

ISSN - 0250 - 5010

**ANNALEN
VAN
DE BELGISCHE VERENIGING
VOOR
STRALINGSBESCHERMING**

VOL. 21, N° 2

2e trim. 1996

**STOCKAGE EN SURFACE DES DECHETS RADIOACTIFS ET VISITE
À ISOTOPOLIS**

OPPERVLAKTEBERGING EN BEZOEK AAN ISOTOPOLIS

Driemaandelijkse periodiek
2400 MOL I

Périodique trimestriel
2400 MOL I

**ANNALES
DE
L'ASSOCIATION BELGE
DE
RADIOPROTECTION**

Hoofdredacteur

Dr M.H. Faes
Fazantendreef, 13
B- 3140 Keerbergen

Rédacteur en chef

Redactiesecretariaat

Mme Cl. Stiévenart
Av. Armand Huysmans 206, bte 10
B- 1050 Bruxelles - Brussel

Secrétaire de Rédaction

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

Nadruk, zelfs gedeeltelijk uit deze teksten, mag enkel met schriftelijke toestemming van de auteurs en van de Redactie.

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

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

SOMMAIRE

Ce numéro contient les textes des exposés présentés le 15 septembre 1995 lors d'un séminaire organisé à Dessel par l'Association belge de Radioprotection consacrée à:

INHOUD

Dit nummer bevat de teksten van de uiteenzettingen gedaan in Dessel op 15 september 1995 ter gelegenheid van een studiedag van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming gewijd aan:

Stockage en surface des déchets radioactifs et visite à Isotopolis Oppervlakteberging en bezoek aan Isotopolis

Le dépôt définitif en surface des déchets radioactifs de faible activité et de courte durée de vie. J.P.MINON	165
Le dépôt de surface dans le cadre du programme de l'AIEA sur la gestion des déchets radiactifs. E. DETILLEUX	187
NRPB advice on the radiological protection objectives for radioactive waste disposal S. MOBBS	203
Radiologische optimalisatie bij de keuze van de vestigingsplaats voor oppervlakteberging P. GOVAERTS	213
Evaluatie van de veiligheid en performantie van oppervlakteberging van laag-radioactief afval T. ZEEVAERT	221

LE DÉPÔT DÉFINITIF EN SURFACE DES DÉCHETS RADIOACTIFS DE FAIBLE ACTIVITÉ ET DE COURTE DURÉE DE VIE. ORGANISATION DES MISSIONS DE L'ONDRAF DANS LE CADRE D'UN PROJET MULTIDISCIPLINAIRE.

J.P. Minon

directeur-général adjoint de l'ONDRAF

Exposé donné à la réunion de l'Association belge de radioprotection du 15 septembre 1995.

Résumé

L'Organisme National des déchets radioactifs et des matières fissiles enrichies (ONDRAF) a été chargé par le législateur de la gestion des déchets radioactifs. Ses missions comportent explicitement l'évacuation de ces déchets. Dès qu'il a été opérationnel, l'Ondraf a entrepris les études relatives à l'évacuation en surface des déchets de faible activité et de courte durée de vie.

Cet article fait l'état du dossier du point de vue technique, mais aborde également des aspects non techniques (éthique, société, communication).

1. LE DEPOT DEFINITIF EN SURFACE

1.1. ASPECTS TECHNIQUES

1.1.1. La production de déchets

a) Les producteurs

C'est au début des années vingt que l'industrie a commencé à produire des déchets radioactifs; il s'agit de la production de Radium à l'usine de Olen alors exploitée par la Société générale métallurgique de Hoboken. Le site est aujourd'hui toujours occupé par l'Union Minière.

Après la guerre, au début des années cinquante, la Belgique a pris la décision de se lancer dans un programme nucléaire de grande ampleur. A cette époque a été fondé à Mol, dans la Campine anversoise, le Centre d'Etude Nucléaire (SCK/CEN) disposant dès l'origine de maquettes critiques et de réacteurs prototypes dont le premier réacteur à eau légère pressurisée installé en Europe. Sur un site voisin situé sur le territoire de la commune de Dessel a été construite l'usine internationale de retraitement EUROCHEMIC fondée sous les auspices de l'OCDE, bientôt suivie par une usine de fabrication de combustible UO₂ (aujourd'hui Franco-Belge de Fabrication de Combustible ou FBFC) et une usine de fabrication de combustible MOX (BELGONUCLEAIRE). EURATOM dispose également d'un centre de recherche dans la région. Dans le sud du pays, sur le territoire de la commune de Fleurus, a été créé l'Institut des Radioéléments (IRE) qui détient actuellement environ 20% du marché mondial des radioisotopes à usage médical.

De 1974 à 1985, 7 unités de puissance ont été mises en service sur les sites de Doel et de Tihange pour une puissance totale de 5.450 MWe correspondant actuellement à environ 60% de la demande nationale en énergie électrique.

b) Les différentes catégories de déchets

Les déchets sont classés en trois catégories définies ci-après:

- les déchets de catégorie A: déchets de faible et moyenne activité à vie courte (demi-vie inférieure à 30 ans) ne contenant que de très faibles quantités d'isotopes à vie longue.
- les déchets de catégorie B: déchets de faible et moyenne activité à vie longue ou déchets alpha (la plupart des radionucléides à vie longue sont émetteurs de rayonnement alpha).
- les déchets de catégorie C: déchets de haute activité; ils contiennent de grandes quantités de radionucléides à vie courte et à vie longue et dégagent de la chaleur.

Les déchets de catégorie A proviennent de la production d'électricité dans les centrales nucléaires, de l'utilisation ou de la fabrication de radioisotopes pour usage médical par exemple. La plupart des déchets de catégorie B proviennent de la recherche sur les combustibles nucléaires irradiés, des usines de fabrication de combustible nucléaire et du retraitement. Une partie des déchets A et B proviendra également du

démantèlement des installations nucléaires. Les déchets de catégorie C proviennent de la recherche sur les combustibles nucléaires irradiés et du combustible nucléaire lui-même, retraité ou non.

Les quantités attendues à l'horizon 2050 sont reprises au tableau 1; elles correspondent au programme nucléaire actuel et supposent un niveau stable pour les applications non-énergétiques des radioéléments.

Tableau 1: Estimations jusqu'en 2050

Catégorie	Volume total (m ³)	Part du déclassement (%)
A	150.000	~ 60
B	25.000	~25
C	5.000	-

Le tableau 2 montre que par comparaison avec la production annuelle de déchets toxiques d'origine industrielle et a fortiori avec la production de tous les types de déchets solides, la production de déchets radioactifs est faible.

Tableau 2: Production annuelle de déchets en Belgique (kg/personne/an)

tous déchets d'origine humaine	2.900
dont: -déchets industriels	2.600
-déchets ménagers	300
dont: -déchets industriels toxiques	25 à 100
dont: -déchets radioactifs	1
dont: -déchets de haute activité	0,1

1.1.2.. Solution de référence pour le dépôt définitif des déchets de catégorie A

Les différentes catégories de déchets subissent un traitement-conditionnement approprié suivi d'un entreposage intermédiaire précédant leur mise en dépôt définitif.

La solution de référence proposée par l'ONDRAF pour les déchets de faible activité et de courte durée de vie est de créer dès que possible un dispositif de surface mettant les déchets à l'abri des agressions de l'homme et de la nature au moyen de différentes barrières:

- première barrière: après leur traitement (compaction, incinération, ...) les déchets radioactifs sont emprisonnés dans du béton ou du bitume. Le fût est ensuite fermé hermétiquement et la radioactivité est ainsi confinée.

- deuxième barrière: les fûts sont disposés dans des ouvrages en béton scellés après remplissage; les interstices entre les fûts sont comblés par un matériau de remplissage qui les immobilise.

- troisième barrière: les ouvrages en béton sont recouverts de différentes couches de matériaux étanches et reposent sur un sol de fondation dans lequel la migration des radionucléides est infiniment lente.

Les trois barrières minimisent, chacune à leur manière, la pénétration de l'eau - vecteur principal des radionucléides - dans le dépôt et y assurent la rétention de ces mêmes radionucléides.

Les deux premières barrières sont artificielles; la troisième est naturelle.

On distingue dans la vie du dispositif trois périodes:

- la période d'exploitation: pendant laquelle les ouvrages sont construits et remplis au fur et à mesure des besoins;

- la période de surveillance: pendant cette période d'une durée de 200 à 300 ans, les

radionucléides contenus dans les déchets radioactifs de faible activité et de courte vie auront pratiquement disparus car ils ont des périodes égales ou inférieures à 30 ans. La sécurité du dispositif repose uniquement sur les barrières artificielles. Les radionucléides à vie plus longue, inévitablement contenus dans les déchets, n'ont bien entendu pas le temps de décroître de façon significative; c'est pourquoi ils ne peuvent être présents qu'à l'état de traces à des concentrations qui dès le début de l'exploitation du dispositif ne peuvent présenter aucun danger. Pendant la période de surveillance, l'accès au dispositif reste contrôlé et l'environnement surveillé.

- la période de banalisation: le site du dépôt est d'accès libre; il est bien entendu qu'à très longue échéance - plusieurs milliers d'années - les structures artificielles vont progressivement s'altérer. Ce sont la géologie et l'hydrogéologie du site qui contrôlent la migration vers la biosphère des radionucléides à longue période présents à l'état de traces.

Jusqu'à la fin de la période de surveillance, la sécurité du dispositif est assurée par les barrières artificielles (les fûts, les ouvrages en béton), la géologie intervient en appoint. Pendant la période de banalisation, c'est la géologie qui contrôle la migration à très long terme des radionucléides à vie longue présents à l'état de traces; la géologie voit donc son rôle prendre de l'importance au fur et à mesure que l'on s'éloigne dans le temps.

La démonstration de la faisabilité d'un dépôt de surface s'appuie en premier lieu sur la démonstration que les deux barrières artificielles sont à même de répondre aux performances que l'on en attend pendant la période de surveillance et qu'il est possible de trouver une géologie capable d'assumer son rôle à très long terme. De manière classique, on doit démontrer que la dose au groupe critique ne dépasse pas une valeur donnée - approuvée par l'autorité de sûreté - pour le scénario d'évolution normale et pour des scénarios dits d'intrusion pour lesquels on suppose qu'une ou plusieurs barrières sont court-circuitées; ces derniers scénarios dont la probabilité d'occurrence est inférieure à l'unité donnent lieu à des expositions dites potentielles.

Les aspects décrits ci-dessus sont primordiaux et rédhibitoires; la chute de l'un d'eux entraîne la chute de l'édifice.

Des trois barrières, une seule est liée à la localisation du dépôt: c'est bien évidemment la géologie. Il est donc naturel que ce soit sur cette base que se fasse la première prospection destinée à identifier un certain nombre de zones dont on peut a priori penser - au vu de la documentation existante - , qu'elles

conviennent pour l'implantation d'un dépôt. Les disciplines fondamentales sont donc à ce moment la géologie et l'hydrogéologie. Accompagnées de toutes celles - la radioécologie notamment - permettant d'établir le terme source - c'est à dire la radioactivité maximale permise dans le dépôt pour une contrainte de dose au groupe critique fixée au préalable - elles sont à la base de la démonstration de faisabilité.

Il n'est pas à ce stade possible de discriminer les différentes zones dites potentiellement favorables; l'étape suivante consiste donc à tenter d'identifier parmi ces zones celles pour lesquelles, la démonstration de sûreté a le plus de chance d'aboutir. Ceci peut se faire en développant un système de critères traduisant en grandeurs physiques observables et vérifiables sur terrain les différentes exigences imposées à la géologie et à l'hydrogéologie.

A ce stade, le raisonnement est resté purement du domaine de la sûreté nucléaire en général et du radioprotectionnisme en particulier. Toutefois, d'autres aspects entrent directement ou indirectement en ligne de compte.

Tout d'abord, les déchets ne sont pas uniquement radiotoxiques, ils peuvent aussi être toxiques; ils peuvent par exemple contenir des métaux lourds : Pb, Zn, Cd, U; il faut donc vérifier que pour ces éléments, les normes sanitaires sont également satisfaites.

Les zones pour lesquelles il apparaît, avec un grand niveau de certitude qu'il peut être satisfait aux différentes normes applicables, doivent encore être passées au crible d'autres critères relatifs non plus au dépôt en tant que tel mais à son environnement et à l'impact qu'il a et aura sur celui-ci. De plus, la démonstration de faisabilité et de sûreté porte essentiellement sur l'après exploitation alors que les premiers effets sur l'environnement apparaissent dès le début de la construction.

Les disciplines sollicitées sont celles liées à l'étude du paysage et de son évolution (géographie physique,...), aux sciences naturelles (biologie, botanique, zoologie), à l'aménagement du territoire (travaux routiers, transport de pondéreux, ...).

L'évolution de la zone acceptable du point de vue de la sûreté (toxique et radiotoxique) vers un site de dépôt passe donc par l'harmonisation de tous ces aspects compte tenu bien entendu des aménagements possibles.

1.1.3. Les alternatives

Tout problème technique peut se résoudre de différentes façons. De là, la possibilité d'alternatives qui se différencient par leur aspects conceptuels, techniques, économiques ... Le choix en faveur de telle ou telle solution se faisant en fonction de l'importance que l'on accorde à tels ou tels aspects.

Pour l'évacuation des déchets de faible activité et de courte durée de vie, on peut notamment distinguer les alternatives suivantes :

- l'entreposage de longue durée de préférence sur un ou des sites nucléaires existants,
- l'évacuation en couche géologique profonde en même temps que les déchets de catégorie C qui doivent subir un refroidissement en surface d'une cinquantaine d'années (c.-à-d. vers 2035)
- l'évacuation en couche géologique profonde dès que l'on pourra en démontrer la sûreté (c.-à-d. vers 2010).

La première alternative ne pose pas de problème technique; elle continue de façon améliorée et pour une plus longue durée la pratique de l'entreposage intermédiaire.

Quant à l'évacuation géologique, l'état actuel des recherches en cours n'a fait apparaître à ce jour aucun élément mettant en doute sa faisabilité pour les déchets de faible activité. Elle implique bien entendu de prolonger l'entreposage intermédiaire pendant le temps nécessaire à sa mise en oeuvre.

Les trois alternatives permettent de léguer à la génération suivante une situation parfaitement contrôlée mais ne dégage pas de solution aujourd'hui. Il faudrait également vérifier que ces alternatives ne s'éloignent pas significativement de l'optimum au détriment de la sûreté dans le premier cas et des coûts dans les deux derniers.

1.2. ASPECTS NON TECHNIQUES

Le problème de l'évacuation des déchets radioactifs déborde largement le cadre technique; en effet,

l'existence d'alternatives techniques débouche ipso facto sur un problème de choix; ce choix, qui ne peut se baser uniquement sur des éléments bien quantifiables, n'est pas l'apanage du technicien il est celui de la société tout entière dont l'ensemble des composants doit converger vers "la" solution.

D'autre part le problème échappe - même au niveau scientifique - à la rationalisation complète; en effet, certains paramètres sont entachés d'incertitude tantôt dues aux limitations de la connaissance actuelle (la problématique des faibles doses de radiation par exemple) tantôt inhérente à la question elle-même (le risque potentiel, la durée ...).

Or la pensée occidentale a jusqu'à ce jour été fondée essentiellement sur le savoir tandis que l'évacuation des déchets radioactifs demande de trancher dans l'incertitude inhérente à la question elle-même. Quel mode de pensée devient alors possible ?

En effet, on demande à la pensée de précéder l'histoire ou l'expérience. Nous sommes donc hors de nos schémas habituels. Il faut inventer ou à tout le moins évoluer. Comment pouvons-nous évoluer et dans quel cadre ? Que devons nous éviter ?

La première chose à éviter est de verser de l'incertitude dans l'irrationnel. La seconde est de faire un pari non réfléchi sur l'avenir en d'autres mots d'engager massivement le futur sur des bases trop fragiles pour résoudre les difficultés techniques de l'heure : ceci conduit à rejeter tant l'immobilisme que les choix technologiques trop rapides.

La troisième est de recourir à des processus décisionnels faussement démocratiques : "peu importe la décision pourvu qu'elle ait été prise avec un maximum d'implication du citoyen".

Il apparaît donc nécessaire de développer un cadre déontologique, une éthique, pour notre génération et celles qui nous suivront.

1.2.1. L'éthique

Les cénacles internationaux ont fait d'énormes efforts ces dernières années pour définir ce cadre

déontologique; l'AIEA⁽¹⁾ dans le cadre du programme RADWASS et l'OCDE⁽¹⁾ (AEN) ont publié toutes deux récemment à ce sujet.

Les considérations éthiques interviennent notamment à partir du moment où il n'est plus possible d'objectiver techniquement une situation. Ainsi, à la question de savoir s'il faut différer ou non dans le temps la mise en dépôt, les réponses sont en grande partie d'ordre éthique :

- la charge de développer et de mettre en oeuvre une solution définitive pour l'évacuation des déchets revient aux générations qui ont utilisés les technologies génératrices de ces déchets; c'est une question d'équité. Sans vouloir être cruel, rappelons que le problème a été à tout le moins sous-estimé par la(les) génération(s) précédente(s) !
- avons nous le droit de laisser indéfiniment en entreposage, ce qui correspond à un risque réel, des déchets radioactifs parce que subsiste une incertitude à propos des risques potentiels dans un avenir lointain liés à l'existence d'un site de dépôt ?
- si nous ne sommes pas capables d'assumer nous-mêmes nos problèmes, ceux qui nous suivent en seront-ils capables; en effet, la capacité d'expertise dans un domaine donné peut pour diverses raisons diminuer fortement voire disparaître. La situation devient dans ce cas incontrôlable.

Le conflit potentiel entre l'intérêt général et l'intérêt local doit aussi trouver une réponse au niveau éthique avec la difficulté supplémentaire qu'au niveau de l'acceptation d'un site, quelque part, une communauté consent un sacrifice; en effet toute notion de morale, de devoir est synonyme de sacrifice; or l'acte gratuit n'existe pas !

D'où la nécessité de placer la réalisation d'un dépôt dans un cadre plus large où la communauté qui accepte se retrouve globalement bénéficiaire. Il ne s'agit pas ici de la notion simpliste de compensation,

⁽¹⁾ AIEA: **The principles of Radioactive Waste Management Safety Series N°111-F**

⁽²⁾ OCDE : **Les fondements environnementaux et éthiques de l'évacuation des déchets radioactifs à vie longue en formation géologique - Opinion collective de l'AEN - comité de la Gestion des Déchets Radioactifs**

mais de la volonté clairement exprimée, en concertation avec la communauté concernée, d'inclure le dépôt dans un ensemble plus large qui la satisfasse.

1.2.2. Les aspects de société

Il est fort improbable que l'on puisse faire accepter une quelconque solution pour la mise en dépôt des déchets de faible activité et de courte durée de vie en l'absence d'un fondement solide de confiance de la part du public. Il y a donc un besoin impérieux de gagner cette confiance. En effet, en l'absence de solution nous transmettrions à la génération suivante un problème - certes sous contrôle - mais non résolu. Il faut donc, d'une façon ou d'une autre, trouver le chemin permettant à la société dans son ensemble de faire cristalliser l'intérêt général. L'idée conductrice est ici que l'ensemble des acteurs - parties prenantes dans la problématique - puissent jouer leur rôle en toute transparence de façon à converger ensemble vers l'intérêt général. La partie est d'autant plus difficile qu'aux yeux des individus, les problèmes sont carrément ésotériques alors que les enjeux collectifs leurs paraissent énormes. Il apparaît donc nécessaire d'introduire un mécanisme de régulation permettant - en toute neutralité - de faire apparaître les attentes souvent contradictoires des acteurs, de séparer l'information objective des informations à caractère pseudo-scientifiques, bref, en un mot, d'introduire un minimum de rationalité dans le débat démocratique.

Cette rationalisation peut être obtenue dans nos sociétés modernes par l'institution d'un médiateur, indépendant des acteurs, dont la tâche essentielle est de se mettre à l'écoute des parties.

De façon générale, il apparaîtra de plus en plus indispensable vu la technicité croissante de notre civilisation d'informer sur la réalité des risques collectifs pour les différentes activités. En effet la sur- ou la sous-estimation des différents risques conduit soit à un excès de vigilance soit à un excès de confiance et donc à une allocation totalement biaisée des ressources disponibles. Un des problèmes aigus lié à la perception du risque est la très faible capacité du public à estimer les faibles risques. La figure 1 montre que

lorsque l'on demande au public d'estimer les décès dus à différentes causes de mortalité, le risque perçu varie d'un facteur 10^4 alors que le risque réel varie d'un facteur 10^6 .

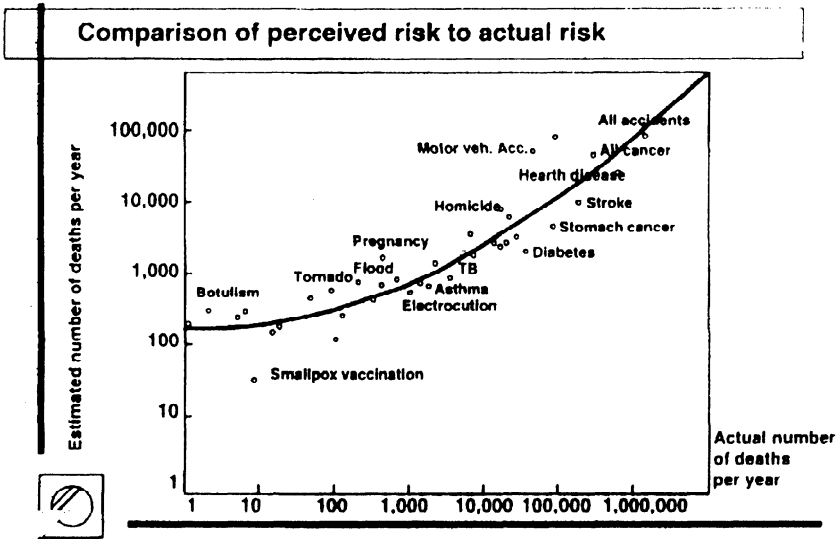


Fig. 1: From B. Fischhof, C. Hohenemser, R. Kasperson, and R. Kates. *Environment* 20, n° 7, p. 16 (September 1978)

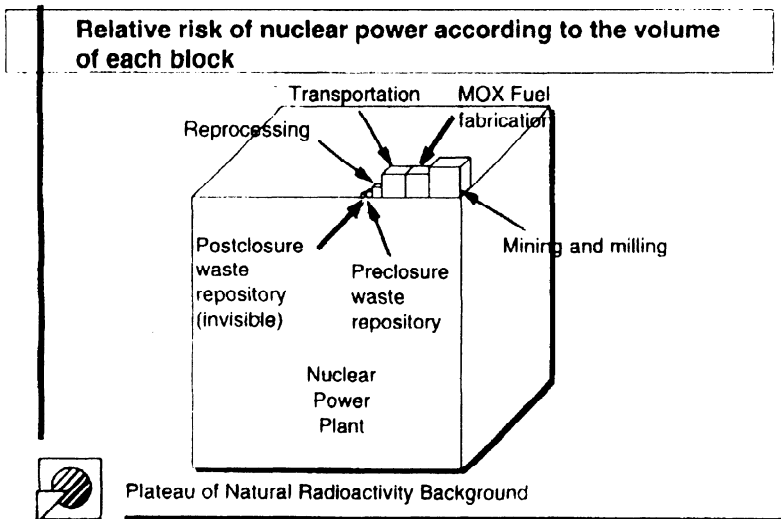


Fig. 2: From R.C. Erdmann et al., *Electric Power Research Institute Rep. EPRI NP-1128* (1979)

Combien de personnes sont-elles capables d'ordonner les différents risques associés au cycle de combustible comme présenté à la figure 2 - d'où il ressort que de risque réacteur est cent fois plus élevé que celui de l'ensemble du reste du cycle du combustible.

Il apparaît comme évident que les réactions exigeant une sécurité absolue - par définition inexistante - à quel que coût que ce soit participent d'une non-perception correcte de l'importance du risque et conduisent de fait à abaisser le niveau global de sécurité: les recommandations pour le "tout géologique" relèvent en partie de cette démarche.

2. LES ACTEURS

2.1. LE PRODUCTEUR DE DÉCHETS

Depuis une quarantaine d'années, l'industrie et la recherche produisent des déchets radioactifs. C'est un fait. Tant que ces activités existeront, elles engendreront des déchets. Même la remise en question de ces activités n'éluide pas le problème.

La responsabilité des producteurs de déchets est toutefois de limiter cette production, ce qu'ils font. Au cours des dernières années, la quantité de déchets de catégorie A produits par les centrales électriques a diminué de plus de moitié, en grande partie grâce à l'amélioration et à la rationalisation des méthodes de travail; la production de déchets de catégorie B par les fabricants de combustible a aussi diminué sensiblement.

A partir du moment où l'on a recours à l'énergie nucléaire ou aux radioisotopes, on en accepte aussi les déchets. La responsabilité du producteur est d'en minimiser la production.

2.2. LES POUVOIRS

Traditionnellement nos civilisations occidentales distinguent trois pouvoirs qui se doivent d'être indépendants les uns par rapport aux autres.

2.2.1. Le pouvoir exécutif et le gestionnaire de déchets

Le gouvernement s'appuie sur l'ONDRAF qui le conseille et est chargé d'exécuter sa politique. L'exécutif a les moyens de sa politique et dispose d'une capacité d'expertise propre.

La déclaration gouvernementale actuelle prévoit de "faire un choix définitif en matière d'évacuation des déchets nucléaires à faible activité et courte durée de vie sur base d'un examen des diverses alternatives, en tenant compte de la sûreté et des différences de coût des diverses options".

2.2.2. Le pouvoir législatif

Le Parlement est l'essence de la nation, il a la charge du contrôle de l'exécutif. Dispose-t-il, dans des matières aussi complexes d'une capacité d'expertise indépendante. C'est-à-dire non dépendante de l'exécutif, des partis ou des lobbies ? En dehors de moyens relativement exceptionnels comme les commissions d'enquête parlementaire, la réponse est non !

Le Parlement belge ne dispose pas comme par exemple le Congrès des Etats-Unis d'un Nuclear Waste Technical Review Board ou comme l'Assemblée et le Sénat français d'un Office Parlementaire des Choix Technologiques.

D'où la difficulté du travail et partant du choix parlementaire tiraillé entre les experts.

2.2.3. Le Judiciaire

Le pouvoir judiciaire n'intervient pas contrairement à la coutume anglo-Saxonne au niveau des choix. Il peut intervenir - sur requête - au niveau des procédures d'autorisation dans le cadre strict des lois et règlements.

2.3. L'OPINION ET LES MÉDIA

L'opinion publique relayée par les médias est devenue ces dernières décennies un acteur à part entière du

jeu démocratique; on est loin du régime représentatif originel où le parlementaire jouait pleinement et seul son rôle; on s'éloigne également de plus en plus du système où les acteurs sociaux pouvaient peser pleinement sur le pouvoir. L'individu veut être impliqué directement au niveau de la décision et exige une transparence complète du processus décisionnel. Cette revendication de transparence a sa source dans deux phénomènes, l'un et l'autre liés au caractères de plus en plus techniques des sociétés industrielles contemporaines : d'un côté, la complexité des systèmes techniques dont la gestion repose entre les mains de spécialistes, de l'autre le sentiment qu'ont les individus d'être exclus du contrôle démocratique de cette gestion. Il s'agit là d'un paradoxe fondamental de notre époque : l'individu dispose d'une quantité d'informations sur son environnement quasi infinie, mais cette prolifération d'informations ne se traduit pas par une plus grande transparence de la société vis-à-vis d'elle-même. Au contraire, plus les médias rendent compte sur l'instant des événements et font appel aux commentaires des "experts", plus l'effet de brouillage devient important quand il ne débouche pas tout simplement sur de la tromperie ou l'imposture.

L'exercice de la transparence postule une opinion publique mûre et partant correctement informée; le rôle d'un médiateur apparaît ici aussi comme central dans l'organisation du débat démocratique afin de "canaliser" les "humeurs." qui agitent l'opinion pour finalement les transformer en volonté politique. Ceci présuppose que les décisions soient négociables et partant que l'information correcte s'effectue dès les premiers stades du projet et non pas quand il est devenu impossible de le modifier. Ceci supposerait également la disponibilité d'une capacité d'expertise compétente scientifiquement de la part des différents groupes sociaux.

Sans adhésion suffisamment large de l'opinion, la tentation à l'immobilisme de la part des décideurs sera grande.

3. ORGANISATION DE L'ONDRAF

3.1. LES MISSIONS ET LE RÔLE DE L'ONDRAF

3.1.1. Les missions

Les missions de l'ONDRAF en tant que gestionnaire de déchets - telles qu'elles sont définies dans les

lois et arrêtés réglant le fonctionnement de l'organisme - comportent explicitement l'évacuation de ceux-ci, évacuation étant définie comme : "rejet ou dépôt de tels déchets sans intention de récupération. Ceci comporte notamment le dépôt éventuel en surface ou en couche géologiques aussi que l'immersion dans les limites autorisées par les conventions internationales".

A cet effet, l'ONDRAF a, dès qu'il a été opérationnel, entamé ou assuré la continuation des programmes de Recherche et Développement nécessaires à l'accomplissement de cette mission.

Dans un contexte général, l'ONDRAF est également chargé: "d'établir et exécuter un programme d'information et de communication couvrant l'ensemble de ses activités".

Dans le cadre général de ses activités, l'ONDRAF a en 1994 mis en service un centre d'information - ISOTOPOLIS - situé sur le site de sa filiale BELGOPROCESS. L'ensemble des activités concernant les déchets radioactifs y sont présentées depuis la production jusqu'à l'évacuation. Le centre fonctionne principalement dans le cadre du programme d'éducation de l'Union Européenne et a été conçu à la base pour les jeunes en âge scolaire de 16 à 18 ans. La possibilité existe également de voir de visu des déchets radioactifs conditionnés grâce à l'aménagement à l'extérieur d'un bâtiment de stockage d'une galerie pour les visiteurs.

Le gestionnaire de déchets a en matière d'évacuation un rôle de proposition; c'est-à-dire de préparer l'exercice du choix en exposant clairement les données, les conséquences et les enjeux et en indiquant les voies qui paraissent praticables. Il ne lui appartient pas d'effectuer l'arbitrage et à fortiori de décider de ce qui devra faire le bonheur de la société dans son ensemble.

3.2.1. La gestion du dossier

Dès qu'il a été opérationnel, l'ONDRAF a entrepris les études relatives à l'évacuation en surface des déchets de faible activité et de courte durée de vie.

Entre 1984 et 1987, l'ONDRAF a ainsi procédé à une étude préliminaire sur les possibilités de dépôt définitif des déchets radioactifs de faibles activités et de courtes demie-vies sur le territoire national.

Cette étude envisageait plusieurs options de dépôt.

Option 1 : le dépôt en surface sur un site géologiquement et hydrogéologiquement favorable; cette option avait conduit à la sélection préliminaire de cinq zones jugées favorables sur lesquelles des recherches complémentaires devaient être entreprises : Alveringem et Kruibeke en Flandre et Custine, Chimay et Marche-en-Famenne en Wallonie.

Option 2 : le dépôt profond dans l'argile de Boom, option identique à celle réservée aux déchets de haute et moyenne activité et qui constitue la solution de référence belge pour ces types de déchets.

Option 3 : le dépôt profond dans certains charbonnages de Campine qui étaient à cette époque en cours de fermeture (le charbonnage de Winterslag avait à cet effet fait l'objet d'une étude de faisabilité).

Début 1990, l'ONDRAF faisait le point des travaux menés jusqu'alors et concluait notamment à l'intérêt de poursuivre l'étude de l'option "surface", l'évacuation vers les mines du Limbourg étant jugée inacceptables pour des raisons de sûreté. L'évacuation en couches géologiques profondes des déchets de faible activité et courte durée de vie était considérée comme une alternative valable mais non démontrée et plus coûteuse économiquement.

Par conséquent, des deux options restantes, l'option 1 a tout d'abord fait l'objet d'études approfondies. Cependant, compte tenu de ce que seule cette option subsistait, il a été procédé à un réexamen complet de la géologie de surface du territoire national.

Ce réexamen a conduit à la sélection préliminaire de 98 zones potentiellement favorables dont la géologie de surface est constituée soit de sables ou limons sur argile soit de schistes affleurants. Cette sélection a été effectuée compte tenu du modèle de dépôt envisagé (les ouvrages de béton recouverts d'un système de protection multicouche) et a également profité de l'évolution des idées en la matière au niveau international et en particulier des installations récentes réalisées en France (Soulaines) et en Espagne (El Cabril).

La synthèse de ces travaux a fait l'objet d'un rapport, publié en avril 1994, et dont la conclusion principale est "qu'il est techniquement possible d'évacuer en surface 60% des déchets de catégorie A actuellement produits en Belgique dans le respect strict des recommandations de sûreté émises par les organisations internationales compétentes", la fraction restante des déchets étant destinée à l'évacuation géologique.

Ce rapport a été préalablement soumis à une commission scientifique consultative composée d'experts de différentes spécialités. Cette commission a émis un avis globalement favorable tout en insistant sur la nécessité d'une approche multidisciplinaire et l'importance à attacher aux aspects relevant "des sciences économiques et humaines".

Le programme de travail actuellement en cours a pris ces recommandations en considération. C'est ainsi que des critères de classement traiteront des aspects liés au paysage et à l'environnement naturel.

D'autre part, l'interaction d'un site avec son environnement humain est également étudiée.

3.3. La communication

La divulgation prématurée de certains résultats d'étude en 1987 a provoqué le tollé que l'on sait. Cette expérience malheureuse et l'expérience acquise par d'autres agences a conduit l'ONDRAF à aborder l'étape de la divulgation des 98 zones potentiellement favorables de la façon décrite ci-après et ce en plein accord avec le Ministre tutelle :

- en septembre 1993, bien avant la finalisation du rapport de faisabilité, les 589 communes de Belgique ont reçu une lettre leur exposant le principe du dépôt définitif en surface accompagnée d'un questionnaire destiné à mieux connaître leur opinion à ce sujet.

D'autre part, les communes étaient invitées à spécifier leur désir en information complémentaire y compris sous forme de visites aux installations de BELGOPROCESS à Mol et de Soulaines en France où un site d'évacuation en surface est en exploitation depuis 1992. Sur les 589 communes, 158 ont renvoyés le questionnaire. Une vingtaine de personnes visitèrent Soulaines et BELGOPROCESS. En plus des communes, l'ensemble des membres du Parlement et la presse ont reçu la même information.

- en décembre 1993, un rapport résumant les réponses au questionnaire a été envoyé aux mêmes destinataires.

- le 27 avril 1994, l'ONDRAF a rendu public l'étude concluant à la faisabilité technique d'une évacuation en surface de déchets de faible activité et de courte durée de vie; ce rapport identifie également 98 zones, situées dans 47 communes, potentiellement favorables pour une telle évacuation. Un résumé de cette étude a été envoyé aux communes concernées, aux membres du

Parlement et à la presse.

L'étude était accompagnée de l'avis de la commission scientifique consultative.

- depuis l'ONDRAF a reçu de la part de toutes les communes concernées, de communes avoisinantes et de quelques communes non directement impliquées des motions de refus motivées; de nombreuses séances d'information ont été demandées par les communes, des associations etc... A tout le moins, le débat est lancé.

- quelques personnes se sont prévaluées de la Loi sur la publicité de l'administration pour consulter des documents à l'ONDRAF.

- Le Ministre de tutelle, quant à lui, a soutenu le dossier au Parlement. Toutefois, l'ONDRAF n'a pas jusqu'à présent pu être proactif.

4. CONCLUSIONS

Tout processus décisionnel passe dorénavant par une information complète, objective et préalable du citoyen et des différents acteurs de la décision. L'information est destinée à susciter le débat et à responsabiliser le citoyen. Elle doit permettre de fonder toute décision sur une prise de conscience libre et responsable. Elle doit écarter le citoyen de la tentation d'immobilisme (le mythe de l'âge d'or) sans engendrer la peur. Elle doit aussi se baser sur de nouveaux concepts éthiques car et je cite Ilya Prigogine: "Le monde technique que la science classique a contribué à créer, a besoin, pour être compris, de concepts bien différents de ceux de cette science".

Samenvatting

De Nationale Instelling voor radioactief afval en verrijkte splijtstoffen (NIRAS) werd door de wetgever belast met het beheer van het radioactief afval. Bij haar opdrachten is expliciet de berging van dat afval opgenomen. Van zodra Niras operationeel geworden is, heeft zij studies aangevat met betrekking tot de oppervlakteberging van het laagactief en kortlevend afval.

In dit artikel wordt de stand van zaken van het dossier opgemaakt, zowel wat betreft de technische aspecten als de niet-technische aspecten (ethiek, samenleving, communicatie).

Abstract

The National Agency for radioactive waste and enriched fissile materials (NIRAS/ONDRAF) has been charged by the legislator, with the management of radioactive waste. The final disposal of radioactive waste has been mentioned explicitly in the list of duties. NIRAS/ONDRAF has undertaken studies related to the near surface disposal of low level and short-lived waste, from the moment it became operational.

This article gives an overview of the status of the issue, from a technical as well as from a non-technical standpoint (ethics, society, communication).

LE DEPÔT DE SURFACE DANS LE CADRE DU PROGRAMME DE L'AIEA SUR LA GESTION DES DECHETS RADIOACTIFS (RADWASS)

E. DETILLEUX

Directeur Général honoraire
ONDRAF/ NIRAS

Résumé

Le programme développé par l'A.I.E.A. en matière de sûreté de la gestion des déchets radioactifs est exposé ainsi que les principes et directives à appliquer pour les dépôts de surface. Les études de l'ONDRAF dans ce domaine appliquent ces principes et directives.

1.-Introduction:

Le but de l'exposé est triple:

- donner un aperçu du programme actuellement développé par l'AIEA en matière de sûreté de la gestion des déchets radioactifs
- exposer les principes et directives retenus dans ce programme pour les dépôts de surface
- montrer que les études de l'ONDRAF dans ce domaine appliquent ces principes et directives qui font l'objet d'un large consensus international.

2.-Le Programme "RADWASS":

Le programme RADWASS (**R**adioactive **W**aste **S**afety **S**tandards) a été entrepris par l'AIEA en 1991 pour répondre aux demandes répétées de nombreux Etats-Membres qui souhaitent qu'il soit mis en évidence qu'il est possible de gérer les déchets radioactifs de façon sûre. Plus spécifiquement il a été demandé qu'il soit montré, par la publication de "Standards", qu'il existe en la matière une approche commune au niveau international. Le travail en cours devrait, suivant le calendrier actuel, être terminé vers la fin de 1997.

Les "SAFETY SERIES" de l'AIEA déjà publiées en dehors du programme RADWASS, comptent plus

d'une trentaine de publications relatives à la gestion des déchets radioactifs. Toutefois, nombre de ces dernières ne sont en fait que des documents transitoires préparés pendant les années où la philosophie et les technologies applicables à la gestion des déchets radioactifs étaient encore en pleine évolution. C'est pour cette raison que l'Agence a été amenée à répondre à la demande de ses Etats-Membres en préparant une nouvelle "SAFETY SERIES" couvrant les principaux aspects de la gestion des déchets radioactifs.

Il y a lieu de rappeler que l'AIEA classe ses documents des séries "SÛRETE" en quatre niveaux hiérarchiques, à savoir:

-les "**Safety Fundamentals**": documents du niveau le plus élevé qui présentent, sans entrer dans des détails techniques, les objectifs, principes et exigences de base qu'il y a lieu de respecter pour assurer la sûreté des activités considérées

-les "**Safety Standards**": document du second niveau de la hiérarchie qui couvrent, en principe, chaque domaine d'application; ils analysent les exigences fondamentales à satisfaire pour atteindre un niveau acceptable de sûreté; ils sont rédigés sur base d'un consensus obtenu lors de discussions approfondies entre experts de diverses disciplines qui sont désignés par les Etats-Membres.

-les "**Safety Guides**": publications, qui occupent le troisième niveau de la hiérarchie, présentent des recommandations sur la voie à suivre pour satisfaire à une ou plusieurs exigences formulées dans les documents des niveaux supérieures; ils sont également préparés par des collègues d'experts de divers pays

-les "**Safety Practices**": publications qui traitent d'aspects de sûreté particuliers; ils donnent des exemples pratiques ou décrivent des méthodes; ils sont également préparés par des collègues d'experts internationaux

3.-Les Publications "RADWASS":

Au stade actuel des travaux, la série "RADWASS" prévoit 24 publications soit: 1 "Fundamentals", 6 "Standards", 28 "Guides" et 21 "Practices". Toutefois la réorganisation des responsabilités actuellement en cours au sein de l'AIEA pourrait conduire, à terme, à une réduction du nombre de ces publications notamment dans les deux derniers niveaux de la hiérarchie

Le document du niveau "Fundamentals" est intitulé "**The Principles of Radioactive Waste Management**" (Réf.:SS N°111-F);il énonce 9 principes de base à respecter pour gérer les déchets radioactifs.Ces principes peuvent être résumés comme suit:

- (1) assurer un niveau acceptable de sûreté pour la santé humaine
- (2) assurer un niveau acceptable de protection de l'environnement
- (3) les effets au delà des frontières nationales doivent rester acceptables
- (4) les effets sur la santé et l'environnement des générations futures ne doivent pas être différents de ceux admis aujourd'hui
- (5) ne pas imposer de charges injustifiées aux générations à venir
- (6) établir un cadre légal définissant les responsabilités des divers acteurs et créer une fonction indépendante de contrôle
- (7) limiter au maximum possible la production de déchets
- (8) organiser l'interdépendance de toutes les étapes de la gestion des déchets radioactifs
- (9) assurer la sûreté des installations pendant leur durée de vie

Ce document, approuvé en mars 1995 par le Conseil des Gouverneurs de l'Agence, est actuellement en cours de publication.

Les 6 "Standards" sont intitulés:

- (1) "Establishing a National System for Radioactive Waste Management"
(Réf.:SS.N°111-S-1)
- (2) "Predisposal Management of Radioactive Waste" (Réf.:SS.N°111-S-2)
- (3) "Near Surface Disposal of Radioactive Waste" (Réf.:N°111-S-3)
- (4) "Geological Disposal of Radioactive Waste" (Réf.:N°111-S-4)
- (5) "Management of Waste from Mining and Milling of Uranium and Thorium Ores (Réf.:N°111-S-5)
- (6) "Decommissioning of Nuclear Facilities and Environmental Restoration"
(Réf.:N°111-S-6)

Le "Standard" 111-S-1 est également approuvé et en cours de publication. Il définit les responsabilités qui incombent aux Gouvernements, aux Autorités de Sûreté ainsi qu'aux producteurs et gestionnaires de déchets radioactifs. Les documents S-2, S-3 et S-6 devraient être soumis au Conseil avant la fin de 1995. Les documents S-4 et S-5 ne semblent pas devoir atteindre ce stade avant 1997.

A ce jour, 6 "Safety Guides" et "Safety Practices" ont été publiés, 10 sont en cours d'élaboration et la préparation du solde n'est prévue qu'à partir de la fin de 1996.

4.-Publications "Radwaste" spécifiques aux dépôts de surface.

Actuellement, seuls deux documents relatifs à ce domaine sont terminés: le "Safety Standard" 111-S-3 qui est en cours d'approbation et le "Safety Guide" 111-G-3.1 "Siting of Near Surface Disposal Facilities" qui a été publié en 1994 déjà. Ce dernier sera analysé au '5 ci-dessous en s'efforçant de mettre en évidence l'application qui en est faite dans les études menées par l'ONDRAF.

Le document S-3 comprend 10 sections; il traite des aspects organisationnels et des responsabilités qui incombent aux divers acteurs tout au long de l'évolution logique dans le temps d'un dépôt de surface. L'essentiel du contenu de chacune de ces sections est brièvement commenté ci-après:

(1)-responsabilités spécifiques aux dépôts de surface: à côté des responsabilités qui sont communes à toutes les étapes de la gestion des déchets et qui font l'objet du "Standard" S-1, certaines exigences spécifiques aux dépôts de surface doivent être satisfaites par les exploitants de ces derniers, notamment:

-établir et imposer aux producteurs des critères pour l'acceptation des déchets à stocker et en vérifier l'application;

-assurer un mode de financement fiable des opérations y compris celles à prévoir pendant la période de contrôle institutionnel qui suit normalement la fermeture du dépôt;

-assurer la collecte et la préservation des informations nécessaires pour garantir la sûreté, en particulier pour satisfaire aux besoins de la période qui suit la fermeture du dépôt;

(2)-sûreté et protection de l'environnement: les évaluations à mener doivent tenir compte des trois phases que comporte normalement la vie d'un dépôt de surface *la phase préparatoire*, qui comprend, la recherche et la caractérisation du site ainsi que la conception et la réalisation des installations, *la phase d'exploitation*, qui englobe également les travaux de fermeture, et *la phase post-opératoire*, qui couvre la période de contrôle institutionnel qui précède la banalisation du site.

Ces évaluations doivent, comme pour toute installation nucléaire, montrer que le dépôt satisfait aux dispositions légales et réglementaires en vigueur et en particulier qu'il n'impose pas de charges indues aux générations futures. Les études doivent évaluer les effets radiologiques et non radiologiques prévisibles et englober l'ensemble du système, c'est à dire: le dépôt proprement dit, son environnement et les colis de déchets à stocker. Les études relatives aux possibilités de fuite des radionuclides doivent tenir compte du fait que ces dernières peuvent résulter aussi bien de processus internes aux colis et structures du dépôt, processus qui sont généralement lents, que d'évènements extérieurs dont certains peuvent entraîner des dégradations rapides. Parmi les processus de la première catégorie il faut considérer: la dégradation progressive au cours du temps des colis et des structures ouvragées, parmi ceux de la seconde on range des évènements comme: l'intrusion humaine; les séismes, l'incendie et les conditions météorologiques extrêmes et inhabituelles.

(3)-critères d'acceptation des déchets : la sûreté globale du dépôt repose sur une combinaison judicieuse des caractéristiques du site, des ouvrages et des colis de déchets. En conséquence les critères d'acceptation doivent, en particulier, prendre en considération:

-*la nature et la concentration en radionuclides*, ce qui permet d'apprécier la compatibilité avec les niveaux d'irradiation et de contamination autorisés;

-*les caractéristiques physiques, chimiques, radiologiques et bactériologiques des déchets*, ce qui permet d'évaluer les risques de dégradation du confinement;

-*la résistance thermique des colis*, ce qui permet d'apprécier les risques d'incendie et de propagation du feu;

-*l'identification des colis*, ce qui permet : d'assurer la sûreté des opérations de manutention et de mise en place dans les ouvrages de stockage, le contrôle radiologique et la certification de la conformité aux spécifications prescrites et la tenue de l'inventaire;

(4)-conception des installations : celle-ci doit permettre d'assurer un confinement satisfaisant pendant la période de temps jugée nécessaire en fonction de la nature des déchets à stocker. La conception des barrières artificielles, qui sont constituées par : les colis, les ouvrages destinés à les recevoir (caveaux par ex.) et leurs systèmes de fermeture et de couverture doit viser particulièrement à réduire au minimum les besoins d'entretien, notamment après la fermeture du site. Si une possibilité de retrait éventuel des colis est à envisager, cette exigence doit être prise en compte dès la conception. Une telle possibilité ne doit en aucun cas constituer une menace pour la sûreté à long terme du dépôt.

(5)-construction : la qualité d'exécution est un élément important de la sûreté à long terme du dépôt, il convient donc d'organiser et d'appliquer une politique sévère d'assurance et de contrôle de la qualité.

(6)-exploitation : cette phase comprend essentiellement : la mise en service, la réception, la vérification et la mise en place définitive des colis, ainsi que les travaux connexes comme par exemple l'entreposage temporaire des colis, des conditionnements ou reconditionnements pour non conformité. Les modalités d'exécution de ces opérations ne diffèrent naturellement pas de celles qui sont d'application dans toute installation nucléaire. Toutefois une attention toute particulière doit être réservée à la réception des colis de déchets. L'exploitant ne doit accepter de prendre en charge que des colis conformes aux critères d'acceptation établis en accord avec les autorités responsables. Il doit, en outre, recevoir de chaque producteur toutes les informations qui lui sont nécessaires pour pouvoir démontrer aux autorités que les colis acceptés répondent aux prescriptions établies. L'exploitant doit archiver les informations qui seront nécessaires pendant la période d'exploitation et les phases qui suivront la fermeture du dépôt. Un soin particulier sera apporté au choix du mode d'archivage afin que celui-ci permette l'accès aux informations, au moment voulu, sans lacune, perte ou impossibilité de déchiffrement.

(7)-fermeture du dépôt : la fermeture comprend l'ensemble des opérations à effectuer sur le site lorsque la réception des colis et leur mise en place ont pris fin. La méthode de fermeture envisagée ainsi que l'évaluation de son efficacité devront déjà être présentées, au moins brièvement, dans le dossier à introduire pour l'obtention de l'autorisation de création du dépôt. Avant de commencer les opérations de fermeture, l'exploitant devra soumettre un nouveau dossier aux autorités compétentes et obtenir de celles-ci

une nouvelle approbation. En particulier, ce dossier devra : décrire les opérations prévues, proposer un programme de surveillance physique et radiologique ainsi qu'un système pour l'archivage des informations nécessaires pour assurer la sûreté du site pendant la période de surveillance et au moment de la banalisation du site. Ce dossier devra également décrire l'organisation qui sera mise en place pour effectuer l'ensemble de ces tâches.

(8)-exigences relatives à la phase suivant la fermeture : la période de contrôle continu qui suit la fermeture du dépôt est appelée "*Période de contrôle institutionnel*". Les contrôles à exercer seront soit "*actifs*" (monitoring en continu, inspections périodiques, travaux d'entretien, contrôle des accès etc...), soit "*passifs*" (signalisation permanente, restriction d'utilisation du terrain etc...) ou une combinaison des deux types. Les dispositions de sûreté à prendre pendant cette période doivent naturellement être, au préalable, dûment agréées par les autorités compétentes.

Pour le "*Contrôle actif*", les dispositions particulières suivantes doivent être d'application:

- désignation claire de l'organisme ou de l'institution responsable et définition précise des tâches qui lui incombent et des moyens de financement prévus;

- détermination de la durée pendant laquelle le contrôle actif sera exercé; à cet effet il sera tenu compte notamment de la décroissance de l'activité des déchets ainsi que des perspectives de développement de la région;

- poursuite du contrôle actif au delà de la période initialement prévue au cas où les autorités jugeraient celui-ci nécessaire pour au maintien de la confiance dans la sûreté du site;

Le passage au "*Contrôle passif*", est naturellement subordonné à l'accord préalable des autorités. Avant ce passage des mesures seront prises pour que soit sauvegardé le souvenir de l'existence du dépôt. Le cas échéant l'utilisation du site pour certains types d'activités pourra rester limitée pendant un certain temps. Ces mesures sont à considérer comme complémentaires à la protection apportées par les barrières artificielles et naturelles.

(9)-assurance de qualité : l'importance de l'assurance et du contrôle de la qualité a déjà été soulignée. Ceux-ci s'adressent à tous les aspects et composants du dépôt de surface. Les exigences en la

matière relatives à la conception, la construction et l'exploitation sont similaires à celles qui sont d'application pour les autres types d'installation nucléaire. Toutefois certaines activités spécifiques comme la réception des colis de déchets, la fermeture du dépôt et sa surveillance après celle-ci impliquent des mesures particulières. Dans le cas de la réception des colis, par exemple, l'assurance de qualité concerne non seulement l'exploitant du dépôt mais aussi celui qui effectue le conditionnement des déchets en colis. Pour les phases fermeture et surveillance l'assurance de qualité attachera une importance particulière à la collecte, la préservation et l'accessibilité des données relatives aux phases antérieures car ces dernières pourraient être importantes pour le sûreté dans l'avenir.

Outre les deux publications déjà citées (N°111-S-1 & N°111-G-3.1) le programme "RADWASS" actuel prévoit encore, dans le domaine du dépôt de surface, la publication de deux autres "Safety Guides" et de cinq "Safety Practices" dont les titres et références sont:

"Design, Construction, Operation and Closure of Near Surface Repositories"

(N°111-G-3.2)

"Safety Assessment for Near Surface Disposal" (N°111-G-3.3)

"Validation & Verification Models for Long Term Safety Assessment of Disposal Facilities" (N°111-P-3.1)

"Procedure for Closure of Disposal Facilities" (N°111-P-3.2)

"Waste Acceptance Requirements for Near Surface Disposal" (N°111-P-3.3)

"Selection of Scenarios for Safety Assessment of Near Surface Disposal Facilities" (N°111-P-3.4)

"Systems for Operational, Post-Closure Monitoring & Surveillance of Near Surface Disposal Facilities" (N°111-P-3.5)

5-Processus pour la Recherche et Caractérisation d'un site pour dépôt de surface.

Ce paragraphe a pour but de mettre en évidence, dans toute la mesure du possible, l'application qui est faite dans les études menées par l'ONDRAF des recommandations contenues dans le "Safety Guide" N°111-G-3.1: "Siting of Near Surface Disposal Facilities". Pour ce faire c'est la structure adoptée par le document de l'AIEA qui est suivie.

(1)-Objectif premier : sélectionner un site et montrer qu'il possède des caractéristiques qui, combinées avec celles retenues pour les colis de déchets et les ouvrages de stockage, assurent, pendant un temps suffisant, l'isolement des radionuclides par rapport à la biosphère. C'est bien le but poursuivi par ONDRAF.

(2)-Etapes du processus : en l'absence de contraintes préexistantes, il y a lieu de procéder à une approche systématique qui permet, au fur et à mesure du progrès des études, de réduire l'éventail des possibilités pour arriver, finalement, à un nombre limité de sites susceptibles de répondre aux exigences de façon acceptable. Le processus comporte généralement quatre étapes principales:

-conception et organisation du projet : cette étape permet de développer le plan général des opérations et d'élaborer les principes et critères qui serviront de base aux études de sélection. C'est au début de cette phase qu'il faut définir les catégories de déchets à stocker dans le dépôt, en évaluer les volumes ainsi que déterminer la nature et la concentration des radionuclides acceptables dans les colis. Sur base de ces éléments un concept générique du dépôt sera développé et une évaluation générique de la sûreté sera réalisée pour apprécier si l'installation envisagée est fondamentalement à même de répondre de façon acceptable aux normes retenues par les autorités responsables. Les résultats obtenus pourraient conduire à modifier, soit les caractéristiques ou les quantités de déchets initialement considérées, soit la conception initiale de l'installation. La méthodologie adoptée par l'ONDRAF répond bien à l'approche décrite. Actuellement les études de l'ONDRAF ont largement dépassé ce stade.

-identification de sites : cette étape s'adresse à la ou aux régions qu'un examen préalable considère comme susceptible(s) de présenter des zones répondant aux critères généraux de sélection définis à l'étape précédente. On prend également en considération les contraintes techniques, opérationnelles, socio-économiques et environnementales. Elle se fait habituellement en deux phases, la première étant une *évaluation* destinée à délimiter des zones potentiellement favorables, la seconde étant *une analyse critique* de ces zones en vue de sélectionner des *sites* à soumettre à une évaluation plus poussée. Généralement, les données nécessaires pour effectuer *l'évaluation* existent déjà; elles peuvent souvent être obtenues auprès de sources officielles comme des administrations publiques, des organismes scientifiques, des universités etc...ou, le cas

échéant, auprès de sources privées comme des bureaux d'études, des industries, des chambres de commerce etc.... Cette recherche débute habituellement par l'examen de régions relativement étendues qui semblent susceptibles d'englober des zones plus ou moins vastes dont la géologie, l'hydrogéologie et la localisation sont susceptibles de répondre relativement bien aux critères de sélection retenus. C'est ce travail qui a mené l'ONDRAF entre 1990 et 1993. Les résultats obtenus ont fait l'objet du rapport NIROND 93-13 publié en décembre 1999, rapport qui a trouvé un large écho dans le monde politique, les médias et le public.

L'objectif de la phase "*analyse critique*" est l'identification, au sein des zones retenues, de sites potentiellement favorables à l'implantation d'un dépôt de surface. Cette analyse se base sur des critères plus sélectifs et plus contraignants que ceux utilisés pour la phase antérieure. C'est à ce travail que s'attache actuellement l'ONDRAF.

-caractérisation : celle-ci a pour objectif d'établir si les sites identifiés répondent de façon acceptable aux exigences de sûreté et de protection de l'environnement. Elle implique pour chacun d'eux la disposition de données précises et vérifiées en matière de géologie, hydrogéologie et géochimie. La collecte de ces informations nécessite que certaines investigations soient menées sur place et en laboratoires. En outre il y a lieu d'effectuer pour chaque site une évaluation préliminaire de sûreté afin d'apprécier leur aptitude potentielle à recevoir le dépôt envisagé. La *caractérisation* se termine logiquement par une comparaison entre les sites étudiés. Pour établir cette comparaison il y a lieu de prendre également en compte les facteurs économiques, sociaux et politiques propres à chacun d'eux. La phase *caractérisation* se termine logiquement par la désignation du ou des sites qui mériteraient un examen approfondi. Pour entamer cette phase l'ONDRAF devra au préalable obtenir un accord de ses autorités de tutelle afin de pouvoir entreprendre des investigations sur le terrain.

-confirmation : l'objectif de cette phase est d'évaluer en détails le ou les sites désignés en vue de procéder au choix final. Cette évaluation nécessite l'exécution de toutes les tâches requises pour réunir et évaluer toutes les informations nécessaires à la réalisation du projet, à l'étude de son impact sur la sûreté et l'environnement et finalement pour obtenir le permis d'exploiter. Ce programme implique des investigations poussées sur le terrain et en laboratoires. L'évaluation de sûreté qui sera établie à la suite de ces travaux devra confirmer l'aptitude du site à recevoir le dépôt. Ce n'est qu'après entérinement de cette confirmation par les autorités

que les travaux de construction pourront débuter. L'évaluation de la sûreté devra également examiner les conséquences qu'entraînent pour la région avoisinante du site la persistance du dépôt non seulement après sa fermeture mais aussi après la période de surveillance institutionnelle. Ce stade n'est naturellement pas encore atteint par le projet de l'ONDRAF.

(3)-Conduite du processus de recherche et caractérisation : ce processus fait appel à de nombreuses disciplines: sciences de la terre, sciences naturelles, sociologie, ingénierie, radioprotection, analyses de sûreté et d'impacts. Il implique des études théoriques et des travaux en laboratoires et sur le terrain qui sont exécutés au cours des diverses étapes qui viennent d'être évoquées. Il existe naturellement d'importantes interactions entre ces diverses étapes. Le plan d'action établi au début de chacune d'elles comprendra généralement:

- une description des tâches
- un calendrier d'exécution
- une description des critères et spécifications approuvée par les autorités de sûreté, ainsi que leur méthodologie d'application
- une étude d'impact sur la sûreté et l'environnement pour le présent et l'avenir; celle-ci englobera également les zones voisines de dépôt
- un programme d'assurance et de contrôle de la qualité
- une évaluation des coûts

L'opinion publique étant un élément crucial dans la recherche et la sélection d'un site, un programme d'action sera établi en vue d'informer la population locale et le grand public. Le cas échéant des consultations et des compensations seront envisagées. Tous ces éléments sont prévus dans le programme de travail de l'ONDRAF.

(4)-Critères généraux de sûreté à considérer : aux critères évoqués ci après il y a lieu d'en ajouter d'autres qui concernent les aspects sociaux et économiques susceptibles d'exercer une influence sur la vie et le développement de la région où le dépôt sera implanté.

-géologie : la structure géologique du site contribue au confinement des déchets, à la limitation des possibilités de retour dans la biosphère des radionuclides ainsi qu'à la stabilité et la préservation des

ouvrages. La préférence sera donnée à des sites facilement modélisables, présentant une géologie simple facile à caractériser par des techniques courantes

-hydrogéologie : l'étude du déplacement des eaux souterraines et de son influence sur le transport possible de radionuclides vers la biosphère est d'une importance primordiale. Une attention particulière sera réservée aux possibilités de variation des conditions hydrogéologiques à la suite de la création du dépôt ou de phénomènes naturels. Une fois encore la préférence sera donnée à une structure simple facilement modélisable.

-géochimie : la géochimie des eaux souterraines et du milieu géologique doit contribuer à la limitation des risques de migration des radionuclides en ne contribuant pas de façon significative à la dégradation des barrières artificielles. La préférence sera donnée à des sites où les conditions sont favorables à la sorption, à la précipitation ou à la coprecipitation des radioéléments susceptibles de quitter le dépôt.

-activités tectonique et sismique : le choix se portera sur une région où ces activités sont considérées comme "inexistantes" ou "faibles". La distance séparant le site de zones où ces phénomènes sont significatifs est un facteur de sélection entre plusieurs sites candidats. La conception et la réalisation des barrières ouvrages devront tenir compte des caractéristiques du site dans ces domaines.

-événements de surface : les possibilités d'inondation, de glissement de terrain ou d'érosion ne doivent pas se présenter avec une fréquence ou une intensité susceptible de mettre en danger la sûreté du dépôt. La préférence sera donnée à des sites dont les caractéristiques excluent la possibilité d'inondation.

-météorologie : les effets des conditions extrêmes enregistrées dans la région seront évalués. Il sera tenu compte du régime des précipitations, des conditions de dispersion des rejets atmosphériques éventuels et, le cas échéant, des risques de tempêtes, cyclones, tornades etc...

-actions humaines : les activités des générations actuelles et futures sur le site ou à proximité de celui-ci ne doivent pas être susceptibles d'affecter la capacité de confinement du dépôt. Les zones et sites sur lesquels des ressources naturelles valorisables (minéraux, eaux souterraines pour la consommation ou l'irrigation par exemple) pourraient se trouver doivent être évités dans toute la mesure du possible. Les sites à proximité d'installations ou d'infrastructures pouvant présenter des dangers majeurs (aéroports, routes à grand trafic, installations industrielles, etc....) doivent être écartés. La distance entre ces points délicats et le site est un critère de sélection.

-transport des déchets : l'acheminement des colis vers le dépôt ne doit représenter qu'un risque

minimum pour le public.

-utilisation et propriété du sol : cet aspect est à considérer en relation avec les perspectives de développement régional dans la ou les zones considérées. L'impact possible de l'utilisation future du sol dans le voisinage du dépôt doit être évalué par rapport, d'une part, à l'exploitation et à la sûreté du dépôt et d'autre part, par rapport à la sûreté et à la vie socio-économique de la région. La désignation aussi tôt que possible de l'organisme ou de la société qui exercera la gestion du site ou en deviendra le propriétaire peut exercer une influence non négligeable sur les aspects économiques et sur l'acceptation par le public.

-répartition démographique : le choix du site prendra notamment en compte les aspects de radioprotection des populations qui pourraient être affectées par des rejets éventuels ainsi que les risques et conséquences qui pourraient résulter de troubles de l'ordre public. La distance séparant le dépôt des zones à forte densité de population est naturellement un facteur à prendre en considération dans la sélection.

-protection de l'environnement : la localisation devra permettre d'assurer une protection adéquate de l'environnement pendant toute l'existence du dépôt. Les effets néfastes doivent être maintenus à un niveau acceptable. Ces effets néfastes comprennent notamment:

- la perturbation de l'environnement résultant de la construction et de l'exploitation
- l'impact sur les zones d'intérêt écologique significatif
- la dégradation du paysage
- la mise en danger de la faune et de la flore locales

Le programme d'action de l'ONDRAF incorpore tous ces aspects.

6-Conclusions

Le fait que les publications "RADWASS" soient le fruit de consultations et de discussions approfondies entre experts appartenant à un large éventail de pays et de disciplines donne à au contenu de celles-ci un niveau de crédibilité très élevé. Par conséquent, la constatation que les travaux de l'ONDRAF en vue de la création en Belgique d'un dépôt de surface s'inscrivent très largement dans l'esprit de ces publications devrait constituer pour le monde politique, les médias et le public, une garantie supplémentaire à prendre en considération dans le processus de prise de décision actuellement en cours.

Samenvatting

Het programma ontwikkeld door het AIEA inzake veiligheid in het beheer van radioactief afval wordt uiteengezet, alsook de beginselen en richtlijnen van toepassing in de oppervlakte stapelplaatsen. In de studies van NIRAS in dit domein worden deze beginselen en richtlijnen in acht genomen.

Summary

The program developed by AIEA about safety in the disposal of radioactive waste and the application of principles and guidelines to surface disposal are shown. The studies of ONDRAF/NIRAS in this field apply these principles and guidelines.

**NRPB ADVICE ON THE RADIOLOGICAL PROTECTION
OBJECTIVES
FOR RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL**

S. F. MOBBS

National Radiological Protection Board
United Kingdom

Summary

This lecture looks at the reasons behind the NRPB advice on radiological protection objectives for land disposal of solid radioactive wastes, discussed the principles and criteria specified in the advice, and addressed the problems of timescales and uncertainty. It is hoped that the NRPB advice will also help to focus resources on the relevant areas of research and lead to more transparent presentations of the results.

1. INTRODUCTION

This lecture provides a summary of the NRPB advice on the radiological protection objectives for land based disposal of solid radioactive wastes, issued in 1992¹, and discusses the application of the advice. The NRPB is an advisory body, set up in 1970, to give advice, conduct research and to provide technical services in the field of protection against both ionising and non-ionising radiations. In particular, it is required to give advice on the applicability to and the application in the UK, of standards recommended by international bodies.

There were three reasons behind the decision to issue advice. Firstly, the last advice was issued in 1983 and required updating in the light of the 1990 ICRP recommendations (ICRP Publication 60²). Secondly, considerable resources are being devoted to long term, site specific assessments for waste disposal sites, and

therefore it is important to consider how resources can be best concentrated on the most relevant areas of research. Thirdly, it is important to ensure the transparency of assessments for presentational and review purposes. The advice applies to engineered land based facilities, specifically built for radioactive waste.

2. ICRP RECOMMENDATIONS

The 1990 Recommendations propose a ‘System of Radiological Protection’ which is intended to cover all situations, that is normal operations, situations where there is a probability of exposure (accidents and disposal of solid radioactive wastes), and situations where the source is already in place when a decision on control has to be taken. The system of protection recommended for practices, i.e. situations where there is an increase in exposure, is based on the general principles of justification, optimisation and dose and risk limitation.

There were three changes introduced in ICRP 60 that were relevant to assessments of solid waste disposal. Firstly, the estimate of the risk per unit dose has changed, leading to a change in tissue weighting factors, the introduction of the quantity ‘effective dose’, and revised dose limits.

Secondly, ICRP has included the concept of potential exposures in the overall system for radiological protection for practices. A potential exposure is an exposure that is not certain to occur but has a probability associated with it. ICRP recommends that the associated ‘risks’ should be taken into account. Before the publication of the 1990 ICRP recommendations, the ICRP advice for waste disposal³ was separated from that for normal operations⁴. This was due to the difficulty to considering potential doses and the introduction of the concept of risk. Therefore one of the main changes brought about by the 1990 Recommendations was to include the concept of potential exposures and risks in the overall system of protection.

Lastly, ICRP introduced the concept of a constraint to dose or risk. A constraint is an upper bound on the individual dose from a single source, and differs from a dose limit, which relates to the total dose an individual receives from all relevant sources. ICRP has specified dose limits for workers and for the public, but has not specified any risk limits, risk constraints or dose constraints.

3. NRPB ADVICE: PRINCIPLES AND CRITERIA

The NRPB advice allows for the recent ICRP recommendations, for advice from other national and international bodies, and for experience gained in the UK

and other countries. The three basic principles recommended by NRPB for the protection of the public following the disposal of solid radioactive wastes are as follows.

- (i) Individuals and populations who might be alive at any time in the future should be accorded a level of protection at least equivalent to that which is accorded to individuals and populations alive now.

- (ii) In order to ensure that individual members of the public are not exposed to unacceptable risks, the radiological risk to an average typical member of the critical group, attributable to a single waste disposal facility, shall not exceed the risk constraint of 10^{-5} y^{-1}

- (iii) The radiological risks to members of the public should be as low as reasonably achievable, economic and social factors being taken into account (ALARA).

For the purpose of these objectives, risk is defined as the overall probability that a serious deleterious health effect will occur as a result of exposure to ionising radiation:

$$R = y \sum_i p_i E_i$$

where y is the risk per unit effective dose, and p_i is the probability of scenario i which, if it occurs, gives rise to an effective dose E_i (assuming this is less than about 0.5 Sv). NRPB note that ICRP recommends a risk factor of $6 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ for fatal cancer and serious hereditary effects.

The value of 10^{-5} y^{-1} for the risk constraint was arrived at by considering the acceptability of different levels of risk. In their discussion of these issues, ICRP¹ used three terms to indicate the degree of acceptability of an exposure or risk. The first term is 'unacceptable', which indicates that the exposure would not be considered acceptable on any reasonable basis in the normal operation of a practice. The second term is 'tolerable' which indicates that the exposure is not welcome but can reasonably be tolerated. The third term is 'acceptable', which indicates that they can be accepted without any further improvement, i.e. when protection has been optimised. A fourth term in common use is a 'trivial' level of risk, which is taken to indicate the level of risk that individuals are not concerned about in their

day to day lives. ICRP set the dose or risk limit at the boundary between unacceptable and tolerable, and the dose or risk constraint at the boundary between tolerable and acceptable. Using this framework, NRPB then derived the numerical value of the risk constraint by reference to two reports on the tolerability of risk published by HSE^{5,6}

Whilst recommending that all risks should be kept ALARA, the NRPB recognises the difficulties involved in carrying out detailed optimisation studies for solid waste disposal facilities; in particular, the difficulty in obtaining reliable estimates of the total risk over long timescales, and the extensive resources often required to carry out such studies (especially when this involves study of a number of possible disposal sites). The NRPB therefore recommends that, if the risk to an average member of the critical group, attributable to a single waste disposal facility, does not exceed a specified design target of 1×10^{-6} per year, then the optimisation requirement should be relaxed for that site. The design target represents a level of individual risk which is widely regarded as acceptable, and which is rarely taken into account by individuals in making decisions as to their actions.

If the target is met then the requirement for detailed optimisation can be relaxed and only the detailed design of the repository need be optimised. Facilities giving rise to risks above the target can be licensed, provided that the level of protection is optimised and the risk is below the risk constraint.

Low probability events which, should they occur, could lead to the exposure of individuals to doses or dose rates high enough to cause serious deterministic health effects (above 0.5 Sv in a year) should be treated separately. Steps should be taken in the selection and design of a disposal facility to ensure that the probability of such events occurring is ALARA. The total probability of such events occurring as a result of natural events and processes should be below a specified constraint of 10^{-6} y^{-1} .

4. TIME FRAMES

In most cases, the radiological risk to individuals from a waste disposal facility will be assessed using mathematical models. These calculations should take due account of the uncertainties inherent in such predictions as a result of the timescales over which risk estimates are made. The level of calculational detail should reflect the reliability of the information available, and should therefore change according to the length of time into the future being considered. Table 1

gives, for perspective, a chronological list of a number of historical and (predicted) future events. For times up to about one hundred years after the closure of the site, it may be assumed that some form of institutional control over the site will remain. During this period, the system of dose limitation should be applied. For times greater than one hundred years or so, but less than about ten thousand years into the future, the NRPB considers that the risk to members of the critical group should be estimated for comparison with the risk constraint. Assumptions about the human environment and human behaviour more than ten thousand years or so into the future will necessarily become increasingly arbitrary and therefore should be replaced by more general ones. For simplicity the NRPB recommends that general assumptions should be applied after about 10^4 years.

The NRPB considers that individuals who might be alive beyond 10^4 years will adequately protected if calculations indicate that suitably chosen, be hypothetical reference communities would not be exposed to unacceptable risks. Hence, the emphasis of the assessment changes so that calculations relating to the geosphere continue to be 'predictive' but those relating to the biosphere become merely 'indicative'.

Furthermore, any predictions about the natural environment more than one million years or so into the future are highly speculative, and therefore risk calculations should not be continued beyond this time. Qualitative arguments should be used, however, to show that the likelihood of any sudden, significant increases in risks after this time is low. The specified risk constraint should therefore apply from the time institutional control of the site is assumed to be lost (100 years or so after closure) until such time as risk calculations cease to be valid, taken to be one million years or so from the present day.

5. CRITICAL GROUPS

The concept of a critical group was developed for assessments of doses from routine discharges. A critical group is a relatively homogeneous group of people whose location, habits and age are such that they receive the highest doses. The critical group dose is the dose to an average member of the critical group. The critical group concept needs to be modified for use in the context of solid waste disposal. Hypothetical critical groups should be assumed to exist at the time and place where environmental concentrations of radionuclides are predicted to be highest. The habits of these groups should broadly represent the habits of observed present-day critical groups, but should not be based on the most extreme examples;

a useful guide is that their total calorific requirements and fluid intakes should be similar to present requirements.

Reference communities replace critical groups after about 10^4 years. Again they are assumed to exist and to be located at the point of highest environmental concentration. The reference community comprises typical subsistence farmers i.e. a few families who produce a range of foods to feed themselves. Their habits are based on present day conditions as these are readily available. They are intended to convert radionuclide fluxes into risk indicators.

6. UNCERTAINTY

Uncertainty is the overriding problem in solid waste disposal assessments. Calculations to predict radiological risks should include estimates of the uncertainty in these predictions due to incomplete or inadequate knowledge of the system being modelled and the environmental behaviour of radionuclides. The stages that could be included are as follows.

- Sensitivity analyses, field studies and natural analogues to address conceptual and modelling uncertainty.
- Uncertainty as to the future evolution of the site by means of a series of distinct scenarios, representing qualitatively different possibilities. Central value risk calculations may be performed for each scenario.
- Uncertainty analysis to address parameter uncertainty, giving a probability distribution of possible outcomes (ie, risks).

7. COMPLIANCE

When a risk calculation is made, the uncertainty will mean that the answer is not a single value but a range of values with a central value and a distribution. In order to compare with a single risk criterion it is necessary to decide which value of risk, e.g. the central value or the 95th percentile, should be used. When comparing with a risk constraint, the aim of the assessment is to provide reasonable level of assurance that the risk criteria will not be exceeded and therefore one of the upper percentiles, e.g. 95th, would be relevant. When comparing with a target, the average or central value may be more appropriate.

8. OPTIMISATION

Optimisation studies have generally used the total collective dose as a surrogate for the total health detriment incurred. However predictive calculations of collective dose (or societal risk) for input to optimisation studies, particularly those extending far into the future, are unlikely to be reliable, and therefore such calculations are not, in general, recommended.

NRPB is currently considering other possibilities, but the problem of how to weight an uncertain future detriment with worker doses and costs remains. When individual risk is used as an input for optimisation studies, separate consideration should be given to the probability and dose elements of risk.

9. PRESENTATION OF RESULTS

The results of waste disposal safety assessments should be presented in as clear and comprehensible a form as possible. Unfortunately, risk is a poorly understood quantity and in general, the concepts of probability and consequence are more easily understood. Hence it may be advisable to present the probability that a dose D is exceeded, in the form of a criterion curve. It is recommended that a variety of different forms of presentation are used in each assessment.

REFERENCES

1. NRPB. Board statement on radiological protection objectives for the land-based disposal of solid radioactive wastes. Documents of the NRPB 3 (3) 1992.
2. International Commission on Radiological Protection. 1990 Recommendations of the Commission. ICRP publication 60, *Annals of the ICRP*, 21 (1-3) (1991).
3. International Commission on Radiological Protection. Radiation protection principles for the disposal of solid radioactive waste. ICRP Publication 46, *Annals of the ICRP*, 15 (4) (1985).
4. International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the Commission. ICRP Publication 26, *Annals of the ICRP*, 1 (3) (1977).
5. Health and Safety Executive. The tolerability of risk from nuclear power stations. London, HMSO (1988).
6. Health and Safety Executive. The tolerability of risk from nuclear power stations. London, HMSO (1992).

Table 1 - Approximate timescales

Years	Historical	Future	$t_{1/2}$ *
10^2	Discovery of radioactivity'	Greenhouse' effects	
10^3	Norman conquest Egyptian pyramids	Large ecological changes, eg lakes fill with weeds Mineral and energy resources exhausted?	^{14}C
10^4	Discovery of agriculture Last glaciation of northern Europe Use of fire and tools by humans	Next glaciation	^{239}Pu
10^5	Emergence of Neanderthal man	Time between major glaciations	^{99}Tc
10^6	Emergence of <i>Homo sapiens</i>	Stable geological formations remain relatively unchanged	^{237}Np
10^7	Evolutionary branching between humans and apes	Appearance of new families of species	^{129}I
10^8	Dinosaurs populate the earth	Large-scale movements of continents (thousands of kilometres)	
10^9	Appearance of multi-cellular organisms Age of the earth	Significant probability of 'nearby' supernova, or meteorite impacts Increase in solar intensity sufficient to erase life on earth Sun becomes red giant	^{238}U

* Approximate half-lives of some significant radionuclides in solid waste disposal assessments, for reference.

Résumé

Cet exposé cherche les motivations qui se trouvent à la base des avis du NRPB en matière de protection radiologique dans la dispersion des déchets solides radioactifs, il discute des principes et critères spécifiés dans ces avis et envisage les problèmes inhérents à l'échelle de temps et aux incertitudes. Il est à espérer que l'avis du NRPB contribuera à l'orientation des ressources vers les zones de recherche concernées et contribuera à une présentation plus transparente des résultats.

Samenvatting

Deze uiteenzetting tracht de achtergrond te tonen van de NRPB adviezen inzake stralingsbescherming in verband met de verwijdering van vast radioactief afval, zij beoordeelt de beginselen en criteria aangenomen in deze adviezen en toont de problemen gebonden aan tijdschaal en onzekerheid.

Laat ons hopen dat het NRPB advies zal helpen in de orientatie van de middelen in de relevante research domeinen en richten naar meer doorzichtigheid in de presentatie van de resultaten.

RADIOLOGISCHE OPTIMALISATIE BIJ DE KEUZE VAN DE VESTIGINGSPLAATS VOOR OPPERVLAKTEBERGING VAN LAAG RADIOACTIEF AFVAL.

**PAUL GOVAERTS, THEO ZEEVAERT
STUDIECENTRUM VOOR KERNENERGIE**

Samenvatting

De keuze van de vestigingsplaats maakt deel uit van het globale optimalisatieproces bij het ontwerp van een installatie voor de oppervlakteberging van radioactief afval. Hierbij moeten naast radiologische ook alle socio-economische factoren beschouwd worden. Deze bijdrage evalueert hoe bij de radiologische optimalisatie preferenties aan verschillende opties kunnen toegekend worden en in hoeverre radiologische attributen relevant kunnen zijn voor de keuze van de vestigingsplaats.

De voorlopige besluiten tonen aan dat alleen de lange termijn collectieve dosis te wijten aan lang levende radionucliden het verschil zou kunnen uitmaken op radiologisch vlak. Het definitief besluit moet echter rekening houden met de reële activiteitsinventaris.

1 De radiologische optimalisatie van een installatie voor oppervlakteberging

Eén van de basisprincipes van de stralingsbescherming (ICRP, 1990) stelt dat de bescherming van de werknemers en van de bevolking tegen de blootstelling aan ioniserende stralingen ten gevolge van het uitvoeren van een praktijk, moet ontworpen worden zodat de individuele dosissen en het aantal blootgestelde personen, zo laag als redelijkerwijze mogelijk beperkt worden, rekening houdend met sociale en economische factoren. De praktische toepassing van dit principe werd uitgewerkt in diverse rapporten die door het SCK-CEN in opdracht van NIRAS/ONDRAF werden uitgevoerd (Govaerts, 1994).

Zoals voor andere installaties vertrekt het optimalisatieproces met een basisontwerp volgens de regels van de goede ingenieurspraktijk. Dit ontwerp moet dan in een latere fase verder verfijnd worden rekening houdend met het optimalisatieprincipe. Zulk een ontwerp werd voorgesteld door NIRAS/ONDRAF (NIRAS, 1993).

Het gebied waarin de resultaten van de radiologische optimalisatie aanvaardbaar zijn wordt begrensd door een dosis- en een risicobeperking. Deze worden afgeleid uit de dosislimieten rekening houdend met de mogelijke impact van bestaande en toekomstige bronnen, eventuele veranderingen van de toekomstige

levensgewoonten en de gekende vereisten van goede praktijk. Binnen bepaalde veronderstellingen werd een dosisbeperking gelijk aan 0.3 mSv/jaar voor de individuele dosis van de kritische groep van de bevolking en een equivalente risicobeperking van $2.2 \cdot 10^{-5}$ /jaar weerhouden. Beneden deze beperkingen moet een verdere risicoverlaging door een verbetering van de beschermingsmiddelen doorgevoerd worden, rekening houdend met de hiermee samengaande niet-radiologische impact.

De keuze van de vestigingsplaats is één van de controlemiddelen in dit optimalisatieproces. Deze keuze is wellicht onafhankelijk van andere keuzes, zodat een verdere optimalisatie van het ontwerp mogelijk is nadat de optimale vestigingsplaats gekozen is.

2 De keuze van een vestigingsplaats

NIRAS/ONDRAF heeft op basis van regels van gezond verstand een preselectie gemaakt van mogelijke vestigingsplaatsen (NIRAS, 1993). Het vervolg van het optimalisatieproces moet leiden tot een definitieve keuze, rekening houdend met alle mogelijke factoren die maatschappelijk relevant zijn. Het betreft hier radiologische, economische, sociologische, psychologische factoren, argumenten van ruimtelijke ordening, landschapsbeleid, landgebruik, en eventueel andere factoren.

Deze bijdrage beperkt zich tot de radiologische factoren. De bedoeling is een rangorde tussen mogelijke vestigingsplaatsen vast te leggen op basis van radiologische argumenten en met de aanduiding van een graad van voorkeur die het mogelijk maakt deze rangorde in een later stadium te combineren met andere rangordes afgeleid uit niet-radiologische criteria. De studie (Zeevaert, 1995) van het SCK-CEN in opdracht van NIRAS/ONDRAF, die aan de basis van deze overwegingen ligt is nog niet afgewerkt zodat hier slechts voorlopige en onvolledige resultaten kunnen meegedeeld worden.

3 De radiologische attributen

De praktijk van de oppervlakteberging van radioactief afval kan op verschillende wijze leiden tot een verhoogde blootstelling van werknemers of van leden van de bevolking. In normale routine omstandigheden onderscheiden we de blootstelling ten gevolge van de transporten tussen de afvalverwerkingsplaats en de bergingsplaats, de bergingsoperatie zelf en de mogelijke blootstelling van de bevolking te wijten aan een omgevingsbesmetting via de normale degradatie van de veiligheidsbarrières en de verspreiding naar de biosfeer. In deze drie fases zijn ook ongevallen mogelijk met een breed spectrum van ernstgraad en waarschijnlijkheid. Deze ongevallen kunnen van inwendige oorsprong zijn, zoals bijvoorbeeld een brand tijdens de bergingsoperaties of van uitwendige oorsprong zoals een vliegtuigimpact of een aardbeving. De voornaamste ongevallen hebben echter te maken met een eventuele menselijke intrusie op de plaats van de berging, nadat de maatschappij zich niet meer zou bewust zijn van de aanwezigheid van het radioactief afval.

4 De afleiding van preferenties

Zoals in vele gebieden, waarvoor maatschappelijke keuzes moeten gemaakt worden, werkt de stralingsbescherming met drie gebieden:

- boven een bepaald niveau van dosis, risico, omgevingsbesmetting,... wordt een situatie als onaanvaardbaar beschouwd; dit wordt vertaald in een preferentie gelijk aan nul;
- beneden een bepaald niveau worden dosis, enz... als verwaarloosbaar beschouwd; de maatschappij staat dan ook onverschillig tegenover verschillen tussen opties die resultaten in dit gebied opleveren; aan dit gehele gebied wordt een preferentie gelijk aan één toegekend;
- tussen de bovengrens van het gebied van de verwaarloosbare dosissen en de ondergrens van het onaanvaardbare ligt een gebied waarin preferenties tussen nul en één worden toegekend; de maatschappij is gevoelig voor verschillen binnen dit gebied, voor zoverre deze verschillen significant zijn.

De evaluatie van de radiologische attributen vereist een voorafgaande consensus over de relatie tussen fysische grootheden zoals dosissen, risico's, enz... en een preferentieschaal. Deze relatie is gekoppeld aan de monetaire waarde die aan de dosis wordt toegekend in functie van de grootte van deze dosis.

In de conventionele stralingsbescherming bestaat er geen gebied waarin de dosissen verwaarloosbaar zijn; er wordt een constante waarde gehecht aan de man.Sv vanaf de nul dosis tot aan een limietwaarde of eventueel een dosisbeperking beneden de limiet, waarop het onaanvaardbare gebied begint en dus de eenheidsdosiskost oneindig wordt. Deze benadering kan eventueel verfijnd worden door een progressief stijgende kost aan een toenemende dosis toe te kennen. Meer en meer wordt het begrip van de triviale dosis ingevoerd; beneden deze dosis wordt de dosiskost gelijk aan nul verondersteld, zo bekomt men het hoger beschreven drie-zones systeem. Om praktische redenen wordt soms de bovengrens van de triviale zone gelijk gesteld aan de ondergrens van de onaanvaardbare. Dit leidt tot een binair systeem waarbij een resultaat ofwel onaanvaardbaar, ofwel verwaarloosbaar wordt beschouwd. Dit systeem vereenvoudigt aanzienlijk het beslissingsproces. Men wordt echter gedwongen de grens van het onaanvaardbare voldoende laag te stellen. Dit kan leiden tot het uitsluiten van opties die wegens niet-radiologische argumenten een sterke voorkeur genieten, terwijl het radiologisch uitsluitings-criterium oneigenlijk is.

5 Evaluatie van de radiologische attributen

Een radiologisch attribuut is relevant voor de keuze van de vestigingsplaats indien voor minimum één vestigingsplaats een preferentie lager dan één optreedt en wanneer de preferenties voldoende verschillen tussen de mogelijke vestigingsplaatsen. Om de relevante radiologische attributen te identificeren werd een minimum-maximum analyse uitgevoerd. Hierbij wordt voor ieder attribuut de minimum en de maximum waarde bepaald door de evaluatie van de theoretisch meest gunstige en meest ongunstige vestigingsplaats.

Tabel 1 en 2 geven respectievelijk het resultaat voor de individuele dosis en de collectieve dosis, voor drie radionucliden die waarschijnlijk beperkend zijn. De resultaten hebben dus betrekking op bergingsinstallaties die voor 100% met de betrokken radionucliden geladen zijn.

	Transport		Berging		Post-operationele fase	
	Routine	Accident	Routine	Accident	Normale evolutie	Intrusie Wegen
Nb-94	2,5 - 3,7	0 - 0,4	5,2 - 20	<E-3	3,2E-3 - 0,3	1,5E-3 - 6E-3
I-129	id.	id.	8E-3 - 1,4E-2	<E-3	3	<E-3
Pu-239	id.	id.	0	<E-3	0,2 - 0,3	0,1 - 0,3

Tabel 1: Minima en maxima van de individuele jaardosis (mSv/jaar) voor drie radionucliden. Voor ongevallen is het dosisdebiet gelijk aan de dosis vermenigvuldigd met de waarschijnlijkheid.

	Transport		Berging		Post-operationele fase	
	Routine	Accident	Routine	Accident	Normale evolutie	Intrusie Wegen
Nb-94	0,3 - 3,7	0 - 0,3	1,5 - 6	0 - 5E-8	0,6 - 20	7E-2 - 0,3
I-129	id.	id.	2E-3 - 4E-3	0 - 4,6E-4	290 - 6000	1,4E-4 - 2,6E-4
Pu-239	id.	id.	0	0 - 5,2E-3	140 - 3200	5,3 - 15

Tabel 2: Minima en maxima van de collectieve dosis (man.Sv) voor drie radionucliden.

De analyse van deze resultaten leert dat de relevante radiologische attributen beperkt zijn tot de routine operaties van transport en berging en tot de collectieve dosis tengevolge van de normale verspreiding over lange termijn van de opgeslagen radionucliden. Hierbij dient opgemerkt dat:

- de dosis tijdens de routine operaties door dagdagelijkse stralingsbescherming kan beperkt worden, en daardoor ook de verschillen tussen vestigingsplaatsen ;
- verschillen tussen vestigingsplaatsen het rechtstreekse gevolg zijn van het feit dat de inventaris gekoppeld is aan de maximum individuele dosis van 0.3 mSv/jaar. Op deze wijze werd de inventaris van de "slechtste" vestigingsplaatsen verminderd, zodat sommige attributen, zoals de dosis tijdens de bergingsoperatie, voor deze vestigingsplaatsen relatief beter worden;
- de collectieve dosis over een zeer lange tijd wordt geaccumuleerd.

6 Besluiten

De gebruikte methode leidt voorlopig tot de conclusie dat vestigingsplaatsen zich op radiologisch vlak slechts significant onderscheiden door de tot op oneindig geïntegreerde collectieve dosis ten gevolge van de

verspreiding van mobiele langlevende radionucliden in het leefmilieu. Of deze factor een wezenlijk onderscheid vormt tussen de sites hangt af van de reële isotopische samenstelling van de inventaris en van de appreciatie (gewichtsfactor in de multiattribuutanalyse) die aan de lange termijn-collectieve dosis wordt toegekend.

Referenties

- 1 International Commission on Radiological Protection (1990), ICRP Publication 60, Pergamon Press, Oxford
- 2 Govaerts P., Zeevaert Th.(1994) Application of radiological protection principles to shallow land burial of radioactive waste. Proceedings of the 17th IRPA Regional Congress on Radiological Protection, Portsmouth, June 1994, 247-252
- 3 NIRAS/ONDRAF, De oppervlakteberging op Belgisch grondgebied van laag- en middelactief afval, Synthese en aanbevelingen, NIROND 93-06
- 4 Zeevaert Th., Govaerts P., Harju-Autti P., Volckaert G., Site-specifieke factoren in radiologische criteria voor oppervlakteberging, SCK\$CEN-R-3062 (ontwerp), augustus 1995.

Résumé

Le choix d'un site d'implantation fait partie du processus d'optimisation globale lors de la conception d'une installation pour le stockage en surface de déchets radioactifs. A coté des facteurs radiologiques, tous les facteurs socio-économiques sont à considérer. Cette communication explique comment des préférences peuvent être attribuées lors de l'optimisation radiologique et dans quelle mesure les attributs radiologiques peuvent s'avérer significatifs pour le choix du site.

Les conclusions préliminaires montrent que seule la dose collective à long terme peut faire la différence sur le point radiologique. La conclusion finale doit toutefois tenir compte de l'inventaire réel d'activités.

Summary

The selection of a site for the surface burial of radioactive waste products is an integral part of the conceptual optimization process. Besides radiological factors all other social and economical factors have to be considered. This communication discusses how preferences can be attributed to different options by the radiological optimization and to what extent those radiological factors could be significant for the site selection exercise.

The preliminary results show that only the long term collective dose due to longliving radionuclides can lead to significant differences. The final conclusion has however eventually to consider the real inventory of activities.

Zusammenfassung

Bei einem Anlagenentwurf für die oberirdische Lagerung von radioaktivem Abfall ist die Standortauswahl ein integraler Bestandteil des Optimierungsprozesses. Hierbei müssen neben den radiologischen Faktoren auch alle sozial-wirtschaftliche Faktoren berücksichtigt werden. Dieser Beitrag bespricht inwiefern radiologische Präferenzen zugeteilt werden können an die verschiedenen Optionen und

inwiefern die radiologische Attribute für die Standortauswahl relevant sind.

Die vorläufige Beschlüsse beweisen, dass nur die langfristige kollektive Dosis, zuzuschreiben an langlebige Radionuklide, den Unterschied machen könnten auf radiologischer Ebene. Der endgültige Beschluss muss jedoch den effektiven Aktivitätsinventar berücksichtigen.

**EVALUATIE VAN DE VEILIGHEID
EN PERFORMANTIE VAN OPPERVLAKTEBERGING
VAN LAAG-RADIOACTIEF AFVAL**

Th. Zeevaert, G. Volckaert

SCK·CEN
B-2400 Mol

Voordracht gehouden op de studiedag voor oppervlakteberging van laag-radioactief afval van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming; Belgoproces, Dessel, 15 september 1995.

SAMENVATTING

In het beslissingsproces omtrent oppervlakteberging van laag radioactief afval nemen de veiligheid en performantie een belangrijke plaats in. In deze bijdrage wordt de methodologie beschreven, opgesteld door het SCK·CEN ten behoeve van NIRAS/ONDRAF om de radiologische impact van zulk een oppervlakteberging op een gemiddeld individu van de kritische groep te bepalen. Enkel de post-operationele fase wordt beschouwd, waarbij echter zowel het normale evolutiescenario als alternatieve scenario's aan bod komen.

In het normale evolutiescenario wordt verondersteld dat radionucliden in de berging door infiltrerend regenwater worden uitgelopen en via de aquifer in de biosfeer terechtkomen, alwaar blootstelling van de mens kan optreden. Onder de alternatieve scenario's zijn menselijke intrusies het belangrijkste, met name: de constructie van gebouwen op de site, het aanleggen van wegen en kanalen door de site, het gebruik van water uit een waterput aan de rand van de site.

INLEIDING

In de loop van het jaar 1983 werd door de Belgische autoriteiten de beslissing genomen, de berging van vast radioactief afval in zee stop te zetten. Sindsdien heeft NIRAS/ONDRAF studies op het getouw gezet om de doenbaarheid van de berging van vast laag-radioactief afval op geringe diepte in de grond aan te tonen. In dat kader werd aan SCK·CEN gevraagd een methodologie op te stellen om de radiologische impact van zulk een oppervlakteberging op lange termijn te bepalen.

In eerste instantie werd enkel aandacht besteed aan de impact tijdens de post-operationele fase omdat deze het sterkst beperkend is voor wat betreft de te bergen hoeveelheden lang levende nucliden. De blootstelling tijdens de operationele fase (t.g.v. transport en berging) gebeurt onder volledig gecontroleerde omstandigheden en de impact ervan kan op dezelfde wijze bepaald worden als deze van andere nucleaire transporten of operaties in andere nucleaire installaties.

In deze bijdrage wordt een overzicht gegeven van de methodologie door SCK·CEN ontwikkeld om het radiologisch impact van een oppervlakteberging op een gemiddeld individu van de kritische groep tijdens de post-operationele fase te evalueren, zowel voor wat betreft het normale evolutiescenario als voor wat alternatieve (accidentele) scenario's aangaat.

EVALUATIE METHODOLOGIE

Normaal evolutiescenario

In de normale evolutie wordt verwacht dat, na een zekere tijd, het infiltrerende regenwater de bergingsinstallatie binnendringt, radionucliden uitloogt en meevoert naar de aquifer. In de aquifer worden de radionucliden door het grondwater getransporteerd naar een receptor in de biosfeer (oppervlaktewater of waterput). Vanuit deze receptor worden de radionucliden verder verspreid over de biosfeercompartimenten, waardoor leden van de kritische groep zullen worden blootgesteld (Fig. 1). Het performantiemodel die de individuele dosis aan leden van de kritische groep in deze omstandigheden berekent, bestaat uit vier deelmodellen, genaamd: SITE, AQUIFER, BIOSPHERE en DOSE, overeenkomstig de verschil-

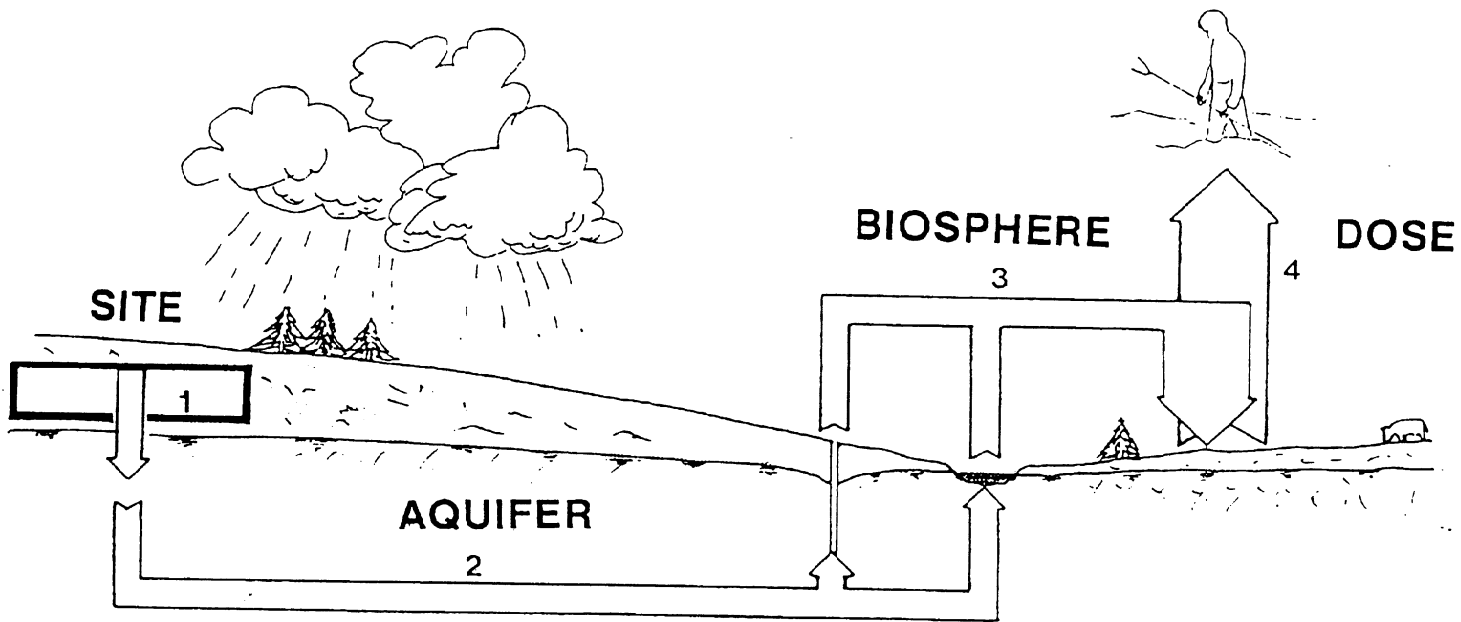


Fig. 1: HET PERFORMANTIEMODEL (Normaal Evolutie Scenario)

lende stadia in het transport- en blootstellingsproces hierboven aangegeven. Elk van deze deelmodellen kan afzonderlijk worden toegepast of in directe verbinding met de andere.

Hieronder volgt een meer gedetailleerde beschrijving.

Model SITE beschrijft de normale evolutie van de bergingsinstallatie en de vrijzetting van de radionucliden daaruit.

De bergingsinstallatie kan beschouwd worden als een gewelf waarin de vaten met geconditioneerd afval (in beton) zijn geplaatst. De vrije ruimte in het gewelf is eveneens opgevuld met beton. Het gewelf is afgeschermd door een dak in beton en een barriere van klei met een dikte van enkele meter. Daarboven bevinden zich verscheidene grondlagen die de onderliggende lagen dienen te draineren en te beschermen. Op de bovenste laag is plantenbegroeiing aangebracht.

Het model SITE is samengesteld uit twee delen; een eerste die de waterflux doorheen het gewelf naar de aquifer berekent en een tweede die de concentraties van de radionucliden in dat water bepaalt (vrijzetting van de radionucliden).

Waterflux

Bij de installatie van de kleibarriere bevat deze een zeker gehalte aan water ("Optimum Proctor"). Na de installatie gaat de barriere verzadigd worden door het water dat doorheen de bovenliggende lagen infiltreert. De tijd nodig om de verzadiging te bereiken wordt berekend door een één-dimensionaal stromingsmodel in een onverzadigd midden. Deze tijd hangt hoofdzakelijk af van de permeabiliteit van de klei, zijn initieel watergehalte, zijn porositeit en de dikte van de laag.

Wanneer de klei volledig verzadigd is, bereikt het infiltrerende water het gewelf en dringt er binnen. De infiltrerende flux wordt bepaald door de permeabiliteit van het beton zolang het dak van het gewelf niet gedegradéerd is, nadien wordt het bepaald door de permeabiliteit van de klei. De degradatie van het beton wordt veroorzaakt door de uitloging van Ca^{++} . Vermits het Ca gehalte van het beton vermindert door uitloging in het infiltrerende water en diffusie in de klei, hangt de levensduur van het gewelf voornamelijk af van de diffusieconstante van Ca in klei en van de permeabiliteit van het dak zelf.

Vrijzetting der radionucliden

Het vrijzettingsmodel is gebaseerd op fysico-chemisch evenwicht tussen het beton van de conditionering van het afval en dat van de vrije ruimte tussen de vaten, bij verzadiging van het gewelf. Op dat moment wordt lineair adsorptie evenwicht bereikt tussen het water en het beton en het poriënwater zal verzadigd worden met de aanwezige elementen (inbegrepen de radionucliden). Dit wil zeggen dat de concentratie van een element (radionuclide) in het poriënwater gelijk zal zijn aan zijn oplosbaarheidslimiet, indien zijn totale inventaris in de berging voldoende groot is om zowel al de aanwezige adsorptiesites te bezetten als het poriënwater te verzadigen. In het andere geval zal deze concentratie bepaald worden door de distributiecöefficient van het element. Het infiltrerende water wordt besmet door uitwisseling met het poriënwater, vooraleer het gewelf te verlaten. Dit proces van contaminatie gaat door tot de inventaris van het beschouwde element is uitgeput door radioactief verval en vrijzetting.

Het model houdt rekening met isotopen-verdunning. Dit kan belangrijk zijn voor elementen met zwakke oplosbaarheid en grote hoeveelheden stabiele isotopen aanwezig in vergelijking met de radioactieve isotopen.

Model AQUIFER berekent het transport van de radionucliden, vrijgezet uit de bergingsinstallatie, in de aquifer naar een rivier of een waterput (biosfeer).

In dit model wordt in de meeste gevallen de numerische code NUCDSL_B toegepast. Deze code is één-dimensionaal en gebaseerd op de klassieke advectie-dispersie vergelijking:

$$\frac{\sigma C}{\sigma t} = D_a \frac{\sigma_2 C}{\sigma x_2} - V_a \frac{\sigma C}{\sigma x} - \lambda C + \gamma \lambda^* C^*$$

met $D_a = \frac{D}{R}$

$$v_a = \frac{V_D}{\eta R}$$

$$\gamma = \frac{R^*}{R}$$

waarin:

C :	concentratie van de radionuclide in de vloeistoffaze	(Bq/m ³)
R :	retardatiecoëfficiënt van de radionuclide	(-)
D :	totale dispersiecoëfficiënt (diffusie + dispersie)	(m ² /s)
v _D :	Darcy snelheid	(m/s)
η :	porositeit	(-)
x :	afstand	(m)
t :	tijd	(s)
*	duidt op de moeder nuclide	

De code past de numerische integratiemethode toe met eindige differenties van Crank-Nicolson. Deze biedt het voordeel zeer stabiel en nauwkeurig te zijn. De vorming van radioactieve dochterprodukten in vervalketens wordt ook in rekening gebracht.

Hij werd ook in het bijzonder ontwikkeld voor die gevallen waarin het transport door dispersie dat door advectie domineert.

Vermits de code NUCDSL B één-dimensionaal is kan enkel de longitudinale dispersie en niet de transversale in rekening worden gebracht. Het effect van longitudinale dispersie is dat de radionucliden vlugger in de biosfeerreceptor (rivier-waterput) zullen verschijnen. Dit kan van groot belang zijn i.v.m. de maximum concentraties in de receptor van nucliden met een halveringstijd van dezelfde orde van grootte als de transportduur in de aquifer.

De code NUCDSL B werd afgeleid van NUCDIS, toegepast voor geologische berging [1]. In deze laatste wordt de ingangsf lux tot de aquifer gelocaliseerd verondersteld in één sectie. Bij ondiepe landberg ing zijn de afstanden door de nucliden in de aquifer af te leggen, veel kleiner en de lengten van de installatie niet meer verwaarloosbaar in verhouding tot deze afstanden. Daarom wordt de ingangsf lux in NUCDSL B verdeeld over verscheidene secties. Dit betekent dat over de totale lengte van de installatie een bijkomende term in rekening dient te worden gebracht, evenredig met de totale ingangsf lux tot de aquifer:

$$\frac{F}{d\eta R}$$

waarin:

F :	ingangsf lux van de beschouwde radionuclide	(Bq/m ² .s)
d :	dikte van de aquifer	(m)

Model BIOSPHERE behandelt de transfers, dispersie en accumulatie van de radionucliden vrijgezet in de biosfeer (via rivier of waterput).

Het model BIOSPHERE berekent de concentraties van de radionucliden in relevante compartimenten (uit het oogpunt van blootstelling van de bevolking) van de biosfeer, in functie van de tijd. Deze compartimenten omvatten:

drinkwater

vis, sediment (enkel voor vrijzetting in rivieren)

grond, voedingsgewassen, melk en vlees

lucht

De blootstellingswegen zijn schematisch weergegeven in Fig. 2.

- *Drinkwater*

Oppervlaktewater of putwater kan gebruikt worden als bron van drinkwater voor de mens. In geval oppervlaktewater (in dit geval rivierwater) gebruikt wordt, veronderstelt men dat voorafgaandelijk filtratie wordt toegepast, waardoor de vaste deeltjes eruit verwijderd worden. De concentraties van de radionucliden overblijvend in het drinkwater worden dan gegeven door:

$$C_{dw,i} = \frac{C_{w,i}}{1 + K_{df,i} \cdot M_s}$$

waarin:

$C_{dw,i}$: concentratie van radionuclide i in drinkwater	(Bq/m ³)
$C_{w,i}$: concentratie van radionuclide i in oppervlaktewater	(Bq/m ³)
$K_{df,i}$: distributiccoëfficiënt van radionuclide i	(m ³ /kg)
M_s	: gehalte aan vaste deeltjes in suspensie	(kg/m ³)

In geval putwater gebruikt wordt, kan de concentratie C , berekend met het AQUIFER model, als drinkwaterconcentratie beschouwd worden, vermits ze betrekking heeft op de vloeibare fase.

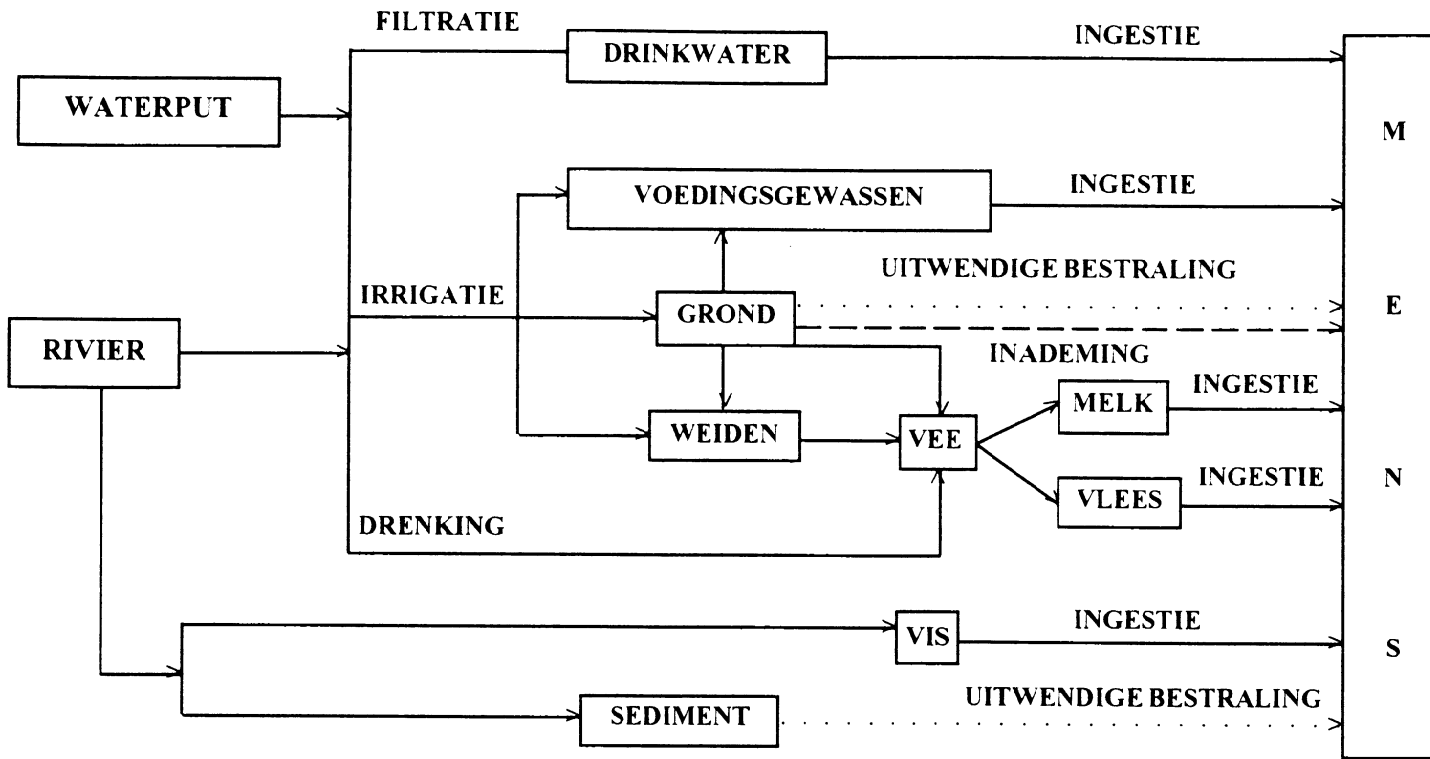


Fig. 2: BLOOTSTELLING BIJ EEN VRIJZETTING VAN RADIONUCLIDEN IN ZOETWATERSYSTEMEN

- *Vis*

De concentraties van radionucliden in vis worden rechtstreeks afgeleid uit deze in het rivierwater, aan de hand van de concentratiefactor $CF_{f,i}$, die de verhouding aangeeft tussen de concentratie in vis en deze in rivierwater, bij evenwicht:

$$C_{f,i} = C_{w,i} \cdot CF_{f,i}$$

waarin:

$C_{f,i}$: concentratie van radionuclide i in vis (Bq/kg)

$CF_{f,i}$: concentratiefactor van radionuclide i in vis (m^3/kg)

- *Sediment*

De concentraties van radionucliden in het sediment worden bepaald, rekening houdend met volgende mechanismen:

- de sedimentatie, gekenmerkt door een depletiefactor k_i , die het verlies aangeeft van radionuclide i uit de waterkolom per eenheid afstand x
- de translatiebeweging van de bovenste sedimentlaag, gekenmerkt door de snelheid v_{sed}
- de waterstroming, gekenmerkt door de snelheid v_w
- het radioactieve verval van radionuclide i gekenmerkt door de vervalconstante λ_i

Bij evenwicht kan de concentratie van radionuclide i in het sediment (bovenste laag) worden uitgedrukt als volgt:

$$C_{sed,i} = C_{w,i} \cdot \frac{h_w}{h_{sed}} \cdot \frac{v_w \cdot k_i}{v_{sed} \cdot k_i - \lambda_i} \left[\exp\left(-\lambda_i \frac{x}{v_{sed}}\right) - \exp(-k_i x) \right]$$

waarin:

$C_{sed,i}$: concentratie van radionuclide i in topsediment op een afstand x van de input (Bq/ m^3)

$C_{w,i}$: concentratie van radionuclide i in waterkolom ter hoogte van de input (Bq/ m^3)

h_w	: hoogte van de waterkolom	(m)
h_{sed}	: dikte van de bovense (mobiele) sedimentlaag	(m)
v_w	: snelheid van het water	(m/a)
v_{sed}	: snelheid van de bovenste sedimentlaag	(m/a)
k_i	: depletiefactor t.g.v. sedimentatie	(m ⁻¹)
λ_i	: radioactieve vervalconstante	(a ⁻¹)

Volgens dit model [2] zal het punt van maximum concentratie van een bepaalde nuclide zich stroomafwaarts verplaatsen met de tijd, tot op de plaats waar de verhoging van de concentratie t.g.v. sedimentatie gelijk wordt aan de verlaging door radioactief verval in de sedimentlaag. Dit alles bij gelijkblijvende input van nuclide i . De afstand tussen de plaats van input en de plaats van maximum concentratie in het sediment bij evenwicht wordt gegeven door

$$x_m = \frac{\ln(k_i \cdot v_{sed} / \lambda_i)}{k_i - \lambda_i / v_{sed}}$$

Deze afstand kan zeer groot worden voor langlevende radionucliden. In de praktijk wordt ze beperkt door de toename van de dimensies van de rivier stroomafwaarts.

- *Grond (wortelzone)*

Grond kan gecontamineerd worden door irrigatie met besmet water. De concentraties van radionucliden in de wortelzone van de grond worden bepaald, rekening houdend met volgende mechanismen:

- de irrigatie, gekenmerkt door de jaarlijkse hoeveelheid I_{ir}
- de uitloging van de radionuclide i uit de wortelzone, gekenmerkt door de vervalconstante λ_s
- het radioactieve verval van radionuclide i , gekenmerkt door de vervalconstante λ_i

Indien een continue irrigatie verondersteld wordt kan de concentratie in de wortelzone vereenvoudigd aangegeven worden als

$$C_{s,j} = C_{w,i} \cdot \frac{I_{rr}}{P_v (\lambda_s + \lambda_i)} [1 - \exp(-(\lambda_s + \lambda_i) t)]$$

waarin:

$C_{s,i}$: concentratie van radionuclide i in de wortelzone	(Bq/kgdw)
$C_{w,i}$: concentratie van radionuclide i in het irrigatiewater	(Bq/m ³)
I_{rr}	: jaarlijkse hoeveelheid irrigatiewater	(m/a)
P_v	: oppervlaktedichtheid van de wortelzone	(kg/m ²)
λ_s	: vervalconstante voor uitloging uit de wortelzone	(a ⁻¹)
λ_i	: radioactieve vervalconstante	(a ⁻¹)
t	: tijd sinds het begin van irrigatie met gecontamineerd water	(a)

In het eigenlijke BIOSPHERE model wordt ook rekening gehouden met de irrigatieperiode wat aanleiding geeft tot een meer ingewikkelde betrekking [3].

Onder de aangegeven parameters speelt de vervalconstante voor uitloging λ_s een zeer belangrijke rol. Voor de radionucliden met lange halveringstijd bepaalt λ_s het effect van de accumulatie in de wortelzone.

In [4] wordt een betrekking aangegeven tussen λ_s en de bepalende parameters:

$$\lambda_s = \frac{Inf}{d (\theta + \rho \cdot K_{ds,i})}$$

waarin:

Inf	: netto infiltratie snelheid	(m/a)
d	: dikte van de wortelzone	(m)
θ	: volumetrisch watergehalte van de wortelzone	(-)
ρ	: dichtheid van de wortelzone	(kg/m ³)
$K_{ds,i}$: distributiecöefficient van radionuclide i in de wortelzone	(m ³ /kg)

De waarde van λ_s kan sterk variëren ten gevolge van de distributiecöefficient $K_{ds,i}$, een parameter met grote variabiliteit en onzekerheid, afhankelijk van de fysico-chemische kenmerken van de grond en van het beschouwde element (nuclide).

- *Voedingsgewassen*

Voedingsgewassen kunnen gecontamineerd worden door irrigatie met besmet water. Twee contaminatiewegen worden beschouwd:

- rechtstreekse depositie op de externe delen van de plant (besproeiing)
- wortelopname vanuit de bodem (gecontamineerd door irrigatie).

De concentraties van de radionucliden in de plant t.g.v. rechtstreekse depositie worden bepaald rekening houdend met:

- de irrigatie, gekenmerkt door de jaarlijkse hoeveelheid I_{rr}
- de interceptie, gekenmerkt door de massa-interceptiefactor d.w.z. de fractie van de nucliden geïntercepteerd door de plant (R) gedeeld door de begroeiingsdichtheid (Y)
- de verwerking, gekenmerkt door de vervalfactor λ_w
- het radioactieve verval, gekenmerkt door de vervalfactor λ_i

Dit leidt tot de vergelijking:

$$C_{v,dir,i} = C_{w,i} \cdot I_{rr} \cdot \frac{R}{Y} \cdot \frac{1 - \exp(-(\lambda_w + \lambda_i) t_c)}{\lambda_w + \lambda_i}$$

waarin:

$C_{v,dir,i}$: concentratie van radionuclide i in plant t.g.v. rechtstreekse depositie	(Bq/kg)
$C_{w,i}$: concentratie van radionuclide i in irrigatiewater	(Bq/m ³)
I_{rr}	: jaarlijkse irrigatiehoeveelheid	(m/a)
R	: interceptiefactor	(-)
Y	: begroeiingsdichtheid	(kg/m ²)
λ_w	: vervalfactor door verwerking	(a ⁻¹)
λ_i	: radioactieve vervalfactor	(a ⁻¹)
t_c	: expositieduur van de planten tijdens de irrigatie	(a)

Voor wortelgewassen dient rekening gehouden te worden met de translocatie, gekenmerkt door een translocatiefactor f_t , gelijk aan de fractie van de activiteit uitwendig op de plant neergezet, die het eetbare gedeelte van de plant bereikt heeft op het moment van de oogst.

De vergelijking voor deze gewassen luidt dus:

$$C_{v,dir,i} = C_{w,i} \cdot I_{rr} \cdot \frac{R}{Y} \cdot t_e \cdot f_t$$

waarin:

f_t : translocatiefactor (-)

De concentraties van de radionucliden in de planten t.g.v. wortelopname uit de grond worden rechtstreeks afgeleid uit de concentraties in de wortelzone, aan de hand van de grond-plant concentratiefactor $B_{v,i}$, die de verhouding aangeeft tussen beide concentraties, bij evenwicht:

$$C_{v,abs,i} = C_{s,i} \cdot B_{v,i}$$

waarin:

$C_{v,abs,i}$: concentratie van radionuclide i in de plant t.g.v. wortelopname (Bq/kg)

$C_{s,i}$: concentratie van radionuclide i in de wortelzone van de grond (Bq/kg)

$B_{v,i}$: grond-plant concentratiefactor (-)

- *Melk, Vlees*

In onze streken zijn vooral melk van koeien en vlees van runderen en varkens van belang. Het vee kan gecontamineerd worden langs drie wegen:

- door drenking met besmet water
- door ingestie van besmet voeder (weiland besmet door irrigatie bv.)
- door opname van besmette grond tijdens het grazen.

De concentraties van de radionucliden in melk of vlees worden rechtstreeks afgeleid uit de dagelijks ingenomen hoeveelheden van de radionucliden, aan de hand van de transferfactoren voor melk of vlees die de verhouding aangeeft tussen

de concentraties en de dagelijks ingenomen hoeveelheden, bij evenwicht.

Bijgevolg:

$$C_{m,i} = [C_{w,i} \cdot Q_w + (C_{p,i} + C_{s,i} \cdot X_s) \cdot Q_p] F_{m,i}$$

waarin:

$C_{m,i}$: concentratie van radionuclide i in melk/vlees	(Bq/l of Bq/kg)
$C_{w,i}$: concentratie van radionuclide i in drinkingswater	(Bq/m ³)
$C_{p,i}$: concentratie van radionuclide i in voeder	(Bq/kg)
$C_{s,i}$: concentratie van radionuclide i in wortelzone	(Bq/kg)
Q_w	: dagelijkse wateropname door de dieren	(m ³ /d)
Q_p	: dagelijkse inname van voer door de dieren	(kg/d)
X_s	: verhouding innames grond/gras tijdens grazen	(-)
$F_{m,i}$: transferfactoren melk/vlees	(d/l of d/kg)

De concentratie in het voeder van de dieren $C_{p,i}$ wordt berekend zoals aangegeven in vorige sectie.

- *Lucht*

De lucht boven een veld, besmet door irrigatie, zal gecontamineerd worden door resuspensie.

De concentraties van de radionucliden in de lucht worden rechtstreeks berekend uit deze in de wortelzone van de grond aan de hand van de stofbelasting van de lucht en in de veronderstelling van evenwicht tussen de stofdeeltjes in de lucht en de wortelzone.

Dit leidt tot volgende vergelijking:

$$C_{a,i} = C_{s,i} \cdot C_{d,s}$$

waarin:

$C_{a,i}$: concentratie van radionuclide i in de lucht	(Bq/m ³)
$C_{s,i}$: concentratie van radionuclide i in de wortelzone	(Bq/kg)
$C_{d,s}$: stofbelasting van de lucht	(kg/m ³)

De evenwichtsveronderstelling tussen het stof in de lucht en de wortelzone van de grond leidt tot een overschatting van de concentraties in de lucht, vermits de verdunning met niet besmet stof afkomstig van een onbesmette omgeving niet in

rekening wordt gebracht. Eveneens wordt geen rekening gehouden met de slechts gedeeltelijke inadembaarheid van het stof. Deze blootstellingsweg is echter in de meeste gevallen onbelangrijk.

Model DOSE berekent jaarlijkse individuele doses ten gevolge van de blootstelling van de mens aan de radionucliden in de omgeving, in functie van de tijd.

De drie klassieke wijzen van blootstelling van de mens t.g.v. de radionucliden verspreid in de omgeving worden beschouwd (Fig. 2):

- inademing van besmette lucht op het veld
- ingestie van besmet drinkwater, vis, voedingsgewassen, melk en vlees
- uitwendige bestraling door sediment van een besmette rivier en door besmette grond (wortelzone)

Wat de jaarlijkse individuele doses betreft, wordt vooral belang gesteld in de maximum waarde (in de tijd) voor een gemiddeld individu van de kritische groep. Voor onze streken werd de kritische groep verondersteld te bestaan uit landbouwers, die quasi volledig zelfvoorzienend zijn en volledig besmet water gebruiken als drinkwater, voor irrigatie en voor drenking van dieren (indien het debiet aan besmet water dit toelaat). Van deze personen werd ook verondersteld dat ze in hun vrije tijd gaan vissen op de oever van een besmette rivier (en besmette vis eten). Om niet overdreven conservatief te zijn [5] worden voor de consumptiehoeveelheden en blootstellingsduren, gemiddelde waarden genomen voor de bevolking van onze streken.

De individuele jaardoses voor de kritische groep worden als volgt berekend:

Inademingsdosis

$$H_{inh,i} = C_{a,i} \cdot T_s \cdot Q_{inh} \cdot DF_{inh,i}$$

waarin:

- $H_{inh,i}$: effectieve jaardosis t.g.v. inademing van radionuclide i (Sv/a)
 $C_{a,i}$: concentratie van radionuclide i in inademingslucht (Bq/m³)
 T_s : blootstellingsduur van landbouwer op het veld (h/a)
 Q_{inh} : inademingsdebiet voor landbouwer (m³/h)
 $DF_{inh,i}$: dosisfactor voor inademing van radionuclide i (Sv/Bq)

Ingestiedosis

$$H_{\text{ing},i} = \sum_x (I_x \cdot C_{x,i}) DF_{\text{ing},i}$$

waarin:

$H_{\text{ing},i}$: effectieve jaardosis t.g.v. ingestie van radionuclide i (Sv/a)

I_x : jaarlijkse individuele consumptie van
drinkwater ($x = \text{dw}$) (m³/a)

voedingsgewassen ($x = \text{v}$), vlees ($x = \text{m}$), vis ($x = \text{ff}$) (kg/a)

melk ($x = \text{m}$) (l/a)

$C_{x,i}$: concentratie van radionuclide i in midden x (Bq/m³, Bq/kg of Bq/l)

$DF_{\text{ing},i}$: dosisfactor voor ingestie van radionuclide i (Sv/Bq)

Dosis door uitwendige bestraling

$$H_{\text{ext},i} = (C_{s,i} \cdot \rho_s \cdot T_s \cdot SF_s + C_{\text{sed},i} \cdot T_{\text{sed}} \cdot SF_{\text{sed}} \cdot GF_{\text{sed}}) DRF_{\text{ext},i}$$

waarin:

$H_{\text{ext},i}$: effectieve jaardosis t.g.v. externe bestraling door radionuclide i (Sv/a)

$C_{s,i}$: concentratie van radionuclide i in wortelzone (Bq/kg)

ρ_s : dichtheid van de grond - wortelzone (kg/m³)

T_s : blootstellingsduur van landbouwer op het veld (h/a)

SF_s : afschermingsfactor voor landbouwer op het veld (-)

$C_{\text{sed},i}$: concentratie van radionuclide i in toplaag sediment (Bq/m³)

T_{sed} : blootstellingsduur op rivieroever (hengelen) (h/a)

SF_{sed} : afschermingsfactor voor hengelaar op rivieroever (-)

GF_{sed} : oeverbreedte - factor (geometrische correctiefactor) (-)

$DRF_{\text{ext},i}$: dosistempofactor voor uitwendige bestraling op 1 m hoogte
boven oneindig uitgestrekte laag besmet met radionuclide i $\frac{\text{Sv/h}}{\text{Bq/m}^3}$

ALTERNATIEVE EVOLUTIESCENARIO'S

Identificatie

Onder alternatieve evolutiescenario's wordt verstaan scenario's die, buiten deze van de normale evolutie,

de bergingsinstallatie aantasten en/of

bijkomende blootstellingswegen voor de bevolking creëren.

Processen of gebeurtenissen die aanleiding kunnen geven tot zulke alternatieve evolutie bij oppervlakteberging zijn afgeleid uit [6], [7] en [8]. Ze zijn onderverdeeld in natuurlijke verschijnselen, afval- en bergingseffecten en menselijke activiteiten. Een samenvatting is gegeven in Tabel 1. Onderscheid kan ook gemaakt worden tussen - door de mens - niet gewilde acties, die we ongevallen noemen en gewilde acties, die we - menselijke - intrusies noemen. In deze zin zijn alle natuurlijke verschijnselen en de niet gewilde afval- en bergingseffecten als ongevallen te beschouwen. Onder de menselijke activiteiten in Tabel 1 zijn de eerste drie (3.1, 3.2, 3.3) als ongevallen te beschouwen en de overige als menselijke intrusies. Een belangrijk verschil tussen ongevals- en intrusiescenario's situeert zich op het vlak van het mogelijke tijdstip van voorkomen. Daar waar ongevallen gelijk wanneer kunnen optreden, kunnen intrusies door gepaste maatregelen tijdens de institutionele controleperiode uitgesloten worden en slechts in banalisatiefase tot ontwikkeling komen.

Probabiliteiten

Een belangrijk element in de evaluatie van de radiologische impact van de alternatieve evolutiescenario's is de probabieliteit. Deze kan verondersteld worden uit twee delen te bestaan; nl.

de probabieliteit dat een verschijnsel of voorval zich voordoet

en de kans dat het verschijnsel, als het zich voordoet, een bepaald effect heeft.

Wat dit effect betreft kan onderscheid gemaakt worden tussen:

- een ingreep binnen de landbergingsinstallatie, hetzij:
 - een aantasting van enkel de barrières;
 - een doordringing tot in de afval (met blootstelling ter plaatse); of
 - een aantasting van de afval (met beïnvloeding van het transport van radionucliden naar de mens).

- een ingreep buiten de landbergingsinstallatie, hetzij:
 - een beïnvloeding van het transport van radionucliden naar de mens.

Het eerste effect zal enkel de vrijstelling van radionucliden uit de installatie versnellen of vervroegen en slechts een verhoogde blootstelling van de mens in de toekomst tot gevolg hebben. De andere effecten kunnen een onmiddellijke blootstelling van de mens tot gevolg hebben, ter plaatse of na transport van de radionucliden. Bij een ingreep buiten de landbergingsinstallatie is een onmiddellijke blootstelling slechts mogelijk wanneer radionucliden uit de installatie reeds tot het punt van aantasting gemigreerd zijn.

Selectie

Tijdens een eerste selectie werden een groot aantal scenario's van verdere beschouwing uitgesloten, omwille van één of een combinatie van volgende redenen:

- een lage probabiliteit van voorkomen
- een beperkt effect
- uitsluitingscriteria gesteld voor potentiële bergingssites
- het in rekening brengen bij het normale evolutiescenario.

Inderdaad kunnen effecten van bepaalde verschijnselen (zoals erosie, klimaat-schommelingen) in rekening gebracht worden bij het normale evolutiescenario als degradatiemechanismen van de barrières bv.

Onder de overblijvende scenario's waren de belangrijkste de menselijke intrusies:

- constructie van gebouwen (op de site)
- constructie van een weg (door de site)
- waterwerken: aanleg van een schepvaartkanaal (door de site)
aanleg van een waterput (aan de rand van de site)

Radiologisch Impact

De geselecteerde scenario's kunnen zich slechts voordoen na het begin van de banalisatiefase en zullen hun maximum impact (individuele dosis) hebben wanneer ze zich voordoen in het begin (eerste jaar) van deze fase. Om de maximum individuele radiologische risico's te bekomen zullen we bijgevolg de individuele effectieve dosiswaarden in deze omstandigheden dienen te bepalen.

Vooraf dienen, voor elk van de vier mogelijke effecten de kritische groep en de

blootstellingswegen bepaald te worden.

Niet alle effecten kunnen bij elk scenario voorkomen. De voorkomende effecten met bijbehorende kritische groep en blootstellingswegen zijn per scenario in Tabel 2 aangegeven. Maximum effectieve individuele doses kunnen rechtstreeks afgeleid worden als volgt:

- *Kritische groep: constructiewerkers*

Inademing van gesuspendeerd stof

$$H_{inh,i,r} = \frac{C_{r,i}}{\rho_{s,r}} \cdot f_{s,r} \cdot C_{d,r} \cdot f_{d,inh} \cdot T_r \cdot B_{a,r} \cdot DF_{inh,i}$$

waarin:

$H_{inh,i,r}$: individuele dosis t.g.v. inademing van radionuclide i door constructiewerkers	(Sv)
$C_{r,i}$: concentratie van radionuclide i in de afval	(Bq/m ³)
$\rho_{s,r}$: dichtheid van het mengsel grond + afval + backfill	(kg/m ³)
$f_{s,r}$: mengverhouding afval/(grond + backfill)	(-)
$C_{d,r}$: stofbelasting van de lucht t.g.v. de constructie	(kg/m ³)
$f_{d,inh}$: inadembare fractie van het stof in de lucht	(-)
T_r	: tijdsduur van blootstelling van de werkers	(h)
$B_{a,r}$: inademingsdebiet van de werkers	(m ³ /h)
DF_{inh}	: dosisfactor voor inademing van radionuclide i	(Sv/Bq)

Uitwendige bestraling door geborgen afval

$$H_{ext,i,r} = C_{r,i} \cdot f_{s,r} \cdot T_r \cdot DRF_{ext,i,r}$$

waarin:

$H_{ext,i,r}$: individuele dosis t.g.v. uitwendige bestraling door radionuclide i in geborgen afval	(Sv)
---------------	--	------

$DRF_{ext,i,r}$: dosistempofactor voor uitwendige bestraling door radionuclide i in geborgen afval	$\frac{Sv/h}{Bq/m^3}$
-----------------	---	-----------------------

andere parameters: zoals voorheen

- *Kritische groep: site-bewoners*

Inademing van gesuspendeerd stof (besmette grond)

$$H_{\text{ing},i,b} = \frac{C_{r,i}}{\rho_{s,b}} \cdot f_{s,r} \cdot f_{h,b} \cdot \sum_{n=0}^{69} \exp(-(\lambda_s + \lambda_i) n) \cdot [C_{d,o} \cdot f_{d,\text{inh},o} \cdot B_{a,b,o} \cdot T_{b,o} \cdot C_{d,l} \cdot f_{d,\text{inh},l} \cdot B_{a,b,l} \cdot T_{b,l}] \cdot DF_{\text{ing},i}$$

waarin:

$H_{\text{inh},i,b}$:	individuele dosis t.g.v. inademing van radionuclide i door site-bewoners	(Sv)
$C_{r,i}$:	constructie van radionuclide i in de afval	(Bq/m ³)
$\rho_{s,b}$:	dichtheid opgedolven mengsel (afval + backfill + grond)	(kg/m ³)
$f_{s,r}$:	mengverhouding afval/(grond + backfill)	(-)
$f_{h,b}$:	fractie van uitgedolven diepte, uitgemaakt door afval	(-)
λ_s :	vervalconstante voor uitloging uit wortelzone	(a ⁻¹)
λ_i :	radioactieve vervalconstante voor radionuclide i	(a ⁻¹)
$C_{d,o}/C_{d,l}$:	stofbelasting van de lucht buiten/binnen de woning	(kg/m ³)
$f_{d,\text{inh},o}/f_{d,\text{inh},l}$:	inadembare fractie van het stof buiten/binnen	(-)
$B_{a,b,o}/B_{a,b,l}$:	inademingsdebiet bewoners buiten/binnen	(m ³ /h)
$T_{b,o}/T_{b,l}$:	blootstellingsduur bewoners buiten/binnen	(h/a)
$DF_{\text{inh},i}$:	dosisfactor voor inademing van radionuclide i	(Sv/Bq)

Uitwendige bestraling door opgedolven afval

$$H_{\text{ext},i,b} = C_{r,i} \cdot f_{s,r} \cdot f_{h,b} \cdot \sum_{n=0}^{69} \exp(-(\lambda_s + \lambda_i) n) \cdot [T_{b,o} \cdot DRF_{\text{ext},i,o} + T_{b,l} \cdot DRF_{\text{ext},i,l}]$$

waarin:

$H_{\text{ext},i,b}$:	individuele dosis t.g.v. uitwendige bestraling door radionuclide i in opgedolven afval	(Sv)
$DRF_{\text{ext},i,o}/DRF_{\text{ext},i,l}$:	dosistempofactor voor uitwendige bestraling door radionuclide i van bewoners buiten/binnen	$\frac{\text{Sv/h}}{\text{Bq/m}^3}$

andere parameters: zoals voorheen

Ingestie groenten uit besmette grond

$$H_{\text{ing.i.b}} = \frac{C_{r,i}}{\rho_{s,b}} \cdot f_{s,r} \cdot f_{h,b} \cdot \sum_{n=0}^{60} \exp(-(\lambda_s + \lambda_i) n) \cdot \sum_v (B_{v,i} \cdot I_{v,b}) \cdot DF_{\text{ing,i}}$$

waarin:

$H_{\text{ing.i.b}}$: individuele dosis t.g.v. ingestie van radionuclide i
in besmette groenten door bewoners (Sv)

$B_{v,i}$: grond-plant concentratiefactor voor gewas v (-)

$I_{v,b}$: jaarlijkse inname van gewas v uit moestuin door bewoner (kg/a)

$DF_{\text{ing,i}}$: dosisfactor voor ingestie van radionuclide i (Sv/Bq)

andere parameters: zoals voorheen

- *Kritische groep: Algemene bevolking of watergebruikers*

zie Normaal Evolutiescenario

Daar waar de individuele impact op de constructiewerkers en op de site-bewoners evenredig is met de concentratie van de radionucliden in de afval is deze op de algemene bevolking (ook in het normale evolutiescenario) en op de watergebruikers evenredig met de totale geborgen activiteit. Men kan aldus onderscheid maken tussen concentratiebeperkende en activiteitsbeperkende scenario's.

Om uit de maximum individuele effectieve dosis hierboven berekend (uitgedrukt in Sv), maximum individuele jaarrisico's af te leiden, dienen ze te worden vermenigvuldigd met:

- de gecombineerde probabiliteit van voorkomen van het verschijnsel en kans op effect (uitgedrukt in a^{-1})
- de risicofactor volgens ICRP 60 [9] (uitgedrukt in Sv^{-1})

BESLUIT

In de - op sociaal, economisch en radiologisch vlak - gevoelige materie van oppervlakteberging van laag-radioactief afval is de evaluatie van de veiligheid en performantie een belangrijk element in het beslissingsproces.

Vandaar dat in zulk een evaluatie, alle belangrijke stappen met de nodige kwaliteitszorg dienen te worden uitgevoerd, met name:

- het opstellen van de evaluatiemethodologie
- het bepalen van de in te voeren parameterwaarden
- het verifiëren/valideren van de methodologie en parameterwaarden.

In deze bijdrage kwam de evaluatiemethodologie opgesteld door SCK·CEN (op vraag van NIRAS/ONDRAF) aan bod.

Het bepalen van de in te voeren parameterwaarden is echter evenzeer belangrijk. Daarom werd door SCK·CEN op vraag van NIRAS/ONDRAF een uitgebreide literatuurstudie ondernomen waaruit gefundeerde en eventueel site-specifieke parameterwaarden werden afgeleid (beste schattingswaarden en probabiliteitsdichtheidsfuncties).

Wat de derde stap betreft, is een belangrijke kwaliteitseis dat de ontwikkelde methodologie zou getest worden in internationale validatiestudies. Hiertoe werd dan ook - met bevredigende resultaten - deelgenomen aan o.a.

NSARS: een gecoördineerd onderzoeksprogramma van IAEA betreffende veiligheidsevaluaties van ondiepe landbergingsinstallaties

BIOMOVS: een internationale studie betreffende de validatie van biosfeermodellen

Tabel 1: Processen/gebeurtenissen aan de basis van alternatieve evolutiescenario's bij oppervlakteberging

- 1 Natuurlijke verschijnselen
 - 1.1 Ecologische en biologische verschijnselen
 - 1.1.1 Intrusie door planten en dieren
 - 1.1.2 Ecologische klimaatrespons: woestijnvorming etc.
 - 1.2 Klimatologische/meteorologische verschijnselen
 - 1.2.1 Klimaatschommelingen
 - 1.2.2 Stormen
 - 1.2.3 Regenval
 - 1.2.4 Glaciatie
 - 1.3 Geologische verschijnselen
 - 1.3.1 Seismiciteit
 - 1.3.2 Tectonische effecten (beweging continentale platen)
 - 1.3.3 Optreden van breuken
 - 1.3.4 Vulkanische activiteit
 - 1.3.5 Landopheffing en -verzakking (eventueel t.g.v. 1.2.4)
 - 1.4 Geomorfologische verschijnselen
 - 1.4.1 Erosie door water, wind, glaciatie (eventueel t.g.v. 1.2)
 - 1.5 Hydrologische verschijnselen
 - 1.5.1 Overstroming
 - 1.6 Extra-terrestrische (buitenaardse) verschijnselen
 - 1.6.1 Inslag van meteorieten
- 2 Afval- en bergingseffecten
 - 2.1 Thermische effecten
 - 2.2 Chemische effecten
 - 2.2.1 Corrosie - generatie van gas
 - 2.2.2 Ontbinding van organisch materiaal - generatie van gas
 - 2.3 Mechanische effecten (t.g.v. generatie van gas, berging)
 - 2.3.1 Samendrukking van afval + grond -> verzakkingen
 - 2.4 Stralingseffecten
 - 2.4.1 Radiolyse -> generatie van gas
- 3 Menselijke activiteiten
 - 3.1 Defecten aan bergingssysteem te wijten aan menselijke fouten/tekortkomingen
 - 3.2 Aanwezigheid van mijngangen/booropeningen (niet gedetecteerd)
 - 3.3 Neerstoren van vliegtuigen
 - 3.4 Intrusies door oorlog, sabotage, terrorisme
 - 3.5 Gebouwconstructies
 - 3.6 Wegenbouw
 - 3.7 Waterwerken
 - 3.8 Opgravingen, boringen voorexploratie naar grondstoffen
exploitatie van grondstoffen
archeologische doeleinden
opdelven van afval voor herstoffen,
recyclage
 - 3.9 Slechten van heuvels

Tabel 2: Kritische groepen en blootstellingswegen in geselecteerde scenario's

	Kritische groep	Blootstellingswegen
Gebouwconstructies		
- Aantasting preventieve barrière	Algemene bevolking	Cfr. normale evolutie
- Doordringing tot in de afval	Constructiewerkers	Inademing gesuspenseerd stof Uitwendige bestraling door geborgen afval
- Aantasting van de afval	Site-bewoners (1)	Inademing gesuspenseerde besmette grond (binnen/buiten)
- Beïnvloeding van transport radionucliden		Uitwendige bestraling door opgedolven afval Ingestie van groenten uit besmette moestuin
Wegenbouw		
- Aantasting preventieve barrière	Algemene bevolking	Cfr. normale evolutie
- Doordringing tot in de afval	Constructiewerkers	Inademing gesuspenseerd stof Uitwendige bestraling door geborgen afval
- Aantasting van de afval	p.m. (1)	
Waterwerken		
<i>Scheepvaartkanaal door de site</i>		
- Aantasting preventieve barrière	Algemene bevolking	Cfr. normale evolutie
- Doordringing tot in de afval	Constructiewerkers	Inademing gesuspenseerd stof Uitwendige bestraling door geborgen afval
- Aantasting van de afval (door water)	Watergebruikers (1)	Cfr. normale evolutie
<i>Waterput aan de rand</i>		
- Beïnvloeding transport radionucliden	Watergebruikers	Cfr. normale evolutie - waterput

1) De algemene bevolking zou ook de kritische groep kunnen zijn, indien onder aantasting van de afval verstaan wordt: de afvoer naar een andere stortplaats. Dit zal hier niet verder beschouwd worden.

REFERENTIES

- [1] J. Marivoet
NUCDIS: "Numerical solution of the advection-dispersion equation applicable to the migration of radionuclides in clay layers".
Appendix 3B (pp. 265-288) in: "PAGIS: Disposal in Clay Formations", J. Marivoet, A. Bonne.
CEC, Luxembourg, Rapport EUR 11776 EN, 1998.
- [2] R. Schaeffer
Conséquences du déplacement des sédiments sur la dispersion des radionucléides.
in: Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. Proceedings of a Symposium, Otaniemi, 30/6-4/7/1975.
IAEA, STI/PUB/406, pp. 263-276.
- [3] Th. Zeevaert, G. Volckaert, C. Vandecasteele
A sensitivity study of the SCK-CEN Biosphere model for performance assessment of near-surface repositories.
Health Physics 69(2): 243-256; 1995.
- [4] C.F. Baes, III, R.D. Sharp
A proposal for estimation of soil leaching and leaching constants for use in assessment models.
J. Environ. Qual. 12(1): 17-28; 1983.
- [5] I.M. Barraclough, S.F. Mobbs, J.R. Cooper
Radiological Protection. Objectives for the land-based disposal of solid radioactive wastes.
Documents of the NRPB 3(3); 1992.
- [6] IAEA
Safety Assessment for the Underground Disposal of Radioactive Wastes.
IAEA Safety Series n° 56, STI/PUB/590, 1981.

- [7] IAEA
Safety Analysis Methodologies for Radioactive Waste Repositories in Shallow Ground.
IAEA Safety Series n° 64, STI/PUB/656, 1984.
- [8] J. Marivoet
Long-term performance studies.
Selection of scenarios to be considered in a performance assessment for the Mol site.
SCK report, Mol (Belgium), R-2987, 1994.
- [9] ICRP
1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.
ICRP Publication 60, 1990.

ABSTRACT

The performance and safety play a very important role in the decision-making process of a near-surface repository for low radioactive waste. This paper deals with the methodology elaborated by SCK·CEN on behalf of NIRAS/ONDRAF for the assessment of the radiological impact of a near-surface repository on individuals of the critical group. Only the post-operational phase is considered, yet the normal evolution scenario as well as accidental scenarios are taken into account. In the normal evolution scenario, radionuclides are assumed to be leached out of the repository by percolating rainwater and transported through the aquifer, into the biosphere where exposure of man will take place. Among the accidental scenarios, human intrusions are very important; the construction of buildings on the site and of roads and canals through the site and the utilization of water wells at the site-edge.

RESUME

Dans le processus de décision concernant l'enfouissement de déchets de basse radioactivité en surface, la sécurité et la performance jouent un rôle particulièrement important. Dans cette contribution, la méthodologie d'évaluation de l'impact radiologique d'une telle installation, élaborée par le CEN·SCK à la demande de l'ONDRAF/NIRAS est décrite. Elle a pour but de calculer l'impact radiologique sur l'individu moyen du groupe critique pendant la phase post-opérationnelle. Le scénario de l'évolution normale aussi bien que des scénarios accidentels sont considérés.

Dans le scénario de l'évolution normale, on suppose que des radionucléides présents dans les déchets seront lixiviés par l'eau infiltrante et transportés dans la nappe aquifère vers la biosphère où l'exposition de l'homme prendra place. Parmi les scénarios accidentels, ceux relatifs à l'intrusion humaine sont très importants; c.à.d. la construction de bâtiments sur le site et de routes et de canaux à travers le site, et l'utilisation de l'eau de puits situés au bord du site.