

CENTRE D'ETUDE SUR L'EVALUATION
DE LA PROTECTION DANS LE DOMAINE NUCLEAIRE

CEPN

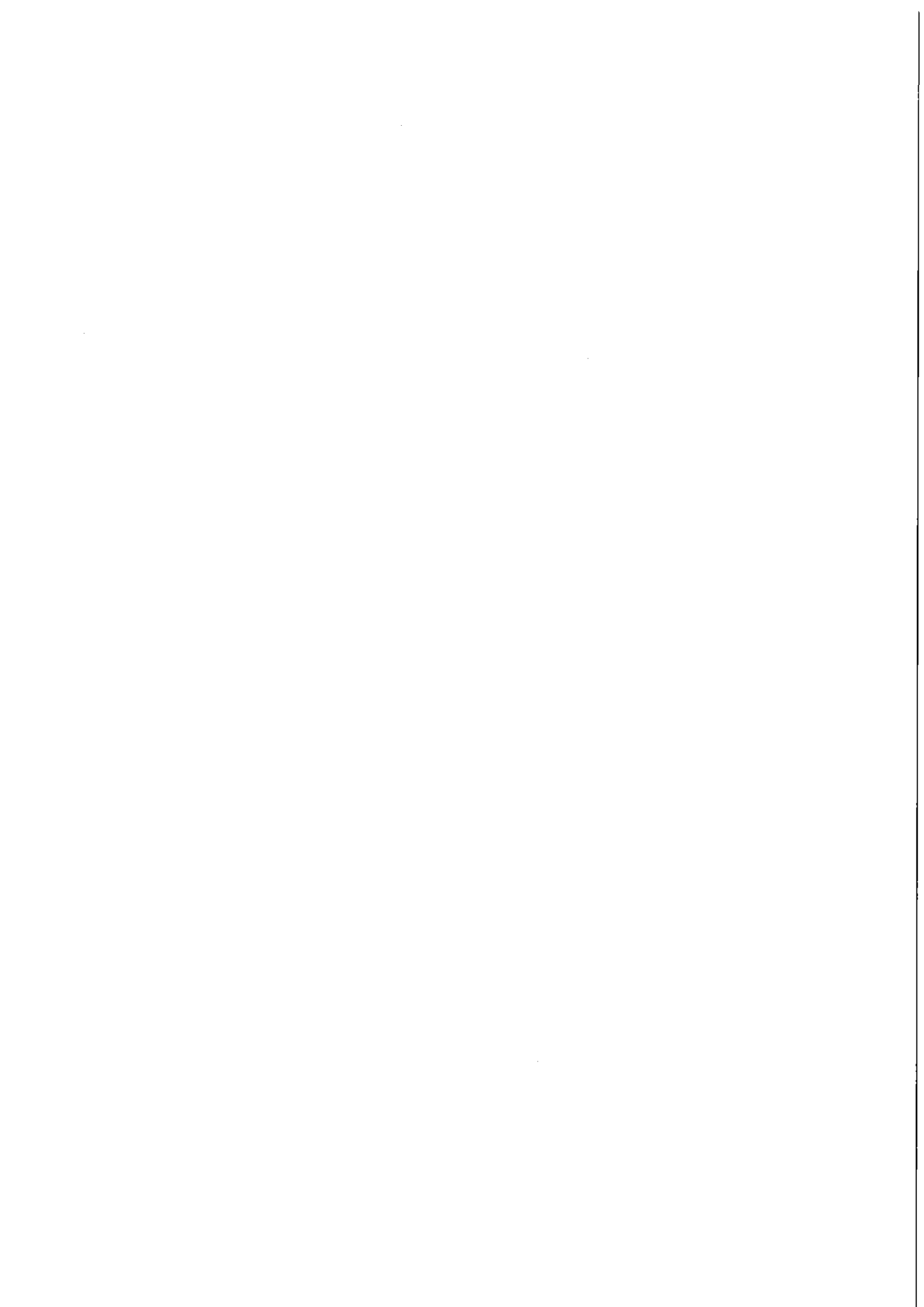
RAPPORT N° 251

LA NOTION DE GROUPE CRITIQUE :
SYNTHÈSE SUR LES PRATIQUES EXISTANT
DANS LE DOMAINE DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES,
APPLICATION AU STOCKAGE DE DÉCHETS EN PROFONDEUR

P. CROÛAIL, V. TORT

Novembre 1997

Contrat ANDRA C CC ABSE 96-078/A



SOMMAIRE

1.	EVOLUTION DU CONCEPT DE GROUPE CRITIQUE DANS LES RECOMMANDATIONS INTERNATIONALES	1
1.1.	Introduction	1
1.2.	Publication n°7 de la CIPR (1965)	2
1.3.	Publication n°26 de la CIPR (1977)	4
1.4.	Publication n°29 de la CIPR (1978)	5
1.5.	AIEA Safety Series n°57 (1982)	7
1.6.	Publication n°43 de la CIPR (1985)	8
1.7.	Publication n°46 de la CIPR (1985)	10
1.8.	Publication n°60 de la CIPR (1990)	12
1.9.	Publication n°64 de la CIPR (1993)	13
1.10	Directive Européenne (1996)	14
1.11.	Consultation d'experts pour l'AIEA sur le concept de groupe critique dans le cadre des évaluations d'impact des stockages des déchets radioactifs (1996)	15
2.	LE CONCEPT DE GROUPE CRITIQUE DANS LES REGLEMENTATIONS NATIONALES	19
2.1.	Cas des installations nucléaires	19
2.2.	Cas des stockages profonds	19
3.	L'EVALUATION DES DOSES DES POPULATIONS VIVANT AU VOISINAGE DES STOCKAGES DE DECHETS NUCLEAIRES	23
3.1.	Scénarios de défaillance	23
3.2.	Flux de radionucléides dans la géosphère	26
3.3.	Transfert à la biosphère	26

3.4.	Scénarios d'exposition et calculs de doses	28
4.	SCENARIOS D'EXPOSITION ET GROUPES CRITIQUES DANS LES ÉTUDES D'IMPACT DES INSTALLATIONS NUCLEAIRES	33
4.1.	Le concept de groupe critique dans les études d'impact des installations nucléaires françaises	33
4.1.1.	Installations nucléaires exploitées par la COGEMA	33
4.1.2.	Centrales nucléaires exploitées par Electricité de France	35
4.1.3.	Centres d'étude nucléaires civils du Commissariat à l'Énergie Atomique	36
4.1.4.	Conclusions sur l'utilisation du concept de groupe critique en France	39
4.2.	Evaluation radiologique d'un stockage de déchets solides à Drigg	40
4.2.1.	Scénarios	41
4.2.2.	Groupe critique	42
4.3.	Le concept de groupe critique pour l'évaluation des doses autour des installations nucléaires britanniques : définition des groupes critiques selon la méthodologie du NRPB	42
4.3.1.	Méthodologie générale pour la définition du groupe critique et l'évaluation des expositions	42
4.3.2.	Données spécifiques aux groupes critiques	47
4.3.3.	Evaluation des doses autour des sites BNFL	49
5.	SCENARIOS D'EXPOSITION ET GROUPES CRITIQUES DANS LES ÉTUDES D'IMPACT DES STOCKAGES PROFONDS	51
5.1.	Introduction	51
5.2.	Une évaluation de stockage profond de déchets radioactifs : Dry Run 3	51
5.2.1.	Scénarios	52
5.2.2.	Groupes critiques	52
5.3.	Le projet britannique de stockage profond de déchets de faible et moyenne activités à West Cumbria (site de Sellafield)	55
5.3.1.	Scénarios	55
5.3.2.	Groupe critique	56

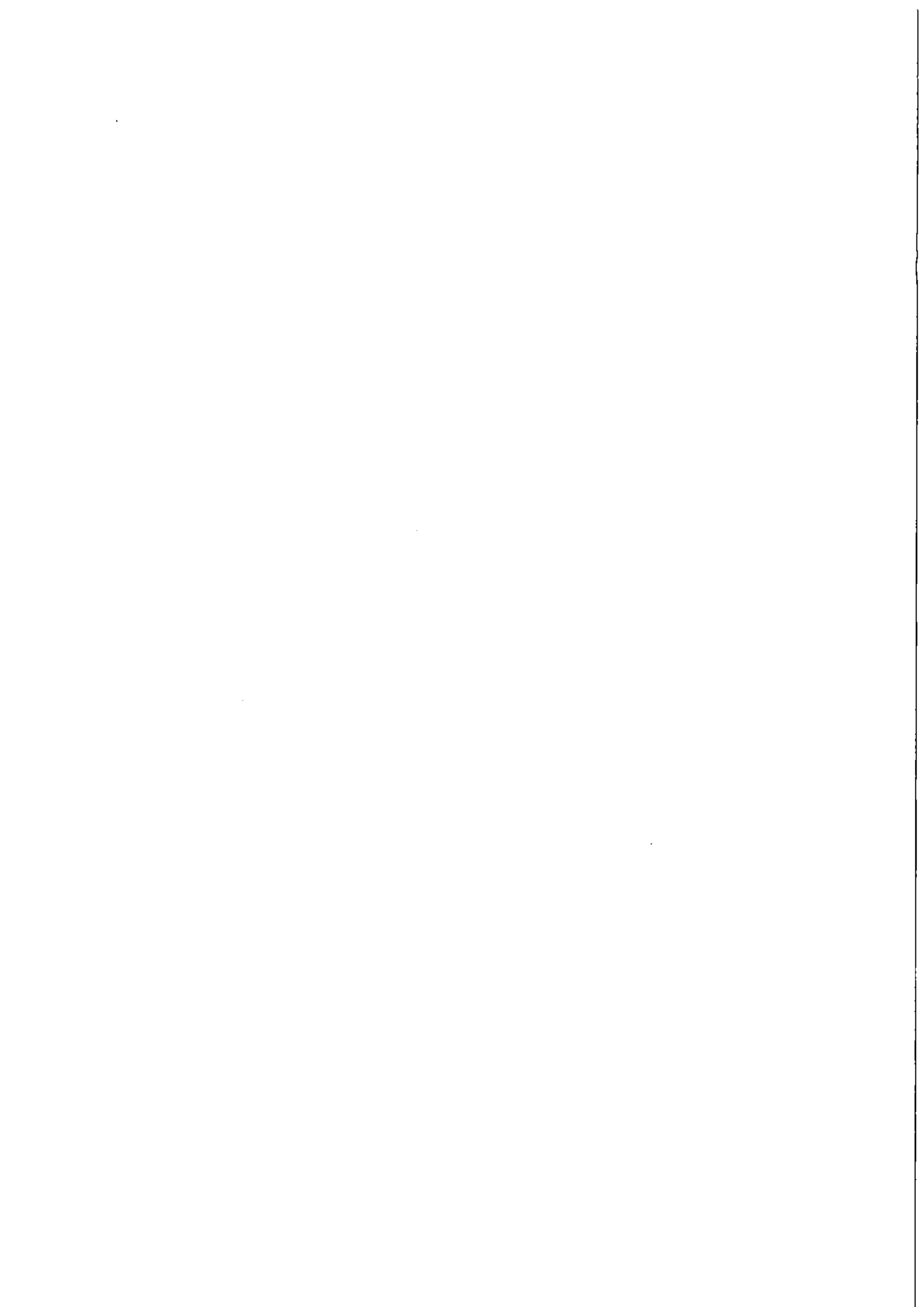
5.4.	Les projets de stockage profond dans les pays nordiques (études SKI Project90, SKB-91 et TVO-92)	59
5.4.1.	Scénarios	59
5.4.2.	Groupe critique	61
5.5.	Le projet de stockage profond suisse (Kristallin I)	62
5.5.1.	Scénarios	62
5.5.2.	Groupe critique	64
5.6.	Le projet de stockage profond permanent canadien	67
5.6.1.	Scénarios	67
5.6.2.	Groupe critique	68
5.7.	Le projet de stockage américain à Yucca Mountain	69
5.7.1.	Les recommandations du Groupe d'Experts nommé par l'Académie des Sciences	69
5.7.2.	Le groupe critique probabiliste	71
5.7.3.	Le groupe critique déterministe	73
5.7.4.	Une critique de la méthode probabiliste	74
6.	PROPOSITION DE CHOIX DE GROUPES CRITIQUES	77
6.1.	Impossibilité du calcul d'une valeur unique du risque	77
6.2.	Groupe(s) critique(s) pour les scénarios normaux	78
6.2.1.	Le groupe critique observé "en moyenne"	78
6.2.2.	Des groupes critiques pénalisants observés "exceptionnellement"	78
6.2.3.	Le groupe critique pénalisant "hypothétique"	79
6.3.	Groupe(s) critique(s) pour les scénarios incidentels à long terme	79
6.3.1.	Les scénarios d'intrusion	79
6.3.2.	Les scénarios de changement climatique	80
	REFERENCES	81

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Recommandations nationales pour l'établissement des critères et des objectifs quantifiés en doses et en risque dans le cadre du stockage des déchets de haute activité	20
Tableau 2.	Phénomènes ayant un impact sur le transport des radionucléides dans la biosphère et les doses reçues par les individus	27
Tableau 3.	Voies et vecteurs d'exposition généralement considérés dans les études d'impact des stockages profonds	29
Tableau 4.	Méthodologie d'évaluation des doses aux différents groupes critiques : utilisation de données spécifiques ou générales et sections correspondantes	44
Tableau 5.	Scénarios et groupes critiques considérés dans l'étude NIREX d'un stockage profond de déchets de faible et moyenne activités à West Cumbria (site de Sellafield)	58
Tableau 6.	Scénarios et groupes critiques considérés dans le projet suisse de stockage profond de déchets de haute activité (Kristallin-I)	65

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Exemple de construction d'un programme de surveillance d'une source importante	9
Figure 2.	Courbe définissant la zone d'inacceptabilité des événements avec le critère de contrainte sur le risque annuel égal à 10^{-5} (CIPR 46)	11
Figure 3.	Zone des valeurs possibles pour le choix des contraintes de risque sur les expositions potentielles (CIPR 64)	14
Figure 4.	Voies de transfert et voies d'exposition dues à une installation nucléaire et à un stockage en profondeur	31
Figure 5.	Voies d'exposition retenues pour évaluer les doses résultant d'un scénario d'intrusion (cas du forage de trou de sonde)	54

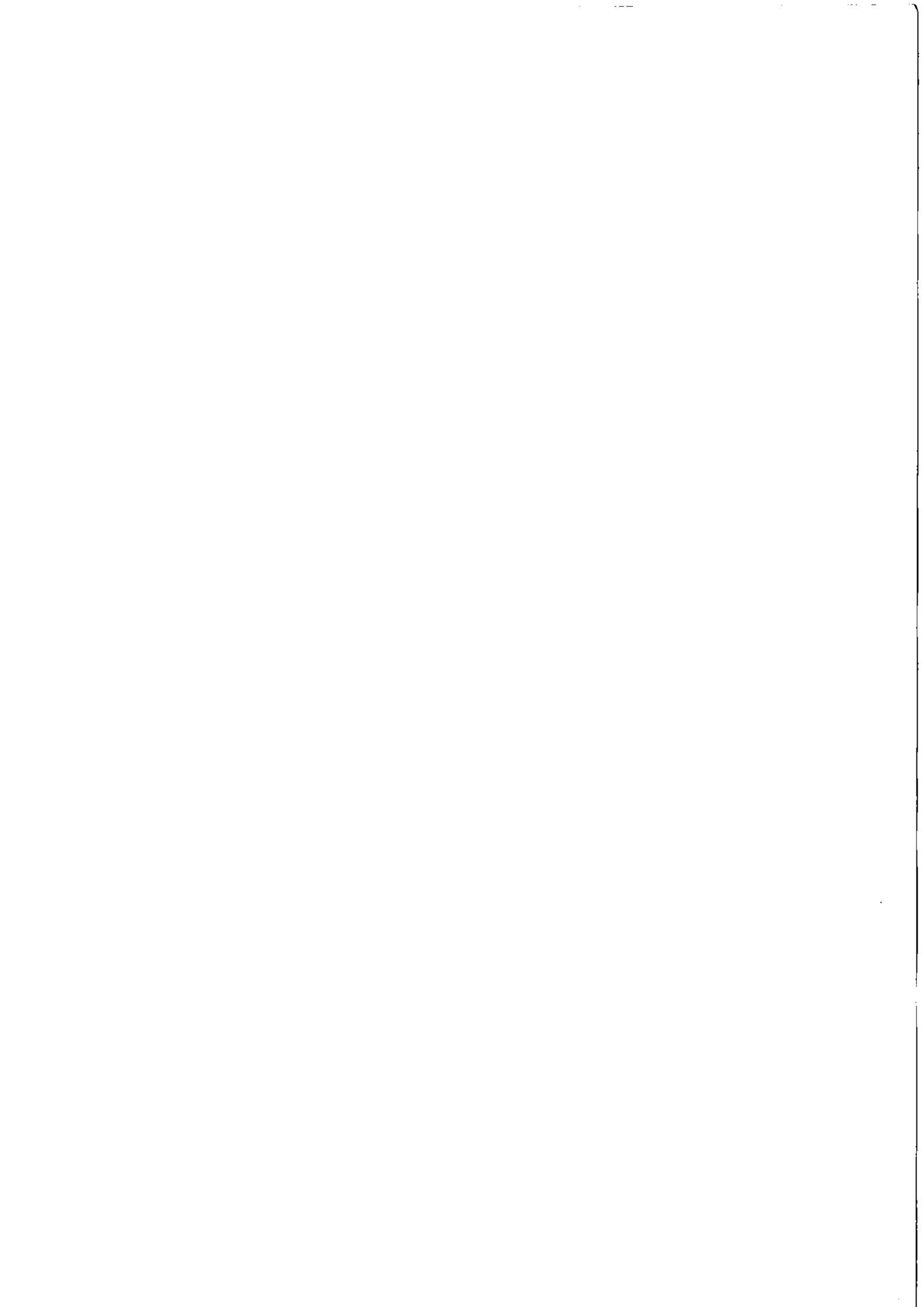


RESUME

Ce rapport présente l'évolution du concept de groupe critique (ou groupe de référence) dans les textes et recommandations élaborés par les organismes internationaux de radioprotection. L'utilisation de ce concept, tant en France qu'à l'étranger, est décrite dans le cadre des évaluations d'impact dosimétrique des installations nucléaires en fonctionnement d'une part, et dans celui des études prédictives d'impact radiologique des stockages de déchets, d'autre part.

Compte tenu de cette analyse, une proposition est faite pour le choix et la définition de différents groupes critiques adaptés à chaque phase de la vie d'un stockage profond :

- Pour évaluer les scénarios d'exposition correspondant aux situations normales, il est proposé de recourir à trois types de groupes critiques : - celui correspondant aux moeurs les plus courantes des populations observées actuellement autour du stockage, - un ou des groupe(s) dont les habitudes de vie, quoique exceptionnelles, peuvent également être observées dans le voisinage de l'installation, - enfin un (ou des) groupe(s) hypothétique(s) non observés aujourd'hui mais dont on peut objectivement imaginer l'existence dans l'avenir compte tenu de la géographie du lieu d'implantation du stockage.
- En ce qui concerne les scénarios d'évolution à long terme, deux grandes catégories de scénarios sont identifiées : l'intrusion humaine et les changements climatiques. Dans le cas de l'intrusion, deux types de groupes de référence sont proposés : - des individus vivant dans les environs du site avec un comportement identique aux groupes retenus pour les scénarios d'évolution normale, - le groupe constitué du ou des intrus dont le comportement sera déterminé de façon réaliste. Dans le cas des scénarios de changements climatiques, il sera nécessaire d'adopter pour chaque climat potentiel un groupe d'individus dont les moeurs seront extrapolées de l'observation de populations actuelles vivant dans des climats similaires, tout en adaptant les comportements à la géographie du site considéré.



1. ÉVOLUTION DU CONCEPT DE GROUPE CRITIQUE DANS LES RECOMMANDATIONS INTERNATIONALES

1.1. Introduction

L'impact radiologique d'une installation nucléaire sur le public est évalué, tant en France qu'au niveau international, sur un groupe d'individus hypothétique ou réel (appelé « groupe critique ») constitué d'un ou plusieurs individus *a priori* le(s) plus exposé(s) aux rayonnements provenant de l'installation considérée, compte tenu de leurs habitudes et comportements. La définition du groupe critique et les scénarios d'exposition retenus peuvent influencer fortement sur les résultats de ces évaluations en particulier lorsqu'il s'agit d'anticiper des situations à faible probabilité d'occurrence ou qui pourraient survenir dans le long terme. La méthodologie utilisée consiste le plus souvent, soit à imaginer des conditions d'expositions très pessimistes (groupes critiques fictifs et scénarios d'exposition faiblement probables), soit à retenir des conditions d'exposition aussi réalistes que possible pour les individus les plus exposés vivant effectivement autour du site considéré. Le « degré » de pessimisme ou de réalisme introduit dans les évaluations est souvent difficile à apprécier, difficulté d'autant plus importante si l'on se réfère à des situations d'exposition éloignées dans le temps. Il dépend aussi de la finalité de ces évaluations : respect d'une limite de dose conventionnelle ou réglementaire, évaluation de référence pour mettre en œuvre l'optimisation de la radioprotection, estimation des expositions potentielles présentes et futures liées à des incidents ou accidents d'origine naturelle ou humaine...

Dans le cas particulier des centres de stockage de matières radioactives (en profondeur ou en surface), l'évolution dans le temps de l'installation mais aussi celle des groupes critiques doivent être également appréhendées. De plus, des situations dégradées à plus ou moins long terme et des scénarios d'intrusion humaine doivent être imaginés. En l'absence de méthodologie et de définitions précises, le champ des hypothèses possibles est très vaste, et les niveaux d'exposition calculés peuvent varier dans des proportions assez considérables selon la vraisemblance des scénarios envisagés et le niveau de conservatisme qui sous-tend le choix des conditions d'exposition du groupe critique.

Les sections suivantes sont consacrées à l'analyse de l'évolution du concept de groupe critique et de la terminologie qui lui est associée dans les textes de recommandations de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) de 1965 à 1996. Cette

notion a été plus ou moins fidèlement reprise dans les réglementations internationales (cf. chapitre 2), et elle s'est surtout développée au travers des études relatives au stockage en profondeur pour lesquelles des contraintes ou des limites sur le risque du public ont souvent été définies par les autorités nationales. En l'absence de définition extrêmement précise, elle a naturellement fait l'objet d'interprétations diverses et d'utilisations variées dans les études relatives à l'évaluation de l'impact radiologique des installations nucléaires en général (chapitre 4), et des stockages profonds de déchets radioactifs en particulier (chapitres 3 et 5).

1.2. Publication n°7 de la CIPR (1965)

C'est en 1965, dans la publication n°7 de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), qu'est donnée la première définition du terme « groupe critique » d'individus [1]. La CIPR propose l'utilisation de ce concept pour aider à élaborer les programmes de surveillance de l'environnement autour des installations nucléaires (en situation normale ou accidentelle). La phase d'enquêtes préliminaires à la construction d'une installation devrait ainsi permettre de définir « un ou deux groupes de personnes dont les caractéristiques, comme par exemple les habitudes, la situation géographique ou l'âge, sont telles qu'ils recevront des doses supérieures à celles qui seront reçues par le reste de la population à l'extérieur de l'installation ; ils doivent de ce fait être considérés à part, c'est-à-dire qualifiés de critiques ». L'existence de plusieurs groupes critiques est également possible dans la mesure où l'on admet l'importance prédominante de certains radionucléides et de certaines voies de transfert par rapport à d'autres.

Il est également précisé que « le groupe critique doit être déterminé de telle sorte qu'il représente les individus les plus exposés de la population et qu'il soit aussi homogène que possible par rapport [aux] facteurs qui agissent sur la dose » (situation géographique et distribution des âges, habitudes alimentaires, habitudes professionnelles, type d'habitat, habitudes domestiques, loisirs habituels). La CIPR n°7 ne définit pas de façon précise les caractéristiques des groupes critiques, qui peuvent donc se trouver « soit au voisinage de l'installation, soit en quelque lieu éloigné », peuvent comprendre « des hommes et des femmes adultes, des femmes enceintes ou des enfants », des individus « qui mangent des aliments préparés d'une manière spéciale ou produits en un lieu particulier », « des personnes travaillant dans une industrie particulière ». Le groupe critique devra ainsi être déterminé au cas par cas en fonction de l'installation considérée.

La CIPR donne également des pistes sur les habitudes qui conduisent les individus à être a priori les plus exposés aux rayonnements, elle cite ainsi : la manipulation des engins de pêche, le sport en plein air, la pêche de loisir, les bains de soleil, ou encore la fréquence des lavages personnels et des lessives ou le temps passé à l'intérieur des habitations. D'autres différences sont considérées non significatives : différences ethniques, différences individuelles dans l'activité métabolique ou par rapport à « l'homme standard ». La CIPR reconnaît que, dans certains cas, des individus pourront présenter des singularités telles qu'ils seront effectivement exposés à des doses « quelque peu » supérieures à celles reçues par le groupe critique. Cependant, c'est bien le calcul de l'exposition moyenne d'un échantillon d'individus sélectionné dans le(s) groupe(s) critique(s) qui constituera, par définition, l'exposition type des individus les plus exposés et c'est à cette moyenne qu'il conviendra d'appliquer les recommandations de la Commission sur les doses maximales admissibles pour les personnes appartenant au public.

Par cette première définition, la dose estimée comme pouvant être reçue par le groupe critique est donc conservative¹, et elle n'a pas pour dessein de donner une image réaliste des doses individuelles ou de la dose collective reçues par l'ensemble des individus du public vivant à proximité d'une installation nucléaire. La CIPR conclut que « **le concept de groupe critique fournit un moyen sûr et pratique de se conformer aux recommandations** qu'elle a formulées antérieurement pour les personnes appartenant au public ».

Le concept de groupe critique a donc été défini à l'origine pour permettre aux décideurs et aux législateurs de s'assurer, avec un degré de confiance qu'ils considéreraient eux-mêmes comme suffisant, que personne dans la population n'était exposé à des doses supérieures aux limites qui avaient été établies, valeurs maximales d'exposition en dessous desquelles les effets déterministes dus aux rayonnements ne peuvent pas apparaître. On est donc encore loin d'exprimer une quelconque volonté à utiliser le concept de groupe critique pour l'évaluation de l'impact sanitaire ou des risques individuels et collectif du public.

¹ Le terme conservatisme est, dans le vocabulaire habituel des scientifiques, utilisé pour définir une majoration ou une surestimation volontaire, effectuée par « prudence ».

1.3. Publication n°26 de la CIPR (1977)

En 1977, dans la publication n°26 [2], la CIPR rappelle à nouveau que la limitation de l'équivalent de dose, dans le cas des personnes du public, est un concept plus théorique [par rapport au cas des travailleurs] qui doit permettre de s'assurer que les sources de rayonnement sont conçues et exploitées de telle manière que les individus aient de façon peu probable la possibilité de recevoir un équivalent de dose supérieur à une valeur déterminée, la réalité de ceci² devant être vérifiée par des évaluations fondées sur des méthodes d'échantillonnage et des calculs statistiques. Le groupe critique n'est pas mieux précisé que dans la publication n°7 : il doit être « suffisamment petit pour être relativement homogène » en ce qui concerne l'âge, le régime alimentaire et les différents aspects du comportement qui influent sur les doses reçues.

Par contre, le calcul de la dose au groupe critique change d'objectif et s'oriente déjà vers la vérification du respect d'une limite de risque sanitaire. En effet, sur la base de l'extrapolation de la relation dose-effet des fortes aux faibles doses, la publication n°26 admet un risque total (exprimé en décès par cancer en moyenne pour les deux sexes et tous âges confondus) de $10^{-2} \cdot Sv^{-1}$. En faisant référence aux autres risques de la vie quotidienne, la CIPR considère acceptable³ un risque individuel de décès compris entre 10^{-6} et 10^{-5} par an et conclut que la dose totale reçue par un membre individuel du public devrait être limitée à une valeur correspondant à une exposition de 1 mSv par an (pendant toute la vie).

Pourtant, la limite de dose annuelle proposée est de 5 mSv ; la CIPR considère en effet que l'adoption d'une telle valeur conduira à des doses en moyenne dix fois inférieures à condition que les pratiques à l'origine de l'exposition soient « peu nombreuses » et n'entraînent qu'une exposition faible à l'extérieur des groupes critiques. Au §120, il est ainsi écrit qu'étant données les hypothèses majorantes que l'on utilise habituellement pour sélectionner les groupes critiques, « la dose reçue par les individus les plus exposés sera dans la plupart des cas sensiblement inférieure aux doses individuelles prévues dans le groupe critique ». Ce n'est pas contradictoire avec la définition donnée au §85 qui

² le mot « this » de la version originale est traduit de façon erronée par « état de fait » dans la version française de la publication n°26 de la CIPR !

³ Dans le cas d'une combinaison d'expositions optimisées, la CIPR admet qu'on peut aboutir à des doses supérieures à 1 mSv par an et donc à un risque moyen supérieur à 10^{-5} par an. Cela reste acceptable, du point de vue de la CIPR, par le fait de l'application du principe d'optimisation.

mentionne que le groupe critique devrait être « représentatif des individus dont on présume qu'ils recevront l'équivalent de dose le plus élevé ». Cela souligne par contre que les hypothèses faites dans la pratique pour calculer les doses reçues par un échantillon d'individus appartenant à un groupe critique sont parfois beaucoup trop conservatives pour être extrapolées aux autres individus du groupe critique et, *a fortiori*, à la population dans son ensemble.

Il est donc clair que la limite de dose de 5 mSv ne s'applique pas à la population dans son ensemble mais bien aux seuls groupes critiques considérés. **L'exposition du groupe critique calculée représente donc la valeur supérieure des doses individuelles qui résultent de la pratique envisagée.** Si la limite de dose appliquée au groupe critique est respectée, la dose annuelle « escomptée » pour un individu du public devrait être, en moyenne, inférieure à 1 mSv et même, avec une forte probabilité, rester inférieure d'au moins un ordre de grandeur à la limite réglementaire de 5 mSv (i.e. inférieure à 500 μ Sv/an).

Dans cette publication, le groupe critique est un concept qui s'applique presque exclusivement dans le cadre des évaluations d'impact environnemental qui doivent être faites avant la mise en service des installations nucléaires, c'est-à-dire dans le cadre particulier de la justification *a priori* des pratiques ou dans celui de la vérification *a priori* ou *a posteriori* du principe de limitation des doses. Cependant, dans les cas où l'application du principe d'optimisation serait l'élément décisif de la protection radiologique, la CIPR préconise que le groupe critique soit sélectionné « de façon plus réaliste » (§122). La CIPR propose dans ce cas comme borne supérieure du domaine d'optimisation la valeur de 5 mSv/an, ce qui correspond à un risque individuel maximal de $5 \cdot 10^{-5}$ pour chaque année, ce qui sur la vie entière de l'individu devrait induire un risque individuel moyen de décès inférieur à 10^{-5} par an.

Enfin, la CIPR précise qu'il faut envisager la possibilité que quelques individus appartiennent à plusieurs groupes critiques.

1.4. Publication n°29 de la CIPR (1978)

La publication n°29 [3] propose un cadre méthodologique **pour évaluer de façon approximative les doses individuelles et collectives reçues par le public dans le cadre des évaluations d'impact environnemental** réalisées avant la mise en service des installations nucléaires, que ce soit dans les situations normales

d'exploitation ou dans celles résultant d'un accident. Compte tenu des approximations et des simplifications nécessaires à l'évaluation, l'objectif de la démarche n'est pas le calcul des doses liées aux rejets, entaché finalement de trop d'incertitudes, mais plutôt l'identification des radionucléides critiques, des voies de transfert critiques et des groupes de population critiques. Pour les situations normales, le calcul peut effectivement être utilisé pour vérifier le respect des limites réglementaires. Le calcul de la dose collective et l'estimation des distributions de dose à l'intérieur des groupes critiques ne sont mentionnés que comme critères utiles et complémentaires, à prendre en compte lors de la justification d'une pratique.

Dans les cas où le calcul de la dose annuelle due à une installation (au sens large, une « source ») représenterait une fraction non négligeable de la limite de dose ($> \sim 10\%$), la CIPR préconise l'application d'une valeur restreignant l'impact des sources d'exposition (existantes et potentielles) à une fraction de la limite annuelle - le terme de contrainte n'est pas encore employé - de telle sorte que la mise en service d'une installation à un instant donné ne fasse pas obstacle à celle d'une autre dans le futur.

Dans les cas où la dose calculée représenterait moins de $\sim 1\%$ de la limite de dose annuelle, on peut considérer la contribution de la source suffisamment faible pour qu'il ne soit pas nécessaire d'imposer une restriction supplémentaire à la limite de dose. L'incrément de dose devra cependant être pris en compte ultérieurement et rendra plus difficile la mise en œuvre de l'optimisation de la radioprotection sur les installations futures. Dans ce cas, qui correspond à une dose au groupe critique de l'ordre de $10 \mu\text{Sv}$ par an, la définition précise des caractéristiques du groupe critique est de moindre importance et ne nécessite pas, du point de vue de la CIPR, l'engagement d'une évaluation d'impact environnemental préalable complexe.

On peut donc considérer que si une évaluation très conservatrice sur un groupe critique fictif conduit à une dose inférieure à la dizaine de microsieverts, il n'est pas nécessaire de rechercher à évaluer l'impact de la source de façon précise. C'est d'ailleurs cette valeur de $10 \mu\text{Sv}$ qui est proposée dans la Directive Européenne (1996) comme seuil d'exemption d'une pratique.

1.5. AIEA Safety Series n°57 (1982)

Dans ce rapport, l'Agence Internationale pour l'Energie Atomique (AIEA) propose des modèles généraux et des valeurs pour quelques paramètres nécessaires à l'évaluation du transfert dans l'environnement de radionucléides provenant des rejets normaux. Pour réaliser les analyses d'impact environnemental des installations nucléaires, l'AIEA suggère d'avoir recours à des groupes critiques hypothétiques dont les membres vivent au point conduisant à la dose la plus élevée du fait de l'installation. Il est également proposé de considérer que ces personnes puisent la totalité de leur nourriture dans la zone où la végétation est la plus fortement contaminée, et qu'elles respirent l'air dont le niveau de contamination est le plus élevé.

Ces hypothèses extrêmement conservatives sont faites pour se dispenser d'envisager de quelconques changements dans les paramètres suivants pendant la durée d'exploitation de l'installation : conditions d'habitat, pratiques agricoles, environnement local. Cependant, il est également précisé qu'il n'est pas nécessaire non plus de choisir comme point de calcul un endroit qui ne permettra pas l'habitat ou l'usage des terres à but agricole dans le futur, pour quelque raison que ce soit (« écologique ou autre »).

L'AIEA préconise également d'agréger les doses résultant de l'exposition à toutes les voies d'expositions possibles pour tous les radionucléides provenant du terme source considéré. C'est cette somme pour le moins hétéroclite (on retient en effet pour chaque voie de transfert, le point de mesure qui conduit à la somme la plus élevée des doses interne et externe, doses calculées soit en termes de dose corps entier, soit en équivalent de dose effective, soit en équivalent de dose pour un tissu ou un organe particulier, et on agrège le tout) qui devra rester inférieure à la limite de dose.

Cette définition est à l'origine du concept de « **personne hypothétique de référence** » qui a été repris dans plusieurs réglementations nationales, en Allemagne ou en Suisse par exemple.

Les modèles de ce type se caractérisent généralement par l'utilisation de valeurs extrêmement majorantes pour tous les paramètres nécessaires à l'évaluation des doses. Ainsi, le rapport AIEA sur le contrôle du stockage de déchets radioactifs dans l'environnement marin [5] mentionne des valeurs de consommations quotidiennes d'aliments provenant de la mer totalement irréalistes pour une personne normalement constituée (600 g de poisson, 100 g de crustacés, 100 g de mollusques, 300 g d'algues,

30 g de plancton, 3 g de sel) assorties de 1000 heures par an d'exposition aux sédiments, 300 heures par an d'exposition à du matériel de pêche, 300 heures par an de natation, etc...!

1.6. Publication n°43 de la CIPR (1985)

Dans la publication n°43 [6], la CIPR, préconise à son tour un recours possible au concept de « personne hypothétique de référence » (cf. §1.4) dans le cas des évaluations de dose correspondant à des situations qui se situeraient loin dans le futur et pour lesquelles les groupes critiques ne pourraient être caractérisés dans le détail. Mais, dans le cas général, le groupe critique comprendra jusqu'à quelques dizaines d'individus voire beaucoup plus pour les cas rares où l'évaluation des conséquences d'une exposition uniformément répartie sur une grande population serait nécessaire.

La CIPR souligne qu'il n'est pas nécessaire de rechercher les individus ayant les habitudes les plus extrêmes (au sens de leur implication sur la dose individuelle) pour définir un programme de surveillance. La découverte ultérieure de tels individus (« un ou deux ») ne remettrait d'ailleurs pas en cause ce programme de surveillance.

La Figure 1 présente le synoptique de construction du programme de surveillance à partir du concept de groupe critique.

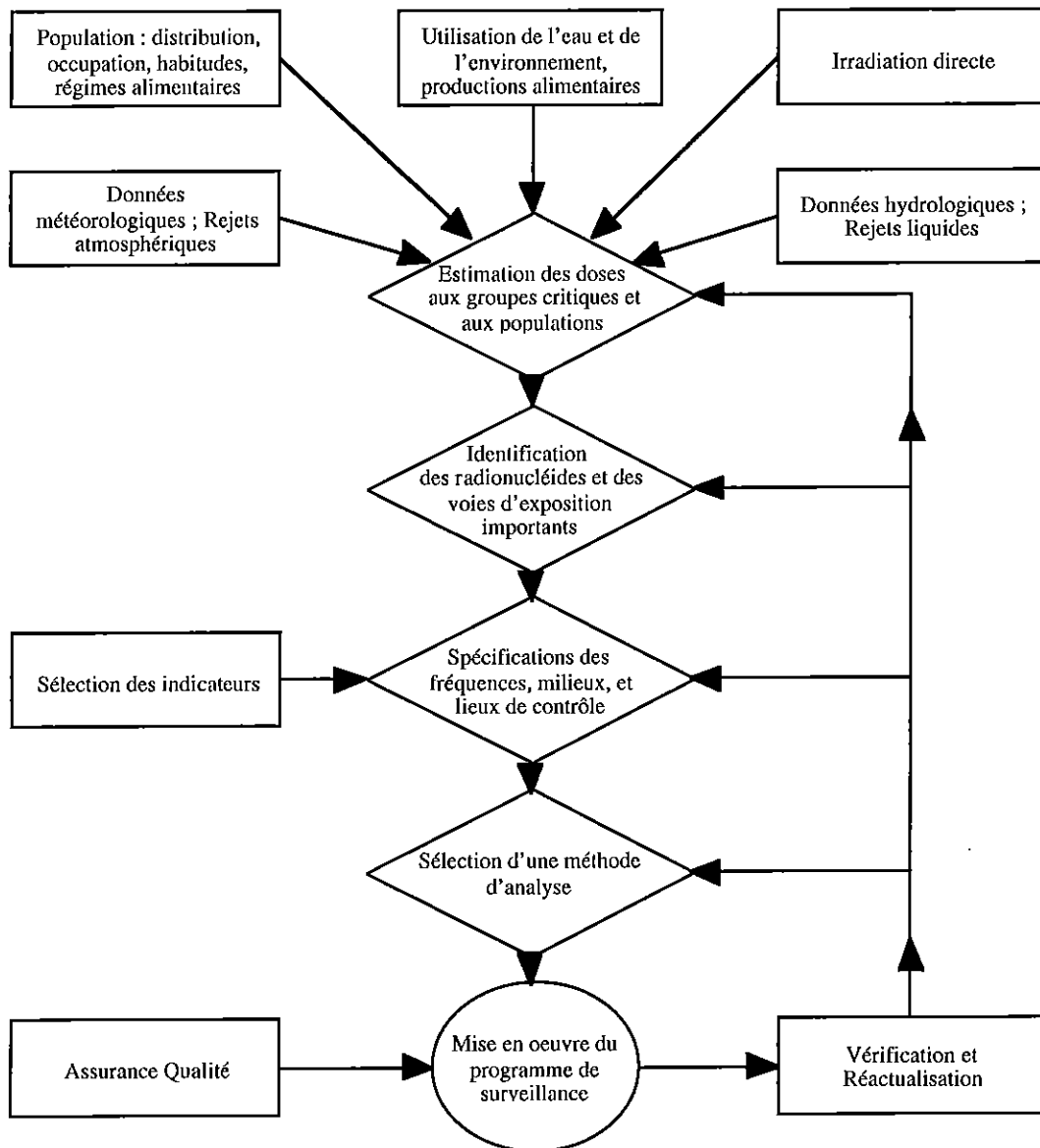


Figure 1. Exemple de construction d'un programme de surveillance d'une source importante

Un « certain degré de réalisme » doit être apporté dans la poursuite de l'évaluation des doses au groupe critique : les paramètres de consommation alimentaire, de taux d'occupation de la zone considérée, les paramètres métaboliques doivent ainsi être choisis en fonction des caractéristiques du groupe critique retenu (âge et sexe en particulier).

La CIPR propose aussi dans cette publication un critère d'homogénéité du groupe critique en suggérant qu'un tel groupe peut être considéré homogène si le rapport entre la dose de

la personne la plus exposée et celle de la moins exposée n'excède pas 10. Il est par ailleurs précisé que cette « homogénéité » est aussi fonction de l'écart relatif par rapport à la moyenne des doses reçues au sein du groupe : un groupe est donc finalement considéré homogène si 90% des personnes les plus exposées reçoivent une dose dont la valeur est comprise entre le tiers et trois fois la moyenne des doses individuelles reçues dans le groupe.

1.7. Publication n°46 de la CIPR (1985)

C'est à l'occasion de la publication n°46 [7] relative aux principes gouvernant le stockage des déchets radioactifs solides que la CIPR propose de compléter le système de limitation des doses individuelles (qui s'applique aux situations normales) par un système de limitation des risques individuels (s'appliquant aux situations *probabilisables*). C'est une évolution conceptuelle majeure qui est loin d'avoir fait l'unanimité au sein des administrations nationales responsables de la mise à jour des textes réglementaires en radioprotection.

Dans le cas d'un stockage, les doses résulteront le plus souvent de la survenue d'événements n'ayant *a priori* qu'une certaine probabilité d'occurrence (i.e. il n'est pas certain que ces événements surviendront contrairement aux rejets normaux des autres installations nucléaires). C'est pourquoi la CIPR propose de se référer, dans le cas de ces situations fortuites, à un système de limitation du risque plutôt qu'à une limite de dose individuelle, celle-ci restant la borne supérieure d'acceptabilité des situations courantes (en anglais « routine situations »). Il est également recommandé de prendre en compte la variation en fonction du temps des probabilités d'occurrence des événements, l'impact potentiel du terme source variant lui-même en fonction du temps (notamment en raison de la décroissance radioactive).

Pour les évaluations relatives aux stockages, le groupe critique proposé dans cette publication est constitué d'un ensemble de personnes vivant (ou pouvant vivre) à proximité de l'installation, et dont l'eau, potable et à usage domestique, est issue d'une source souterraine polluée par les radionucléides issus du stockage.

Le critère d'acceptabilité du stockage proposé correspond à un risque de 10^{-5} par an. L'utilisation du terme « contrainte de risque » par la CIPR, repris dans la présentation de la Figure 2, exprime très probablement la volonté de ne pas conférer à ce qui est en fait une « limite de risque » le même statut qu'à la limite de dose.

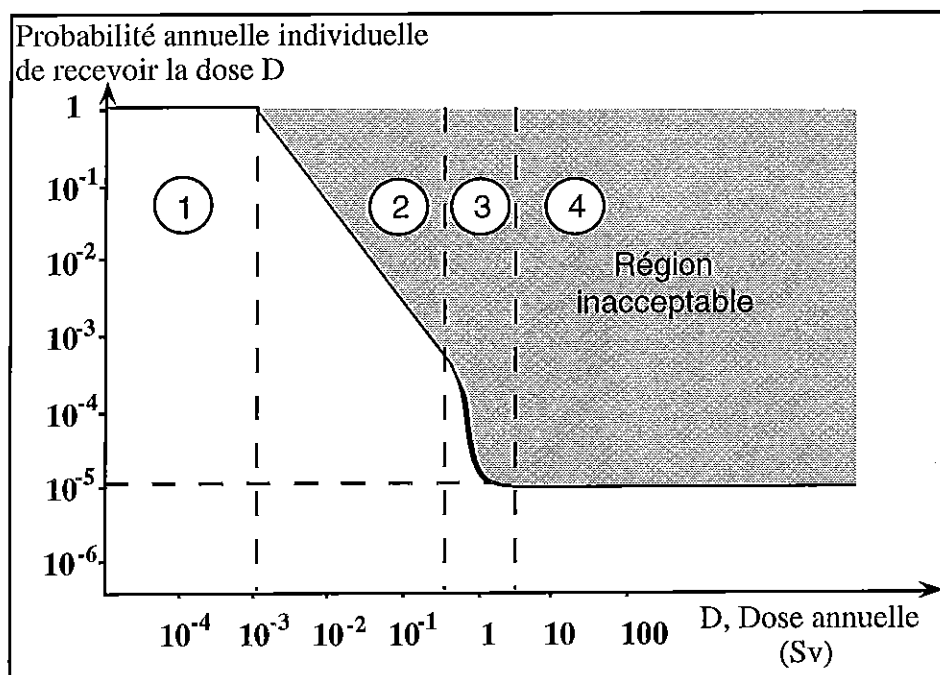


Figure 2. Courbe définissant la zone d'inacceptabilité des événements avec le critère de contrainte sur le risque annuel égal à 10^{-5} (CIPR 46)

La Figure 2 présente quatre zones :

- dans la zone 1, zone des événements certains, c'est la limite de dose individuelle annuelle qui sert de borne. On rappelle que, selon la CIPR, l'établissement d'une limite de dose individuelle annuelle de 5 mSv au groupe critique est sensée garantir une dose moyenne d'environ 1 mSv par an à la population dans son ensemble et donc un niveau de risque de l'ordre de 10^{-5} par an, sur la base d'un risque de cancer mortel de 10^{-2} Sv^{-1} selon l'estimation par la relation dose-effet linéaire et sans seuil. (cf. §1.2).
- dans la zone 2, zone des expositions pouvant dépasser la limite de dose individuelle annuelle, le produit de la probabilité annuelle qu'un individu reçoive une dose donnée avec la probabilité (correspondant à cette dose) de développer un cancer mortel doit rester inférieur à 10^{-5} .
- la zone 3 est une zone où les doses individuelles annuelles reçues, comprises entre 1 et 5 Sv, peuvent en plus des effets stochastiques induire chez certains individus des effets déterministes. Dans cette zone, la probabilité annuelle de recevoir de telles doses doit rester dans l'intervalle $[10^{-5}-10^{-4}]$.

- la zone 4, correspond aux doses qui induisent de façon certaine et chez tous les individus des effets déterministes. Dans cette zone, c'est la probabilité annuelle de recevoir de telles doses qui est bornée à 10^{-5} et ce, quelle que soit la dose annuelle reçue dès lors qu'elle peut être supérieure à quelques sieverts.

Dans le cas, avéré ou potentiel, d'une exposition simultanée à plusieurs sources, la borne supérieure du risque acceptable (« risk upper bound ») peut être abaissée en dessous de la contrainte de risque de 10^{-5} . Par analogie avec les considérations exposées dans la publication n°29 (cf.§1.3.), une contrainte de risque de 10^{-6} par an et par source, est proposée en cas d'exposition à des sources multiples.

1.8. Publication n°60 de la CIPR (1990)

Le concept de groupe critique n'est pas modifié par la publication n°60 de la CIPR [8]. Mais il est important de noter que celle-ci relie principalement l'évaluation des doses individuelles dans le groupe critique à la vérification du respect des limites réglementaires dans les situations normales. La notion de limite de risque des membres du groupe critique, abordée dans la publication n°46 de la CIPR, n'est pas reprise dans la publication n°60.

Au §275, il est rappelé que, la dose collective n'étant généralement pas constituée des seules doses reçues par les membres du groupe critique, les évaluations de dose pour la justification d'une pratique ou pour l'optimisation de la protection doivent être basées sur des modèles plus généraux. Pour les situations présentes ou se prolongeant dans un futur proche, ces modèles peuvent être validés par des mesures sélectives. Mais pour les modèles de prévision à long terme (sur plusieurs siècles) aucune validation directe n'étant possible, les analyses de sensibilité et d'incertitudes sont donc fortement recommandées.

Cela rappelle qu'il n'est pas possible (en tout cas faux) d'extrapoler un calcul de dose reçue par un individu appartenant à un groupe critique pour évaluer une dose collective. Il faut cependant noter que le recours à des modèles plus généraux d'évaluation des doses (modèles dits « globaux » ou « régionaux ») ne permet généralement pas une discrimination suffisante des options de conception ou d'exploitation d'une installation

sur le seul critère de dose⁴. D'autres critères doivent être pris en compte. L'analyse multicritère semble dès lors être un outil valide pour la justification d'une pratique ou pour l'optimisation de la protection d'une installation.

1.9. Publication n°64 de la CIPR (1993)

La publication n°64 [9] n'est pas une recommandation, elle définit simplement le cadre conceptuel de la protection des individus vis-à-vis des expositions potentielles (i.e. celles dont on n'est pas certain qu'elles se produiront).

Contrairement à la CIPR 46, la CIPR 64 ne donne pas de valeur de contrainte de risque. Elle se contente de proposer une plage de valeurs à l'intérieur de laquelle pourraient être choisies des contraintes de risque en fonction de la dose (corps entier) résultant de l'occurrence d'un événement fortuit (exposition potentielle). Il faut cependant noter que, parce que le coefficient de risque adopté depuis la publication n°60 de la CIPR est de $5.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ (CIPR 60, Table S-3)⁵, une partie de la courbe proposée dans la publication n°46 (où le coefficient de risque utilisé valait 10^{-2} Sv^{-1}) n'entre pas dans la plage proposée par la publication n°64 (cf. Figure 3).

Les doses pouvant résulter de l'occurrence, dans un stockage de déchets radioactifs, d'un scénario dégradé sont clairement considérées comme des expositions potentielles (§4.6.4). Le recours à des techniques similaires à l'analyse probabiliste de sûreté des réacteurs, est envisagé pour trouver les séquences d'événements critiques pour chaque scénario. Mais aucune proposition n'est faite pour lever les difficultés liées à la prédiction de l'évolution sur les longues périodes de temps, des différents paramètres nécessaires à de telles évaluations (par exemple : modifications de la géosphère, de la démographie, des conditions socio-économiques...).

⁴ Dans une analyse multicritère effectuée pour évaluer la pertinence du choix d'un site de stockage des déchets radioactifs au Royaume-Uni [10], trente critères ont été choisis. Seulement cinq critères de dose ont été retenus : quatre critères de dose collective (dose des travailleurs avant fermeture, dose du public avant fermeture, dose du public à court terme après fermeture, dose du public à long terme après fermeture), un critère de dose individuelle (dose individuelle du groupe critique en condition d'évolution normale du stockage).

⁵ Il s'agit du coefficient de risque de cancer fatal dans une population type tous âges confondus. En incluant les effets héréditaires, ce coefficient serait d'après la CIPR 60 de $6.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$. En incluant la perte d'espérance de vie et les cancers non fatals, le coefficient serait de $7.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$.

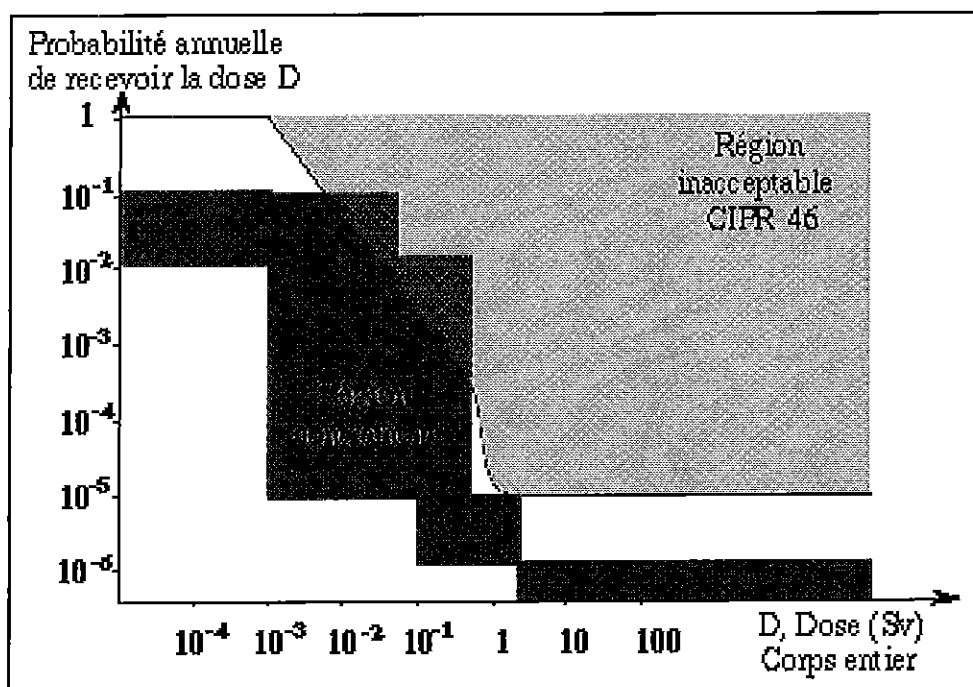


Figure 3. Zone des valeurs possibles pour le choix des contraintes de risque sur les expositions potentielles (CIPR 64)

En conclusion, on peut dire qu'à ce jour, aucune méthode pour modéliser ou prendre en compte les évolutions d'un groupe critique sur le long terme n'est recommandée par la Commission Internationale de Protection Radiologique.

1.10. Directive Européenne (1996)

La Directive Européenne [11], fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers des rayonnements ionisants, utilise le terme « groupe de référence de la population » pour définir le groupe critique : « il comprend des individus dont l'exposition à une source est assez uniforme et représentative de celle des individus qui, parmi la population, sont plus particulièrement exposés à ladite source. »

Elle étend le champ de l'évaluation par l'intermédiaire du concept de groupe critique aux doses reçues par l'ensemble de la population (Article 45) ce que la CIPR a constamment voulu éviter et qui, nous l'avons vu, pose un problème méthodologique de taille.

1.11. Consultation d'experts pour l'AIEA sur le concept de groupe critique dans le cadre des évaluations d'impact des stockages des déchets radioactifs (1996)

Un document a été préparé pour l'AIEA [12] par un groupe d'experts questionnés sur l'établissement du concept de groupe critique dans le cadre des évaluations d'impact des stockages des déchets radioactifs. Ces réflexions n'ont pas été publiées par l'AIEA compte tenu du programme BIOMASS en cours, dont un des groupes de travail a justement pour thème la notion de groupe critique.

Le document en question propose cependant une méthodologie pour définir les groupes critiques et la biosphère dans les évaluations à long terme. Il s'inspire beaucoup d'un rapport publié par le NRPB en 1992 qui proposait déjà un cadre semblable pour la radioprotection à long terme des stockages de déchets radioactifs solides [13]. Il y est proposé de scinder la vie d'un stockage en trois phases : la phase opérationnelle, la phase de fermeture, et la phase post-fermeture.

Pour les deux premières phases, le concept de groupe critique tel qu'il est défini pour les situations normales par la CIPR est applicable car la population exposée peut être facilement déterminée.

Pour la troisième phase, l'évaluation de la performance du stockage est entachée d'incertitudes notamment quant à l'évolution dans le temps des systèmes mécaniques, de la géosphère et de la biosphère. On peut cependant prévoir l'évolution des systèmes mécaniques du stockage et de la géosphère sur d'assez longues périodes de temps (10^3 à 10^6 années) avec un degré de confiance suffisant. L'évolution de la biosphère, par contre, est soumise au comportement futur des sociétés humaines qui ne peut être raisonnablement prévu sur plus de quelques centaines voire quelques dizaines d'années seulement. Ces comportements auront de toute évidence une influence importante sur les changements climatiques ou topographiques, par exemple. Dans ce contexte, les doses ou les risques calculés pour la période post-fermeture ne peuvent être que de simples indicateurs : ils ne peuvent pas être considérés comme des critères de performance (au sens étymologique du terme)⁶ dans la mesure où ils ne permettent pas de porter un jugement fiable sur la performance à long terme d'un stockage.

⁶ Etymologiquement, le mot critère vient du grec *kritêrion* de *krinein* = discerner, discriminer.

Les experts proposent alors de diviser « le futur » en quatre intervalles de temps ayant chacun des implications diverses sur la définition de la biosphère et du groupe critique :

- **Jusqu'à 100 ans après la fermeture**

Le calcul de la dose des individus du groupe critique servira à vérifier le respect *a priori* des limites de dose réglementaires actuelles sur cette période. Le groupe critique sera caractérisé à partir de données locales, au voisinage du site de stockage (biosphère et populations réelles, habitudes et comportements observés localement), avec les méthodes généralement utilisées pour vérifier le respect des limites de rejets de toute installation.

Un contrôle institutionnel doit garantir l'impossibilité de toute intrusion humaine accidentelle pendant cette période. Ce scénario n'est donc pas évalué pour cette période.

- **De 100 ans jusqu'à 10 000 ans après la fermeture**

Dans cette période, la biosphère ne devrait pas subir des changements majeurs (même si des changements climatiques locaux peuvent survenir) : on prendra donc comme référence la biosphère actuelle au niveau régional⁷ (plutôt que local).

Le sous-groupe de l'AIEA propose de ne pas tenir compte de l'âge des individus à l'intérieur du groupe critique (la variation que ce paramètre induit dans le résultat est trop faible par rapport aux autres incertitudes). On considérera les besoins de l'espèce humaine comme identiques à ceux d'aujourd'hui (calories, eau). On prendra en compte les habitudes des populations actuelles observées au niveau régional, en vérifiant qu'elles sont effectivement compatibles avec le biotope du voisinage du site de stockage (notamment en ce qui concerne les ressources agricoles et les ressources en eau). Enfin, la localisation du groupe critique sera choisie au point (dans le temps et dans l'espace) où les concentrations des radionucléides maximisent la dose reçue.

Pour imaginer le déroulement du scénario d'intrusion, seul incident dont la prise en compte est proposée, les connaissances technologiques des sociétés humaines doivent être considérées au moins équivalentes aux nôtres. Les scénarios relatifs aux stockages

⁷ Région = Territoire relativement étendu possédant des caractères physiques et humains particuliers qui en font une unité distincte des régions voisines ou au sein d'un ensemble qui l'englobe (définition du Petit Robert).

profonds et aux stockages de surface sont différenciés. A l'impact sur les groupes critiques proprement dits, est rajouté des scénarios d'exposition de l'intrus :

- Pour les stockages profonds, il est proposé de considérer un homme examinant sans précaution particulière un prélèvement de forage exploratoire : un tel scénario peut conduire à des doses supérieures au seuil d'apparition des effets déterministes dans les mille ans qui suivent la fermeture du stockage. En conséquence, plutôt que de se focaliser sur la validité et la précision du calcul, on s'attardera donc à réduire la probabilité d'occurrence de ce scénario, qui de toute façon ne peut être exclu, par l'optimisation de la conception du stockage et du choix du site du stockage. Par ailleurs, l'impact de l'intrusion sur le groupe critique choisi pour les situations normales devra aussi être évalué, ainsi que la probabilité qu'un tel scénario survienne.
- Pour les stockages de surface, on considère un homme exposé à des matières qu'il déterrerait lors d'un chantier d'excavation, par exemple lors de la construction d'une habitation. Dans ce cas, on peut imaginer un individu ignorant tout des risques radio-induits : l'ingestion fortuite de matière ou l'inhalation de poussières pourront donc être considérées comme des voies d'exposition possibles. De la même façon que précédemment, l'impact de l'intrusion sur le groupe critique choisi pour les situations normales devra aussi être évalué, ainsi que la probabilité qu'un tel scénario survienne.

• **De 10 000 à un million d'années après la fermeture**

Les évolutions de la biosphère et des comportements humains ne peuvent être imaginées de façon réaliste sur cette période. Les calculs ne seront donc donnés qu'à titre d'illustration. Les doses et les risques ne seront donnés qu'à titre indicatif.

Les changements climatiques pendant cette période pourront être évalués en réalisant les calculs pour différents types de climat (par exemple sub-arctique, tempéré, et subtropical) mais il est recommandé de choisir une seule biosphère de référence : le climat tempéré est finalement proposé car il serait le plus conservatif. On choisira un groupe critique hypothétique, sa localisation dans le temps et dans l'espace seront choisies de telle sorte qu'elles maximisent la dose reçue (concept de « personne de référence »).

Dans cette période de temps, on exclura du champ d'investigation les habitudes exceptionnelles observées à l'intérieur des populations actuelles, le fait de postuler la subsistance d'une communauté humaine au voisinage du stockage, et de choisir le point

dans l'espace et dans le temps le plus pénalisant, étant en soi des hypothèses considérées suffisamment conservatives. On considérera que cette communauté vit en autarcie complète, et prélève ses eaux (potable et domestique) dans les réserves aquifères souterraines voisines, contaminées par les radionucléides provenant du stockage (autre hypothèse très conservative).

- **Au-delà d'un million d'années après la fermeture**

Pratiquement aucune crédibilité ne peut être accordée aux évaluations des doses et des risques sur de telles échelles de temps, compte tenu de l'évolution imprévisible de la biosphère et des sociétés humaines. Il n'est pas recommandé d'en réaliser.

2. LE CONCEPT DE GROUPE CRITIQUE DANS LES RÉGLEMENTATIONS NATIONALES

2.1. Cas des installations nucléaires

Les textes réglementaires sont en général assez vagues quant à la définition du groupe critique à retenir pour les évaluations d'impact radiologique des installations nucléaires. Sur le plan méthodologique, les textes officiels adoptés à l'étranger (Allemagne, Royaume-Uni, Suède, Finlande, Suisse, Canada...) ne différencient généralement pas le groupe critique, qu'il s'agisse de l'estimation de l'exposition potentielle du public faite lors de la phase de conception d'une installation, ou du calcul des doses effectivement reçues par les populations vivant à proximité au cours de leur exploitation. Pourtant, ces deux évaluations de l'exposition du public ne découlent pas de la même logique. Ainsi, en phase de conception, les études réalisées doivent s'appuyer sur des hypothèses majorantes, en envisageant toutes les situations d'exposition possibles, y compris certains "cas enveloppes", afin de vérifier a priori que les limites de dose et de rejet seront très probablement respectées quelles que soient les circonstances, normales ou incidentelles, du fonctionnement de l'installation considérée (Justification de la pratique). En phase d'exploitation, par contre, il s'agit bien d'évaluer avec le plus de réalisme possible les effets sanitaires potentiels d'une installation nucléaire. Des données statistiques régulièrement corrigées et des hypothèses mieux adaptées aux conditions et pratiques locales doivent être utilisées pour que l'estimation de la dose individuelle du public puisse orienter objectivement les décideurs vers la mise en oeuvre d'éventuelles actions correctives de protection (Optimisation de la radioprotection).

2.2. Cas des stockages profonds

En ce qui concerne les stockages profonds - en phase de conception - la terminologie utilisée dans les textes réglementaires n'est pas beaucoup plus explicite. A de rares exceptions près (qui concernent en fait les pays utilisant le concept de personne de référence plutôt que celui de groupe critique), une grande marge de manoeuvre est laissée aux concepteurs pour la définition et le choix des groupes critiques. En France, par exemple, la définition de la Règle Fondamentale de Sécurité demande d'évaluer les doses des personnes appartenant à des « groupes hypothétiques, représentatifs des individus susceptibles de recevoir les doses les plus élevées, parmi lesquels certains vivent au moins partiellement en autarcie » (RFS, III.2f).

En fait, l'attention porte bien plus sur les critères de limitation de dose ou du risque que sur celui des moyens et méthodes pour les évaluer (cf. Tableau 1). En conséquence, les différences observées d'un pays à l'autre ne signifient finalement rien quant à leurs niveaux de protection relatifs.

On peut toutefois noter que la plupart des réglementations étrangères ont recours (aux Etats-Unis par exemple) au critère limitatif portant sur le risque, qu'il soit individuel ou collectif. Cela est en apparence plus adapté au contrôle des situations dites « à expositions potentielles » mais alors se posent des questions concernant le choix des méthodes d'évaluation des probabilités des différents scénarios d'exposition, de leur contribution relative au risque individuel ou collectif total (règles de sommation, d'exclusion...), du compromis possible entre les expositions normales (situations certaines) et les expositions sur incident (situations potentielles), autant de problèmes non encore résolus...

Tableau 1. Recommandations nationales pour l'établissement des critères et des objectifs quantifiés en doses et en risque dans le cadre du stockage des déchets de haute activité

Organisation / Pays	Objectifs / Critères	Autres Prescriptions	Commentaires
ALLEMAGNE SSK, StrlSchV §45 (1985)	Dose ind. < 0,30 mSv.an ⁻¹ pour tous les scénarios raisonnables.	Calculs bornés à 10 000 ans. Vérif. simplifiée au-delà.	Utilisation du concept de personne de référence.
CANADA AECB, R-104 (1987)	Risque ind. < 10 ⁻⁶ .an ⁻¹ effet fatal (et héréditaire grave).	Calculs bornés à 10 000 ans. Vérif. simplifiée au-delà.	Calcul par l'approche du groupe critique.
ESPAGNE CSN (1987)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose ind. < 0,10 mSv.an ⁻¹ . <u>Scénarios dégradés :</u> Risque ind. < 10 ⁻⁶ .an ⁻¹ effet fatal.	...	en cours de révision.
ETATS-UNIS EPA, 40 CFR 191 (1985)	Conséq. rejets limitées à : - Pendant 1 000 ans, Dose ind. < 0,25 mSv.an ⁻¹ - Pendant 10000 ans, Nb. cancers fatals < 1 000.	Définition à part pour la limite d'activité de l'eau de boisson.	Pas de groupe critique : Les limites de rejets sont établies à partir du coefficient de risque et de facteurs de dose.
ETATS-UNIS EPA, 40 CFR 191 (1993)	Conséq. rejets limitées à : - Pendant 10 000 ans, Dose ind. < 0,15 mSv.an ⁻¹ (toutes voies de transfert confondues). - Pendant 10 000 ans, Nb. cancers fatals < 1 000.	Définition à part pour la limite d'activité de l'eau de boisson.	

(...)

Tableau 1 (suite). Recommandations nationales sur des critères et objectifs quantifiés en doses et en risque dans le cadre du stockage des déchets de haute activité

Organisation / Pays	Objectifs / Critères	Autres Prescriptions	Commentaires
ETATS-UNIS Yucca Mountain Standard NRC/NAS report (1996)	<u>Scénarios normaux :</u> Approche fondée sur la limitation du risque individuel, compris entre $10^{-6} \cdot \text{an}^{-1}$ et $10^{-5} \cdot \text{an}^{-1}$ effet sanitaire. <u>Scénarios dégradés :</u> idem conditions normales, sur les scénarios imaginés.	Pas de borne temporelle. Réduire la probabilité des scénarios dégradés par choix du site, conception et contrôle.	Calcul de distribution de doses dans les groupes critiques appropriés. Définition des groupes critiques non explicitée.
FRANCE DSIN RFS III 2.f (1991)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose ind. $< 0,25 \text{ mSv} \cdot \text{an}^{-1}$ <u>Scénarios dégradés :</u> non explicité.		Utilisation du concept de groupe critique, mais, celui-ci n'est pas défini dans les textes réglementaires français.
PAYS-BAS Proposition pour une modification du décret de 1986 sur la protection radiologique Doc. consultatif (1991)	<u>Scénarios normaux :</u> Risque ind. $< 10^{-5} \cdot \text{an}^{-1}$ décès (toutes sources) Risque ind. $< 10^{-6} \cdot \text{an}^{-1}$ décès (source unique) <u>Scénarios dégradés :</u> idem + catastrophisme : Proba (10 morts) $< 10^{-5} \cdot \text{an}^{-1}$, et pour $n \times 10$ morts***, $P(10.n) = n^2 \cdot 10^{-5}$		Non réglementaire : fait l'objet d'un projet d'étude gouvernemental pluri-annuel. Non spécifique aux stockages de déchets radioactifs.
PAYS NORDIQUES Doc. Consultatif (1989) « the Nordic flagbook » Révision (1993)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose ind. $< 0,10 \text{ mSv} \cdot \text{an}^{-1}$. <u>Scénarios dégradés :</u> Risque ind. $< 10^{-6} \cdot \text{an}^{-1}$ effet fatal. « les probabilités et les conséquences des événements disruptifs seront toujours analysées de façon qualitative, et si possible de façon quantitative de telle sorte que le risque de décès corresponde à une dose annuelle de $0,1 \text{ mSv}$ ».	Calculs non bornés : estimation à 10000 ans et plus...	Utilisation du concept de personne de référence.
ROYAUME UNI NRPB, Vol.3 No.3 (1992)	Risque ind. $< 10^{-5} \cdot \text{an}^{-1}$ effet fatal (et héréditaire grave) + ALARA + contrainte pour sources multiples. (si $< 10^{-6}$ pas de contrainte pour sources multiples).	Calculs bornés à 1 000 000 d'années. Pas de scénario dégradé de proba. annuelle $> 10^{-6}$ conduisant à une dose ind. $> 0,5 \text{ Sv}$.	Biosphère de référence et groupe critique sont fonction de la période considérée.

(...)

Tableau 1 (suite). Recommandations nationales sur des critères et objectifs quantifiés en doses et en risque dans le cadre du stockage des déchets de haute activité

Organisation / Pays	Objectifs / Critères	Autres Prescriptions	Commentaires
SUÈDE-SUISSE SKI-SSI-HSK, Technical Report No. 90 : 15 (1990) Doc. consultatif	<u>Scénarios normaux :</u> Risque ind. $< 10^{-5} \cdot \text{an}^{-1}$ effet fatal (toutes sources). Risque ind. $< 10^{-6} \cdot \text{an}^{-1}$ effet fatal (source unique).	Pas d'événement élémentaire ayant une fréquence $> 10^{-7} \text{an}^{-1}$ pouvant conduire à une dose ind. $> 0,5 \text{ Sv}$.	Non repris par HSK dans sa mise à jour du document R-21 (1993).
SUISSE HSK, Doc. R-21 (1980)	Dose ind. $< 0,10 \text{ mSv} \cdot \text{an}^{-1}$ pour tous les scénarios raisonnablement probables.	Pas de borne temporelle.	Utilisation du concept de personne de référence.
SUISSE HSK, Doc. R-21/e (1993)	<u>Scénarios normaux :</u> Dose ind. $< 0,10 \text{ mSv} \cdot \text{an}^{-1}$. <u>Scénarios dégradés :</u> Risque ind. $< 10^{-6} \cdot \text{an}^{-1}$ décès, sur les scénarios imaginés.	Pas de borne temporelle. Le stockage peut être scellé en quelques années. Une fois scellé, pas de mesure supplémentaire pour garder le niveau de sûreté.	Utilisation du concept de personne de référence. Les limites peuvent être adaptées en fonction de la taille de la population exposée.

*** morts : nombre de décès statistiques ; *en italique* : révisé ultérieurement

3. L'ÉVALUATION DES DOSES DES POPULATIONS VIVANT AU VOISINAGE DES STOCKAGES DE DÉCHETS NUCLÉAIRES

3.1. Scénarios de défaillance

En situation normale, l'évaluation de l'impact radiologique d'une installation nucléaire se fait généralement à partir des quantités d'activités effectivement rejetées dans l'environnement (estimation réaliste) ou bien à partir des valeurs limites autorisées réglementairement (estimation conservative).

En 1984, l'AIEA a publié une liste des scénarios et mécanismes qui peuvent affecter un stockage peu profond et créer ou augmenter les rejets de radionucléides dans la biosphère, pendant la phase opérationnelle :

- obstruction des systèmes de drainage
- mauvais emplacements des déchets
- défaut de la couverture du stockage
- intrusion animale
- inondation
- eaux souterraines
- production de gaz
- compactage des sols et des déchets
- incendies

puis, pendant la phase de post-fermeture, avec surveillance et accès restreints, les mêmes plus :

- érosion
- intempéries climatiques (par exemple affaissements de terrains, inondations définitives,...)
- pénétration de racines de plantes

et enfin, pendant la phase de post-fermeture, sans surveillance et sans restriction, tous les précédents plus :

- construction sur le site

- exploitation agricole sur le site
- exploitation des eaux souterraines
- habitation du site
- récupération et réutilisation de matériaux enfouis

En ce qui concerne les stockages en profondeur, seuls les scénarios à long terme sont réellement pertinents, les événements initiateurs les plus probables en sont :

- la « rupture » des conteneurs de déchets
- le refroidissement climatique (jusqu'au permafrost⁸)

Dans le cas des scénarios accidentels, les évaluations portent sur les scénarios de défaillance qui sont considérés « les plus probables ». La recherche du respect des critères de sûreté de l'installation permet de déterminer des accidents de dimensionnement (identifiés selon une approche déterministe), leur probabilité (dans le cadre des analyses probabilistes de sûreté) et les rejets enveloppe correspondants.

En ce qui concerne les stockages en profondeur, la *probabilisation* des scénarios accidentels est plus difficile car l'évolution du stockage doit être modélisée sur des périodes de temps beaucoup plus longues que dans le cas des installations nucléaires classiques (centrales nucléaires, centres de recherche, stockages de surface...). Les évaluations doivent considérer des événements initiateurs qui, quoique improbables dans les conditions actuelles, pourraient survenir dans le long terme après, par exemple, des modifications importantes du climat, de la géographie du site, ou des comportements des sociétés humaines. Une dizaine de scénarios principaux peuvent conduire à une défaillance du système de stockage :

- les activités humaines (hydrogéologie, percement de tunnels, forages miniers...) modifiant significativement l'hydrographie ou la chimie des sols (pollution souterraine ou de surface)
- les erreurs humaines de conception ou d'exploitation du stockage (défaut d'étanchéité, non fermeture des tunnels d'accès...)
- la rupture prématurée des conteneurs de déchets (défaut de conception)
- la pollution chimique accidentelle du stockage pendant sa phase opérationnelle

⁸ Le permafrost est un sol perpétuellement gelé (comme actuellement dans les régions arctiques).

- la modification du niveau des mers (après un réchauffement climatique naturel ou dû à des activités humaines)
- l'intrusion humaine directe dans le stockage (après une perte de la mémoire de l'existence du stockage)
- la reprise inattendue de l'activité tectonique, sismique ou volcanique
- la survenue d'une glaciation majeure

L'ensemble des scénarios de défaillance n'est pas toujours quantifié. On se limite le plus souvent à n'étudier que les plus représentatifs du site ou les plus pénalisants du point de vue de leur propension à accélérer le transport des radionucléides vers la biosphère.

Le scénario accidentel d'intrusion directe, généralement considéré comme étant le plus probable, a fait l'objet de quelques études spécifiques, notamment dans le cadre de l'évaluation d'impact du stockage américain au Nouveau Mexique pour les déchets d'origine militaire WIPP (Waste Isolation Pilot Plant) ou du stockage belge à Mol (« Boom clay »).

Dans l'exemple américain [39], la probabilité d'intrusion a été estimée à 0,1 dans les 10 000 premières années après la fermeture du stockage. Selon les auteurs, la présence de « marqueurs permanents » (mémorial) sur le site peut la réduire à 0,001 dans les mille premières années et à 0,01 dans les 10 000 ans.

Dans l'exemple belge [40], la probabilité d'intrusion a été estimée à partir du calcul des probabilités de la perte d'information, de l'intérêt en général pour l'exploration souterraine (recherche d'eau, de gaz, minière ou archéologique), et de l'atteinte du site par les explorateurs. L'intrusion accidentelle a ainsi été estimée à 0,001 dans les 2 000 ans après fermeture (les probabilités sont calculées jusqu'à 250 000 ans).

Le choix du scénario d'exposition correspondant au scénario d'intrusion directe dans le stockage a fait l'objet de nombreux débats d'experts plus ou moins contradictoires [42]. En définitive, l'intrusion directe dans le stockage est un scénario souvent écarté compte tenu de la difficulté pour les concepteurs de stockage et les autorités à s'accorder sur la définition des scénarios d'exposition réalistes. Lorsqu'il est intégré dans les études d'impact radiologique, les évaluations « s'arrêtent » le plus souvent au calcul des conséquences, les spécialistes de la modélisation étant beaucoup moins à l'aise avec l'évaluation du risque et le choix de la technique d'évaluation probabiliste (arbres d'événements, diagramme d'influence, analyse dynamique...). On peut également noter

ici, la difficulté à recourir à une approche probabiliste lorsqu'il s'agit de considérer des échelles de temps extrêmement grandes sur lesquelles il est très difficile de prévoir, à partir des observations du passé - en nombre souvent insuffisant - et d'extrapolations, ce que seront les situations futures.

3.2. Flux de radionucléides dans la géosphère

Une fois retenus le scénario de référence et les scénarios de défaillance, le transport des radionucléides dans le champ proche de l'installation et dans la géosphère doit être modélisé. Cette modélisation est soumise à l'identification d'un grand nombre de facteurs ayant un impact sur les flux de radionucléides et par conséquent à la définition d'un grand nombre de paramètres physico-chimiques (cf. [33] pp.115-118).

Dans le cas des évaluations de stockage profond, le calcul des flux est évalué le plus souvent pour plusieurs géosphères possibles qui dépendent du climat considéré. Les méthodes de calcul sont le plus souvent déterministes, mais il y a eu plusieurs cas de mise en œuvre d'une approche probabiliste pour décrire l'évolution à long terme de la géosphère, en particulier pour décrire le réseau hydrographique souterrain ou les séquences climatiques potentielles (cf. chapitres suivants).

3.3. Transfert à la biosphère

Les flux de radionucléides potentiels issus de la géosphère étant connus, la modélisation se poursuit par la description de leur transfert dans la biosphère. Une fois encore, un grand nombre de phénomènes sont à modéliser, et des paramètres ainsi que des variables physiques, chimiques et biologiques doivent être définis (cf. Tableau 2).

Aucune étude ne fait appel à une méthode probabiliste pour décrire les phénomènes influant sur le transport des radionucléides dans la biosphère. Seul le rapport méthodologique préliminaire concernant l'étude d'impact du stockage profond de Yucca Mountain envisage de recourir à la méthode probabiliste. Les valeurs des paramètres sont donc, en général, retenues selon des hypothèses, plus ou moins conservatives, issues de la littérature, de l'observation, de l'expérience en laboratoire ou du jugement d'expert.

Tableau 2. Phénomènes ayant un impact sur le transport des radionucléides dans la biosphère et les doses reçues par les individus

Phénomènes	Paramètres ou variables à considérer (non exhaustif)
Concentration des radionucléides	Périodes radioactives, bornes temporelles : début de la « fuite », limite supérieure de validité du calcul (arbitraire).
Evolution de la biosphère dans le temps : (effets de saisonnalité, de l'érosion, des tremblements de terre, des inondations, des glaciations, des chutes d'objets « terrestres » ou extra-terrestres...). Evolutions du climat, de la géographie, de la géologie, de l'hydrographie de surface et souterraine.	Nombre de biosphère retenues.
Exfiltration/accumulation des radionucléides dans l'aquifère local	Flux de radionucléides dans les eaux souterraines (issu d'un modèle géosphère).
Exfiltration/accumulation des radionucléides dans les eaux de surface (mer, fleuves, rivières, lacs, mares...)	Flux de radionucléides dans les eaux de surface (issu d'un modèle géosphère).
Accumulation des radionucléides dans les sédiments fluviaux et marins	Flux de radionucléides dans les sédiments (issu d'un modèle géosphère).
Accumulation des radionucléides dans les sols	Flux de radionucléides dans les sols (issu d'un modèle géosphère).
Météorologie, conditions atmosphériques	Température, pression, dispersion atmosphérique, vitesse du vent, rose des vents...
Précipitations	Pluviométrie (pluie, neige, rosée), pluies acides...
Ecoulements des eaux de surface (rivière/mer)	Situation, géométrie, volumes, débits, volumes d'échanges entre compartiments, advection, dispersion.
Ecoulements des eaux souterraines	géométrie, densité de failles, tortuosité, volume, débit, profondeur.
Evapotranspiration	Taux d'évapotranspiration.
Dilution / Sédimentation (Kd)	pH, salinité, température, potentiel d'oxydoréduction, ...
Transport des sédiments en suspension	Concentration des matières en suspension, granulométrie, temps de contact.
Bioturbation	Présence et activité de micro-organismes ou d'autres espèces vivantes.
Concentration des radionucléides dans les poissons	Modèle d'exposition spécifique du poisson.
Nature, type de sols et répartition	Ratio sol sec/sol humide, pH, salinité, coefficient de solubilité/lixiviation, densité, porosité, capillarité, taux de filtration, coefficients de sorption, débit d'infiltration, vitesse d'érosion, types de cultures...
Effets de surface (ex. vent, gel)	Force du vent, température du sol en surface.
Volatilité (radionucléides, aérosol, poussières)	AMAD, diamètre des poussières.
Travaux non agricoles des sols ou sédiments (terrassement, dragage, charriage, ...)	Masses déplacées (sols, sédiments). (cf. aussi impact sur la nature des sols)
Labourage	Surfaces de sol cultivé, nombre de labours, masses de végétaux ré-enfouis, taux de resuspension de poussières.
Irrigation	Surfaces de sol irrigué, volumes d'eau d'irrigation.

Tableau 2 (suite). Phénomènes ayant un impact sur le transport des radionucléides dans la biosphère et les doses reçues par les individus

Phénomènes	Paramètres, variables (non exhaustif)
Procédés et techniques agricoles (autres que le labourage et l'irrigation)	Surfaces de sol exploité, rendements (champs, prairie, jardins...), masses de végétaux laissés en surface, taux de resuspension de poussières, volumes d'engrais, herbicides, pesticides, fongicides (cf. impact sur la nature des sols).
Concentration des radionucléides dans les produits cultivés	Temps de rétention, facteurs de transfert sol-plante, fraction d'interception.
Concentration des radionucléides dans le bétail	Modèles métaboliques et alimentaires des animaux, temps de rétention, facteurs de transfert, taille des cheptels.
Exploitation des ressources en eau potable et non potable (eaux domestique et industrielle)	Profondeur de soustraction d'eau, filtration, quantités utilisées (boisson, lavage, eaux domestiques), nombre de puits et de points d'eau pour animaux.
Chaîne trophique	Régime alimentaire, pratiques culinaires (temps de conservation, de cuisson, lavage, saumurage...).
Consommation de produits non contaminés	Régime alimentaire.
Produits contaminés non comestibles	Quantité de terre ingérée accidentellement.
Chasse, pêche, et cueillette (comportement humain)	Régime alimentaire.
Autres paramètres du comportement humain	Taux d'occupation (temps de vie en extérieur, temps de baignade...), facteurs de protection par les habitations, matériaux de construction.
Doses individuelles	« Homme de référence », débit respiratoire, âge, sexe, facteurs de pondération des tissus, facteurs de conversion, facteurs de dose.
Doses collectives	Taille du groupe critique, nombre de personnes par habitation, temps d'intégration.
Risque sanitaire	Facteurs de risque (effets fatals/Sv)

3.4. Scénarios d'exposition et calculs de doses

Les voies d'exposition possibles doivent enfin être identifiées de façon exhaustive (cf. Tableau 3 & Figure 4). Les comportements humains pouvant avoir un impact (positif ou négatif) sur l'exposition des individus doivent être identifiés. Là encore, la définition de plusieurs paramètres est nécessaire, elle est complétée par des études statistiques locales et/ou régionales (hobbies, régimes alimentaires, pratiques agricoles). Le calcul des doses reçues - individuelles et collectives - est également dépendant de différentes hypothèses relatives à la représentativité du groupe critique ou à la taille de la population de référence considérée, par exemple.

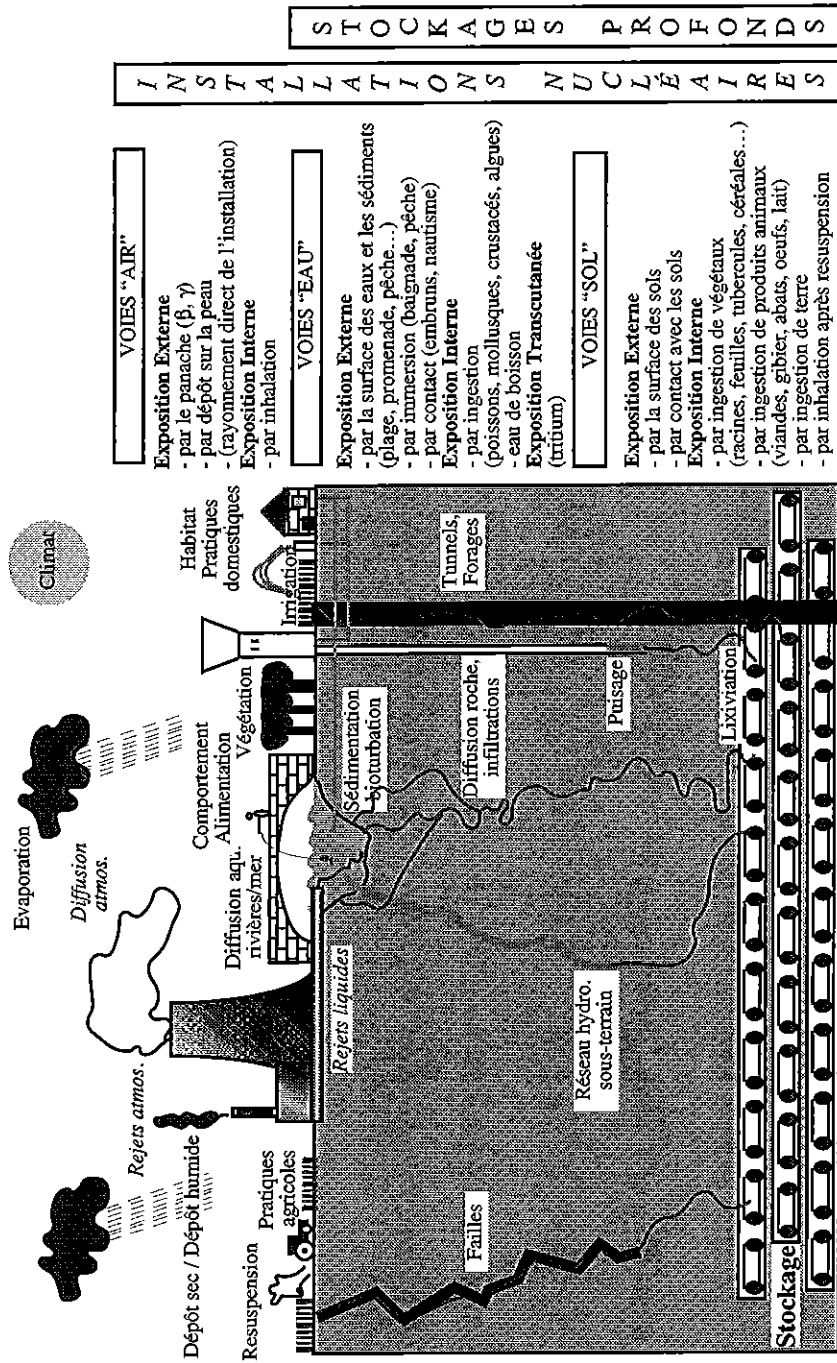
Tableau 3. Voies et vecteurs d'exposition généralement considérés dans les études d'impact des stockages profonds

Voies d'exposition	Vecteurs d'exposition principaux ⁹
Eau/Homme	Eau de boisson contaminée ; immersion (baignade).
Eau/Plante/Homme	Plantes comestibles irriguées avec de l'eau contaminée.
Eau/Animal/Homme	Viande, abats ou lait de bétails abreuvés dans un point d'eau contaminé.
Eau/Poisson/Homme	Poissons comestibles pêchés dans des eaux contaminées.
Eau/Plante/Animal/Homme	Viande, abats ou lait de bétail alimenté de plantes fourragères irriguées avec de l'eau contaminée.
Sol/Plante/Homme	Racines et plantes comestibles poussant dans un sol contaminé ; bois contaminé utilisé comme matériau de construction.
Sol/Plante/Animal/Homme	Viande, abats ou lait de bétails nourris avec des plantes fourragères poussant dans un sol contaminé.
Sol/Air/Homme	Inhalation de poussières contaminées remises en suspension.
Sol/Animal/Homme	Viande, abats ou lait de bétail ayant ingéré du sol contaminé (par accident, en ruminant, ou en réponse à des déficiences minérales).
Sol/Air/Plante/Homme	Plantes comestibles contaminées après resuspension puis dépôt (sec et humide) sur les feuilles, tiges ou fruits des plantes.
Sol/Homme	Ingestion accidentelle de sol (bacs à sable, plantes mal lavées...); utilisation de matériaux de construction contaminés.
Air/Plante/Animal/Homme	Viande, abats ou lait de bétail alimenté de plantes fourragères contaminées après resuspension puis dépôt.

Des scénarios d'exposition doivent ensuite être imaginés. Le choix qui est fait d'en quantifier certains est parfois évident (consommation d'une eau de boisson contaminée), celui d'en éliminer d'autres est sujet à discussion (ingestion de terre ou de matériaux ayant

⁹ L'iode 129 fait parfois l'objet d'une évaluation indépendante pour prendre en compte les phénomènes de saturation dans la thyroïde et de dilution due à la présence d'iode stable dans la biosphère. Pour les stockages profonds, c'est semble-t-il le radionucléide qui contribue le plus à la dose individuelle à long terme, avec le chlore 36. Il en est de même pour le carbone 14 qui se dilue avec le carbone stable, mais qui par ailleurs est très mobile dans l'environnement et présent en quantités particulièrement importantes dans les eaux souterraines ou dans les lacs (beaucoup plus que partout ailleurs dans l'environnement). Le tritium est également souvent traité à part, compte tenu de la présence d'hydrogène à l'état naturel dans l'eau, de sa grande mobilité, et de son mode d'exposition particulier (voie transcutanée).

été mis en contact direct avec les outils de forage). Des hypothèses plus ou moins pessimistes peuvent par ailleurs être faites à chaque étape du calcul (profondeur de l'eau puisée, effets de dilution, temps de vie en extérieur, facteurs de protection, vie autarcique ou non, âges, ...). On peut noter qu'au demeurant, et malgré toutes les incertitudes, aucune étude d'impact de stockage profond n'a adopté une approche probabiliste pour construire les scénarios d'exposition et calculer les doses reçues par un individu appartenant à un groupe critique.



VOIES "AIR"

- Exposition Externe**
- par le panache (β , γ)
 - par dépôt sur la peau
- Exposition Interne**
- rayonnement direct de l'installation
 - par inhalation

VOIES "EAU"

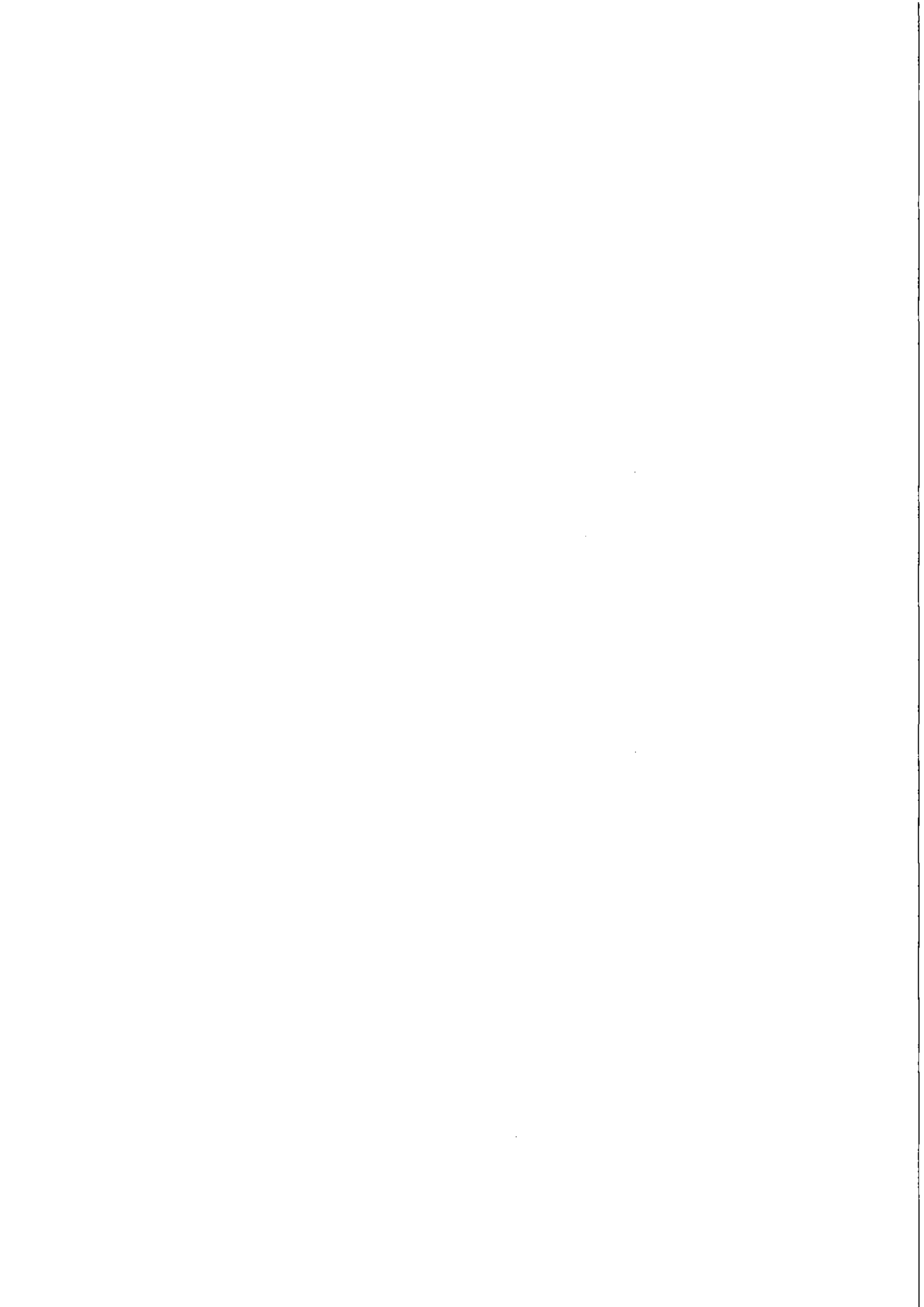
- Exposition Externe**
- par la surface des eaux et les sédiments (plage, promenade, pêche...)
 - par immersion (baignade, pêche)
 - par contact (embruns, nautisme)
- Exposition Interne**
- par ingestion (poissons, mollusques, crustacés, algues)
 - eau de boisson
- Exposition Transcutanée** (tritium)

VOIES "SOL"

- Exposition Externe**
- par la surface des sols
 - par contact avec les sols
- Exposition Interne**
- par ingestion de végétaux (racines, feuilles, tubercules, céréales...)
 - par ingestion de produits animaux (viandes, gibier, abats, oeufs, lait)
 - par ingestion de terre
 - par inhalation après resuspension

Fig 4.

Voies de transfert et voies d'exposition dues à une installation nucléaire et à un stockage en profondeur



4. SCÉNARIOS D'EXPOSITION ET GROUPES CRITIQUES DANS LES ÉTUDES D'IMPACT DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES

4.1. Le concept de groupe critique dans les études d'impact des installations nucléaires françaises

Les pratiques en matière de définition et d'utilisation du concept de groupe critique sont assez limitées en France. Pourtant en 1979, le NRPB et le CEA publiaient un rapport conjoint proposant une méthodologie d'évaluation des conséquences radiologiques des effluents radioactifs en situation normale [34]. Mais il semble que, dans les faits, cette méthodologie ait été depuis assez peu utilisée, ou de façon partielle, par les exploitants pour justifier que leurs rejets étaient conformes aux autorisations établies par l'Administration. Il résulte d'une synthèse réalisée dans le cadre d'un groupe de travail mis en place par la Direction Générale de la Santé en 1995 [37] que des modèles et des calculs simplifiés sont généralement utilisés.

Seules les données concernant la définition du groupe critique sont évoquées dans les paragraphes suivants.

4.1.1. Installations nucléaires exploitées par la COGEMA

L'impact prévisionnel des rejets est calculé de façon déterministe. La méthode de calcul est adaptée à chacun des sites de la COGEMA. Les paramètres utilisés dans les modèles géosphère et biosphère résultent soit de références bibliographiques, soit d'hypothèses internes à la COGEMA. C'est en particulier le cas des facteurs de transfert aux végétaux et aux produits d'origine animale, du débit respiratoire humain moyen, des régimes alimentaires des adultes, des facteurs de concentration dans les produits marins... Le groupe critique est toujours constitué d'une personne de référence adulte.

On étudie ci-dessous le cas de La Hague et celui de Marcoule [37 in Annexe 4].

4.1.1.1. *La Hague*

En ce qui concerne les rejets atmosphériques, les évaluations de l'exposition du public sont réalisées dans quatre zones de référence (zone proche : Goury ; îles anglo-normandes : Aurigny ; côte Sud de l'Angleterre : île de Wight ; zone

éloignée : frontière belge). Les voies d'exposition considérées sont l'exposition interne par inhalation et ingestion et l'exposition externe par le panache et les dépôts au sol. Deux régimes alimentaires sont étudiés : un pour les deux premières zones de référence (zone proche et Aurigny), l'autre pour les deux autres (île de Wight et Belgique). Ils sont finalement assez semblables et n'occasionnent pas de différences significatives dans les doses individuelles calculées.

En ce qui concerne les rejets liquides, les évaluations de l'exposition du public sont également réalisées dans quatre zones de référence (Goury ; Aurigny ; côte Sud de l'Angleterre : Folkestone-Douvres ; côtes belges et hollandaises). Les voies d'exposition prises en compte sont l'ingestion de produits de la mer et l'exposition externe aux sédiments. Les cas de deux personnes de référence sont étudiés :

- un pêcheur professionnel manipulant des engins de pêche utilisés sur les fonds marins 2400 heures par an (le calcul de dose est réalisé de façon simplifiée en prenant le dixième du débit d'exposition provoqué par les fonds marins).
- un individu séjournant sur les plages pour la pêche et ses loisirs (le calcul de dose est réalisé de façon simplifiée en prenant le dixième de l'exposition du pêcheur précédent).

4.1.1.2. *Marcoule*

En ce qui concerne les rejets atmosphériques, les études d'impact sont faites à 1000 m, 2000 m, et 4000 m du point de rejet sous le vent dominant ; la distance de 1000 m correspond à la limite de site, celle de 2000 m correspond au village le plus proche du site. Les voies d'exposition prises en compte sont l'exposition externe due au panache, l'exposition externe due au dépôt au sol, l'exposition interne par inhalation et ingestion. Les calculs sont effectués pour une personne de référence demeurant 8760 heures par an dans le panache (100% du temps) et ne consommant que des aliments (fruits, légumes, viande, lait et fromages) produits dans la zone étudiée. Le régime alimentaire de référence est extrait d'un document de l'INSEE [47] de 1991 (pour les études effectuées entre cette date et 1995) et représentatif d'un adulte de la zone Méditerranée.

En ce qui concerne les rejets liquides, les études d'impact sont effectués sous l'hypothèse d'une dilution continue et uniforme dans le volume d'eau moyen annuel transitant par la retenue de Caderousse. La seule voie d'exposition étudiée est l'exposition interne par

ingestion d'eau potable (provenant du Rhône), de poissons du Rhône, de produits agricoles irrigués par l'eau du Rhône, de produits d'origine animale provenant de bovins abreuvés par l'eau du Rhône et nourris en fourrages irrigués par l'eau du Rhône (les transferts par adsorption racinaire et foliaire sont pris en compte). La fraction soluble du rejet n'est pas prise en compte. L'eau de boisson est considérée filtrée. Les poissons séjournent toute l'année dans l'aval immédiat du rejet (la concentration des radionucléides dans la chair des poissons est calculée à partir de l'eau filtrée).

Une étude réalisée par l'IPSN [36] a évalué l'impact des rejets de Marcoule à partir des mesures effectuées dans l'environnement. Le groupe critique choisi est localisé à Codolet, village de 457 habitants situé sur le Rhône en aval et à deux kilomètres au sud de l'usine, sous l'influence des vents dominants (mistral important). La méthode de calcul du risque reste déterministe et certains des paramètres n'ont pas pu, faute de mesures, être adaptés aux observations locales. La méthode utilise donc toujours un concept de personne de référence adulte (débit respiratoire moyen de 0,95 m³/h, régime alimentaire régional, temps passé à l'extérieur de 4400 heures).

4.1.2. Centrales nucléaires exploitées par Electricité de France

Pour calculer l'impact sanitaire prévisionnel des centrales nucléaires en fonctionnement normal, EDF utilise depuis plus de 15 ans les codes BLIQID et BGAZDR développés par le CEA, qui calculent des concentrations moyennes à l'équilibre. Mais EDF n'a pas jusqu'à présent publié de résultats de calculs réalisés à partir des rejets réels. La méthodologie et les paramètres utilisés (facteurs de transfert, facteurs de dose...) sont définis dans deux notes internes EDF.

La terminologie « groupes critiques » n'apparaît pas dans les documents EDF [37 in Annexe3].

Pour les rejets gazeux, les calculs sont réalisés en deux lieux, à proximité de chaque centrale : la prairie la plus exposée et l'habitation la plus exposée. On suppose ensuite qu'en chacun des lieux vivent en permanence un adulte et un nourrisson qui tirent toute leur nourriture de cet endroit. Les voies d'exposition prises en compte sont l'exposition externe au panache, l'exposition externe au dépôt au sol, l'exposition interne par inhalation et l'exposition interne par ingestion de produits végétaux et animaux. Le régime alimentaire est propre à chaque site, il est déterminé sur la base d'enquêtes locales.

Pour les rejets liquides, le calcul est effectué à l'aval immédiat de la centrale, après dilution dans le cours d'eau récepteur, pour les deux classes d'individus également (adulte et nourrisson). Les voies d'exposition prises en compte sont l'exposition interne par ingestion d'eau et de produits de la pêche, l'exposition interne par ingestion de produits végétaux irrigués et l'exposition interne par ingestion de produits animaux contaminés après consommation de produits végétaux irrigués.

4.1.3. Centres d'étude nucléaires civils du Commissariat à l'Energie Atomique

Chaque site CEA a sa propre méthodologie et ses propres codes de calcul de l'impact potentiel de ses installations sur le public (les calculs sont généralement effectués pour des niveaux de concentration en radionucléides égaux à ceux fixés par les autorisations de rejets, ou pour un pourcentage donné de ces valeurs limites). On donne ci-dessous des exemples de groupes critiques utilisés dans les plus récentes études d'impact des trois centres d'études nucléaires de Grenoble, Fontenay-aux-Roses et Saclay [37 in Annexe 2].

4.1.3.1. Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble (1994)

Les voies d'exposition qui ont été considérées dans une étude d'impact sanitaire du CEN de Grenoble liée aux rejets d'effluents gazeux et liquides, faite en 1994 dans le cadre des demandes d'autorisation de rejets, sont : l'exposition interne par inhalation des substances radioactives véhiculées par le panache, l'exposition externe due aux dépôts au sol de matières radioactives, l'exposition externe due au panache (à 1 et 10 kilomètres du site), l'exposition interne par ingestion de produits alimentaires (évaluation de la composante tritium seulement).

Pour les rejets atmosphériques, deux « groupes critiques » ont été utilisés dans cette étude :

- un groupe fictif de personnes se situant aux points de retombées où les conséquences radiologiques sont maximales. En l'occurrence, ces points se situant à l'intérieur du Centre d'Etudes, il s'agit d'agents de celui-ci, y séjournant 2 000 heures par an.
- un autre groupe fictif de population vivant dans un rayon de 1 à 10 kilomètres autour du site qui ne se nourrirait que de végétaux et de lait « marqués » par les rejets tritiés du Centre d'Etudes, groupe également soumis à l'exposition externe due au panache.

Pour les rejets liquides, un seul groupe est retenu :

- un groupe hypothétique qui n'ingère que des aliments contaminés utilisant exclusivement l'eau de l'Isère comme eau de boisson (eaux de surface), d'irrigation des productions agricoles (activités égales à celles des eaux de surface) et consommant des poissons d'eau douce pêchés en aval du rejet.

4.1.3.2. Centre d'Etudes Nucléaires de Fontenay-aux-Roses

L'évaluation de l'impact du Centre d'Etudes a été réalisée en 1988 dans le cadre de la Présentation Générale de la Sûreté de l'Etablissement (PGSE, en cours de révision). Compte tenu de la topographie et de la localisation du site (en zone urbaine), les codes de calcul développés dans un cadre général pour modéliser le transport des radionucléides sont mal adaptés au cas de ce CEN. Des surestimations doivent donc être faites dans les modèles traitant le transport vers la biosphère, notamment sur les coefficients de transfert atmosphérique.

Pour les rejets gazeux, les voies d'exposition qui ont été considérées sont l'exposition interne par inhalation, l'exposition interne par ingestion (limitée aux légumes et fruits de jardins domestiques, l'eau n'est pas prise en compte étant considérée importée), et l'exposition externe due au nuage et aux dépôts aux sols et sur les constructions. La durée d'exposition est limitée à 24 heures (durée du rejet). Le groupe critique utilisé dans cette étude d'impact est la population vivant dans le voisinage immédiat du site, dans un rayon de 200 à 2000 m. Les calculs sont effectués à 200, 500 et 2000 mètres du point de rejet.

Pour les rejets liquides, une approche empirique a été retenue, reposant sur l'étude des vecteurs de transfert (eaux de la Seine en aval de la station d'épuration d'Achères d'une part, et boues de la station d'épuration d'autre part).

Plusieurs modes de transfert des radionucléides via les eaux de la Seine et vers la chaîne alimentaire sont considérés ; il s'agit de :

- l'irrigation des cultures maraîchères avec prise en compte de la contamination directe sur les parties atmosphériques et de la contamination indirecte par adsorption racinaire,
- la consommation de poisson,
- l'alimentation en eau potable.

Par ailleurs, la contamination via les boues, prend en compte :

- l'utilisation des boues en tant qu'amendement pour des cultures de céréales et de betteraves,
- la remise en suspension de poussières tant au niveau d'Achères que dans les zones cultivées.

Les voies d'exposition considérées sont l'exposition externe par les boues et l'eau (l'exposition par baignade est négligée), l'exposition interne par inhalation des poussières remises en suspension à partir des boues, l'exposition interne par ingestion de végétaux et céréales irriguées avec les eaux de la Seine et de poissons de la Seine.

Les travailleurs de la station d'épuration constituent un premier groupe critique soumis aux expositions directes et indirectes des eaux et des boues contaminées. Un deuxième groupe est constitué par les maraîchers pratiquant l'épandage de boues et l'irrigation de leur culture. Un troisième groupe critique, hypothétique celui-là, est constitué de personnes fictives consommant des produits contaminés ($0,18 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ d'eau de boisson, $6 \text{ kg} \cdot \text{an}^{-1}$ de poisson, $63 \text{ kg} \cdot \text{an}^{-1}$ de végétaux, $27 \text{ kg} \cdot \text{an}^{-1}$ de céréales).

4.1.3.3. Centre d'Etudes Nucléaires de Saclay

Le dernier bilan radiologique du Centre d'Etudes a été effectué en 1984 dans le cadre de la PGSE sur la base des rejets réels des années 80 à 84. Mais ni dans la demande d'autorisation de rejet (1978) ni dans la PGSE (1984), il n'est calculé d'impact en terme de dose délivrée aux populations ou aux groupes critiques. Les calculs s'arrêtent aux concentrations volumiques dans les différentes denrées alimentaires, à la radioactivité de l'air et à celle des dépôts au sol. Ces valeurs sont simplement comparées aux CMA pour la population (concentrations maximales admissibles dans l'air ou dans l'eau sur la base d'une limite de dose individuelle annuelle de 5 mSv).

Pour les rejets gazeux, les voies d'exposition considérées sont l'exposition due au panache (tritium, halogènes et argon 41 et autres gaz rares), l'exposition par les dépôts au sol (iode 131 et tritium) et l'exposition par ingestion de produits agricoles végétaux et animaux (contaminées directement ou indirectement en tritium par les précipitations et la rosée). Pour la première voie (exposition au panache), les groupes critiques sont les populations des villages et lieux-dits au voisinage du site et la population de l'agglomération parisienne. Pour les deux autres voies (dépôts et ingestion), les calculs

sont réalisés pour le village sous les vents dominants et la ferme à proximité du site constituant à la fois des lieux de production et de consommation. Deux classes d'âge (adulte et nourrisson) sont considérées.

Pour les rejets liquides, les voies d'exposition prises en compte sont l'ingestion d'eau, la consommation de poissons d'eau douce et de produits d'origine végétale et animale. L'eau utilisée est celle des cours d'eau en aval des points de rejet. Le réseau hydrographique est modélisé en différents tronçons depuis le site jusqu'à la Seine pour rendre compte de l'effet de dilution. Un premier groupe critique est constitué de pêcheurs (250 personnes en 1978), un second est constitué de 55 000 personnes caractérisées par leur consommation moyenne de produits maraîchers irrigués et de lait.

4.1.4. Conclusions sur l'utilisation du concept de groupe critique en France

En France, en l'absence de réglementation ou même de guide méthodologique officiel national, comme il existe en Allemagne [38] ou en Suisse [41], sur la méthode du calcul de l'impact radiologique des rejets radioactifs des installations nucléaires, chaque exploitant développe sa propre méthodologie et ses propres codes de calcul. Par ailleurs, il y a souvent une grande confusion et parfois un véritable obstacle entre la nécessité de définir un groupe critique fictif et des conditions d'exposition de celui-ci qui soient conservatives (ce qui est nécessaire pour le calcul de l'impact radiologique *a priori* en vue d'une demande d'autorisation de rejet), et la volonté de rester dans un cadre d'hypothèses réalistes se basant exclusivement sur des données issues de mesures réalisées *in situ* (ce qui est utile pour le calcul de l'impact *a posteriori* des rejets effectivement observés, sur des populations réelles).

Du point de vue méthodologique, on constate un recours systématique à l'approche déterministe, les paramètres étant choisis « de façon à maximiser l'impact radiologique tout en restant réaliste », ce qui constitue parfois un véritable exercice de style.

On constate qu'il n'y a pas vraiment de cohérence dans le choix des modèles et des données utilisés, ni entre les exploitants ni entre les différentes installations d'un même exploitant. Le terme source utilisé pour le calcul n'est pas toujours exhaustif (on peut ainsi éliminer des radionucléides sur la base de considérations relatives à leur période, plutôt que de le faire une fois leur innocuité à court terme démontrée par le calcul ; on peut ne pas prendre en compte des radio-isotopes dits naturels en l'absence de mesure initiale de « bruit de fond naturel » ; on peut encore négliger ou non les radio-isotopes non mesurés

ou non détectés par les mesures...). Toutes les voies de transfert à la biosphère et toutes les voies d'exposition ne sont pas toujours prises en compte. Les critères de sélection de ces voies d'exposition sont généralement peu explicites. Le groupe critique est le plus souvent constitué d'une personne de référence hypothétique vivant au point géographique le plus pénalisant du point de vue du calcul de dose, mais il peut aussi être constitué de personnes réelles vivant effectivement près du site dans une habitation existante. Ce groupe critique est parfois unique, il est parfois fonction du type de rejet considéré, mais il peut aussi être fonction du milieu de la biosphère contaminé, ou de la voie d'exposition considérée. Sa taille varie d'une étude à l'autre selon des critères non explicités. Les calculs sont presque toujours limités aux doses individuelles des adultes (les doses reçues par les enfants ou les nourrissons n'étant que très rarement calculées voire même seulement évoquées ; les doses collectives ne sont jamais calculées ; la répartition des doses individuelles au sein du groupe critique ne l'est pas non plus). L'impact potentiel ou réel des modifications dans le temps de la démographie, de l'habitat, du comportement et des habitudes des individus n'est pas étudié. Enfin, l'origine des données retenues pour les calculs est très variable d'une étude à l'autre : mesures ou enquêtes locales, sources INSEE, littérature nationale ou internationale, arbitraire...

La multiplicité des approches adoptées en France pour les calculs d'impact radiologique - on aurait pu aussi aborder le cas des mines d'uranium, celui des installations militaires ou de certaines installations ICPE, qui ont également leurs propres modes de calcul - ne permet pas l'inter-comparaison des différentes études réalisées. Il ne paraît pas non plus évident, au regard du vaste champ des hypothèses prises, que le réputé conservatisme soit garanti dans toutes les études d'impact radiologique potentiel des installations nucléaires. Il n'est pas certain non plus que le nécessaire réalisme soit atteint dans les études d'impact réel.

4.2. Evaluation radiologique d'un stockage de déchets solides à Drigg (Royaume-Uni)

Le NRPB a publié en 1988, une évaluation de l'impact radiologique sur le public à court et long termes de l'extension du stockage de déchets solides de Drigg [28]. Le scénario d'évolution normale du stockage et les scénarios accidentels ont été évalués de façon quantitative pour vérifier le respect d'un objectif de dose individuelle annuelle de 0,1 mSv et d'un risque (probabilité de recevoir une dose donnée multipliée par la probabilité que cette dose génère un effet sanitaire fatal) de $10^{-6} \cdot \text{an}^{-1}$. L'impact à long terme n'a été évalué que de façon qualitative sous l'hypothèse d'une hydrographie du site, et d'une biosphère

constantes et conformes à celles observées en 1988. L'ensemble des paramètres utilisés dans l'étude ont été évalués selon une approche déterministe (une seule valeur retenue dont il est parfois difficile de juger le conservatisme ou le réalisme). Les seuls paramètres probabilisés en fonction du temps après fermeture du stockage sont : l'existence du puits creusé dans l'aquifère et la construction d'une maison.

4.2.1. Scénarios

Le scénario d'évolution normale du stockage est la dégradation des conteneurs de déchets (par vieillissement et corrosion). Quelques scénarios initiés par des événements perturbateurs - *disruptive events* - ont également été évalués. Il s'agit en particulier des incendies ou de l'intrusion humaine.

Plusieurs mécanismes conduisant au rejet ont été examinés :

- en phase opérationnelle, les rejets gazeux par biodégradation (tritium et carbone 14), les incendies de tranchées pendant la phase de remplissage, et les rejets via les systèmes de drainage puis vers la mer ou la rivière Drigg, ou via les réseaux souterrains vers l'aquifère local ou régional et la mer,
- pendant la période de contrôle institutionnel (de 50 à 300 ans après la fermeture), les mêmes mécanismes de rejets à l'exception des incendies qui ont été exclus,
- au-delà de 300 ans après la fermeture du stockage, en plus des mécanismes précédents six scénarios d'intrusion humaine ont été examinés avec comme hypothèse conservatrice supplémentaire la rupture des systèmes de drainage du site : il s'agit de l'intrusion pour construire une habitation (forage d'un trou de sonde, creusement d'une tranchée, occupation ultérieure du site) et la soustraction d'eau par puisage (puits creusé dans l'aquifère local, l'aquifère régional ou près d'une tranchée du stockage).

4.2.2. Groupe critique

Pour tous ces scénarios, un seul groupe critique hypothétique a été défini - il s'agit en fait d'une personne de référence adulte - à partir de l'observation des populations voisines du site et de leur biotope actuel (type de cultures, régime alimentaire, taux d'occupation, lieu d'habitat...).

Les quantités consommées totales, au niveau national, régional (Europe) et mondial ont également été estimées pour calculer la dose collective correspondant à l'occurrence de certains des scénarios (modèles régional et global). L'exposition par irradiation externe ou par inhalation du panache est assez importante dans le cas des incendies. Dans les autres cas, les voies d'exposition prépondérantes sont l'ingestion d'eau.

Une seule valeur est retenue pour chacune des données, aucune analyse de sensibilité n'est faite.

Des évaluations de dose collective ont également été présentées mais tout en étant considérées sans grande signification pour le futur lointain.

4.3. Le concept de groupe critique pour l'évaluation des doses autour des installations nucléaires britanniques : définition des groupes critiques selon la méthodologie du NRPB

La définition des groupes critiques utilisée en Grande-Bretagne est présentée en détail dans le rapport du NRPB "Critical Group Doses Around Nuclear Sites in England and Wales" [15]. L'objectif de ce rapport de base est d'une part, d'établir les groupes de référence et d'évaluer leur exposition, et ceci pour douze sites différents et, d'autre part, de proposer des améliorations à la méthode d'évaluation.

4.3.1. Méthodologie générale pour la définition du groupe critique et l'évaluation des expositions

L'évaluation des doses est basée sur la combinaison des mesures de radioactivité effectuées régulièrement autour des sites et du comportement des individus composant les groupes critiques. Les mesures dans l'environnement utilisées pour les calculs sont réalisées par le Ministère de l'Agriculture de la Pêche et de l'Alimentation (MAFF) ainsi que par les industriels. Lorsque les résultats des mesures ne sont pas disponibles ou en

dessous du seuil de détection, des estimations sont réalisées à partir de modèles.

Pour les mesures effectuées directement sur les sites, il est nécessaire de distinguer la radioactivité naturelle de la radioactivité résultant du fonctionnement des installations considérées. Des valeurs moyennes d'exposition naturelle ont été retenues. Il en est de même pour les retombées des essais nucléaires militaires. Dans certains cas, il existe plusieurs installations proches l'une de l'autre et il faut distinguer la contribution respective de chaque installation à la dose totale.

Pour chaque installation, quatre groupes critiques sont identifiés selon leur mode d'exposition. Trois d'entre eux représentent les groupes qui sont supposés recevoir les plus fortes expositions dues :

- aux rejets dans le milieu aquatique (groupe 1) ;
- à la consommation d'aliments terrestres contaminés (groupe 2) ;
- à l'inhalation et à l'exposition externe du fait des rejets dans l'air et de l'irradiation directe par les installations (groupe 3).

Le quatrième groupe représente les personnes les plus exposées du fait d'une combinaison des trois voies d'exposition précédentes.

Les voies d'exposition suivantes ont été définies :

- voies correspondant aux rejets dans le milieu marin :
 - consommation de poisson, de crustacés et de mollusques
 - exposition externe due aux sédiments
 - inhalation des sédiments en resuspension
 - inhalation des embruns
 - manipulation du matériel de pêche
 - consommation de gibier d'eau
- voies correspondant aux rejets dans le milieu fluvial :
 - consommation de poisson
 - exposition externe
 - inhalation et ingestion involontaire (pour les travailleurs dans les usines de traitement des eaux usées)
 - consommation d'eau potable

- voies correspondant aux rejets atmosphériques :
 - inhalation
 - exposition externe (β et γ du nuage)
 - exposition externe due au dépôt (γ)
 - consommation de lait, produits laitiers, légumes verts et produits agricoles, pommes de terre, fruits, boeuf et mouton (viande et abats), porc, volaille, oeufs et lapin

- voies correspondant à l'irradiation directe :
 - exposition externe directe du site (γ et/ou neutrons)

Pour chacun des groupes étudiés, seules certaines de ces voies d'exposition, les plus importantes, ont été retenues.

La méthodologie d'évaluation des doses décrite dans les sections suivantes concerne les habitudes communes aux différents groupes et les voies d'atteintes générales appliquées aux groupes critiques, hormis la voie d'atteinte la plus importante qui les caractérise et pour laquelle une méthodologie spécifique est utilisée décrite (cf. § 4.3.2). Cette approche est illustrée dans le Tableau 4.

Tableau 4. Méthodologie d'évaluation des doses aux différents groupes critiques : utilisation de données spécifiques ou générales et sections correspondantes

Evaluation des doses dues à	Groupe critique le plus exposé à		
	Rejets liquides	Ingestion d'aliments terrestres	Rejets atmosphériques
Rejet liquide	<i>données spécifiques au groupe</i> (§ 4.3.2.1.)	<i>données générales</i> (§ 4.3.1.1.)	<i>données générales</i> (§ 4.3.1.1.)
Ingestion d'aliments terrestres	<i>données générales</i> (§ 4.3.1.2.)	<i>données spécifiques au groupe</i> (§ 4.3.2.2.)	<i>données générales</i> (§ 4.3.1.2.)
Rejet atmosphérique	<i>données générales</i> (§ 4.3.1.3.)	<i>données générales</i> (§ 4.3.1.3.)	<i>données spécifiques au groupe</i> (§ 4.3.2.3.)

Ce rapport étant davantage axé sur la définition des groupes critiques que sur le calcul des doses aux groupes de référence, les méthodes d'évaluation de doses sont présentées succinctement. Une méthode détaillée peut être trouvée dans le rapport NRPB 271 [15].

4.3.1.1. Voies aquatiques

Les voies d'atteinte par rejets dans les fleuves ne seront pas examinées en détail dans ce rapport. Elles sont néanmoins estimées de la même manière que pour les sites côtiers. L'ingestion d'eau venant de la rivière peut en outre être prise en compte pour les sites côtiers.

En ce qui concerne l'ingestion, lorsque les mesures ne sont pas disponibles, une modélisation des mers par compartiment est utilisée, ce qui permet d'obtenir, à partir des rejets d'une installation, la concentration en radioactivité dans les poissons, mollusques et crustacés, ainsi que dans l'eau de mer, pour les différents radionucléides. Les doses résultant de l'ingestion de ces produits contaminés sont calculées à partir de ces concentrations et de la quantité de produits consommée annuellement en moyenne par la population britannique (hors groupe 1), et ceci par classe d'âge (nourrissons, enfants et adultes). La consommation de produits de la mer est supposée venir en partie de la production locale (pourcentage déterminé pour chaque site, par exemple, pour Sellafield, les habitants sont supposés se procurer 10% de leur poisson et 25% de leurs fruits de mer localement). La partie non-locale de la production consommée est supposée avoir un niveau de contamination égal à la moyenne nationale.

Au niveau de l'exposition externe, des mesures de débit de dose sur les plages ont été réalisées. En l'absence de mesures locales, les doses ont également été estimées à partir d'un modèle utilisé également pour les doses dues à la manipulation du matériel de pêche contaminé. L'inhalation des embruns et la consommation de gibier d'eau, quand cela était justifié, ont été retenues en prenant des mesures de concentration dans l'air ou en utilisant un modèle empirique à partir de la radioactivité dans l'eau de mer. Une étude menée dans la région de Cumbria a permis de déterminer un temps de présence moyen sur les plages de 30 heures par an. Cette valeur est appliquée à tous les sites. Les calculs ont été effectués pour différentes classes d'âges en utilisant les taux respiratoires de « l'homme de référence » de la CIPR 23 [16].

4.3.1.2. Voies atmosphériques

Contrairement aux doses dues aux rejets aquatiques, le calcul des doses résultant des rejets atmosphériques d'une installation nécessite de connaître non seulement les habitudes alimentaires des populations concernées, mais également leur localisation géographique. Comme dans le cas des rejets marins, le souci principal est de se baser sur les résultats des mesures du MAFF et des industriels, au niveau de la radioactivité dans l'air, les sols, les aliments et des débits de dose externe. Lorsque ces données ne sont pas disponibles, la modélisation est toujours utilisée. Ainsi, un modèle de dispersion atmosphérique et de dépôt de type panache Gaussien, associé à un modèle de transfert de radioactivité dans la chaîne alimentaire permet de déterminer à la fois les doses dues à l'inhalation, l'ingestion de produits alimentaires contaminés et l'exposition externe. Ces modèles sont largement utilisés, car dans de nombreux cas, les niveaux de radioactivité anthropogénique sont en dessous des seuils de détection.

Chaque groupe (hormis le groupe 2) est supposé consommer en partie des aliments produits localement (hypothèse générale utilisée en Grande-Bretagne : 50% des légumes verts et 25% des autres produits agricoles sont d'origine locale). Cette partie de leur nourriture est supposée produite à 5 km du site, le but de cette hypothèse étant de faire une moyenne des différentes fermes alentours. Les habitudes alimentaires sont des moyennes nationales. Les délais entre production et consommation, ainsi que les fractions de nourriture réellement ingérées ont également été pris en compte.

Au niveau de l'exposition externe, des facteurs de localisation sont utilisés à l'intérieur des habitations. Les taux respiratoires utilisés dans le calcul de l'inhalation sont les mêmes que dans le cas des embruns. Il est également nécessaire de connaître le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur des habitations. En l'absence de données spécifiques au site, il est supposé que la population passe 90% de son temps à l'intérieur, hormis les agriculteurs qui passent 50% de leur temps à l'extérieur.

4.3.1.3. Exposition externe par irradiation directe

Les doses directes dues aux émissions gamma et neutrons des installations sont basées sur les mesures fournies par les industriels et les autorités locales. Là encore, la radioactivité naturelle doit être soustraite aux niveaux mesurés. Le temps passé à l'extérieur est estimé de la même manière que pour l'inhalation ou l'exposition externe.

4.3.1.4. Autres voies d'exposition

Des mesures ont été réalisées afin de déterminer la quantité d'éléments transuraniens dans les poussières domestiques à Sellafield, dues aux rejets liquides et gazeux de l'usine de retraitement. Ces mesures sont utilisées dans le cas précis de Sellafield, mais ne constituent pas une voie d'exposition importante.

4.3.2. Données spécifiques aux groupes critiques

Les informations concernant les habitudes alimentaires des groupes critiques ont été recueillies par le MAFF à l'aide d'enquêtes spécifiques à chaque site ou en référence à des données nationales.

4.3.2.1. Groupe le plus exposé aux rejets aquatiques (groupe 1)

Le choix de ce groupe critique dépend, pour chaque site, de la localisation des rejets aquatiques et de la cartographie des habitudes alimentaires réalisée par le MAFF. Pour les sites en bord de mer, ce groupe est constitué en général des pêcheurs locaux qui consomment une grande quantité de poissons et autres produits de la mer, plus importante que la consommation nationale moyenne. Ces individus sont aussi ceux qui sont les plus exposés aux embruns, et à l'exposition externe des sédiments compte tenu du temps passé sur les plages et la côte (par exemple, pour Sellafield, une valeur de 178 h/an a été retenue, soit un temps six fois plus important que la moyenne utilisée pour les autres groupes, cf. § 4.2.1.1).

4.3.2.2. Groupe le plus exposé du fait de la consommation d'aliments terrestres (groupe 2)

Ce groupe est généralement constitué de familles d'agriculteurs locaux qui sont les plus à même de consommer leur propre production agricole. Les études du MAFF sur les pratiques agricoles permettent de déterminer quelles sont les productions locales. Pour un site donné, une exploitation agricole est choisie pour représenter ce groupe critique, généralement très proche du site (200 m pour Sellafield) et "sous le panache". Les habitudes alimentaires utilisées pour les calculs ne sont pas des moyennes locales, mais des taux nationaux concernant les "gros mangeurs", et ceci pour deux aliments déterminés sur la base d'informations locales et en retenant des aliments susceptibles de donner les doses les plus importantes (par exemple, pour Sellafield, le lait et les légumes de culture

ont été choisis pour les adultes ainsi que le lait pour les nourrissons). La consommation de ces "gros mangeurs" est égale au 97,5ème centile de la distribution nationale. Les autres aliments sont supposés consommés en quantité normale (moyenne nationale). Tous les aliments d'origine terrestre sont supposés venir de l'exploitation agricole. Le calcul des doses par ingestion est effectué pour les adultes, les enfants et les nourrissons, la catégorie d'âge recevant la plus forte dose étant retenue comme groupe critique (généralement, les nourrissons). L'exposition externe est calculée sur la base d'un temps passé à l'extérieur des habitations de 12 h/jour.

4.3.2.3. Groupe le plus exposé par voie d'exposition atmosphérique et par exposition externe directe (groupe 3)

Ce groupe est supposé vivre dans l'habitat le plus proche du site ou travailler dans le voisinage du site. Il est déterminé à partir des cartes géographiques de population et de mesures de débits de dose. Comme pour les autres groupes représentant une population d'agriculteurs, l'exposition est calculée sur la base d'un temps passé à l'extérieur des habitations de 12 heures par jour.

4.3.2.4. Groupe correspondant à une combinaison des trois autres groupes (groupe 4)

Ce groupe est choisi pour représenter les individus qui pourraient recevoir des doses plus élevées que chacun des groupes précédents par une combinaison des voies d'exposition des trois autres groupes. Par définition, les individus appartenant à ce quatrième groupe ne peuvent jamais appartenir à un des trois premiers groupes. La détermination de ce groupe est spécifique à chaque site et nécessite une bonne connaissance des habitudes locales ; elle est généralement déduite des évaluations réalisées pour les trois autres groupes. A titre d'exemple, à Sellafield, trois groupes de "type 4" ont été définis : les individus ayant un temps de présence sur les plages important (loisirs), les pêcheurs de la rivière Calder et les personnes creusant le sable à la recherche d'appâts pour la pêche.

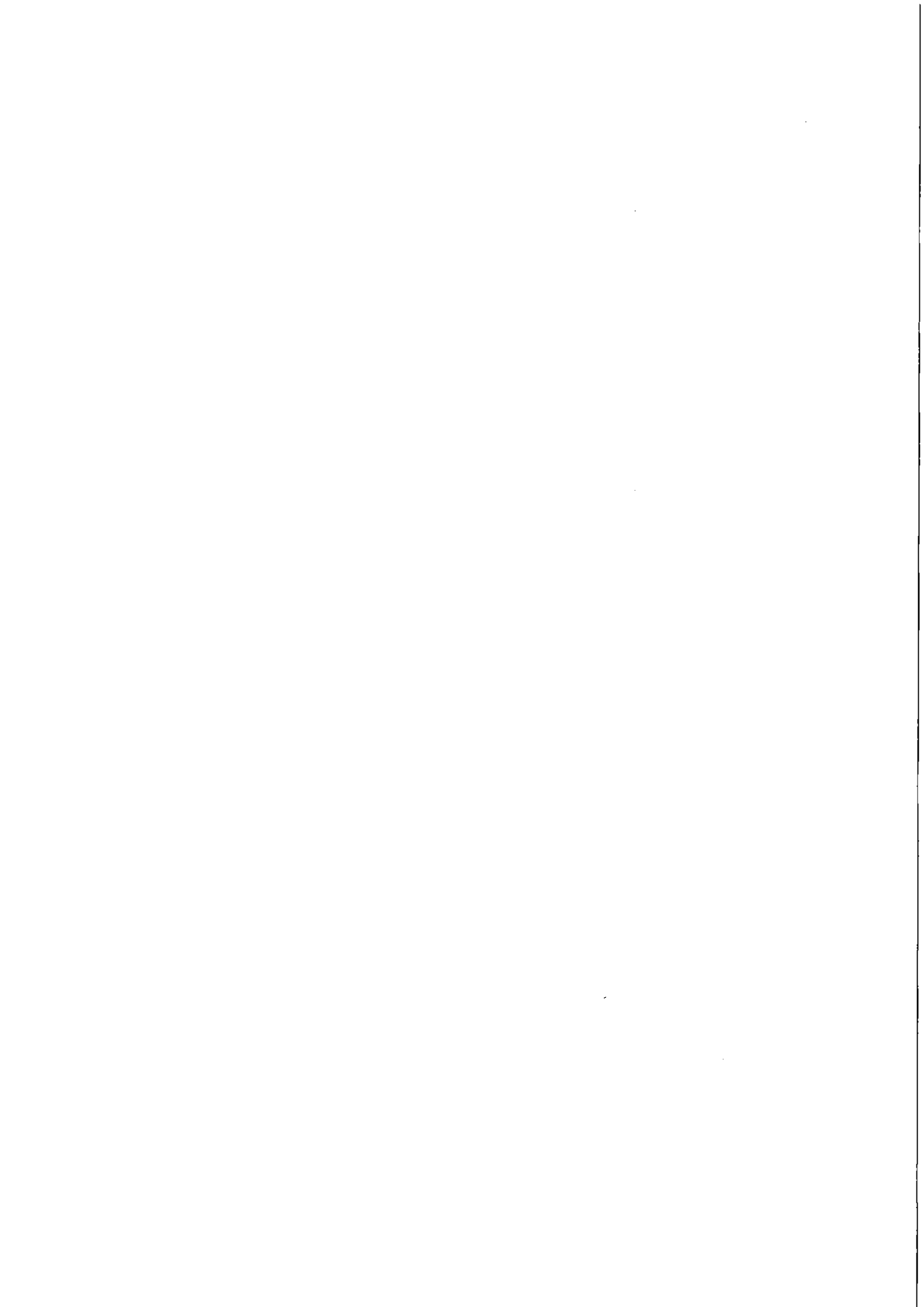
4.3.3. Evaluation des doses autour des sites BNFL

Tous les sites¹⁰ exploités par BNFL (British Nuclear Fuel) font l'objet d'une évaluation annuelle de risque radio-induit (exprimé en dose individuelle et collective sur les individus des groupes critiques) [22].

Les évaluations sont faites à partir de données mesurées localement par enquête (comportements humains) ou par échantillonnages (niveaux de radioactivité) dans les produits comestibles, les plantes, l'air, les eaux et les terres du voisinage des sites [17, 20, 21]. Les résultats de ces mesures sont régulièrement publiés par le MAFF depuis 1967 [18, 19].

Les groupes critiques sont déterminés selon la méthodologie du NRPB présentée au paragraphe précédent. Ils font l'objet d'une réactualisation régulière [23].

¹⁰ A Sellafield : usine de retraitement de Sellafield, centrale nucléaire de Calden Hurst, usine THORP, laboratoires AEA Technology ; à Drigg (à 6 km de Sellafield) : stockage des déchets de Sellafield, stockage national des déchets de faible activité ; à Chapelcross : centrale nucléaire à 4 réacteurs Magnox, usine de traitement du combustible ; à Springfields : usine de fabrication du combustible ; à Capenhurst : usine d'enrichissement (désormais exploitée par URENCO).



5. SCÉNARIOS D'EXPOSITION ET GROUPES CRITIQUES DANS LES ÉTUDES D'IMPACT DES STOCKAGES PROFONDS

5.1. Introduction

Les codes généralement utilisés dans les évaluations de risque sont de nature déterministe : leur utilisation demande la saisie au préalable des valeurs de tous les paramètres pertinents pour décrire le comportement des radionucléides dans la géosphère et la biosphère (la distribution de ces paramètres ou leur fonction de répartition ne sont pas prises en compte de façon intégrée). L'un des premiers codes de calcul qui fut adapté spécifiquement au calcul des doses résultant des transferts de radionucléides issus d'un stockage en profondeur est le code britannique BIOS [25]. La plupart des études internationales réalisées dans ce domaine utilise la même logique. Certaines d'entre elles, cependant, ont recours partiellement à des méthodes de calcul probabilistes (Monte-Carlo, Markov) en particulier pour décrire les évolutions possibles de la biosphère (séquences climatiques et modifications géologiques ou hydrographiques par exemple) et le flux de radionucléides correspondant.

Dans les paragraphes suivants, on analyse plus en détail les méthodes retenues, les scénarios de défaillance et d'exposition pris en compte et la définition du groupe critique utilisée dans les études relatives aux stockages en profondeur : Dry Run 3 (Royaume-Uni), Sellafield-West Cumbria (Royaume-Uni), Project-90 (Suède), TVO-92 (Finlande), Kristallin-I (Suisse), Yucca Mountain (Etats-Unis) et AECL (Canada).

5.2. Une évaluation de stockage profond de déchets radioactifs : Dry Run 3

En 1992, le HMIP (Her Majesty's Inspectorate of Pollution) du DoE (Department of the Environment) britannique a développé une méthodologie [26] et a défini les moyens nécessaires pour évaluer les risques radiologiques après fermeture des installations de stockage de déchets, en tant que responsable de la délivrance des autorisations gouvernementales de leur conception et mise en œuvre. La méthodologie présentée est en grande partie probabiliste, en particulier pour la modélisation de l'évolution géologique et climatique à long terme.

5.2.1. Scénarios

L'évolution du climat et ses conséquences sur la géosphère ont été étudiées en détail dans l'exercice Dry Run 3. Dans un premier temps, les successions possibles, sur un million d'années, de quatre grands types de climats et leurs variantes, sont probabilisées avec le code TIME4 (calculs par simulation Monte Carlo basées ou non sur les données géologiques du passé, selon l'une ou l'autre des deux méthodes probabilistes employées). Les quatre types de climats examinés sont le climat tempéré avec ou sans mouvements tectoniques (plusieurs voies de transfert), le climat arctique, les climats froids de type tundra (avec et sans permafrost), et les périodes de glaciations. TIME4 est interfacé avec le code d'analyse probabiliste du risque VANDAL¹¹ qui, en fonction des conditions climatiques, simule le transport des radionucléides dans la géosphère et la biosphère. Le module biosphère DECOS-MG (développement du code DECOS utilisé dans l'étude internationale de validation des modèles biosphère BIOMOVS) calcule finalement les doses reçues par les groupes critiques. Seulement une ou deux voies de transfert à la biosphère sont étudiées pour chaque climat potentiel (on retient les voies qui conduisent *a priori* aux transferts les plus rapides en fonction de l'extrapolation de la géographie, la géologie, et l'hydrographie du site d'Harwell).

En ce qui concerne les scénarios d'exposition, en conditions accidentelles, l'exercice Dry Run 3 s'est focalisé sur l'intrusion humaine et les actions humaines pouvant avoir un impact sur le transport (débit, flux...) des radionucléides. Les scénarios finalement retenus sont :

- exploration par trou de sonde pour recherche de charbon (dans le stockage et dans la zone de diffusion),
- exploration par trou de sonde pour recherche d'huile de schiste (dans le stockage et dans la zone de diffusion),
- construction d'un tunnel d'accès à une mine (effet de l'intrusion et changements sur le flux des radionucléides en résultant),
- modifications dans l'utilisation des terres par l'homme (changements sur le flux

¹¹ VANDAL comprend le sous-modèle WOLFNET qui simule de façon stochastique les flux des eaux souterraines dans un réseau hydrogéologique 3D, un sous-modèle qui simule la dynamique physico-chimique de la cavité du stockage (lixiviation, infiltration, corrosion des emballages, dégradation physique ou chimique des barrières ouvragées...) et le transport des radionucléides correspondant, un sous-modèle qui simule les transports par advection de radionucléides dans les veines du réseau hydrogéologique, et le sous-modèle DECOS-MG qui simule le transport des radionucléides dans la biosphère, et calcule les doses individuelles reçues par les groupes critiques.

- des radionucléides en résultant),
- modifications dans l'utilisation des eaux de la rivière Chalk par l'homme (changements sur le flux des radionucléides en résultant),
- pompage par les tunnels de mine (changements sur le flux des radionucléides en résultant).

Les conséquences radiologiques de ces différents modes d'intrusion sont évaluées, de façon déterministe, avec un code spécifique (INTRUDE), externe à TIME4. L'exercice Dry Run 3 n'a pas évalué la probabilité des scénarios accidentels bien qu'un autre code anglais (TIME2), développé pour l'évaluation probabiliste du risque des stockages en surface, aurait pu permettre de le faire mais sur des périodes de temps d'échelle beaucoup plus réduites que celles nécessaires à l'évaluation du risque lié à la présence d'un stockage en profondeur.

5.2.2. Groupes critiques

En ce qui concerne les voies d'exposition en situations normales, dix différents « groupes » critiques ont été définis en fonction du milieu de la biosphère potentiellement contaminé. En fait, le groupe critique est dans cette étude une personne adulte de référence dont les caractéristiques sont définies selon une approche déterministe. La définition des dix « groupes » consiste finalement en la sélection de la ou des voies d'exposition qui sont *a priori* les plus significatives pour chacun des exutoires possibles :

- Pour les eaux douces de source, de rivière ou les eaux puisées, les voies d'exposition retenues sont l'ingestion d'eau et de produits animaux,
- Pour les eaux salées (estuaire et mer), les voies d'exposition retenues sont l'ingestion de poissons, de mollusques, de crustacés, d'algues (eaux de mer seulement) et la baignade,
- Pour les sols (y compris les sols d'estuaires après une baisse du niveau des mers), les voies d'exposition retenues sont l'ingestion de produits animaux et de légumes, l'exposition externe et l'inhalation de particules remises en suspension,
- Pour les sédiments (marins ou estuariens), les voies d'exposition retenues sont l'exposition externe et l'inhalation de particules remises en suspension.

L'exposition simultanée à plusieurs des milieux n'a pas été prise en compte (il n'y a donc pas de règle de sommation).

Les doses individuelles correspondant aux scénarios accidentels ont été évaluées indépendamment pour chaque mode d'intrusion, pour les deux groupes critiques représentés par « un intrus » et « un mineur ». En exemple, la figure ci-dessous présente les voies d'exposition considérées dans le cas des scénarios d'exploration par trou de sonde.

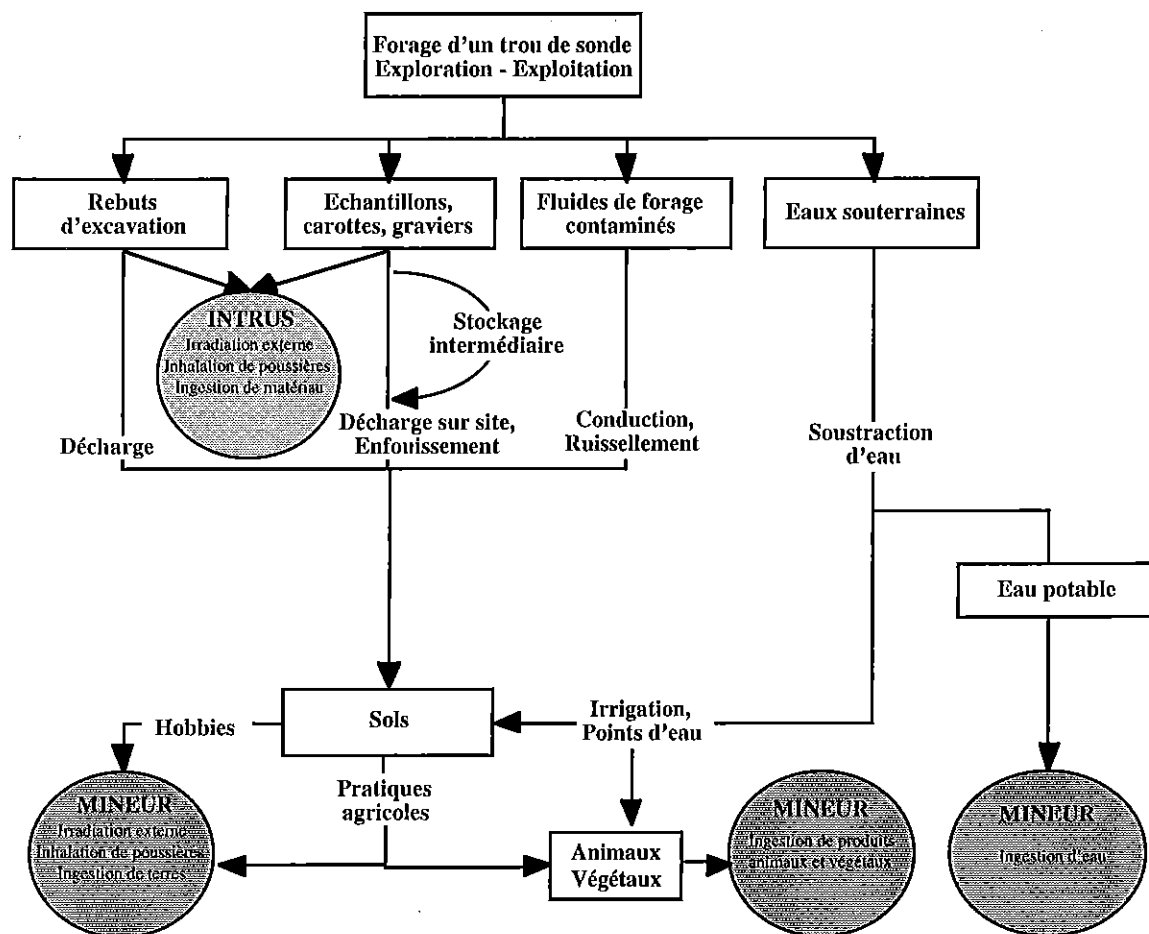


Figure 5. Voies d'exposition retenues pour évaluer les doses résultant d'un scénario d'intrusion (cas du forage de trou de sonde)

5.3. Le projet britannique de stockage profond de déchets de faible et moyenne activités à West Cumbria (site de Sellafield)

La société NIREX est responsable de la conception d'un stockage profond de déchets solides de faible et moyenne activités. En 1991, après une pré-sélection de deux sites, c'est près de Sellafield qu'un lieu (West Cumbria) a été proposé comme site de référence pour évaluer la faisabilité et l'impact du stockage (programme NIREX 95). Depuis, le site de Sellafield n'a pas été considéré satisfaisant en particulier au regard de sa stabilité géologique. Mais la méthodologie NIREX proposée pour le calcul de l'impact radiologique du stockage reste suffisamment originale pour être présentée : elle se limite à l'analyse du transfert des radionucléides à la biosphère par les eaux souterraines [27].

Le transport des radionucléides de la géosphère à la biosphère est calculé de façon probabiliste (codes NAMMU, NAPSAC et MASCOT) par échantillonnages successifs dans les fonctions de répartition des différents paramètres pertinents. Environ 500 échantillonnages sont réalisés pour représenter les flux potentiels de 38 radionucléides entrant dans la biosphère (exprimés en $\text{Bq}\cdot\text{an}^{-1}$). Pour chaque échantillon, le calcul du risque pour les individus du groupe critique est ensuite déterministe : une seule valeur (méthode du « best estimate ») a été retenue pour chaque paramètre utile. Le code BIOS est utilisé pour calculer les facteurs de conversion des flux de radionucléides en dose individuelle annuelle ($\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{an}^{-1}$). Cependant, pour six radionucléides-clefs (^{36}Cl , ^{129}I , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{234}U , ^{238}U), NIREX a préféré développer un modèle spécifique - appelé « modèle d'aire de ressources hétérogène » - qui analyse le transport et calcule les concentrations à l'équilibre de ces six radionucléides à la surface des différents types de sol pouvant exister à chacune des périodes climatiques considérées. Dans ce modèle, le calcul du risque, réalisé pour chaque type de sol, est également déterministe. NIREX prévoyait cependant d'adopter dans le futur une approche probabiliste pour les calculs de risque sur le scénario accidentel.

5.3.1. Scénarios

Trois périodes climatiques ont été étudiées : le climat tempéré (pour lequel un modèle de rejet en mer et un modèle de rejet terrestre sont étudiés séparément), le climat arctique ou polaire préglaciaire (rejets terrestres seulement), et le climat périglaciaire préglaciaire de type tundra (rejets terrestres seulement). Le climat arctique post glaciaire est assimilé au climat arctique préglaciaire. La subsistance permanente au même lieu d'une communauté humaine est supposée irréaliste en climat périglaciaire post glaciaire. Certains des

paramètres sont adaptés à la période climatique, en particulier la répartition des types de sol, à partir de laquelle sont définies les ressources alimentaires potentielles du groupe critique. La biosphère est considérée comme constante sur la période du calcul.

Pour les climats tempéré et arctique, les calculs sont réalisés pour :

- un scénario normal : le risque dû à l'exposition liée à l'exploitation des ressources locales de surface (y compris l'eau) contaminées via les eaux souterraines.
- un scénario accidentel : le risque lié à l'utilisation systématique (comme boisson, pour les besoins domestiques et l'alimentation du bétail, comme eau d'irrigation) d'une eau puisée à une profondeur de 50 mètres dans l'aquifère régional (les calculs sont dans ce cas limités à l'iode 129 et au chlore 36).

Pour le climat périglaciaire, le scénario accidentel n'est pas évalué. En mode normal, les différences principales avec les autres climats proviennent des types de sol considérés et de la fraction du flux de radionucléides qui, entrée dans l'aire de ressource, parvient à la surface du sol : elle est prise égale à 100 % dans le climat périglaciaire (contre 10 % pour les deux autres climats). Les calculs sont par ailleurs limités aux six radionucléides-clefs du modèle d'aire de ressources hétérogène sus mentionné.

Les voies d'exposition considérées sont l'exposition externe, l'inhalation de matières remises en suspension dans l'air, l'ingestion de sol, de produits d'origine végétale et animale, l'eau de boisson et la consommation de poisson d'eau douce.

Les résultats sont présentés jusqu'à 10⁸ années après la fermeture du stockage.

5.3.2. Groupe critique

Le groupe critique est dans tous les cas de figure constitué d'une communauté agricole vivant en autarcie au voisinage du stockage. La population du groupe critique est répartie sur les différents types de sol existants à la période climatique considérée.

La taille et l'aire de ressources du groupe critique sont fonction de la période climatique. Il est constitué de 300 personnes vivant en autarcie sur une superficie de 10 km² en climat tempéré, et de 30 km² en climat arctique préglaciaire, la communauté est réduite à 30 personnes en climat périglaciaire préglaciaire.

Une vérification de cohérence est faite entre les ressources disponibles en eau, les types de sols existants, les ressources agricoles disponibles dans l'aire géographique considérée d'une part, et la condition de vie en autarcie du groupe critique (lui-même fonction de la période climatique) d'autre part : cette condition impose par exemple des minimas dans les surfaces de sols cultivés en racines, en céréales et en légumes verts ou réservés au pâturage du bétail. L'hypothèse conservatrice est faite que les eaux de boisson et les eaux domestiques utilisées sont puisées en profondeur (50 m) même en cas de présence d'eau en surface dans l'aire de ressource du groupe critique.

Pour l'évaluation du risque en situation normale, les principaux paramètres variables sont donc la nature et les caractéristiques des sols et le régime alimentaire du groupe critique qui sont fonction de la période climatique considérée. Les calculs sont réalisés pour les adultes, les enfants et les nourrissons (variation dans les débits respiratoires, les régimes alimentaires, les taux d'occupation et les facteurs de dose).

Pour l'évaluation du risque du scénario accidentel, il a déjà été mentionné que les calculs étaient réduits à deux radionucléides prépondérants (chlore 36 et iode 129). Les calculs sont également réalisés pour les adultes, les enfants et les nourrissons.

Tableau 5. Scénarios et groupes critiques considérés dans l'étude NIREX d'un stockage profond de déchets de faible et moyenne activités à West Cumbria (site de Sellafield)

Scénarios Analysés	Type de Rejet	Modèles & Groupe Critique
Scénarios en climat tempéré		
Scénario « normal » :	38 radionucléides. Rejets terrestres via les eaux souterraines. Rejets en mer via les eaux souterraines.	Modèle Géosphère probabiliste (codes NAMMU, NAPSAC, MASCOT). Modèle Biosphère/Risques déterministes (code BIOS + modèle ARH* pour Cl^{36} , I^{129} , Ra^{226} , Th^{230} , U^{234} , et U^{238}). GC : communauté agricole de 300 personnes vivant sur 10 km ²
Scénario « accidentel » :	2 radionucléides (Cl^{36} , I^{129}).	<i>Modèles Géosphère idem.</i> Pas de recours à BIOS. Modèle ARH pour Cl^{36} , I^{129} . <i>GC idem scénario normal.</i>
Scénarios en climat arctique (préglaciaire)		
Scénario « normal » :	38 radionucléides. Rejets terrestres via les eaux souterraines.	<i>Modèles Géosphère idem.</i> Modèle ARH adapté aux types et aux caractéristiques des sols. GC : communauté agricole de 300 personnes vivant sur 30 km ² (régime alimentaire adapté aux types et aux caractéristiques des sols).
Scénario « accidentel » :	2 radionucléides (Cl^{36} , I^{129})	<i>Modèles Géosphère idem.</i> Pas de recours à BIOS. Modèle ARH pour Cl^{36} , I^{129} . <i>GC idem scénario normal.</i>
Scénario en climat périglaciaire « toundra » (préglaciaire)		
Scénario « normal » :	6 radionucléides. Rejets terrestres via les eaux souterraines.	<i>Modèles Géosphère idem.</i> Pas de recours à BIOS. Modèle ARH adaptés aux types et caractéristiques des sols. GC : communauté agricole de 30 personnes vivant sur 10 km ² (régime alimentaire non précisé).

* ARH : « aire de ressources hétérogène »

5.4. Les projets de stockage profond dans les pays nordiques (études SKI Project90, SKB-91 et TVO-92)

Dans le cadre du projet intitulé « Project-90 » [31], l'Inspectorat Suédois pour l'Energie Nucléaire (SKI) a publié en 1991 sa méthodologie d'évaluation des doses individuelles dues à la présence d'un stockage de déchets de haute activité [30]. C'est, à peu de choses près, la même méthodologie, les mêmes scénarios et la même modélisation qui ont été utilisés l'année suivante (1992) dans l'étude suédoise (SKB-91) pilotée par la société gérant les déchets nucléaires suédois (SKB) d'une part, et dans l'étude finlandaise réalisée par le Laboratoire d'Ingénierie Nucléaire du Centre de Recherches Techniques (VTT) pour TVO [32], d'autre part.

5.4.1. Scénarios

Dans un premier temps, les caractéristiques, les événements, et les processus (FEPs) qui peuvent influencer sur le comportement futur du stockage sont identifiés, certains sont sélectionnés, d'autres éliminés (« méthode Sandia »). Une dizaine de types d'événements initiateurs de la contamination a fait l'objet d'un examen préliminaire : glaciation, réactivation de failles, permafrost, variation du niveau des mers, actions ou activités humaines (excavation, creusement de tunnels, pollution, pratiques agricoles,...), défauts de conception (galeries d'accès non fermées), activité bactérienne, rupture des conteneurs de déchets, intrusion humaine directe accidentelle ou terroriste... Ont été finalement retenus (Project-90) :

- quatre scénarios de réactivation des failles
- un scénario de pollution chimique (molécule EDTA)
- un scénario d'intrusion conduisant à l'augmentation des flux d'un facteur 100 (arbitraire)
- trois scénarios de défauts de conception
- quatre scénarios de rupture « prématurée » des conteneurs

En règle générale, on peut retenir que les scénarios finlandais utilisent des hypothèses un peu plus conservatives que celles utilisées dans les scénarios suédois. L'étude finlandaise TVO-92 examine de façon qualitative les effets d'une glaciation.

L'étude Project-90 prévoit 16 variantes possibles caractérisant l'état de dégradation des barrières ouvragées (plus ou moins pessimistes), et 8 variantes de transport des

radionucléides dans la roche (par variation de ses paramètres physico-chimiques). Onze des 16x8 combinaisons ont fait l'objet d'une évaluation complète (calcul des Bq.an⁻¹ rejetés dans la biosphère) jusqu'à l'évaluation des doses au groupe critique. En Suède comme en Finlande, le cas de référence est la rupture de l'intégrité d'un conteneur de déchets 10000 ans après la fermeture du stockage.

Les modélisations du champ proche du stockage, de la géosphère, de la biosphère, et l'évaluation de l'impact radiologique du stockage, sont faites selon une approche déterministe. Cela signifie que le choix des valeurs des paramètres est basé sur les études antérieures, sur des mesures en laboratoires, ou par le jugement d'expert.

Ensuite, pour l'évaluation des expositions, l'étude suédoise distingue ce que l'on peut appeler la situation normale des situations accidentelles (intrusion humaine).

En ce qui concerne la situation normale, seul l'impact de la rupture d'un conteneur 10000 ans après la fermeture du stockage est quantifié. Un seul récepteur de la biosphère est considéré : un lac de la Suède centrale (Trobbofjärden). Ce choix est dit conservatif quels que soient les changements climatiques potentiels jusqu'au permafrost. Les modèles décrivant la géosphère, le comportement du système de stockage et la biosphère sont déterministes ; par exemple, les données décrivant le lac de référence (surface, volume, profondeur maximale, taux d'évaporation, taux de sédimentation, paramètres décrivant le lit sédimentaire...) et son évolution dans le temps sont déterminées par l'observation. La méthode suédoise se limite à vérifier que la variation de la valeur déterminée pour un paramètre donné n'entraîne pas une modification importante du résultat final (dose). On peut noter cependant qu'une analyse de sensibilité par des méthodes probabilistes simples (en postulant la forme des distributions des paramètres) a été effectuée, mais elle est réduite à seulement quelques uns des paramètres (flux de Darcy, espacement des fissures, nombre de Peclet, position du conteneur, coefficients d'adsorption du granite, solubilités du neptunium, de l'uranium, et du plutonium).

En ce qui concerne les « situations accidentelles », seule l'intrusion humaine est prise en compte, mais selon deux cas de figure : intrusion par extraction minière de sols contaminés, ou par puisage des eaux souterraines à des fins d'irrigation et de consommation humaine et animale. Les caractéristiques du puits de référence sont déterministes, il en est de même du paramétrage de l'utilisation des eaux (volume annuel extrait, surface irriguée, profondeur de pénétration dans les sols irrigués,...). Les caractéristiques du sol sont également déterministes (densité, porosité, profondeur du

« sol de surface », profondeur du « sol profond », temps de rétention de l'eau dans les sols, bioturbation, coefficient de diffusion, érosion...).

5.4.2. Groupe critique

Les calculs de dose sont réalisés pour une personne de référence hypothétique d'âge adulte. L'exposition des enfants aux mêmes termes source que les adultes peut conduire à des doses supérieures dans le cas de certaines voies d'exposition (consommation de lait par exemple), mais celles-ci sont supposées compensées par une exposition moindre due aux autres voies d'exposition (consommation en poisson, en viande ou en abats par exemple). Les doses calculées ne tiennent pas compte des variations liées à l'âge de la personne de référence, et sont donc considérées représentatives d'un individu qui vivrait sa vie entière dans la zone de référence.

Pour les situations normales du « scénario lac », les voies d'exposition considérées sont la consommation d'eau et de poisson du lac, l'exposition due au sol contaminé par exposition externe ou inhalation par resuspension des poussières, et la consommation de denrées alimentaires (produits agricoles, légumes verts, graines, lait de vache, viande et abats de boeuf et de mouton) cultivés ou élevés dans le lit asséché du lac. Pour les situations accidentelles du « scénario puits », les voies d'exposition étudiées sont la consommation d'eau, l'exposition due au sol irrigué par exposition externe ou par inhalation des poussières remises en suspension et la consommation de végétaux et animaux ayant poussé ou ayant été élevés sur le sol irrigué.

Les données sur les régimes alimentaires et les comportements humains retenues sont issues d'un rapport du NRPB évaluant les conséquences radiologiques du stockage de Drigg (cf. paragraphe précédent), elles sont considérées représentatives des populations de l'Europe de l'Ouest. C'est donc un modèle déterministe et global qui a été retenu pour définir la personne de référence. Les paramètres décrivant le transport des radionucléides dans la chaîne alimentaire (facteurs d'interception, de concentration, de transfert, régimes alimentaires animaux et humain...) sont issus du modèle britannique BIOS [25] et d'un rapport rédigé pour le Département de l'Environnement du HMIP [24], également donné en référence de l'exercice Dry Run 3 (cf. paragraphe précédent). Les facteurs de dose utilisés (Sv.Bq^{-1}) étaient encore ceux extraits des publications 30 et 48 de la CIPR, ils devaient être remis à jour après les révisions de celles-ci.

En fait, pour chacun des onze différents scénarios de défaillance du système de stockage, les résultats dosimétriques (en Sv.an⁻¹ par conteneur et pour les radionucléides les plus significatifs) ne sont généralement présentés que pour le « modèle puits » simplifié : le groupe critique est réduit à un adulte buvant de l'eau puisée dans le voisinage du stockage entre 50 et 150 m de profondeur. Les résultats pour le « modèle lac » ne sont donnés qu'en de très rares exceptions et « uniquement à des fins de comparaison des deux modèles ». Pour ces deux modèles (lac et puits), les doses sont obtenues en convertissant directement les rejets calculés en dose individuelle annuelle, à partir d'une table donnant pour 26 radionucléides des facteurs de conversion (Sv.an⁻¹ / Bq.an⁻¹) qui incluent la contribution de leurs éventuels produits de désintégration [30]. Les valeurs proposées dans cette table correspondent au récepteur de la chaîne alimentaire le plus pénalisant pour chaque radionucléide, elles sont issues de calculs externes (modèle à compartiments « RAM ») réalisés pour un flux d'un radionucléide constant (1 Bq.an⁻¹) entrant dans les eaux du lac ou les eaux souterraines, pendant mille ans.

Les méthodes nordiques sont sur certains points assez discutables : choix d'un rejet continu pendant mille ans pour les scénarios accidentels (certains radionucléides peuvent s'accumuler dans la biosphère sur des périodes de temps beaucoup plus importantes, plusieurs dizaines de milliers d'années), approche globalement déterministe, prise en compte d'un seul récepteur biosphère de référence sans évaluation de l'impact des changements climatiques et des comportements humains sur le long terme par exemple (« biosphère statique »), approche groupe critique très simplifiée, analyse de sensibilité réduite à quelques paramètres, présentation des résultats dosimétriques ni exhaustive ni synthétique.

5.5. Le projet de stockage profond suisse (Kristallin I)

La méthodologie suisse développée pour l'étude sur le stockage en roche cristalline (Kristallin-I) est assez similaire à celle des Pays Nordiques, mais le choix et l'analyse des scénarios sont un peu plus poussés.

5.5.1. Scénarios

Dans un premier temps, les caractéristiques, les événements, et les processus (FEPs) qui peuvent influencer sur le comportement futur du stockage sont identifiés, certains sont sélectionnés, d'autres éliminés.

Le « scénario de référence » suisse étudie la dégradation des différentes barrières ouvragées interposées entre les déchets et la biosphère (matrice vitrifiée placée dans une bouteille d'acier, elle-même placée dans une bombonne conteneur en acier, le tout encastré dans une matrice tampon de bentonite). Les conteneurs ne doivent pas, en condition normale, subir de détérioration telle que des radionucléides soient rejetés dans la biosphère pendant les mille premières années qui suivent la fermeture du stockage. Par ailleurs, la géologie, l'hydrographie, l'environnement de surface, le climat et le biotope humain sont considérés conformes à leur état actuel. Enfin, l'hypothèse est faite d'une stabilité sur le long terme (\geq un million d'années) de l'enceinte géologique (roche cristalline).

Les résultats sont présentés pour un jeu d'hypothèses de modélisation sur le scénario de référence et, par ailleurs, pour un ensemble de scénarios alternatifs. Deux types de scénarios alternatifs ont été étudiés :

- des scénarios d'évolution à long terme qui évaluent l'impact des modifications possibles du climat et de la géologie affectant essentiellement l'environnement de surface (évaluées par des méthodes probabilistes),
- des scénarios accidentels : ont finalement été retenus pour l'analyse de sûreté l'inefficacité de la fermeture étanche des tunnels d'accès et de liaison du stockage, l'effet de conditions climatiques extrêmes inattendues et l'intrusion humaine par forage de puits en profondeur.

Les modélisations du champ proche du stockage, de la géosphère, de la biosphère, et l'évaluation de l'impact radiologique du stockage, sont faites selon une approche déterministe, basée « sur les études antérieures, des mesures en laboratoires et le jugement d'experts ». Pour toutes les variables nécessaires à la modélisation, deux valeurs ont généralement été déterminées :

- une valeur dite « conservative-réaliste » est retenue pour quantifier les variables dans un mode d'évolution normale du système de stockage : lorsque les données de retour d'expérience sont considérées fiables, on retient la valeur la plus représentative pour le système de stockage mais en cas d'incertitudes, on retient la plus conservative : la plus pénalisante en terme d'impact radiologique potentiel.

- une valeur dite « conservative » permet quant à elle de représenter une extrapolation pessimiste de l'évolution du stockage, elle caractérise les modes dégradés possibles quoique peu probables (par exemple un procédé défectueux ou une caractéristique devenue moins efficace sur le plan de la sûreté à la suite d'un événement fortuit d'origine naturelle ou humaine).

5.5.2. Groupe critique

Les doses sont toujours calculées pour un individu adulte dont le régime alimentaire et les habitudes sont représentatives d'un fermier vivant en autarcie et résidant en permanence dans la région contaminée (dans les conditions de vie actuelles). Même s'il est admis que la dose reçue par un nourrisson peut être supérieure à celle d'un adulte d'un facteur pouvant atteindre trois (pour le même rejet), les doses calculées pour un adulte sont considérées, comme en Suède, représentatives d'une personne de référence qui vivrait de sa naissance à sa mort dans la zone contaminée.

La zone propice à l'agriculture est déterminée à partir des ressources en eau souterraine existantes actuellement dans la région du stockage. Le fermier-résident prélève son eau dans l'aquifère contaminé et consomme des denrées alimentaires issues de produits cultivés ou élevés dans cette zone. Toutes les espèces vivantes (bétail, volailles...) ingèrent également eau et nourriture prélevées dans cette zone, les poissons concentrent les radionucléides rejetés dans l'eau du Rhin. Les expositions externes (par le sol) et internes (pendant la resuspension de poussières) sont également prises en compte.

Quelques ajustements sont faits en fonction d'une part, du scénario considéré et, d'autre part, de la période climatique examinée (cf. Tableau 6).

Tableau 6. Scénarios et groupes critiques considérés dans le projet suisse de stockage profond de déchets de haute activité (Kristallin-I)

Scénarios de défaillance	Type de Rejet	Modèles & Groupe Critique (GC)
Scénarios de référence en climat tempéré		
Scénario « normal » : impact de l'exfiltration d'eaux contaminées.	Rejet depuis le domaine le plus perméable de l'enceinte géologique cristalline ou par les failles les plus conductrices vers l'aquifère graveleux de la vallée du Rhin.	Modèle « Champ proche », Modèle « Géosphère référence », Modèle « Biosphère référence », GC : Fermier-résident en autarcie. <i>(vivant dans les conditions actuelles)</i>
<i>Analyses de sensibilité sur le scénario normal.</i>	<i>idem</i> scénario normal.	Modèles « Champ proche » et « Géosphère » adaptés. <i>(variations climatiques, géologiques, et hydrographiques probables).</i> Les variations des paramètres du modèle « Biosphère » sont jugées peu sensibles.
Exfiltration d'eau dans une vallée affluente du Rhin. <i>Scénario couvert par l'analyse de sensibilité.</i>	Rejet depuis le domaine le plus perméable ou par les failles les plus conductrices vers l'aquifère graveleux d'une vallée affluente.	Modèle « Biosphère » adapté. GC : Fermier-résident en autarcie. <i>(vivant dans les conditions actuelles)</i>
Scénarios alternatifs en climat tempéré		
Effet de l'orogénie alpine. couvert par l'analyse de sensibilité sur le scénario normal.	<i>idem</i> scénario normal.	Modèles « Champ proche » et « Géosphère » adaptés. <i>(modifications importantes des domaines de perméabilité du sous-sol cristallin).</i>
Forage d'un puits en profondeur (intrusion).	Rejet dans la nappe interceptée par le forage du puits.	Modèle « Biosphère » réduit à l'examen de la consommation d'eau potable issue du forage par un individu du public.
Défaut de fermeture des tunnels d'accès et/ou de liaison du stockage (erreur humaine).	Rejet via ou le long des tunnels d'accès, les tunnels de liaison et/ou la cavité du stockage.	Modèle « Géosphère » remplacé par un modèle simplifié du transport des radionucléides du stockage à la biosphère. GC : Fermier-résident en autarcie. <i>(vivant dans les conditions actuelles)</i>

(...)

Tableau 6.(suite) Scénarios et groupes critiques considérés dans le projet suisse de stockage profond de déchets de haute activité (Kristallin-I)

Scénarios de défaillance	Type de Rejet	Modèles & Groupe Critique (GC)
Scénarios de climats alternatifs		
Scénario en climat chaud et sec.	<i>idem</i> scénario de référence.	Modèle « Biosphère » adapté. (<i>précipitations moindres, évapotranspiration élevée</i>) GC : Fermier-résident en autarcie. (<i>irrigation accrue</i>)
Scénario en climat chaud et humide.	<i>idem</i> scénario de référence.	Modèle « Biosphère » adapté. (<i>précipitations accrues, évaporation moindre</i>). GC : Fermier-résident en autarcie. (<i>absence d'irrigation</i>)
Scénario en climat périglaciaire. (type toundra)	Arrêt définitif des rejets continus dans la biosphère (en raison du permafrost : aquifère gelé).	Modèle « Biosphère » adapté. (<i>précipitations et évaporation faibles, débit du Rhin réduit</i>). GC : Chasseur / pêcheur alimenté en eau et poisson de rivière, viande et lait de renne.
Scénario de retour au climat tempéré après une glaciation et érosion.	Rejet dans l'eau du Rhin ou dans le sol profond. Disparition de l'aquifère local.	Modèle « Biosphère » adapté. (<i>modifications géologiques de surface et faible profondeur</i>) GC : Fermier résident en autarcie.

Les deux seules modifications dans le choix du groupe critique concernent donc le scénario alternatif d'intrusion humaine (le groupe critique est extrêmement simplifié et réduit à un adulte buvant de l'eau prélevée dans un puits foré sur une nappe aquifère souterraine contaminée) et le scénario alternatif de climat périglaciaire (le groupe critique est alors un chasseur pêcheur s'alimentant exclusivement en eau, en poissons de rivière, et en viande et lait de renne). Dans tous les autres cas, seuls les paramètres non anthropologiques du modèle biosphère sont adaptés au scénario considéré. Dans le cas des scénarios de climats chauds, on note cependant que l'influence des phénomènes de précipitations et d'évapotranspiration a été prise en compte par une modification importante dans les pratiques agricoles en matière d'irrigation.

5.6. Le projet de stockage profond permanent canadien

Entre 1993 et septembre 1994, AECL Recherche a publié plusieurs rapports présentant le concept d'un stockage canadien de déchets de haute activité entre 500 et 1000 mètres de profondeur dans la roche ignée du Bouclier canadien (« the Environmental Impact Statement »).

5.6.1. Scénarios

A l'instar des études suisse, suédoise ou finlandaise, plus de mille facteurs, événements et processus (FEPs) ont été identifiés [44] dans l'étude canadienne comme pouvant avoir un impact sur le rejet des radionucléides et leur transport dans la géosphère, la biosphère et sur les doses reçues par les individus. Après analyse, regroupements (selon la similarité des conséquences) ou éliminations après analyse qualitative en raison de leur improbabilité, 125 FEPs ont été finalement retenus : 117 pour le scénario de référence de disparition de l'enveloppe de cuivre d'un conteneur de déchet 10 000 ans après la fermeture du stockage, les huit autres servant à modéliser les scénarios alternatifs de défaillance :

- trois scénarios résultant de défauts de joint ou de fermeture de trous de sonde ou de tunnels d'accès percés dans le stockage, à proximité, ou plus loin dans la géosphère,
- un scénario correspondant à des travaux d'excavation, qui modifieraient fortement la perméabilité du site,
(ces quatre scénarios ont finalement été regroupés en un seul caractérisant un « transport accéléré des radionucléides dans la géosphère »).
- un scénario de forte demande d'eau par puisage.
- un scénario de fuite gazeuse,
(cette hypothèse a finalement été rejetée après modification de la conception des conteneurs de déchets).
- un scénario correspondant à la présence inopinée (erreur ou négligence) d'autres déchets (non radioactifs) dans le stockage,
(cette hypothèse a finalement été rejetée).
- un scénario de glaciation,
(cette hypothèse n'a pas non plus été examinée compte tenu de son improbabilité dans les 10 000 ans qui suivent la fermeture du stockage, cf. explication ci-après).

Dans le cadre de l'analyse de sûreté, afin de modéliser le transport des radionucléides dans la géosphère de référence (Whiteshell Research Area) et la biosphère et ses conséquences radiologiques, deux codes spécifiques « GEONET » et « BIOTRAC » [29] ont été développés. GEONET est un modèle probabiliste simplifié (une faille hypothétique, un puits domestique et les zones de fractures de la roche sont positionnés arbitrairement, seul le transport des eaux souterraines suivant ce schéma de référence est modélisé de façon probabiliste). BIOTRAC se compose de quatre sous-modèles autonomes représentant les eaux de surface, les sols, l'atmosphère et la chaîne alimentaire. BIOTRAC utilise lorsque c'est possible les valeurs médianes des fonctions de répartition des différents paramètres qui sont utiles à la description de la biosphère (celles-ci sont supposées normales ou log-normales, selon les cas). A partir de calculs probabilistes réalisés à l'aide d'un autre code (« SYVAC3 »), le risque correspondant à l'occurrence de quelques scénarios d'exposition est ensuite évalué puis comparé aux objectifs réglementaires nationaux.

Il faut noter que la réglementation canadienne admet une borne temporelle à 10000 ans après fermeture du stockage, comme seuil de validité des études quantitatives d'impact radiologique, ce qui réduit beaucoup le champ de l'analyse probabiliste de sûreté du stockage en profondeur : le climat, la géosphère, la biosphère, les populations, les conditions socio-économiques et les comportements sont considérés constants et conformes à l'existant. C'était également le cas aux Etats-Unis avant la publication des « Yucca Mountain Standards ».

5.6.2. Groupe critique

L'approche canadienne évalue la dose individuelle, pour chaque voie d'exposition possible, d'une personne de référence (en fait, un fermier) vivant en autarcie complète sur le site. Il n'y a pas, à proprement parler, dans l'étude AECL, de définition de groupe critique. De plus, contrairement aux spécifications réglementaires canadiennes, aucune évaluation de doses collectives n'est faite. Des organisations non gouvernementales et écologistes ont très fortement critiqué ces différents points après la soumission publique du rapport final [43].

On peut aussi noter que, dans un premier temps au moins, le chlore 36 a été exclu de l'étude ce qui a provoqué une très vive polémique entre AECL et les consultants scientifiques d'organismes publics ou de mouvements écologistes canadiens (le chlore 36 ayant un fort impact radiologique potentiel à long terme).

5.7. Le projet de stockage américain à Yucca Mountain

5.7.1. Les recommandations du Groupe d'Experts nommé par l'Académie des Sciences

En 1992, le Congrès américain a demandé à l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA) de définir les normes de protection de la santé publique vis-à-vis des déchets radioactifs de hautes activités qui pourraient être stockés en profondeur sur le site de Yucca Mountain au Nevada. Pour assister l'EPA, le Congrès a également demandé à l'Académie des Sciences américaine (NAS) de donner un avis technique préliminaire à la promulgation de ces normes. Trois réponses devaient notamment être apportées :

- le recours à la prévision des doses individuelles reçues par les membres du public constituait-il en soi une garantie suffisante de protection sanitaire et de sécurité publiques ?
- un système de surveillance après fermeture du stockage basé sur un contrôle institutionnel actif permettrait-il de prévenir les risques de rupture d'une des barrières de sûreté, technologique ou géologique, ou le risque de dépassement des limites autorisées d'exposition pour le public ? - pouvait-on, de façon scientifiquement probante, prévoir les probabilités de rupture de ces barrières au-delà de 10 000 ans ?

Un débat d'experts (appartenant à l'US National Research Council, Department Of Energy, Environmental Protection Agency, Electric Power Research Institute, mais aussi des consultants étrangers, et des organisations privées américaines) s'est engagé pour tenter de répondre à ces questions.

La position de l'Académie des Sciences américaine a été publiée en 1995 [14]:

Le Comité d'Experts recommande l'utilisation d'un standard de protection basé sur l'établissement d'une limite de risque individuel, qu'il considérerait raisonnable si elle était établie entre 10^{-6} et 10^{-5} effets sanitaires mortels par an. Le recours à une limite de dose individuelle est catégoriquement rejeté.

Par ailleurs, des valeurs de doses individuelles inférieures à $10 \mu\text{Sv}$ par an (correspondant à un risque d'effet sanitaire mortel de $5 \cdot 10^{-7}$ par an) seront considérées comme négligeables.

Aucune date dans le futur ne doit être a priori définie comme borne temporelle des calculs de doses et de risques, qui ne seront seulement limités que par les conditions de stabilité géologique du site (pendant environ un million d'années). La valeur maximale du risque sur cette période sera retenue comme résultat.

La surveillance après fermeture du stockage ne peut pas se développer ni se baser sur le seul contrôle institutionnel. L'impossibilité d'une intrusion humaine ne peut en aucun cas être garantie. Le Comité d'Experts recommande en conséquence que la même limite de risque soit appliquée au(x) scénario(s) d'intrusion qu'aux scénarios d'exposition retenus pour caractériser les situations normales.

Il n'y a pas de base scientifique suffisante pour pouvoir incorporer le principe ALARA dans les normes de protection réglementant les stockages de déchets, les alternatives techniques étant trop peu nombreuses et les difficultés trop grandes à démontrer le respect du principe ALARA dans la période post-fermeture compte tenu des incertitudes de calcul.

Le Comité d'Experts recommande que les calculs de risques soient effectués sur un groupe critique de personnes exposées, conformément à la CIPR n°46. De plus, le choix du ou des scénarios critiques d'exposition résultera d'un choix politique et ne doit donc pas incomber au futur exploitant du site qui n'en sera nullement tenu responsable. Le Comité d'Experts propose deux approches différentes pour calculer les risques individuels du public : la première consiste à faire appel à un groupe critique probabiliste, la seconde à utiliser un groupe critique hypothétique de fermiers vivant en autarcie dans le voisinage du stockage. La première méthode est très controversée, elle a été vivement critiquée par un des membres du Comité d'Experts qui l'a réfutée dans l'annexe E de l'ouvrage publié par l'Académie des Sciences américaine [14]. La polémique autour de la définition du groupe critique est encore vive aux Etats-Unis et fait l'objet de nombreux débats publics.

Il nous a paru intéressant de présenter les deux approches proposées pour l'établissement du groupe critique et le calcul des risques individuels du public, ainsi que de résumer les commentaires faits sur le sujet par Thomas H. Pigford, professeur émérite à l'Université de Californie (Berkeley).

5.7.2. Le groupe critique probabiliste

Cette méthode est suffisamment originale pour être présentée dans le détail. Le Comité d'Experts nommé par l'Académie des Sciences américaine propose de calculer les risques en huit étapes par une méthode que l'on peut appeler la méthode du « tout probabiliste » :

- *1ère étape. Identifier une population réelle de référence*

Il s'agit ici d'identifier le groupe de personnes réelles, à l'intérieur duquel on doit trouver celles dont les caractéristiques font qu'elles recevraient les doses les plus élevées dues à la présence du stockage, si celui-ci existait déjà. En se basant sur l'observation des habitudes de vie actuelles, et sur des choix subjectifs (voire même politiques selon le Comité d'Experts), on définit une population de référence et la zone géographique qui constitue son biotope. Le Comité d'Experts propose comme exemple une communauté de fermiers vivant dans la Vallée Amargosa (à 20 miles du site de Yucca Mountain).

- *2ème étape. Quantifier les caractéristiques importantes de la population réelle de référence pour déterminer une population hypothétique de référence*

L'observation de la population de référence permet de dégager les habitudes comportementales et les caractéristiques principales qui peuvent avoir une influence sur la dose reçue (i.e. sur le risque). Le champ d'analyse est restreint aux paramètres environnementaux ou technologiques les plus significatifs du point de vue du risque radio-induit. A partir de ces observations sur la population réelle, une distribution de population hypothétique et une localisation de celle-ci sont retenues pour les calculs de risque. Les ressources en eau potable existantes ou potentielles (y compris celles qui, même si elles ne sont pas exploitées actuellement pour une raison quelconque, pourraient l'être à l'avenir) sont la base de la détermination de la distribution de population hypothétique et de sa localisation. Une fois choisie cette population de référence hypothétique, toutes les distributions des paramètres significatifs sont définies (ressources et régimes alimentaires, pratiques agricoles, temps passé à l'extérieur, âges,...)

- *3ème étape. Simuler le transport des radionucléides et définir les zones d'impact du rejet*

Une simulation (Monte-Carlo) du transport des radionucléides dans l'environnement

permet ensuite de définir des « rejets type », c'est-à-dire de déterminer les zones géographiques qui sont simultanément exploitables par l'homme, et où une contamination de l'eau pourrait avoir lieu.

- *4ème étape. Définir les « instantanés » critiques de la distribution des radionucléides*

L'instant critique où la contamination est maximale est déterminé pour chaque zone d'intersection « lieu de vie possible - contamination possible » (c'est-à-dire chaque zone qui d'une part, contient des ressources en eau et, d'autre part, peut être contaminée après transport de radionucléides dans la géosphère). Le maximum doit être pris au moment et à l'endroit où l'homme est effectivement en mesure de puiser ses ressources en eau potable, celles de ses animaux domestiques ou à des fins d'irrigation de ses cultures vivrières. On ne retient pour le calcul de risque que « l'instant critique », c'est-à-dire le moment où les concentrations sont les plus pénalisantes du point de vue sanitaire pour la population hypothétique de référence (les évolutions sont suffisamment lentes pour que les variations de concentrations dans l'intervalle de temps correspondant à une vie humaine ne soient pas prises en compte). La distribution spatiale des concentrations en radionucléides dans les eaux souterraines à un temps donné est appelée « instantané critique ».

- *5ème étape. Générer des situations d'exposition (la population hypothétique exposée)*

Les situations d'exposition sont extraites par échantillonnage des distributions de paramètres qui caractérisent la population hypothétique de référence. Pour chaque « instantané critique » du rejet, on simule de façon probabiliste la population hypothétique exposée (le nombre et la position des fermes, des puits, la taille, la distribution des âges et des sexes des populations agricoles correspondantes...). Tous les autres paramètres nécessaires au calcul de l'exposition sont également déterminés de façon probabiliste (profondeur de forage, débit de consommation en eau, source de nourriture, régime alimentaire...). Chaque simulation doit couvrir une région suffisamment vaste à l'intérieur et à l'extérieur de la zone potentiellement exposée pour permettre une caractérisation correcte des variations dans les doses individuelles entre la zone exposée et ses environs (ce qui, du point de vue méthodologique, paraît assez contradictoire avec l'option prise à la troisième étape du calcul). Les échanges commerciaux de produits alimentaires entre ces zones sont également simulés par tirage aléatoire.

- *6ème étape. Calculer les distributions de dose dans la population hypothétique exposée*

Pour chaque situation d'exposition, on détermine les lieux potentiels de forage (puits qui ont le potentiel de subvenir aux besoins vitaux de la population hypothétique exposée), auxquels on associe « l'instantané critique de rejet ». On calcule alors les activités extraites en fonction du débit d'utilisation des eaux souterraines ainsi que les distributions des activités dans les espèces vivantes du biotope humain. On calcule enfin la distribution des doses individuelles dans la population hypothétique exposée.

- *7ème étape. Identifier des sous-groupes critiques dans la population hypothétique exposée*

La région potentiellement exposée est subdivisée en sous-régions, dont les tailles sont déterminées sur les critères de potentialité à être habitées et d'homogénéité attendue dans la distribution des doses individuelles. Pour chacune des sous-régions, on détermine la moyenne arithmétique des doses individuelles calculées par les simulations précédentes. L'utilisation du coefficient de risque de la CIPR de 5.10^{-2} effets fatals par sievert permet de calculer un risque moyen annuel ou sur la vie d'un individu hypothétique. Seuls sont retenus les calculs relatifs aux sous-régions avec un risque égal à au moins 10% du maximum obtenu dans une sous-région.

- *8ème étape. Calculer le risque individuel moyen*

Le risque individuel est finalement obtenu en faisant la moyenne arithmétique des risques individuels calculés dans chacune des différentes sous-régions retenues à la septième étape.

5.7.3. Le groupe critique déterministe

L'autre méthode proposée par le Comité d'Experts est plus classique. Elle consiste à retenir comme groupe critique, une communauté hypothétique de fermiers vivant en complète autarcie près du site de Yucca Mountain.

Le scénario retenu correspond à l'utilisation et à la consommation d'une eau puisée dans les nappes souterraines contaminées, la consommation de produits alimentaires d'origine végétale irrigués avec cette même eau, et la consommation de produits alimentaires

d'origine animale, les animaux étant eux-mêmes alimentés par de l'eau contaminée et des plantes irriguées avec cette eau.

Les concentrations maximales de radionucléides sont calculées pour la géosphère représentative de la région de Yucca Mountain et sa probable évolution au cours des futurs millénaires. L'eau à usage domestique et comme boisson est puisée au point où ces concentrations sont maximales, dans la zone d'habitat du groupe critique, en postulant qu'aucune barrière géologique naturelle ne peut *a priori* empêcher la réalisation du forage nécessaire à la réalisation d'un puits. Le cas d'une extraction d'eau commerciale par des techniques mécanisées peut aussi être pris en compte si cela est réaliste ; dans ce cas, les concentrations maximales sont prises au point de forage et non au lieu d'habitat du groupe de fermiers. Les effets de dilution liés au puisage proprement dit sont pris en compte. Une analyse de sensibilité sur la profondeur du puits doit être faite.

Les régimes alimentaires humains actuels et la relation dose-effet connue seront utilisés pour le calcul des doses. L'utilisation d'un coefficient de risque de 5.10^{-2} effets fatals par sievert est également préconisée.

On considère arbitrairement que le risque individuel moyen à l'intérieur du groupe critique est de l'ordre de la moitié du risque individuel maximal calculé dans ce même groupe. Un facteur d'incertitude de 2 à 3 sur les résultats n'est pas considéré comme important.

5.7.4. Une critique de la méthode probabiliste

Le Professeur Thomas H. Pigford n'a pas voulu cautionner le rapport final du Comité d'Experts dont il était un des quinze membres ; l'annexe E du rapport est consacrée à sa critique de la méthode du groupe probabiliste, qui est plutôt préconisée par ses collègues et à laquelle il est farouchement opposé. Ses critiques portent en particulier sur les points suivants : il conteste le choix arbitraire de la population de référence, il trouve la méthode contraire aux pratiques internationales, il la trouve beaucoup plus sujette à la manipulation de chiffres que l'autre méthode (celle des fermiers en autarcie), il en réfute enfin la validité mathématique.

Sur le premier point, il considère en effet que l'objectif du calcul de risque au stade de la conception d'une installation consiste à s'assurer que le risque individuel maximal est en dessous d'une limite d'acceptabilité, et que c'est en tout cas la seule vérification raisonnablement possible et plausible à l'aide des techniques de calcul. Tout autre essai de

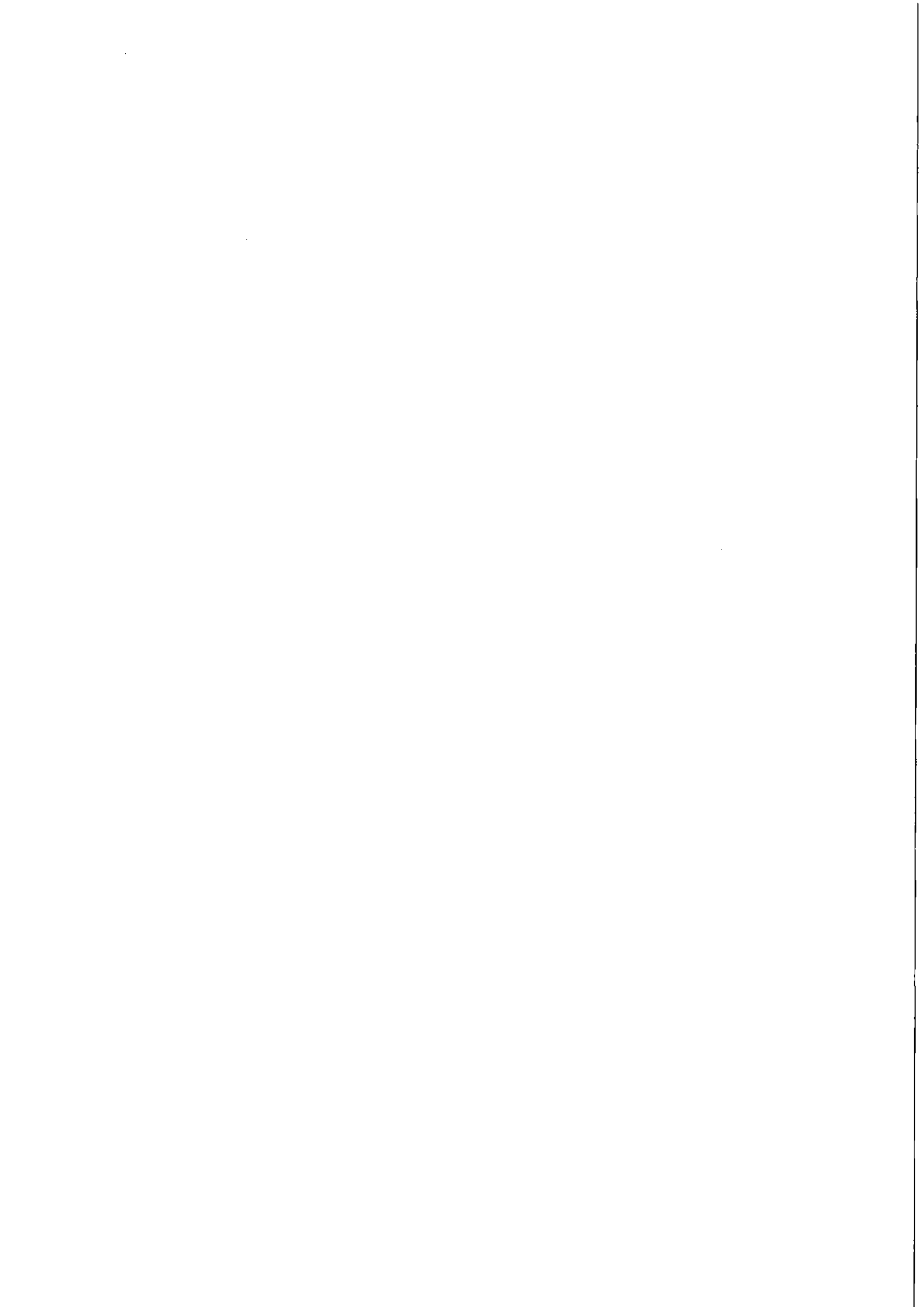
démonstration, en particulier celui du calcul des effets sanitaires à long terme d'un stockage sur l'ensemble de la population lui paraît superflu, sujet à caution, et de toute façon facilement contestable. D'autre part, le recours systématique aux probabilités exclut en particulier du champ d'investigation le groupe critique des fermiers résidents en complète autarcie et vivant à plein-temps dans la zone potentiellement contaminée. Il n'y a donc pas linéarité ni complémentarité entre les deux méthodes. L'approche probabiliste n'est donc pas, à coup sûr, conservative.

Sur le second point, il rappelle que les pratiques en Suisse, Suède, Finlande et au Royaume-Uni tendent à privilégier le recours à un groupe critique de fermiers vivant en autarcie dans la région du stockage (cf. chapitres précédents).

Sur le troisième point, il dit que l'introduction de la dimension probabiliste à toutes les étapes et sur tous les paramètres du calcul de risque, y compris sur la présence du groupe critique dans la zone potentiellement contaminée, est en fait une façon artificielle de dissimuler les doses élevées résultant de certains scénarios d'exposition (en particulier le puisage d'eau contaminée au point maximal dans le temps et dans l'espace des concentrations de radionucléides).

Enfin le quatrième point, qui avive sa critique, est lié au calcul du risque individuel moyen par la méthode des moyennes arithmétiques des risques individuels, calculés dans des subdivisions de la zone géographique de référence. Les critères de subdivision sont, selon lui, trop succinctement décrits, pour ne pas constituer un moyen simple pour diminuer de façon artificielle les résultats en termes de risques individuels. En effet, pour une même distribution d'activités et donc de « risques individuels locaux », la méthode proposée permet d'obtenir différents résultats pour le risque individuel moyen, selon la finesse et les critères de subdivision retenus.

Les remarques et les critiques de Pigford n'ont pas été démenties par les autres membres du Comité d'Experts. Ces derniers se contentent en fait de lui répondre, dans l'annexe F du même rapport, que le choix du groupe critique et de la méthode de calcul ne relèvent de toute façon pas du débat scientifique mais plutôt d'un choix essentiellement politique.



6. PROPOSITION DE CHOIX DE GROUPES CRITIQUES

6.1. Impossibilité du calcul d'une valeur unique du risque

Le recours à une méthode probabiliste pour définir les caractéristiques du groupe critique et les scénarios d'exposition des individus le composant n'est satisfaisant que du point de vue « esthétique ». En effet, s'il est tout à fait approprié d'utiliser de telles méthodes pour décrire les processus physiques effectivement probabilistes (comme par exemple, le parcours des électrons dans la matière), cela est plus difficilement défendable lorsqu'il s'agit de modéliser l'évolution d'une société humaine et de ses comportements soumis à des contraintes politiques, économiques, psychologiques ou environnementales. Ces facteurs, qui ne sont pas de nature stochastique, ne peuvent être mathématiquement quantifiés sans de grandes incertitudes. Le recours à une méthode probabiliste exposerait son réalisateur à des critiques à la fois de la part de ceux qui verraient là une façon de ne pas évaluer les situations exceptionnelles conduisant aux doses les plus élevées, ou de ceux qui devraient justifier la réalisation d'installation générant des risques élevés mais correspondant dans la plupart des cas à des situations totalement irréalistes. Le recours à une approche déterministe, mais en imaginant cependant plusieurs scénarios d'évolution possibles, est une méthode certainement plus humble et probablement préférable à la solution préconisée par L'Académie des Sciences américaine pour l'évaluation du stockage de Yucca Mountain.

Par ailleurs, il est aussi illusoire de rechercher « la » valeur de dose individuelle réaliste et universelle, celle qui correspondrait à toutes les situations d'exposition, ni non plus « la » valeur conservative ou « la » valeur maximale. Il est toujours possible d'imaginer un scénario d'exposition plus pénalisant que celui préconisé. Le recours aux termes « réaliste », « conservatif » ou « maximal » sera donc volontairement évité.

Pour l'évaluation d'un stockage profond, il est donc proposé dans ce rapport de calculer différentes valeurs de doses individuelles et collectives correspondant à des situations d'exposition potentielle - mais pas extravagantes - de plusieurs groupes critiques définis de façon déterministe et adaptées selon qu'il s'agit de l'évaluation de l'évolution normale de l'installation ou à de celle des situations incidentelles qui pourraient survenir.

6.2. Groupe(s) critique(s) pour les scénarios normaux

Pour les scénarios d'exposition correspondant aux situations normales, et qui surviendraient donc dans plusieurs centaines voire milliers d'années, il est proposé de recourir à trois types de groupes critiques : - celui correspondant aux moeurs les plus courantes des populations observées actuellement autour du stockage, - un ou des groupe(s) dont les habitudes de vie, quoique exceptionnelles, peuvent également être observées actuellement dans le voisinage de l'installation ou dans sa région proche et l'exposant à des risque radioinduits plus élevés que le précédent, - enfin un (ou des) groupe(s) hypothétique(s) non observés aujourd'hui mais dont on peut imaginer l'existence dans l'avenir compte tenu de la géographie du lieu d'implantation du stockage. Dans tous les cas, l'hypothèse est faite d'un oubli de la présence du stockage (il s'agit donc d'évaluations qui, dans le temps, se situent au-delà de la période de contrôle institutionnel). Compte tenu des variations peu considérables des concentrations d'activités sur la période d'une vie humaine, les calculs réalisés correspondront à la dose reçue par un adulte chaque année de sa vie, durant sa vie entière. La variation liée aux différences comportementales, alimentaires et physiologiques d'un enfant ou d'un nourrisson par rapport à l'adulte devraient cependant être estimées comme référence pour un des cas, au moins.

6.2.1. Le groupe critique observé « en moyenne »

Il serait déterminé sur la base d'enquêtes réalisées localement autour du site pressenti pour le stockage des déchets radioactifs (on peut envisager un rayon de quelques dizaines de kilomètres). Ces enquêtes auraient pour but de connaître les habitudes et comportements moyens des populations locales (pratiques agricoles, régimes et origine des produits alimentaires, temps passé à l'extérieur...).

Les doses individuelles ainsi calculées pourront par ailleurs être extrapolées pour une évaluation de dose et de risque collectifs.

6.2.2. Des groupes critiques pénalisants observés « exceptionnellement »

Sur la base des enquêtes précédentes, des comportements exceptionnels seront sans doute identifiés : vie en autarcie partielle, professions ou hobbies pouvant conduire à des doses plus élevées pour certaines voies de transfert (pêcheurs, agriculteurs, randonneurs...). Cela permettra de constituer autant de personnes de référence (au sens décrit dans le

premier chapitre de ce rapport). Le calcul sera limité à la dose individuelle de la personne de référence (il n'y aura donc pas d'extrapolation en dose collective sur ces valeurs).

6.2.3. Le groupe critique pénalisant « hypothétique »

Il est constitué d'un ensemble d'individus hypothétiques dont les moeurs (par exemple : lieu d'habitat, vie en autarcie totale), si elles venaient à apparaître, conduiraient à des doses supérieures à celles du groupe critique observé actuellement.

Une vérification de cohérence de l'existence de ces moeurs avec la géographie du site et sa possible évolution dans le futur proche (hydrographie en particulier) devra être faite : la taille et le « rayon d'action » du groupe critique devront permettre la survie de la communauté sur plusieurs générations. Des critères (nombre de familles, ressources agricoles minimales et types de sols nécessaires à la subsistance de la communauté, ressources en eau disponibles) devront donc être définis et vérifiés. Par exemple, en ce qui concerne la taille minimale du groupe critique, une vingtaine (environ cinq familles) de personnes suffit à assurer sa reproduction. La dose collective de ce groupe pourrait également être calculée.

Dans les trois cas, une analyse de sensibilité en fonction des concentrations en activité calculées aux différents exutoires devrait ensuite être réalisée.

6.3. Groupe(s) critique(s) pour les scénarios incidentels à long terme

En ce qui concerne les scénarios à long terme (au-delà de 10 000 ans) dits "incidentels" ou "dégradés", l'identification des groupes critiques doit prendre en compte la nature du scénario étudié. Deux grandes catégories de scénarios peuvent être identifiées, à savoir les changements climatiques et les scénarios d'intrusion humaine.

6.3.1. Les scénarios d'intrusion

Les scénarios d'intrusion (chantier, forage, mine, tunnel...) peuvent mener à la définition de deux sortes de groupes critiques. Le premier type de groupes serait alors constitué des individus vivant dans les environs du site avec un comportement (consommation, habitat, degré de vie autarcique) identique aux groupes définis pour les scénarios d'évolution normale. Au niveau de ces groupes, l'intrusion en elle-même n'a de conséquences que sur l'évolution du transfert des radionucléides dans la géosphère, sur la vitesse de

propagation des radionucléides dans les sols et vers les nappes d'eaux souterraines ou les eaux de surface, et donc sur les concentrations aux différents exutoires. Le second groupe, plus restreint et plus pénalisant, est constitué du ou des "intrus", typiquement un mineur, un archéologue, un ouvrier de chantier... Le comportement spécifique de cet intrus de référence doit être déterminé de façon réaliste (il ne serait pas considéré pertinent, par exemple, d'évaluer un scénario tel que le mineur de fond se léchant les doigts après avoir démonté la carotte de forage) afin de pouvoir évaluer le niveau d'exposition lié à l'acte d'intrusion. Ce second groupe se rapproche davantage de la notion de personne de référence.

6.3.2. Les scénarios de changement climatique

Contrairement aux scénarios d'intrusion, les scénarios de changements climatiques, réchauffements ou refroidissements, influent à la fois sur la géosphère et sur la biosphère. Le comportement des individus étant fonction du climat, que ce soit au niveau de l'alimentation, des possibilités d'autarcie, ou de l'habitat, il est nécessaire d'adopter pour chaque type de climat considéré un groupe spécifique. Les données concernant ces groupes pourraient être recueillies à partir de l'observation de groupes de population vivant actuellement dans des climats similaires, tout en adaptant ces comportements à la géographie du site considéré (présence de cours d'eau, proximité de la mer ou de zones montagneuses...).

RÉFÉRENCES

- [1] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Report of Committee 4 on **Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials**, ICRP Publication No. 7 (Adopted September 13, 1965), Pergamon Press, 1966.
- [2] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, **Recommendations of the ICRP**, ICRP Publication No. 26 (Annals of the ICRP Vol.1, No. 3), Pergamon Press, 1977.
- [3] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, **Radionuclide Release into the Environment: Assessment of Doses to Man**, ICRP Publication No. 29 (Annals of the ICRP Vol.2, No. 2), Pergamon Press, 1979.
- [4] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, **Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases**, Safety Series No.57, IAEA, Vienna, 1982.
- [5] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, **Control of Radioactive Waste Disposal into the Marine Environment**, Safety Series No.61, IAEA, Vienna, 1983.
- [6] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, **Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Population**, ICRP Publication No. 43 (Annals of the ICRP Vol.15, No. 1), Pergamon Press, 1985.
- [7] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, **Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste**, ICRP Publication No. 46 (Annals of the ICRP Vol.15, No. 4), Pergamon Press, 1985.
- [8] COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE, **Recommandations 1990 de la Commission Internationale de Protection Radiologique**, CIPR Publication No. 60 (Adoptées en novembre 1990), Edition en langue française, Pergamon Press, 1993.
- [9] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, **Protection from Potential Exposure: A Conceptual Framework**, ICRP Publication No. 64 (Report of a Task Group of Committee 4 of the ICRP), Pergamon Press, 1993.
- [10] UNITED KINGDOM NIREX LIMITED, Rock Characterisation Facility, Longlands Farm, Gosforth, Cumbria, **PROOF OF EVIDENCE OF Dr. L. D. PHILLIPS, Multi-Attribute Decision Analysis for Recommending Sites to be investigated for their Suitability as a Repository for Radioactive Wastes**, PE/NRX/18, NIREX, 1995.

- [24] ASHTON J., SUMERLING T. J., **Biosphere Database for Assessments of Radioactive Waste Disposals**, Associated Nuclear Services Report No. 595-13, Epsom, Surrey, United Kingdom, June 1988.
- [25] LAWSON G., SMITH G.M., **BIOS: A Model to Predict Radionucléides Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories**, NRPB Report-R169, Chilton, Didcot, United Kingdom, June 1985.
- [26] HER MAJESTY'S INSPECTORATE OF POLLUTION, **Dry Run 3: A Trial Assessment of Underground Disposal of Radioactive Wastes Based on Probabilistic Risk Analysis, Overview**, DOE Report No DoE/HMIP/RR/92.039, Ed. T J Sumerling, United Kingdom, June 1992.
- [27] NIREX, **Post-closure performance assessment, Nirex 95: A Preliminary Analysis of the Groundwater Pathway for a Deep Repository at Sellafield**, Volume 3 - Calculations of Risk, Nirex Report No: S/95/012, United Kingdom, July 1995.
- [28] SMITH G.M., FEARN H.S., SMITH K.R., DAVIS J.P., KLOS R., **Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg**, NRPB Report-M148, Chilton, Didcot, United Kingdom, May 1988.
- [29] DAVIS P.A., ZACH R. *et al.*, **Le stockage permanent des déchets de combustible nucléaire du Canada: Le modèle de biosphère, BIOTRAC, pour l'évaluation de post-fermeture**, Rapport AECL RECHERCHE No AECL-10720, COG-93-10, Pinawa, Canada, Octobre 1993.
- [30] SKI TECHNICAL REPORTS, **SKI Project-90: Conversion of Releases from the Geosphere to Estimates of Individual Doses to Man**, SKI Report No 91: 14, July 1991.
- [31] SKI TECHNICAL REPORTS, **SKI Project-90**, SKI Reports No 91:15 and 91:23, Sweden, 1991.
- [32] VIENO T. *et al.*, **TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal**, Report YJT-92-33E, Technical Research Centre of Finland, Nuclear Engineering Laboratory, Helsinki, December 1992.
- [33] NATIONAL COOPERATIVE FOR THE DISPOSAL OF RADIOACTIVE WASTE (NAGRA), **Kristallin-I: Safety Assessment Report**, NAGRA Technical Report 93-22E, Switzerland, July 1994.
- [34] COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, **Methodology for Evaluating the Radiological Consequences of Radioactive Effluents Released in Normal Operations**, Joint report by the NRPB and the CEA, July 1979.
- [35] COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE, IPSN, **Études de sensibilité relatives aux équivalents de dose associés à un stockage de déchets nucléaires en formation géologique profonde**, Rapport DAS n° 655, Colloque international AEN/OCDE/AIEA/CCE sur l'analyse de sûreté des dépôts de déchets radioactifs, Paris, 9-13 octobre 1989.

- [36] DESPRES A., DELISLE C., **Evaluation de l'impact radiologique des rejets d'effluents radioactifs du Centre COGEMA de Marcoule**, Rapport SEGR/SAER/95 n°43, Juillet 1995. Version Projet. Communication personnelle.
- [37] GROUPE DE TRAVAIL DGS/IPSN/DSIN/CEA/EDF/COGEMA/OPRI « Impact sanitaire des installations nucléaires », **Rapport du sous-groupe « Evaluation dosimétrique »**. Document de travail. Novembre 1995. Communication personnelle.
- [38] BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, UND REAKTOR-SICHERHEIT, SSK (Strahlenschutzkommission), **Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV**, Stuttgart, Jena, New-York : Gustav Fischer Verlag, 1992.
- [39] HORA S. C., DETLOF von WINTERFLEDT, TRAUTH K., **Expert Judgment on Inadvertent Human Intrusion into the Waste Isolation Pilot Plant**, Sandia National Laboratories, SAND90-3063, United States, 1991.
- [40] D'ALESSANDRO M., BONNE A., **Radioactive Waste Disposal into a Plastic Clay Formation**, Harwood Academic Publishers GmbH, Switzerland, 1991.
- [41] HAUPTABTEILUNG FÜR DIE SICHERHEIT DER KERNANLAGEN (HSK), **Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen**, Richtlinie für schweizerische Kernanlagen, HSK-R-41/d, Villigen, Schweiz, September 1995.
- [42] AGENCE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE, **Risques liés à l'intrusion humaine sur les sites d'évacuation de déchets radioactifs**, Compte-rendu d'une réunion de travail de l'AEN, Paris, Juin 1989.
- [43] ENERGY PROBE, **Written Submission to the Canadian Environmental Assessment Process**, Toronto, Canada, March 1996.
- [44] GOODWIN B. W. *et al*, **Analyse de scénarios pour l'évaluation de la phase de post-fermeture du concept canadien de stockage permanent des déchets de combustible nucléaire**, Rapport AECL Recherche No AECL-10969, Pinawa, Manitoba, Canada, Décembre 1994.
- [45] PIGFORD T. H., **Maximum Individual & Vicinity-Average Dose for a Geologic Repository Containing Radioactive Waste**, in: Risk: Health, Safety & Environment pp.9-24 [Winter 1997].
- [46] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, **Safety Analysis Methodologies for Radioactive Waste Repositories in Shallow Ground**, Safety Series No 64, IAEA, Vienna, 1984.
- [47] INSEE, **Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1987**, Série Consommation et modes de vie n°30-31, résultats n°153-154 (1991).

- [48] **ELECTRICITÉ DE FRANCE, Evaluation des conséquences sanitaires individuelles des rejets continus ou accidentels d'effluents radioactifs en rivière ou dans l'atmosphère provenant d'un réacteur de puissance. Application à la réglementation, Mars 1981, (contrat EDF/CEA-SPS).**
- [49] **G. LISSORGUES, Procédures administratives relatives aux rejets radioactifs - Evaluation des conséquences radiologiques dans l'environnement, Janvier 1995, (note EDF/EE-IDE-JSE 94200A).**

