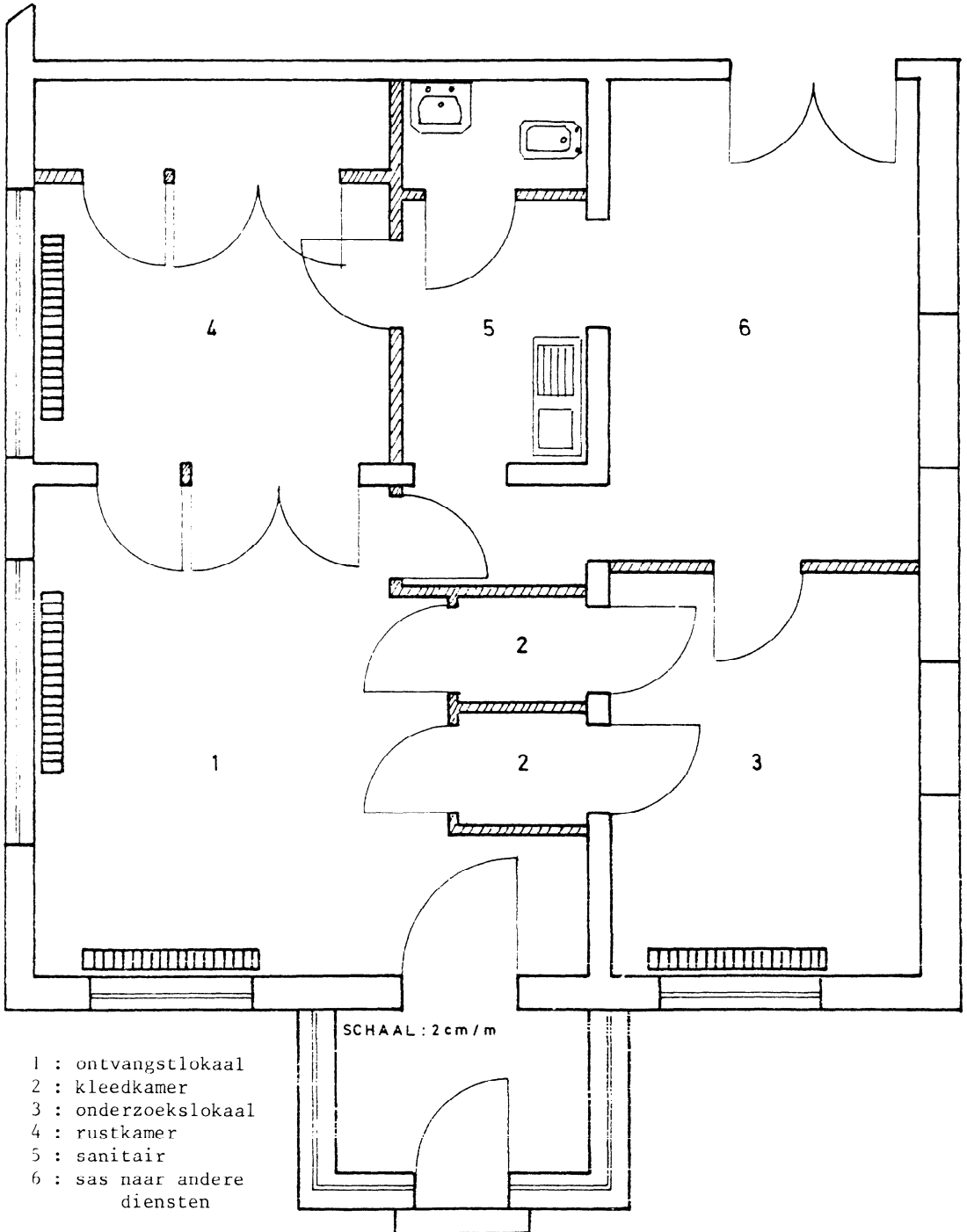


Fig. 3 : Opname en behandelingsruimte in het lokale algemene ziekenhuis.

RESUME.

L'organisation et les moyens prévus pour l'intervention médicale en cas de surexposition accidentelle au Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire sont décrits. Les tâches respectives des différents niveaux d'intervention sont mises en lumière.

ABSTRACT.

The organization and the resources provided for medical intervention in case of accidental overexposure at the nuclear center at Mol are described. The respective tasks of the different intervention levels are enlightened.

ZUSAMMENFASSUNG.

Die Organisation und die Hilfsmittel, die im Kernforschungszentrum von Mol für medizinische Hilfsmaßnahmen im Falle von Bestrahlungsunfällen zur Verfügung stehen, werden beschrieben. Besonderer Wert wird auf die entsprechenden Maßnahmen gelegt, die bei verschiedenen Interventionsniveaus zu treffen sind.