

GROUPE RADIOÉCOLOGIE NORD-COTENTIN

Estimation des niveaux d'exposition
aux rayonnements ionisants et
des risques de leucémies associés
de populations du Nord-Cotentin.

RAPPORT DE SYNTHÈSE

AVANT PROPOS

Le 7 juillet 1999, après deux années de travail le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin adressait ses conclusions à la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et au Secrétaire d'Etat à la Santé.

Simultanément, les documents produits par le Groupe étaient rendus disponibles au public sur Internet¹.

Le rapport final de synthèse et les rapports finaux détaillés (volume 1 : inventaire des rejets radioactifs des installations nucléaires, volume 2 : revue critique des mesures dans l'environnement, volume 3 : modèles de transfert des radionucléides dans l'environnement, volume 4 : estimation des doses et des risques de leucémies associés) ont été diffusés en octobre 1999.

Le contenu de ces rapports a été approuvé par l'ensemble des membres du Groupe à l'exception des experts de la CRII-RAD.

Les réserves émises par certains membres du Groupe en ce qui concerne l'appréciation des résultats ont été intégrées dans la discussion de ces résultats. De plus, des observations de caractère plus général émanant d'experts du Groupe ont été introduites tant au niveau des conclusions que des Annexes générales.

¹ www.ipsn.fr/nord-Cotentin

PRÉFACE

L'existence d'une tendance à un excès de nouveaux cas de leucémies de 1978 à 1992 dans le canton de Beaumont-Hague chez les jeunes de 0 à 24 ans (4 cas observés pour 1,4 cas attendus), le lien suggéré en 1997 avec notamment la consommation de produits de la mer locaux et la fréquentation des plages, ont conduit les pouvoirs publics à demander la réalisation de deux types d'investigations :

- d'une part, un approfondissement épidémiologique qui a permis de montrer que, même s'il n'existe pas réellement d'excès de nouveaux cas de leucémies dans la région pour une période plus étendue allant de 1978 à 1997, des études complémentaires sont nécessaires (renforcement de la surveillance épidémiologique, mesure des conséquences des expositions professionnelles, prise en compte des autres effets des rayonnements ionisants). Cette réflexion, qui se poursuit actuellement, a été confiée au professeur Spira et a donné lieu notamment à la publication en 1998 du rapport « Rayonnements ionisants et Santé : mesure des expositions et surveillance des effets sur la santé »²,
- d'autre part, une analyse radioécologique approfondie, permettant d'estimer directement et au mieux les expositions radiologiques de la population et d'en déduire les effets attendus sur la santé. Dans le contexte décrit précédemment, l'objectif était d'évaluer le nombre théorique de cas de leucémie attribuables aux installations nucléaires ainsi qu'aux autres sources d'expositions (médicales et naturelles) pour une population et une zone géographique déterminées. Ce travail a été confié au « Groupe Radioécologie Nord-Cotentin » présidé par Mme Sugier, comprenant des experts d'origines très diverses (institutionnels, exploitants, associatifs, organismes étrangers).

Le rapport de synthèse et les rapports détaillés du groupe Radioécologie Nord-Cotentin correspondent à ce deuxième volet de la demande des pouvoirs publics et présentent les travaux réalisés par le groupe avec l'appui de l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire (IPSN).

Les conclusions auxquelles aboutit le groupe traduisent l'accord des experts sur une méthodologie basée sur la modélisation des transferts de radionucléides dans l'environnement jusqu'à l'homme et sur le niveau faible du risque calculé de leucémie radio-induite chez les jeunes de 0 à 24 ans attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin à partir de cette méthodologie : de l'ordre de 0,002 cas pour la population considérée au cours de la période 1978 - 1996, soit bien inférieur aux 4 cas observés pendant cette même période.

Ce résultat est une estimation moyenne qui correspond à ce que l'on appelle la meilleure estimation (« best estimate ») réalisable à partir des connaissances scientifiques actuelles. Des incertitudes existent, que l'on s'est efforcé de réduire notamment en utilisant une base de données très étendue. De plus, on a testé la robustesse du résultat en faisant varier des paramètres importants associés aux habitudes de vie des groupes de population (temps de présence sur les plages, consommation de produits de la mer, etc. ...). Les résultats obtenus ne conduisent pas à modifier la conclusion selon laquelle les installations nucléaires ne semblent pas avoir une influence significative sur l'incidence de leucémies chez les jeunes de la zone considérée.

² La Documentation Française

Cependant une analyse d'incertitude globale n'a pas été entreprise. Une telle analyse, qui nécessiterait un effort considérable, n'a pas non plus été menée dans des études similaires faites à l'étranger. De ce fait, certains membres du groupe considèrent ne pas pouvoir conclure à ce stade, alors que les autres membres du groupe estiment que ces incertitudes ne sont pas de nature à remettre en cause les ordres de grandeur obtenus, ni la teneur des conclusions.

Sur la base de cette même méthodologie, l'ensemble des expositions radiologiques naturelles et artificielles de la population considérée permettrait d'expliquer 0,83 cas de leucémies pendant cette période. Ce résultat confirme l'importance de réaliser comme cela a été fait pour les installations nucléaires, une étude des conditions locales d'expositions aux radiations d'origine naturelle et médicale.

On trouvera également dans ce rapport des éléments de calcul utilisables dans une approche réglementaire de protection des populations. Il s'agit de l'estimation des expositions des groupes de population susceptibles d'être les plus exposés aux rejets des usines de retraitement COGEMA La Hague. Ces éléments ont pour objectif d'éclairer les décisions à prendre sur la révision des textes réglementaires régissant le fonctionnement de ces usines.

L'ensemble des travaux réalisés - épidémiologiques et radioécologiques - ne semble pas pouvoir expliquer l'incidence de leucémies relativement élevée observée, sans pour autant remettre en cause l'hypothèse de travail retenue qui est celle d'une relation dose / effet sans seuil, c'est à dire qu'aux faibles doses correspondrait un risque faible et non un risque nul. Ces travaux conduisent cependant à recommander en priorité une étude plus approfondie des expositions d'origine médicale et naturelle dans le Nord-Cotentin et, en tout état de cause, comme le prévoit la réglementation, de limiter autant que faire se peut les expositions de la population, quelles que soient les sources considérées. Parmi les prolongements de l'étude, il conviendrait également de lancer une réflexion sur la réalisation d'une analyse d'incertitude globale.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	10
1. HISTORIQUE DE LA CREATION DU GROUPE.....	12
2. MISSIONS ET COMPOSITION DU GROUPE.....	13
PARTIE A : PRINCIPAUX RÉSULTATS.....	16
1. RECONSTITUTION DOSIMÉTRIQUE ET ÉVALUATION DES RISQUES DE LEUCÉMIE (mission 1)	18
1.1. Objectif général et méthodologie.....	18
1.2. Synthèse des travaux sur les rejets	19
1.3. Synthèse des travaux sur les mesures.....	20
1.4. Synthèse des travaux sur la confrontation modèles/mesures	23
1.5. Synthèse des travaux sur la reconstitution des doses reçues par les populations et sur l'évaluation des risques correspondants	24
1.6. Résultats et discussion des résultats	28
2. ÉVALUATION DES DOSES INDIVIDUELLES À DES GROUPES DE POPULATION PLUS EXPOSÉS (mission 2)	29
2.1. Mode d'approche.....	29
2.2. Résultats et discussions des résultats	30
3. RÉSUMÉ / CONCLUSIONS	32
3.1. Rappel des missions du Groupe	32
3.2. Méthode	33
3.3. Résultats	35
3.4. Discussion des résultats.....	36
3.5. Recommandations	37
3.6. Commentaires	38
ANNEXE DE LA PARTIE A	40
PARTIE B : INVENTAIRE DES REJETS RADIOACTIFS DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES	42
1. OBJECTIFS	44
2. USINES DE RETRAITEMENT COGEMA LA HAGUE	45
2.1. Radionucléides considérés	45
2.2. Méthodologie	46
2.3. Application de la méthodologie	48
2.4. Résultats acquis	49
3. CENTRE DE STOCKAGE DE LA MANCHE	58

3.1. Introduction.....	58
3.2. Inventaire radiologique du Centre Manche	59
3.3. Méthodologie de reconstitution de l'inventaire radiologique.....	60
3.4. Évolution du mode de gestion des effluents du Centre Manche	61
3.5. Incident tritium de 1976	62
3.6. Relâchement d'autres radionucléides que le tritium dans le ruisseau de la Sainte-Hélène	63
3.7. Relâchement de radon dans l'atmosphère par le Centre Manche	64
3.8. Relâchements éventuels d'autres radionucléides sous forme volatile	65
4. CENTRALE DE FLAMANVILLE	65
4.1. Introduction.....	65
4.2. Compléments apportés par le GT1	65
4.3. Diminution des rejets d'activité dans les effluents liquides.....	67
4.4. Surveillance réglementaire des rejets liquides et gazeux	67
5. ARSENAL DU PORT DE CHERBOURG	68
6. INVENTAIRE DES INCIDENTS AYANT ENTRAÎNÉ DES RELÂCHEMENTS D'ACTIVITÉ DANS L'ENVIRONNEMENT	68
6.1. Usines COGEMA - La Hague.....	68
6.2. Centrale de Flamanville.....	71
6.3. Centre de stockage de la Manche.....	71
6.4. Arsenal du port de Cherbourg	71
7. CONCLUSION	71
ANNEXES DE LA PARTIE B	76
 PARTIE C : REVUE CRITIQUE DES MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT	 134
1. OBJECTIF	136
2. PROBLÈMES D'HOMOGENÉITÉ ET DE VARIABILITÉ.....	137
3. INVENTAIRE DES PRÉLEVÈMENTS ET DES TYPES DE MESURES.....	138
3.1. Méthodologie générale.....	138
3.2. Inventaire des méthodes de prélèvements de traitement et de mesure des échantillons	139
3.3. Inventaire des prélèvements et des types de mesures	140
4. REVUE CRITIQUE DES RÉSULTATS	141
4.1. Méthodologie générale.....	141
4.2. Discussion des résultats.....	143
5. CONCLUSIONS	155
ANNEXES DE LA PARTIE C	158

PARTIE D : MODÈLES DE TRANSFERT DES RADIONUCLÉIDES DANS L'ENVIRONNEMENT	178
1. OBJECTIF	180
2. DÉMARCHE GÉNÉRALE	180
3. MODÈLES EXAMINÉS	181
4. INTERCOMPARAISON DES RÉSULTATS DES MODÈLES	183
4.1. Les rejets marins	183
4.2. Les rejets atmosphériques	184
5. CHOIX DES MODÈLES	184
5.1. Bruit de fond	184
5.2. Modélisation de l'impact des rejets marins.....	185
5.3. Modélisation de l'impact des rejets atmosphériques	189
5.4. Transferts par les algues et les embruns	193
5.5. Transferts en cours d'eau.....	193
6. CONFRONTATION MODÈLES / MESURES	193
6.1. Rejets en mer	193
6.2. Rejets atmosphériques.....	216
6.3. Cas spécifique des embruns	222
6.4. Rejets en cours d'eau.....	222
7. CONCLUSIONS	223
7.1. Domaine marin	224
7.2. Domaine atmosphérique	226
7.3. Embruns	227
7.4. Cours d'eau	227
8. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	227
ANNEXES DE LA PARTIE D	232
 PARTIE E : ESTIMATION DES DOSES ET DU RISQUE DE LEUCÉMIE ASSOCIÉ	 240
1. OBJECTIF	242
2. CONTEXTE ÉPIDÉMIOLOGIQUE	243
2.1. Rappel des résultats épidémiologiques.....	243
2.2. Synthèse des études radioécologiques effectuées en Grande-Bretagne	244
2.3. Application au cas du Nord-Cotentin	244
 3. MÉTHODOLOGIE RETENUE POUR L'ESTIMATION DE LA DOSE ET DU RISQUE DE LEUCÉMIE POUR LA « COHORTE » DES 0 - 24 ANS	 245

3.1. Constitution de la « cohorte » des 0 - 24 ans	246
3.2. Modélisation des sources d'exposition de la cohorte	251
3.3. Définition des paramètres « représentatifs » de la cohorte	262
3.4. Estimation des expositions	269
3.5. Estimation du nombre de cas attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants	285
3.6. Scénarios « cohorte »	297
4. VARIATION DE LA DOSE EN FONCTION DE SCÉNARIOS PARTICULIERS	307
4.1. Scénario moyen	308
4.2. Scénario particulier « Pêcheurs dans la zone des Huquets »	311
4.3. Scénario particulier « Agriculteur habitant au Pont-Durand »	313
4.4. Scénario particulier « Pratiquer des activités près de la conduite de rejet en mer de COGEMA »	315
4.5. Scénario particulier « Pêcher en champ proche de l'émissaire des rejets en mer des usines de retraitement de COGEMA	317
4.6. Scénario particulier « Utiliser l'eau du ruisseau Sainte-Hélène au Pont-Durand » ..	319
4.7. Scénario particulier « Pêcher dans le ruisseau Sainte-Hélène au Pont-Durand » ...	320
4.8. Scénario particulier « Jouer à l'embouchure de la Sainte-Hélène	321
4.9. Scénario particulier « Se promener en clôture du Centre Manche »	322
4.10. Consommation de produits à base d'algues	322
4.11. Transports de combustibles irradiés	323
4.12. Bilan de l'étude des scénarios particuliers	323
5. CONCLUSION	325
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	329
 ANNEXES GÉNÉRALES	 332
ANNEXE 1 Lettres de mission	336
ANNEXE 2 Composition du groupe plénier et des groupes de travail	342
ANNEXE 3 Intitulé complet des sigles	344
ANNEXE 4 Remarques ou réserves de membres du groupe ou d'associations extérieures ..	346
ANNEXE 5 Lettres adressées à la présidente du groupe	358

I N T R O D U C T I O N

1. HISTORIQUE DE LA CRÉATION DU GROUPE

En janvier 1997, l'équipe du professeur J.F Viel de l'université de Besançon publiait dans le *British Medical Journal* les résultats d'une étude épidémiologique (« cas témoin ») réalisée autour des usines de retraitement COGEMA La Hague. Cette étude mettait en évidence l'association entre certaines habitudes de vie (la fréquentation des plages locales, la consommation de produits de la mer, le fait d'habiter dans une maison de granit) et le développement de leucémies parmi les sujets de moins de 25 ans dans un rayon de 35 km autour des usines de retraitement COGEMA La Hague. Les auteurs émettaient l'hypothèse d'une relation causale entre cette observation et l'exposition aux rayonnements résultant des rejets de cette installation. L'étude faisait suite à différentes publications de la même équipe, notamment à celle de 1995 sur l'incidence de la leucémie chez la même catégorie de population de la région, suggérant un excès de leucémies dans la zone des 10 km (canton Beaumont-Hague) à la limite du seuil de significativité (4 cas observés entre 1978 et 1992 pour 1,4 cas attendus)

Afin de répondre au débat suscité par les conclusions de ces travaux, Mme Corinne Lepage, Ministre de l'Environnement et M. Hervé Gaymard, Secrétaire d'État à la Santé et à la Sécurité Sociale, mettaient en place au mois de février 1997, un Comité Scientifique sous la présidence du professeur Charles Souleau, doyen de la faculté de Pharmacie de Chatenay-Malabry, afin de proposer « une nouvelle étude épidémiologique dans le Nord-Cotentin ». Dès le début des travaux du Comité, il est apparu indispensable à ses membres et à son président, d'élargir sensiblement le champ de sa mission initiale à un travail scientifique rétrospectif de « reconstitution et d'évaluation des doses de rayonnement » susceptibles d'être reçues par les populations les plus exposées du Nord-Cotentin du fait des sources naturelles, médicales, des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl et des établissements nucléaires.

Un premier rapport d'étape était présenté par le président du Comité en juillet 1997 à Mme Dominique Voynet et M. Bernard Kouchner, respectivement nouveaux Ministre de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire et Secrétaire d'État à la Santé.

En ce qui concerne le volet épidémiologique, l'une des conclusions du Comité était la nécessité de compléter l'étude d'incidence sur les sujets de moins de 25 ans dans le canton de Beaumont-Hague par des données correspondant aux années les plus récentes (1993 - 1996), non couvertes par les travaux antérieurs de J.F Viel. Des recommandations étaient également faites quant à la nécessité d'améliorer le système de surveillance épidémiologique autour des sites à risques.

En ce qui concerne le volet radiologique, le groupe de travail mis en place par le Comité, comprenant principalement des experts désignés par les appuis techniques des autorités et les exploitants, mettait en évidence la cohérence des mesures faites dans l'environnement par différents intervenants et donnait une évaluation des doses aux groupes de population susceptibles d'être les plus exposés, évaluation *basée sur les modèles des exploitants*. Le groupe souhaitait donc poursuivre son travail afin d'être en mesure de confirmer cette évaluation.

Le président du Comité Scientifique, n'ayant pas souhaité continuer sa mission, la Ministre de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire et le Secrétaire d'État à la Santé décidaient en août 1997 de confier la poursuite des travaux épidémiologiques au professeur Alfred Spira directeur de recherche à l'INSERM et celle des travaux du groupe « Radioécologie Nord-Cotentin » à Mme Sugier, directrice de la protection à l'IPSN. Une lettre de mission complémentaire a été envoyée à celle-ci en novembre 1997 afin de préciser les objectifs assignés au groupe Radioécologie Nord-Cotentin.

Le professeur Spira a remis aux Ministres en juillet 1998 un rapport intitulé « rayonnements ionisants et santé : mesures des expositions à la radioactivité et surveillance des effets sur la

santé » ³ où il présente les résultats de ses travaux et des propositions d'action tant au niveau du Nord-Cotentin qu'en ce qui concerne la surveillance nationale. Il poursuit actuellement son travail selon les orientations définies dans son rapport.

Le groupe Radioécologie Nord-Cotentin a remis deux rapports d'avancement au cours des années 1997 et 1998 et une note méthodologique en juillet 1998⁴, et a conclu ses travaux en juillet 1999.

2. MISSIONS ET COMPOSITION DU GROUPE

Conformément à la lettre de mission du 25 août 1997 (cf. Annexes générales), le groupe a pour objectifs de :

- dresser un inventaire des rejets radioactifs liquides et gazeux des installations nucléaires dans le Nord-Cotentin,
- faire un bilan de la surveillance de la radioactivité dans les différents milieux de l'environnement et produits de la chaîne alimentaire,
- faire un bilan des doses délivrées aux populations les plus exposées en y incluant les doses dues aux expositions naturelle et médicale,
- estimer le risque associé aux doses reçues.

Afin d'apporter dans l'immédiat des éléments d'information complémentaire aux études épidémiologiques réalisées ou en cours dans le Nord-Cotentin, le groupe a centré ses travaux sur la population d'un canton (Beaumont-Hague) sur une période déterminée correspondant à celle de l'étude de J.F Viel (1978 - 1992) et du docteur Guizard (1993 - 1996). Il faut donc souligner que le calcul de risque se limite à un objectif (les leucémies), à une population restreinte (les jeunes, 0- 24 ans) et à une période donnée (1978 - 1996). Le calcul, en ce sens, ne peut être confondu avec un calcul global de l'impact sanitaire lié aux installations nucléaires du Nord-Cotentin. La mission du groupe ne comportait pas non plus l'étude des autres causes potentielles de leucémies.

La deuxième lettre de mission datée du 27 novembre 1997 (cf. Annexes générales) précisait que les travaux du groupe devaient « être disponibles en temps utile pour être pris en compte dans les procédures de révision des textes régissant le fonctionnement des usines COGEMA de La Hague ».

Il s'agit ici d'adopter une approche réglementaire qui se limite aux usines de retraitement COGEMA La Hague. Cette approche, qui répond à un objectif de protection de l'ensemble de la population nécessite de vérifier que *les groupes susceptibles d'être les plus exposés* ne sont soumis qu'à des doses faibles. Celles-ci sont comparées aux limites fixées pour un individu pouvant être soumis à plusieurs sources d'exposition (expositions médicale et naturelle non comprises). Il convient donc d'identifier de tels groupes en tenant compte de leur situation géographique par rapport aux rejets, et de leurs habitudes de vie.

Tant pour la mission 1 (reconstitution dosimétrique et évaluation des risques de leucémie) que pour la mission 2 (doses reçues par les groupes de population susceptibles d'être les plus exposés aux rejets des usines COGEMA La Hague), les niveaux d'exposition doivent être définis,

³ La documentation française - Alfred Spira, Odile Bouton

⁴ Rapport d'avancement n° 1 (Novembre 1997) n° 2 (Mai 1998), note méthodologique (juillet 1998)

dans la mesure du possible, de façon réaliste malgré les difficultés d'un tel exercice dans le cas d'une étude rétrospective. Cette approche se différencie des estimations a priori majorantes réalisées dans le passé.

La spécificité du groupe Radioécologie Nord-Cotentin a résidé, d'une part, dans sa composition (contrôleurs, experts institutionnels français, exploitants, membres du mouvement associatif et experts étrangers) et, d'autre part, dans la réalisation d'une analyse critique systématique aussi exhaustive que possible.

La composition du groupe (cf. Annexes générales), d'abord limitée à quelques uns des principaux intervenants concernés, a été élargie avec l'accord des Ministres ; il comprend ainsi des experts provenant d'organismes très divers : organismes d'expertise ou de contrôle nationaux (OPRI, CNRS, IPSN), opérateurs (EDF, COGEMA, ANDRA, Marine Nationale), experts de la Commission spéciale d'information près de l'Etablissement de La Hague ainsi que du mouvement associatif (ACRO, GSIEN, CRIL-RAD) et experts d'instituts étrangers (NRPB Britannique, BfS Allemand, OFSP Suisse). Il s'agit donc d'une expertise pluraliste qui ne doit cependant pas masquer l'important déséquilibre qui existe entre les différents acteurs en termes de moyens (humains, matériels et outils d'évaluation).

Afin de s'assurer d'une participation aussi approfondie que possible des experts au travail d'analyse critique, des groupes spécialisés ont été constitués dont l'objectif était de traiter des différents aspects de la mission du groupe plénier. Ce sont ainsi au total environ 50 experts qui ont travaillé sur le projet dans ces différents groupes :

- le premier a examiné de façon critique les rejets déclarés par les exploitants des installations nucléaires du Nord-Cotentin et reconstitué, si nécessaire, les données manquantes ;
- le deuxième a rassemblé et interprété les mesures faites dans l'environnement par les différents intervenants (institutionnels et non institutionnels) depuis la mise en service des installations ;
- le troisième a comparé entre eux les modèles et confronté les prévisions de ceux-ci avec les mesures faites dans l'environnement ;
- le quatrième a identifié les groupes de population du Nord-Cotentin pertinents du point de vue épidémiologique (mission 1) ou dont les habitudes de vie les conduisent à être plus exposés aux sources industrielles nucléaires locales (mission 2), afin d'évaluer le niveau moyen des expositions auxquelles ils ont été ou sont soumis ; il a évalué également le niveau moyen des expositions reçues du fait des autres sources de rayonnement (naturelles, médicales, retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl) ; enfin, il a estimé le risque correspondant à la somme de l'ensemble des expositions considérées (mission 1).

Ce travail est complémentaire de celui mené par le professeur Spira concernant le suivi épidémiologique des populations du Nord-Cotentin.

Le présent volume rend compte, dans la partie A, des principaux résultats obtenus, en distinguant les missions 1 et 2 et les conclusions générales, dans les parties B, C, D et E, respectivement des travaux des groupes de travail dont les objectifs ont été décrits plus haut.

PARTIE A

PRINCIPAUX RÉSULTATS

1. RECONSTITUTION DOSIMÉTRIQUE ET ÉVALUATION DES RISQUES DE LEUCÉMIE (MISSION 1)

1.1. Objectif général et méthodologie

Le groupe a effectué une reconstitution des doses à la moelle osseuse (organe cible pour le risque de leucémie) reçues par la population des jeunes (0 - 24 ans) du canton de Beaumont-Hague pendant la période couverte par les études épidémiologiques. Cette reconstitution rétrospective incluant toutes les sources d'exposition, permet une estimation du nombre de leucémies théoriquement attribuable aux rayonnements. Elle permet aussi une comparaison de ce nombre avec celui effectivement constaté pour cette même population.

L'hypothèse retenue, afin de calculer à partir de la dose le risque de leucémie radio-induite est celle de la relation dose/effet sans seuil, c'est à dire qu'aux « faibles doses » correspond un « risque faible » et non un risque nul. Les modèles utilisés sont reconnus au niveau international. Cette relation a été admise par le groupe sans analyse critique bien qu'elle soit utilisée ici dans un domaine de doses (de l'ordre de 0,1 à 0,001 mSv pour les installations nucléaires) très éloigné du domaine dans lequel elle a été effectivement démontrée⁵.

Compte tenu de l'hypothèse avancée par J.F Viel, l'effort principal a porté sur les expositions dues aux rejets des installations nucléaires et notamment sur ceux des usines de retraitement COGEMA La Hague.

Deux méthodologies complémentaires permettent d'évaluer le transfert vers l'homme de radionucléides contenus dans les rejets :

- l'une consiste à mesurer les concentrations en radionucléides dans l'environnement et à estimer, en conséquence, l'impact sur des groupes de population compte tenu de leur localisation géographique et de leur utilisation de cet environnement,
- l'autre consiste, connaissant les rejets, à estimer l'impact sur ces mêmes groupes en s'appuyant sur des modèles traduisant les mécanismes de dispersion et de reconcentration des radionucléides dans l'environnement jusqu'à l'homme.

Le groupe Radioécologie Nord-Cotentin met en œuvre les deux méthodologies complémentaires citées plus haut en validant les modèles par la comparaison de leurs résultats avec les mesures faites dans l'environnement.

Les modèles ainsi validés permettent d'évaluer les niveaux de contamination en tous points de l'environnement alors que le nombre de mesures est nécessairement limité et que les valeurs

⁵ L'application du modèle de risque sans seuil au cas des expositions environnementales peut être discutée. En effet, les données qui ont servi à ajuster ce modèle sont celles de l'étude épidémiologique des survivants d'Hiroshima et de Nagasaki. D'une part dans ce cas la dose a été délivrée en une petite fraction de seconde (« débit de dose élevé »), d'autre part l'augmentation statistiquement significative des cancers observés n'apparaît qu'à partir d'une gamme de dose de 50 à 200 millisieverts (mSv) pour les différents cancers radio-induits. En dessous de ces gammes de dose il n'a pas été mis en évidence de risque radio-induit. Cependant, pour ce qui est de l'estimation du risque dû aux expositions *in utero*, les modèles utilisés sont issus d'études épidémiologiques ayant montré un risque radio-induit de leucémie associé à des doses au fœtus à partir de 10 mSv.

attendues se trouvent souvent en dessous du seuil de mesure retenu (ce seuil dépend des appareils et des techniques employés).

1.2. Synthèse des travaux sur les rejets

L'objectif premier était de reconstituer les activités des radionucléides présents ou susceptibles d'être présents, dans les rejets liquides et gazeux des différentes installations nucléaires implantées dans la région du Nord-Cotentin (usines de retraitement de combustibles usés de COGEMA, Centrale électrique de Flamanville d'EDF, Centre de stockage de la Manche de l'ANDRA, arsenal du port de Cherbourg de la Marine Nationale).

L'analyse critique des rejets mesurés et faisant l'objet d'une déclaration réglementaire porte sur les points suivants :

- caractère aussi exhaustif que possible de l'inventaire en radionucléides des rejets ;
- cohérence entre, d'une part la source « exhaustive » ainsi définie, quantifiée lorsque c'est possible par des codes de calcul, et d'autre part l'activité des effluents rejetés mesurée à l'émissaire par les exploitants et déclarée dans le cadre des procédures réglementaires de rejet ;
- reconstitution des rejets de radionucléides présents mais non mesurés dans le passé ou encore actuellement, soit parce que les rejets correspondants n'étaient pas considérés comme significatifs suite au calcul d'impact des exploitants, soit en raison des limites des techniques analytiques. Cette reconstitution est faite en utilisant le comportement physico-chimique identique des isotopes d'un même radionucléide, en définissant des analogies chimiques entre éléments proches (au sens de la classification périodique) et en tenant compte des informations disponibles sur les impuretés présentes dans le combustible qui donnent naissance à des produits d'activation susceptibles de se retrouver dans les rejets.

Les exploitants ne comptent dans leur inventaire que les activités mesurées. Ils ne visent donc pas l'exhaustivité. De même, lorsque une mesure est en dessous du seuil de détection, ils ne recherchent pas nécessairement, par des mesures bas niveau, la valeur la plus précise mesurable. Or, ces éléments sont nécessaires à une évaluation de l'impact radiologique rigoureuse et précise, même si *in fine*, il peut apparaître que les radionucléides qui n'avaient pas été inclus dans l'évaluation, *a priori*, pèsent relativement peu en termes d'impact dosimétrique. C'est seulement à la suite de cette analyse qu'une telle conclusion pourra être tirée et que l'on pourra, volontairement décider, de ne prendre en compte dans le terme source, que les radionucléides majeurs. De plus, dans le cadre de cette étude, s'agissant d'évaluer la dose à la moelle, il est important de bien identifier les différents radionucléides considérés.

Pour l'essentiel, les étapes de l'analyse critique citées plus haut peuvent être appliquées de façon satisfaisante aux usines de COGEMA La Hague pour lesquelles, à partir du tonnage annuel retraité et des caractéristiques des combustibles usés (nature, taux d'irradiation et temps de refroidissement moyen) fournis par l'exploitant, il a été possible sur la base de codes de calculs standards, d'établir les quantités d'activité annuelles des principaux radionucléides présents dans les combustibles usés au moment de leur retraitement et donc susceptibles d'être rejetés dans l'environnement.

Par contre, pour les deux réacteurs de la Centrale de Flamanville, comme pour les réacteurs nucléaires en général, la nature et l'activité des radionucléides présents dans les effluents liquides et gazeux dépendent d'un grand nombre de paramètres tels que le mode de conduite du réacteur, le taux de relâchement des radionucléides des assemblages combustibles (microfissures, taux de rupture, etc. ...), la libération des produits d'activation des matériaux de structure dans les circuits de refroidissement et surtout le traitement et la gestion des effluents liquides avant leur rejet en mer, lesquels ont évolué dans le temps.

Pour les installations de l'arsenal de Cherbourg les moyens de vérification sont encore plus limités. En effet, les rejets en mer sont beaucoup moins importants que ceux des usines de retraitement de COGEMA et leur contribution à l'activité ajoutée dans l'environnement est très faible.

Enfin, pour le Centre de Stockage de la Manche de l'ANDRA, il n'y a pas de relation simple entre l'inventaire radiologique des déchets stockés et les rejets d'activité mesurés dans l'environnement (cours d'eau du Grand Bel et de la Ste Hélène notamment). Pour établir cette relation, il faudrait connaître l'évolution des colis et la cinétique de transport des substances radioactives dans le sous-sol (liée à leur solubilité).

La solution retenue, s'agissant des deux réacteurs de la Centrale de Flamanville et de l'arsenal de Cherbourg, consiste pour l'essentiel à se limiter aux radionucléides mesurés par les exploitants et inclus dans leur déclaration de rejets (pour Flamanville le carbone 14 et le nickel 63 ont été rajoutés). Pour le Centre de la Manche, la solution retenue consiste à se limiter aux principaux radionucléides mesurés dans l'environnement par les différents laboratoires.

Le bilan des travaux sur les rejets peut être tiré en distinguant les différentes installations. Les usines COGEMA ont fait l'objet d'une attention particulière en raison du niveau plus élevé de leurs rejets comparés à ceux des autres installations nucléaires de base (INB).⁶

Au total, pour les rejets de COGEMA, 39 radionucléides sur 75 considérés (52 %) ont été ajoutés à la liste des radionucléides qui ont fait l'objet d'une mesure, d'une identification analytique et qui ont été fournis par COGEMA au groupe. En terme d'activité, ces compléments ne modifient pas les ordres de grandeur des résultats fournis par l'exploitant ; cependant ils ont permis de préciser la composition des rejets et de donner une information plus exhaustive sur leur composition, ce qui est nécessaire pour une reconstitution dosimétrique fine.

Pour les autres installations industrielles, on soulignera les points suivants :

- Les rejets liquides et gazeux de la Centrale de Flamanville ont été complétés par l'évaluation de l'activité du carbone 14 à partir des données de la littérature étrangère ; de même, l'activité du nickel 63 dans les rejets liquides de la centrale a été précisée à partir des mesures récentes faites par l'OPRI ;
- Pour les rejets de l'arsenal, les informations qui n'étaient pas jusqu'à présent disponibles dans le domaine public ont été transmises au groupe par le Ministre de la Défense sous la forme d'un tableau de mesures des rejets.

Les résultats obtenus ne remettent pas en cause les données fournies par les exploitants en terme d'activité rejetée, cependant ils ont permis de préciser la composition des rejets nécessaires pour conduire les calculs d'impacts dosimétriques.

1.3. Synthèse des travaux sur les mesures

L'objectif poursuivi a été de rassembler et d'interpréter les résultats des mesures faites dans l'environnement par la dizaine de laboratoires qui effectuent régulièrement des mesures de radioactivité dans la région. L'approche adoptée a consisté successivement à :

- établir un inventaire de l'ensemble des prélèvements et des types de mesures qui ont été réalisés depuis le début du fonctionnement des installations,

⁶ La fosse des Casquets, où ont été immergés des déchets radioactifs dans les années 1950-1960, n'a pas fait l'objet d'une étude particulière. Il s'agit d'un terme-source potentiel dont le marquage sur l'environnement marin n'a pas été mis en évidence depuis qu'existent des mesures de surveillance (milieu des années 1960).

- normaliser la présentation des résultats de mesures et les rassembler sous forme de tableaux et de courbes,
- interpréter les résultats ainsi rassemblés.

Le collationnement des informations n'est en effet pas suffisant, il convient d'analyser la variabilité des mesures au sein d'un même laboratoire, et également, entre les différents laboratoires.

Ensuite, il y a lieu de définir les facteurs influençant les niveaux de radioactivité dans l'environnement dans l'espace et au cours du temps et pouvant expliquer les différences constatées. Par exemple, pour un même lieu, il est précisé la période de la prise d'échantillon : avant ou après un rejet. Il est ainsi possible de valider les valeurs qui sont utilisées pour la comparaison avec les résultats des modèles de transfert dans l'environnement, et/ou utilisés directement pour la reconstitution dosimétrique.

Le groupe de travail s'est efforcé d'être exhaustif pour l'inventaire des prélèvements et des types de mesures. En revanche, pour les résultats des mesures, compte tenu du nombre considérable de données à rassembler et à vérifier dans un temps limité, il a été décidé de donner la priorité aux informations les plus pertinentes pour la comparaison avec les résultats des modèles et l'estimation des doses aux populations.

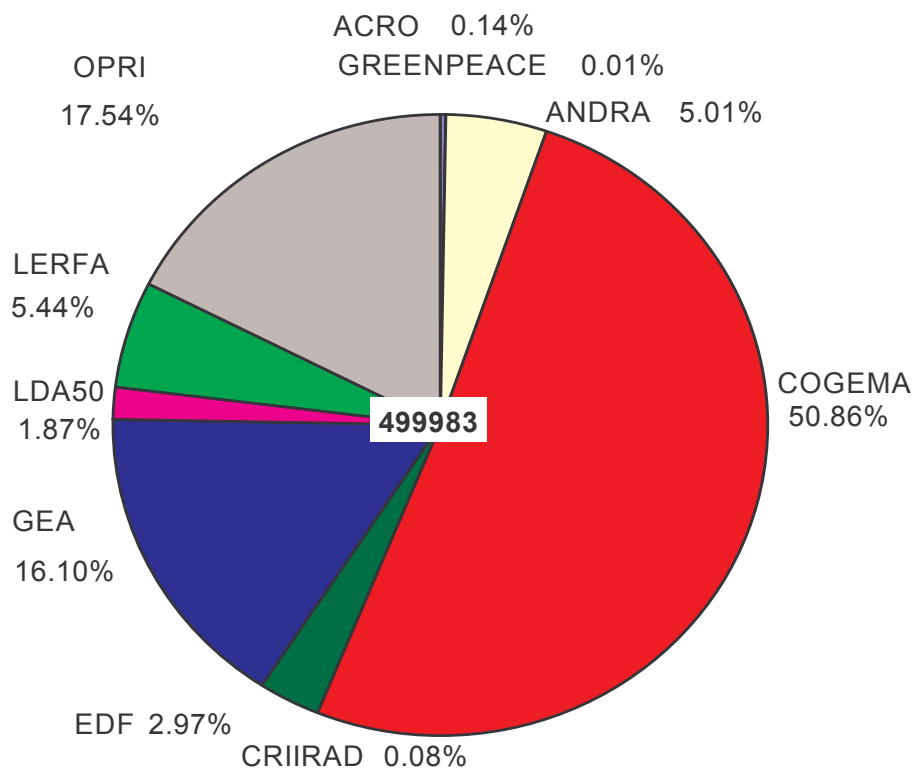
Les critères de sélection suivants ont donc été appliqués :

- traiter en priorité les résultats pour lesquels plusieurs organismes ont effectué des prélèvements au même endroit et au même moment afin de pouvoir les comparer entre eux,
- privilégier les indicateurs⁷ décrits par de longues séries de mesures afin de suivre l'évolution temporelle de la radioactivité, et pour lesquels des stations de prélèvements existantes permettent de couvrir au mieux la zone du Nord-Cotentin,
- mettre l'accent au cas par cas sur des points qui présentent un intérêt particulier comme certains maillons de la chaîne alimentaire (lait) ou encore l'impact d'un incident localisé dans le temps et l'espace,
- donner la priorité aux résultats disponibles sous forme informatique pour pouvoir les traiter rapidement,
- traiter les données de l'environnement situées à l'extérieur des sites nucléaires où s'appliquent les modèles de dispersion que l'on cherche à valider.

Seuls les résultats obtenus à partir de 1978 sont pris en compte. En effet, à partir de la fin des années 70, non seulement de nombreuses données ont été informatisées, mais en outre les mesures ont gagné en qualité. Enfin l'étude porte jusqu'en 1997, sous réserve de la disponibilité des résultats de mesures correspondant à cette année.

⁷ Le terme « indicateur » est utilisé ici au sens d'un type d'échantillon (eau de mer, sédiment, un animal, un végétal...) pour lequel un mesurage de radioactivité a été effectué.

Le nombre total de « déterminations de concentration en radionucléide ou d'activité totale », se monte à 500.000⁸ environ avec la répartition suivante :



La revue critique des résultats a donné lieu à l'établissement de tableaux récapitulatifs par indicateur ou par radionucléide, précisant pour chaque organisme et chaque lieu la moyenne arithmétique annuelle retenue comme grandeur représentant les niveaux moyens de radioactivité dans l'environnement, accompagnée de l'écart-type, de la valeur maximale des niveaux d'activité enregistrée dans l'année et du nombre de résultats d'activité supérieurs à la limite de détection par rapport au nombre total de mesures réalisées dans l'année.

Les types de prélèvement, les traitements et les mesures de radioactivité des échantillons (et donc des seuils de détection) sont adaptés aux objectifs propres à chaque laboratoire (surveillance, expertise ou recherche). Cela peut conduire à une comparaison difficile des résultats, notamment, en raison, des seuils de détection qui diffèrent suivant ces objectifs.

Au total, l'ensemble des travaux sur les mesures environnementales, malgré cette diversité des pratiques, a permis de mettre en évidence, tous les éléments d'appréciation étant pris en compte, la cohérence de l'ensemble des résultats, et un consensus de la part des participants sur l'analyse de l'évolution dans le temps et l'espace, des niveaux de radioactivité détectés dans l'environnement.

Cette revue d'une grande ampleur a nécessité un effort considérable. Le collationnement et l'analyse de l'ensemble des données recueillies sont disponibles sous la forme d'un CD Rom⁹.

⁸ L'évaluation de ce nombre à partir de l'inventaire est approximatif. Il est sous-estimé en particulier pour les analyses par spectrométrie gamma.

⁹ Pour obtenir ce CD Rom, contacter l'animateur du GT2 (cf. Annexes générales)

1.4. Synthèse des travaux sur la confrontation modèles/mesures

L'objectif général poursuivi par ces travaux était de proposer les modèles les mieux adaptés à l'évaluation des concentrations dans l'environnement des radionucléides rejetés par les installations nucléaires du Nord-Cotentin.

Ces modèles décrivent et quantifient les différentes étapes du passage d'un contaminant radioactif de son point de rejet aux différentes composantes de l'environnement jusqu'à l'homme :

- la dispersion dans le milieu récepteur est modélisée par un facteur de dilution pour les rejets liquides en mer ou en rivière et par un coefficient de transfert atmosphérique (CTA) pour les rejets gazeux dans l'atmosphère,
- les transferts vers les compartiments au contact de l'homme sont modélisés par les facteurs de concentration des radionucléides dans les produits marins et dans les poissons de rivière ainsi que par des coefficients de distribution pour les sédiments. Pour les compartiments terrestres et notamment les aliments, la modélisation est beaucoup plus développée et tient compte d'un grand nombre de voies d'atteintes.

En premier lieu, un inventaire des modèles existants et de leurs paramètres (modèles COGEMA, ANDRA, EDF, IPSN et modèle européen PC-Cream) a été réalisé. Cette intercomparaison montre que la dispersion des résultats de mesures par rapport aux valeurs prévues par le modèle est rarement supérieure à 10 dans le milieu marin comme dans le milieu terrestre. Le groupe juge que ces différences sont normales. Elles sont dues, d'une part, à la nature même des modèles et à la représentativité des paramètres choisis et d'autre part, à la fluctuation inévitable des mesures environnementales qui ont permis de bâtir ces modèles.

Par ailleurs, la comparaison des prévisions des modèles aux résultats des mesures effectivement réalisées dans l'environnement a été menée systématiquement. Cette approche a permis d'ajuster, de façon tout à fait exceptionnelle dans ce type de travaux, les paramètres des modèles à la réalité locale à chaque fois que cela était possible.

L'apport de ces confrontations est indéniable dans le milieu marin, où l'on dispose, pour un grand nombre de radionucléides de mesures environnementales suffisantes, en nombre et en sensibilité. Par contre, dans le domaine terrestre le nombre plus réduit de mesures supérieures aux limites de détection ou l'importance relative du bruit de fond n'ont pas permis de mener une confrontation modèles/mesures aussi complète. Une marge de progrès existe donc en priorité dans ce domaine.

Lorsque le groupe disposait de longues séries de mesures supérieures aux limites de détection, (domaine marin), des éléments ont été fournis pour quantifier la variabilité des activités des radionucléides dans l'environnement marin.

Cet exercice a permis d'avoir confiance dans la modélisation du devenir des radionucléides rejetés dans le milieu marin car la modélisation a pu être ajustée sur les longues séries de mesures disponibles pour certains radionucléides. Par contre, dans le domaine terrestre, le nombre plus réduit de mesures supérieures aux limites de détection ou l'importance relative du bruit de fond n'ont pas permis de mener une confrontation modèles/mesures aussi complète.

1.5. Synthèse des travaux sur la reconstitution des doses reçues par les populations et sur l'évaluation des risques correspondants

L'objectif était de calculer les doses à la moelle osseuse reçues par les jeunes de 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague du fait des installations industrielles nucléaires de la région et du fait des autres sources d'exposition.

La démarche retenue par le groupe est double :

- évaluer la dose moyenne à la moelle osseuse reçue par la «cohorte» considérée et en déduire le risque de leucémie ; l'ensemble des voies d'exposition de cette population est étudié,
- estimer la variabilité autour de la dose moyenne à la moelle osseuse ainsi obtenue par l'étude de comportements particuliers susceptibles de conduire à des expositions plus importantes (« scénarios cohorte ») ; il s'agit notamment de comportements mis en cause par les études épidémiologiques (« consommer beaucoup de produits de la mer », « aller souvent à la plage » ...).

Il convenait tout d'abord de « reconstituer » la cohorte proprement dite. Le groupe s'est basé sur les registres de naissance et les données de scolarisation pour le canton de Beaumont-Hague. Il a été aussi tenu compte des arrivées d'enfants dues au « grand chantier » qu'a représenté la construction de la deuxième usine COGEMA La Hague, ainsi que des taux de décès. Le nombre de jeunes (0 - 24 ans) ayant habité dans le canton de Beaumont-Hague (« cohorte ») pendant la période considérée (1978-1996), correspond à 6.656 individus pour la période 1978-1996, ce qui équivaut à une durée de présence cumulée de l'ordre de 70.000 personnes.années.

La deuxième étape a consisté à calculer les activités incorporées par l'organisme et l'exposition externe à partir des concentrations en activité dans l'environnement et des habitudes de vie déterminées sur la base d'enquêtes locales (localisation géographique des groupes de populations considérés, utilisation de l'environnement et consommation des produits alimentaires par ces mêmes groupes). L'application de facteurs spécifiques permet de convertir ces activités en dose. Ces facteurs, dont l'utilisation est recommandée par les instances internationales, n'ont pas fait l'objet d'une analyse critique du groupe. Les modes de vie des individus de la cohorte, qui ont été choisis de manière à privilégier le réalisme, correspondent à des situations moyennes.

Comme cela a déjà été indiqué, les doses calculées sont des doses délivrées à la moelle osseuse (organe cible pour le risque de leucémie). Toutes les voies d'exposition prises en compte pour chacune des classes d'âge ont été considérées aussi bien pour les rejets de routine que pour ceux dus aux accidents et incidents. Les doses sont calculées depuis le début des rejets des installations nucléaires (1966, date de début des rejets des usines COGEMA La Hague). Pour les autres sources d'exposition aux rayonnements ionisants (médicale, naturelle, retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl), les doses sont calculées depuis 1954. Les doses délivrées à la moelle osseuse du fœtus durant la grossesse (exposition *in utero*) ont été prises en compte uniquement pour les rejets de routine des INB.

La dernière étape de l'estimation porte sur le calcul du nombre de leucémie théoriquement attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants (risque radio-induit). L'hypothèse retenue afin de calculer ce risque est celle de la relation dose/effet sans seuil (Cf. § B-1).

Le risque radio-induit de leucémie a été estimé sur la période pour laquelle des données épidémiologiques sont disponibles (1978-1996).

Les résultats obtenus sont les suivants :

- Doses collectives

La dose collective délivrée à la moelle osseuse due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin pour l'ensemble de la cohorte des jeunes de 0 - 24 ans pour la période 1966 - 1996 s'élève à 0,30 h.Sv. La figure 1 présente la contribution des radionucléides et des voies d'exposition.

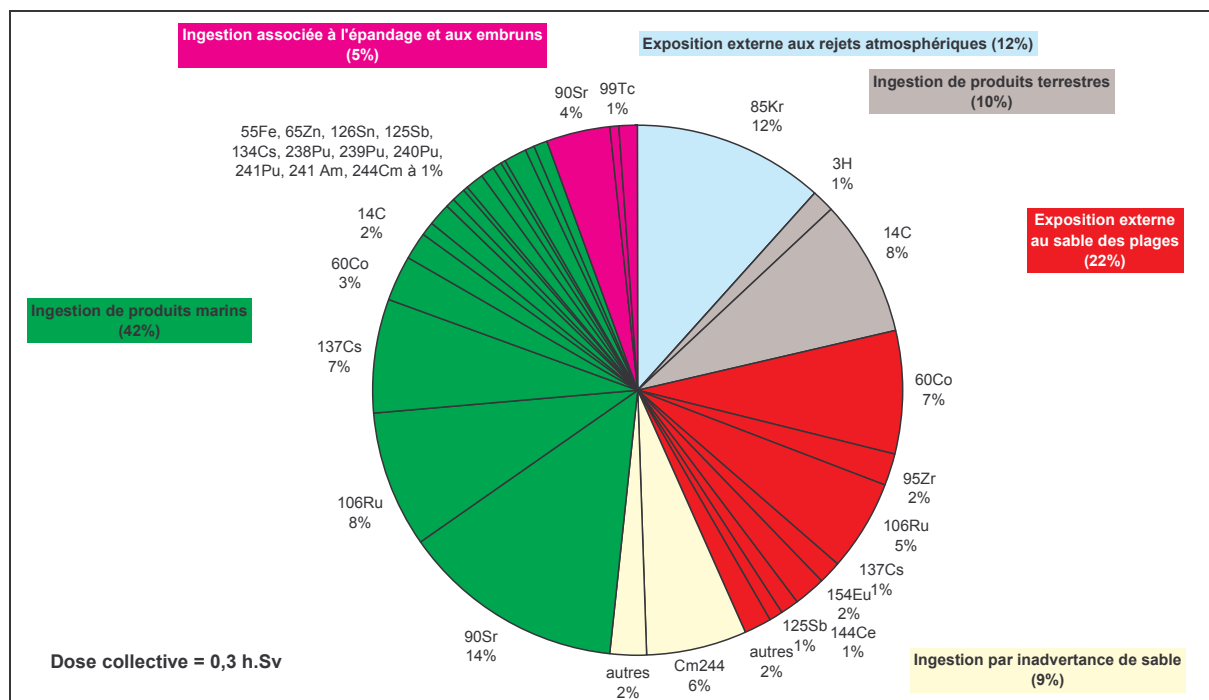


Figure 1 : Contribution des radionucléides et des voies d'exposition à la dose collective *ex utero* délivrée à l'ensemble de la cohorte sur la période 1966-1996 due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin

Les voies d'exposition prépondérantes pour la dose délivrée à la moelle osseuse sont l'ingestion de produits marins (42 % principalement dus au ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co et ¹⁴C) et l'exposition externe au sable des plages (22 % principalement dus au ⁶⁰Co, ¹⁰⁶Ru, ⁹⁵Zr et ¹⁵⁴Eu).

Une étude essentiellement bibliographique a été réalisée pour estimer la part que représentent, pour les populations du Nord-Cotentin, les expositions d'origine naturelle, médicale et dues aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl.

La dose collective totale délivrée à la moelle osseuse pour la cohorte des jeunes du canton de Beaumont-Hague pour la période 1954-1996 est de 322 h.Sv. La source d'exposition prépondérante est l'exposition naturelle avec une contribution de 74 %, soit 241 h.Sv. La principale voie d'exposition naturelle est l'ingestion de ²¹⁰Po (21 % de la dose collective totale) principalement via l'alimentation en produits marins. L'exposition médicale est une source d'exposition non négligeable (24 % de la dose collective totale, soit 76 h.Sv). L'exposition due aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl contribue pour 2 % (5 h.Sv). Enfin, les installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin contribuent pour moins de 0,1 % (0,30 h.Sv).

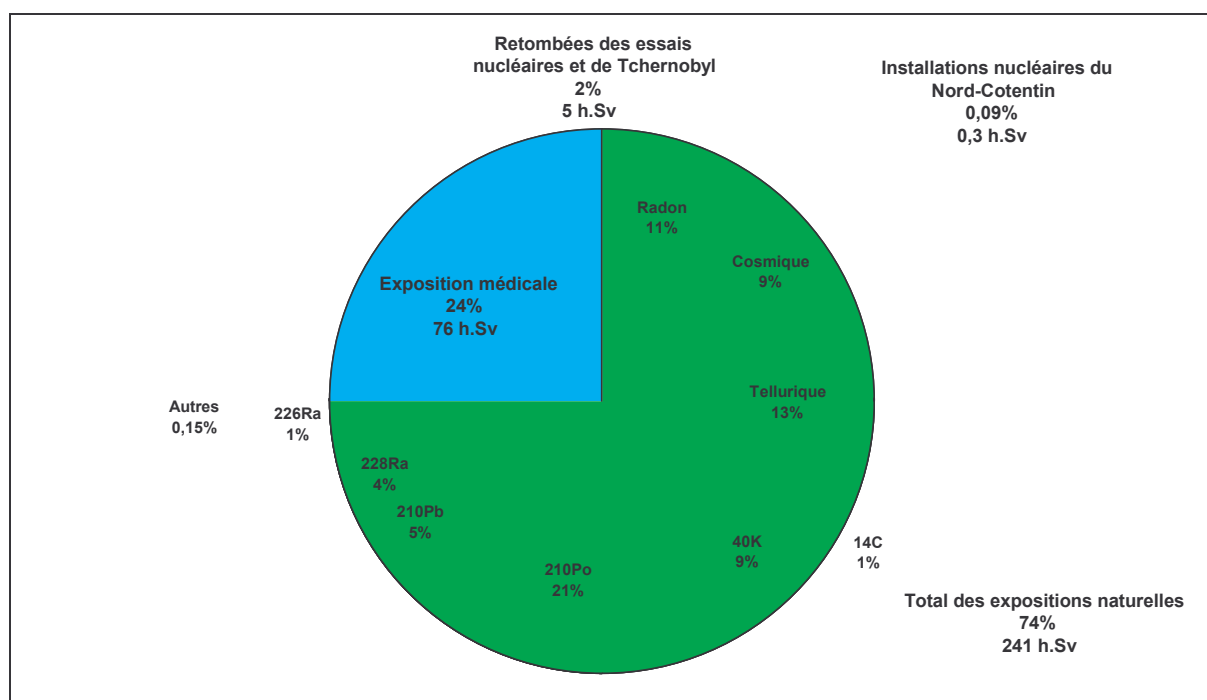


Figure 2 : Contribution des différentes sources d'exposition à la dose collective *ex utero* délivrée à la moelle osseuse

Les doses dues aux deux accidents ou incidents les plus significatifs ont également été considérées. Lors du percement de la conduite de rejet en mer de COGEMA (1979-1980), la dose collective ajoutée délivrée à la moelle osseuse pour la cohorte est de 0,004 h.Sv (à comparer au 0,30 h.Sv en fonctionnement normal). Dans le cas de l'incendie du silo de COGEMA (1981), la dose collective ajoutée délivrée à la moelle osseuse pour la cohorte est de 0,14 h.Sv.

Enfin, on a considéré les doses à la moelle osseuse dues à l'exposition *in utero* du fait des rejets de routine des installations nucléaires locales en utilisant deux approches dans l'attente de la publication des modèles de la CIPR¹⁰. L'approche enveloppe conduit à une dose collective due à l'exposition *in utero* de 0,15 h.Sv. L'approche plus réaliste conduit à une dose collective de 0,02 h.Sv.

- Risque

L'étape ultime de l'évaluation radioécologique est, à partir des doses collectives à la moelle osseuse, d'estimer le nombre de cas de leucémies que l'on peut théoriquement attribuer à l'exposition aux rayonnements ionisants dans la cohorte des jeunes de 0 - 24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague.

Cette étape d'évaluation de risque nécessite l'application de coefficients issus de la littérature permettant de relier dose et probabilité d'apparition de leucémie. Elle peut nécessiter également, en fonction de l'approche retenue, de disposer d'une estimation de l'incidence « normale » de la leucémie en France chez les jeunes.

La figure 3 présente la répartition du nombre de cas de leucémie de façon semblable à la figure 1 qui portait sur les doses.

¹⁰ Commission Internationale de Protection Radiologique

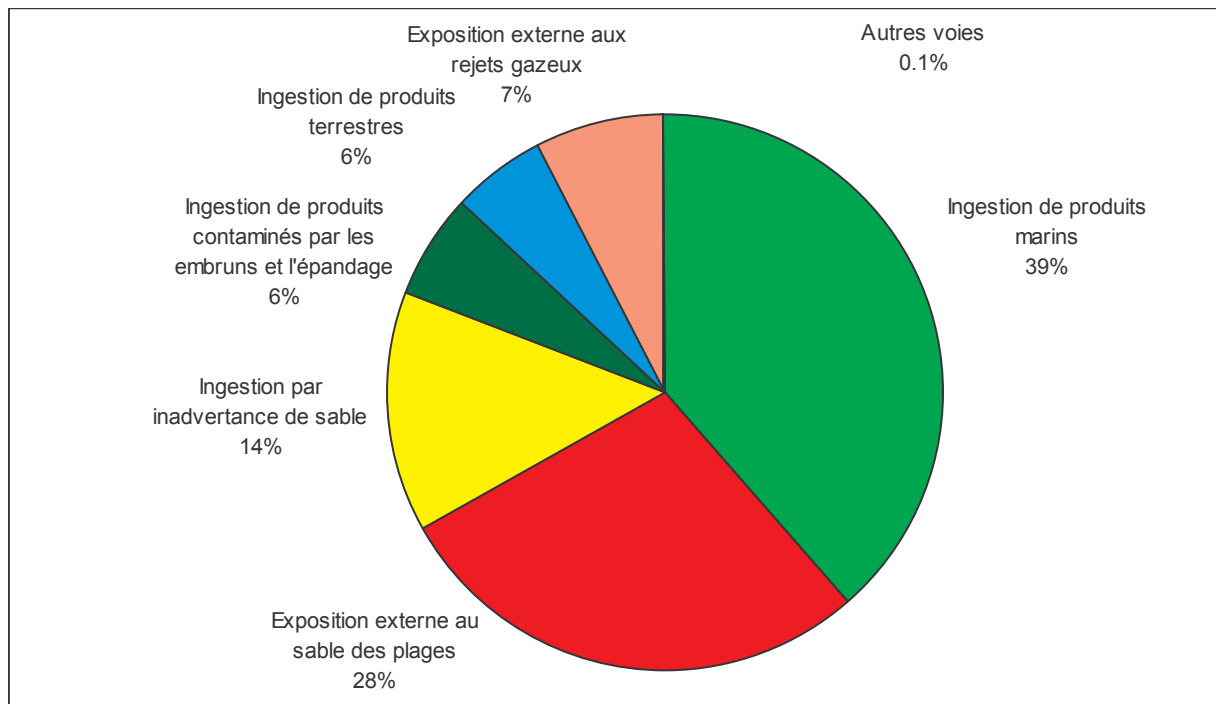


Figure 3 : Répartition du nombre de cas de leucémie *ex utero* théoriquement attribuable aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin en fonction des voies d'exposition (cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague, 1978-1996)

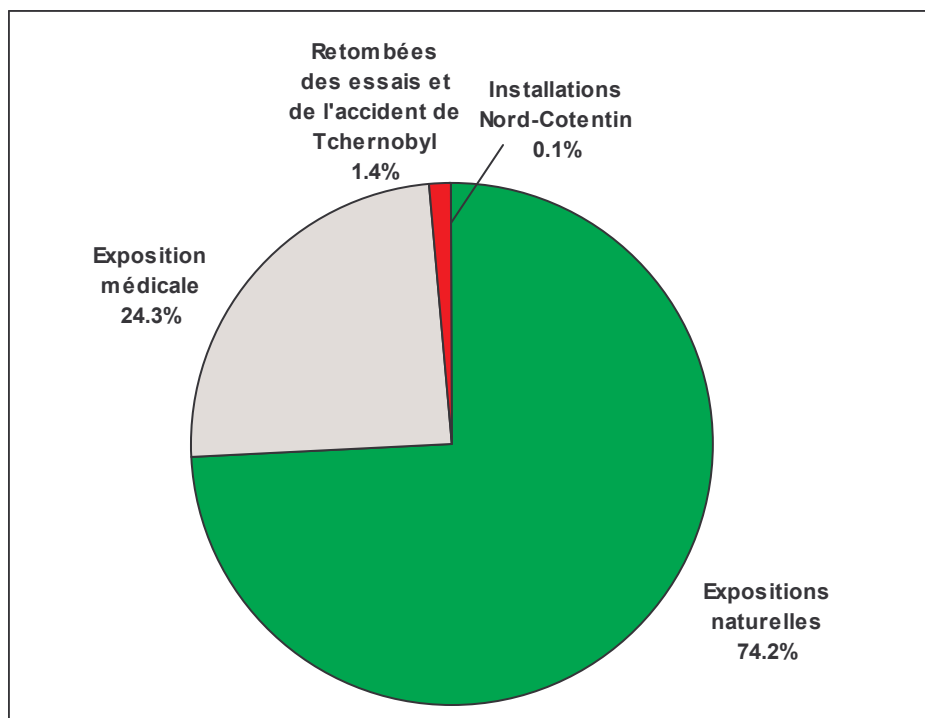


Figure 4 : Répartition du nombre de cas de leucémie *ex utero* en fonction des sources d'exposition (cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague, 1978-1996)

Le nombre total de cas de leucémie au sein de la cohorte théoriquement attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants dans le Nord-Cotentin est de 0,835. La figure 4 présente la proportion associée à chaque source d'exposition. Cette figure est à mettre en parallèle avec la figure 2 qui présente la proportion de la dose collective délivrée à la moelle osseuse associée à chaque source d'exposition. L'exposition naturelle et l'exposition médicale sont les principaux contributeurs au risque (respectivement 74 % et 24 %). Les installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin contribuent, en rejet de routine, à hauteur de 0,0009 cas (exposition *ex-utero*) soit 0,1 % du total précédent.

Une évaluation du risque de leucémie a été réalisée pour les rejets accidentels. Le nombre de cas de leucémie radio-induit estimé sur la période 1978-1996 est de 0,0001 cas pour le percement de la conduite de rejets en mer de COGEMA et de 0,0004 cas pour l'incendie du silo de COGEMA soit un total (*ex utero*) de 0,0014 correspondant aux rejets de routine et accidentels.

Le nombre total de cas de leucémie estimé chez les 0 - 24 ans du canton de Beaumont-Hague pour la période 1978 à 1996 associé à l'exposition *in utero* due aux rejets de routine des installations nucléaires du Nord-Cotentin est de 0,0003. Sur l'ensemble de la cohorte, l'exposition *in utero* augmente le nombre de cas estimé de l'ordre de 33 % par rapport à ceux attribuables aux expositions *ex utero* dues aux rejets de routine.

1.6. Résultats et discussion des résultats

1.6.1 Résultats

Les estimations de cas de leucémie théoriquement attribuable aux différentes sources d'exposition aux rayonnements ionisants chez les jeunes de 0-24 ans pour le canton de Beaumont-Hague sur la période de 1978-1996 se décomposent de la façon suivante :

Installations nucléaires	0,0014	(rejets de routine : 0,0009*, rejets accidentels : 0,0005)
Sources naturelles	0,62	
Sources médicales	0,20	
Autres	<u>0,01</u>	(retombées des tirs nucléaires, accident de Tchernobyl)

Soit un total (arrondi) 0,83 cas sur une période de 19 ans.

*A ce risque s'ajoute la contribution de l'exposition *in utero* calculée uniquement pour les rejets de routine des INB et qui atteint 0,0003 cas.

A partir des modèles de risque utilisés, le nombre de leucémies attribuable à l'exposition aux rejets des INB pour la "cohorte reconstituée" de 6656 jeunes du canton de Beaumont-Hague est estimé à 0,0014 cas pour la période de 1978 à 1996. La part des cas théoriquement attribuable aux installations industrielles nucléaires représente ainsi environ 0,2 % des cas attribuables à l'ensemble des sources d'exposition aux rayonnements ionisants. Sur la base de cette estimation, la probabilité que survienne un cas radio-induit par les INB est de l'ordre de 1 à 2 pour mille (hors exposition *in utero*).

A partir des modèles de risque utilisés, le nombre de cas de leucémies attribuable à l'ensemble des sources d'exposition est de 0,83. Il s'agit pour l'essentiel de l'exposition aux sources naturelles et médicales (99 %). Notons que la population nationale dans son ensemble est exposée à ces mêmes sources.

1.6.2 Discussion des résultats

Des études épidémiologiques ont montré que le nombre total de cas de leucémies attendu dans le canton de Beaumont-Hague de 1978 à 1996 serait de l'ordre de deux si le taux de survenue de cette maladie était le même que celui observé au niveau national. Quatre cas ont été observés. Cette différence n'est cependant pas statistiquement significative.

La reconstitution des expositions résultant des installations nucléaires, telle qu'elle a été réalisée par le groupe Radioécologie Nord-Cotentin, aboutit à un nombre calculé de 0,0014 cas radio-induit de leucémie sur la période 1978-1996. Ce nombre est faible en regard de l'incidence de leucémie observée par les études épidémiologiques récentes.

Cependant, ce résultat est une estimation moyenne et il convient de souligner que les marges d'incertitude n'ont pas été quantifiées. Du fait de cette réserve, certains membres du groupe considèrent ne pas pouvoir à ce stade conclure qu'il est peu probable que les rejets des INB contribuent à l'incidence de leucémie observée dans le canton de Beaumont-Hague.

Les résultats obtenus sont comparables à ceux d'études semblables réalisées en Grande-Bretagne autour des usines de retraitement de Dounreay et de Sellafield. La conclusion des études britanniques était que les rejets des installations nucléaires ne peuvent expliquer le nombre de cas de leucémies observées.

De plus, des scénarios ont été examinés afin d'évaluer l'effet de comportements plus pénalisants en terme de dose sur le risque individuel. Les comportements considérés sont ceux identifiés dans l'étude cas-témoins de D. Pobel et J.F. Viel publiée en 1997 (temps passé à la plage, consommation de poissons, mollusques et crustacés locaux). Même une fréquentation intensive des plages (1h20 par jour) n'augmente pas de façon notable le risque radio-induit associé à l'ensemble des sources. Pour un individu qui consommerait une grande quantité de produits de la mer locaux (500 g par jour), le risque augmente d'un facteur 2 environ, mais cette hausse est due essentiellement à l'ingestion de radionucléides d'origine naturelle dans les produits de la mer.

2. ÉVALUATION DES DOSES INDIVIDUELLES À DES GROUPES DE POPULATION PLUS EXPOSÉS (MISSION 2)

2.1. Mode d'approche

Le mode d'approche adopté dans le cadre de la mission I sur l'évaluation des rejets, l'analyse des mesures dans l'environnement et la sélection de modèles de transfert des radionucléides dans l'environnement s'applique également à la mission II.

Par contre les groupes de population considérés sont différents. Il s'agit ici d'identifier les groupes ou individus susceptibles d'être les plus exposés du fait de leur localisation géographique ou de leurs habitudes de vie. On soulignera qu'une interprétation très large a été donnée à la lettre de mission puisque le groupe ne s'est pas limité à l'exposition aux rejets des usines COGEMA La Hague, mais qu'il a également considéré des situations d'expositions particulières dues aux rejets du Centre Manche. De même, il a distingué des situations d'exposition "chronique" s'exprimant en dose efficace annuelle et des expositions "occasionnelles" s'exprimant en dose efficace pour une action ou une situation de durée limitée.

Ce sont ainsi une quinzaine de situations ou scénarios particuliers, incluant ceux que COGEMA utilise dans ses études d'impact ("groupes de référence"), qui ont été examinés et comparés à un scénario théorique moyen.

Les doses calculées sont les doses à l'organisme entier (également appelées "doses efficaces"), considérées comme un indicateur du détriment sanitaire et notamment des risques de cancer aux tissus et organes réputés sensibles aux radiations. Les doses efficaces sont calculées uniquement pour les rejets de routine des INB.

2.2. Résultats et discussions des résultats

Le groupe Radioécologie Nord-Cotentin a étudié une quinzaine de scénarios particuliers en faisant varier les habitudes de vie. Les scénarios particuliers conduisant aux doses efficaces les plus importantes (hors "champ proche"¹¹) sont comparés aux groupes de référence que retient COGEMA dans ses études d'impact. Les années présentées sont celles qui ont donné lieu aux impacts les plus importants par les voies marines et terrestres (hors "champ proche") :

	Dose individuelle (mSv/an)	
	1985	1996
" groupes de référence " COGEMA		
pêcheurs de Goury	0,041	0,005
habitants à Digulleville	0,014	0,006
scénarios particuliers du groupe Radioécologie		
pêcheurs des Huquets	0,226	0,026
agriculteurs au Pont-Durand	0,053	0,059

Ces valeurs sont à comparer à la limite pour le public de 1 mSv/an (en fait à une fraction de celle-ci pour tenir compte de la contribution éventuelle d'autres sources industrielles) et, à titre indicatif, à la radioactivité naturelle de 2,4 mSv/an.

Les résultats obtenus pour les scénarios particuliers des pêcheurs aux Huquets et pour les habitants du hameau de Pont-Durand conduisent, pour l'année 1996, à des valeurs environ 5 à 10 fois plus élevées que celles obtenues avec les groupes de référence retenus par COGEMA dans ses estimations réglementaires de l'impact de ses rejets en utilisant la même méthodologie que celle du groupe Nord-Cotentin. Ces différences sont dues aux choix concernant les habitudes de vie et les lieux retenus. Les résultats peuvent être considérés comme une étude de sensibilité à ces facteurs.

La pratique de comportements particuliers (scénarios occasionnels hors "champ proche") conduit à des incréments de dose efficace inférieurs ou au maximum de l'ordre de grandeur de la dose efficace associée au scénario théorique moyen.

La consommation d'un crabe pêché dans le "champ proche" (à proximité de l'émissaire de rejets en mer COGEMA) en 1985 conduit à une dose efficace de plusieurs centaines de μ Sv mais ce scénario est très peu fréquent du fait de l'interdiction de mouillage et de dragage en "champ proche" et de la très faible présence de faune marine à cause des forts courants locaux.

¹¹ champ proche signifie dans un rayon approximatif de 300 mètres autour de l'émissaire

L'ensemble des résultats concernant les scénarios particuliers est présenté dans le tableau suivant :

Description du scénario particulier			Dose associée
individu du canton	Scénario moyen 1985	/an	18 µSv
	Scénario moyen 1996	/an	5 µSv
scénarios chroniques	Pêcheurs dans la zone des Huquets 1985	/an	226 µSv
	Agriculteurs au Pont-Durand 1996	/an	59 µSv
	Adulte habitant dans la zone des 1500m 1996	/an	24 µSv
groupes de référence	Pêcheurs de Goury 1985	/an	41 µSv
	Habitants de Digulleville 1996	/an	6 µSv
scénarios occasionnels	Pêcher près de la Conduite	/occurrence	20 µSv
	Se promener près de la Conduite	/occurrence	7,5 µSv
	Pêcher bas de cale et plots béton	/occurrence	2,75 µSv
	Se promener à l'anse des Moulinets	/occurrence	< 1 µSv
	Plonger près de la conduite	/occurrence	2,5 µSv
	Consommer un crabe (250 g) du champ proche 1985	/occurrence	313 µSv (7-12 ans)
	Utiliser l'eau de la Sainte-Hélène 1979	/occurrence	10 µSv
	Utiliser l'eau de la Sainte-Hélène 1986	/occurrence	3 µSv
	Pêcher dans la Sainte-Hélène 1979	/occurrence	0,015 µSv
	Pêcher dans la Sainte-Hélène 1986	/occurrence	2 µSv
	Jouer à l'embouchure de la Sainte-Hélène 1987	/occurrence	10 µSv
	Jouer à l'embouchure de la Sainte-Hélène 1991	/occurrence	0,5 µSv
	Se promener près du Centre Manche	/occurrence	0,5 µSv

3. RÉSUMÉ / CONCLUSIONS DES TRAVAUX DU GROUPE RADIOÉCOLOGIE NORD-COTENTIN

3.1. Rappel des missions du groupe

Le groupe de travail avait deux missions distinctes :

- Mission 1 : *apporter des éléments d'information complémentaire aux études épidémiologiques réalisées ou en cours dans le Nord-Cotentin, en estimant, à partir d'une reconstitution des expositions provenant de différentes sources de rayonnements ionisants (industrie nucléaire, examens médicaux, rayonnements naturels) le risque de leucémie attribuable à ces seules sources au cours de la période 1978 - 1996 pour les jeunes (0 - 24 ans) du canton de Beaumont-Hague.*
La période considérée (1978-1996) est celle de l'étude de J.F. Viel (1978 - 1992), et du docteur Guizard (1993 - 1996). Il faut souligner que le calcul de risque se limite à un objectif (les leucémies), à une population restreinte (les jeunes) et à une période donnée (1978-1996). Le calcul, en ce sens, ne peut être confondu avec un calcul global de l'impact sanitaire lié aux installations nucléaires du Nord-Cotentin. La mission du groupe ne comportait pas non plus l'étude des autres causes potentielles de leucémie.
- Mission 2 : *éclairer les décisions à prendre sur la révision des textes réglementaires régissant le fonctionnement des usines de retraitement COGEMA - La Hague, en évaluant les expositions des groupes de population susceptibles d'être les plus exposés.*

Cette approche dite " réglementaire " répond à un objectif de protection de l'ensemble de la population en s'assurant que les groupes susceptibles d'être les plus exposés sont bien soumis à des doses faibles comparées aux limites fixées pour un individu pouvant être soumis à plusieurs sources d'exposition (expositions médicale et naturelle non comprises).

Dans les deux cas, les niveaux d'exposition doivent être définis, dans la mesure du possible, de façon réaliste malgré les difficultés d'un tel exercice dans le cas d'une étude rétrospective. Cette approche se différencie des estimations a priori majorantes réalisées dans le passé.

La spécificité du groupe Radioécologie Nord-Cotentin a résidé, d'une part, dans sa composition (contrôleurs, experts institutionnels français, exploitants, membres de mouvements associatifs et experts étrangers) et, d'autre part, dans la réalisation d'une analyse critique systématique aussi exhaustive que possible.

Ce sont au total plus de 50 experts qui ont contribué à cette réflexion pendant deux ans dans le cadre du groupe plénier et de quatre groupes spécialisés traitant respectivement des rejets, des mesures dans l'environnement, des modèles et du calcul des doses et des risques.

Il s'agit donc d'une expertise pluraliste qui ne doit cependant pas masquer l'important déséquilibre qui existe entre les différents acteurs en termes de moyens.

Ce travail est complémentaire de celui mené par le professeur Spira concernant le suivi épidémiologique des populations du Nord-Cotentin. Ces études qui ont donné lieu à la publication d'un rapport, se poursuivent selon les orientations définies dans le rapport¹² qui a fait l'objet d'une publication.

3.2. Méthode

¹² Rayonnements ionisants et société (1998) - Documentation française - Alfred Spira et Odile Boutou.

- Les sources d'exposition :

L'accent a été mis sur les installations industrielles nucléaires (usine COGEMA de retraitement du combustible irradié et centre de stockage de déchets radioactifs en surface de l'ANDRA à La Hague, centrale nucléaire d'EDF à Flamanville, Arsenal de la Marine Nationale à Cherbourg). L'usine COGEMA a fait l'objet d'une attention particulière en raison du niveau plus élevé de ses rejets comparés à ceux des autres installations nucléaires de base (INB)¹³. Les autres sources d'exposition aux rayonnements ionisants sont les sources médicales (diagnostic) et naturelles (rayonnements cosmiques et telluriques, incorporation de radionucléides naturels incluant le radon), ainsi que les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Ces sources n'ont pas fait l'objet d'une analyse aussi poussée. Elles sont utilisées comme éléments de comparaison par rapport aux INB.

- Les rejets radioactifs :

Le groupe a travaillé à partir des bilans de rejets radioactifs (liquides et gazeux) fournis par les exploitants qu'il a vérifiés et complétés par l'addition de radionucléides non identifiés individuellement dans les mesures réalisées par les exploitants et par la reconstitution des rejets de certains radionucléides pour les périodes où ils n'étaient pas mesurés. Près de 40 radionucléides ont été ajoutés. Ces ajouts n'entraînent pas d'augmentation notable de l'activité totale rejetée, cependant ils ont permis de préciser la composition des rejets. Cet effort a porté principalement sur les rejets des usines COGEMA La Hague.

Pour les rejets de l'Arsenal, les informations qui n'étaient pas jusqu'à présent disponibles dans le domaine public ont été transmises au groupe par le Ministre de la Défense.

- Les mesures :

Un inventaire aussi exhaustif que possible des types de prélèvements et de mesures de radioactivité réalisés dans l'environnement par tous les intervenants (exploitants, contrôleurs, experts institutionnels, mouvement associatif) a permis de rassembler de l'ordre de 500 000 données jusqu'en 1997. La présentation de ces données a été standardisée, les résultats ont été interprétés, ce qui a permis de conclure à leur bonne cohérence et de sélectionner celles susceptibles de valider les modèles de calcul des transferts des radionucléides rejetés dans l'environnement. Compte tenu du volume des données disponibles, seuls les résultats postérieurs à 1977 ont été traités.

Un CD Rom a été réalisé afin de mettre à disposition des experts et du public les résultats de cette revue de grande ampleur.

- Les modèles :

Les modèles couramment utilisés pour le calcul des transferts des radionucléides dans l'environnement ont fait l'objet d'une intercomparaison. Les modèles et les paramètres les plus adaptés aux caractéristiques locales ont été choisis et leurs résultats confrontés lorsque cela était possible aux mesures faites dans l'environnement. Des facteurs correctifs ont été introduits si nécessaire afin d'améliorer la représentativité des modèles.

Cet exercice a permis d'avoir confiance dans la modélisation du devenir des radionucléides rejetés dans le milieu marin car cette modélisation a pu être ajustée sur les longues séries de mesures

¹³ La fosse des Casquets, où ont été immergés des déchets radioactifs dans les années 1950-1960, n'a pas fait l'objet d'une étude particulière. Il s'agit d'un terme-source potentiel dont le marquage sur l'environnement marin n'a pas été mis en évidence depuis qu'existent des mesures de surveillance (milieu des années 1960). Cette question est soulevée notamment dans le communiqué publié par l'Association « Les Mères en Colère » (Cf. pièce jointe).

disponibles pour certains radionucléides. Par contre, dans le domaine terrestre, le nombre plus réduit de mesures supérieures aux limites de détection ou l'importance relative du bruit de fond n'ont pas permis de mener une confrontation modèles/mesures aussi complète.

Lorsqu'on disposait de longues séries de mesures supérieures aux limites de détection, (domaine marin), des éléments ont été fournis pour quantifier la variabilité des activités des radionucléides dans l'environnement marin.

- Les populations :

Pour la mission 1, le groupe a reconstitué la population des jeunes (0 - 24 ans) ayant habité dans le canton de Beaumont-Hague pendant la période 1978-1996. Cette "cohorte" inclut 6.656 jeunes, supposés résider dans le canton jusqu'à l'âge de 24 ans ou 1996 (selon la première de ces deux dates), soit un total de l'ordre de 70.000 personnes.années¹⁴ entre 1978 et 1996.

Pour la mission 2, des situations d'exposition explorant trois domaines géographiques pour lesquelles des groupes de population sont susceptibles d'être les plus exposés ont été identifiées et étudiées.

- Les doses :

A partir des activités dans l'environnement et des habitudes de vie déterminées sur la base d'enquêtes locales (localisation géographique des groupes de populations considérées, utilisation de l'environnement et consommation des produits alimentaires par ces mêmes groupes) les activités incorporées par l'organisme et l'exposition externe sont calculées.

L'application de facteurs spécifiques permet de convertir ces activités en dose. Ces facteurs dont l'utilisation est recommandée par les instances internationales n'ont pas fait l'objet d'une analyse critique du groupe.

Les modes de vie des individus de la cohorte (mission 1) correspondent à des situations moyennes. Ceux des groupes de population susceptibles d'être les plus exposés (mission 2) se rapportent à des situations plus pénalisantes du fait de comportements spécifiques ou de localisations plus exposées aux rejets. Le réalisme a été privilégié dans le choix des modes de vie.

Pour la mission 1, les doses calculées sont des doses délivrées à la moelle osseuse (organe cible pour le risque de leucémie). Toutes les voies d'exposition prises en compte pour chacune des classes d'âge ont été considérées aussi bien pour les rejets de routine que pour ceux dus aux accidents et incidents. Les doses sont calculées depuis le début des rejets des installations nucléaires (1966, date de début des rejets des usines COGEMA La Hague). Pour les autres sources d'exposition aux rayonnements ionisants (médicales, naturelles, retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl), les doses sont calculées depuis 1954. Les doses délivrées à la moelle osseuse du fœtus durant la grossesse (exposition *in utero*) ont été prises en compte uniquement pour les rejets de routine des INB.

Pour la mission 2, les doses calculées sont les doses à l'organisme entier (également appelées "doses efficaces"), considérées comme un indicateur du détriment sanitaire et notamment des risques de cancer aux tissus et organes réputés sensibles aux radiations. Les doses efficaces sont calculées uniquement pour les rejets de routine des INB.

- Le risque :

¹⁴ Il s'agit du cumul pour l'ensemble de la cohorte considérée du temps de présence de chaque personne entre 0 et 24 ans sur la période 1978 - 1996 dans le canton de Beaumont-Hague.

Pour la mission 1, il était nécessaire de calculer le risque de leucémie induit par des expositions aux rayonnements ionisants (risque radio-induit). L'hypothèse retenue afin de calculer ce risque est celle de la relation dose/effet sans seuil, c'est-à-dire qu'aux " faibles doses " correspond un " risque faible " et non un risque nul. Les modèles utilisés sont reconnus au niveau international.

Cette relation a été admise par le groupe sans analyse critique bien qu'elle soit utilisée ici dans un domaine de doses (de l'ordre de 0,1 à 0,001 mSv pour les installations nucléaires) très éloigné du domaine dans lequel elle a été effectivement démontrée¹⁵.

Le risque radio-induit de leucémie a été estimé sur la période pour laquelle des données épidémiologiques sont disponibles (1978-1996).

3.3 Les résultats

- Mission 1 :

Les estimations de cas de leucémie théoriquement attribuables aux différentes sources d'exposition aux rayonnements ionisants chez les jeunes de 0-24 ans pour le canton de Beaumont-Hague sur la période de 1978-1996 se décomposent de la façon suivante :

Installations nucléaires	0,0014	(rejets de routine : 0,0009*, rejets accidentels : 0,0005)
Sources naturelles	0,62	
Sources médicales	0,20	
Autres	<u>0,01</u>	(retombées des tirs nucléaires, accident de Tchernobyl)
Soit un total (arrondi)	0,83 cas	sur une période de 19 ans.

*A ce risque s'ajoute la contribution de l'exposition *in utero* calculée uniquement pour les rejets de routine des INB et qui atteint 0,0003 cas.

A partir des modèles de risque utilisés, le nombre de leucémies attribuable à l'exposition aux rejets des INB pour la " cohorte reconstituée " de 6656 jeunes du canton de Beaumont-Hague est estimé à 0,0014 cas pour la période de 1978 à 1996. La part des cas théoriquement attribuable aux installations industrielles nucléaires représente ainsi environ 0,2 % des cas attribuables à l'ensemble des sources d'exposition aux rayonnements ionisants. Sur la base de cette estimation, la probabilité que survienne un cas radio-induit par les INB est de l'ordre de 1 pour mille (hors exposition *in utero*).

A partir des modèles de risque utilisés, le nombre de cas de leucémies attribuable à l'ensemble des sources d'exposition est de 0,83. Il s'agit pour l'essentiel de l'exposition aux sources naturelles et médicales (99 %). Notons que la population nationale dans son ensemble est exposée à ces mêmes sources.

- Mission 2 :

¹⁵ L'application du modèle de risque sans seuil au cas des expositions environnementales peut être discutée. En effet, les données qui ont servi à ajuster ce modèle sont celles de l'étude épidémiologique des survivants d'Hiroshima et de Nagasaki. D'une part dans ce cas la dose a été délivrée en une petite fraction de seconde (" débit de dose élevé "), d'autre part l'augmentation statistiquement significative des cancers observés n'apparaît qu'à partir d'une gamme de dose de 50 à 200 millisieverts (mSv) pour les différents cancers radio-induits. En dessous de ces gammes de dose il n'a pas été mis en évidence de risque radio-induit. Cependant, pour ce qui est de l'estimation du risque dû aux expositions *in utero*, les modèles utilisés sont issus d'études épidémiologiques ayant montré un risque radio-induit de leucémie associé à des doses au fœtus à partir de 10 mSv.

Le groupe Radioécologie Nord-Cotentin a étudié en complément une quinzaine de scénarios particuliers en faisant varier les habitudes de vie. Les scénarios particuliers conduisant aux doses efficaces les plus importantes (hors champ proche) sont comparés aux groupes de référence que retient COGEMA dans ses études d'impact.

Les années présentées sont celles qui ont donné lieu aux impacts les plus importants par les voies marines et terrestres (hors champ proche) :

	Dose individuelle (mSv/an)	
	1985	1996
" groupes de référence " COGEMA		
pêcheurs de Goury	0,041	0,005
habitants à Digulleville	0,014	0,006
scénarios particuliers du groupe Radioécologie		
pêcheurs des Huquets	0,226	0,026
agriculteurs au Pont-Durand	0,053	0,059

Ces valeurs sont à comparer à la limite pour le public de 1 mSv/an (en fait à une fraction de celle-ci pour tenir compte de la contribution éventuelle d'autres sources industrielles) et, à titre indicatif, à la radioactivité naturelle de 2,4 mSv/an.

En outre, les résultats de la mission 2 doivent également être mis en relief eu égard aux niveaux de dose efficace (jusqu'à quelques centaines de microsievert) atteints par des groupes particuliers dans certaines situations (scénarios).

3.4. Discussion des résultats

- Mission 1 :

Des études épidémiologiques ont montré que le nombre total de cas de leucémies attendu dans le canton de Beaumont-Hague de 1978 à 1996 serait de l'ordre de deux si le taux de survenue de cette maladie était le même que celui observé au niveau national. Quatre cas ont été observés. Cette différence n'est cependant pas statistiquement significative¹⁶.

La reconstitution des expositions résultant des installations nucléaires, telle qu'elle a été réalisée par le groupe Radioécologie Nord-Cotentin, aboutit à un nombre calculé de 0,0014 cas radio-induit de leucémie sur la période 1978-1996. Ce nombre est faible en regard de l'incidence de leucémie observée par les études épidémiologiques récentes.

Cependant, ce résultat est une estimation moyenne et il convient à ce stade de souligner que les marges d'incertitude n'ont pas été quantifiées. Du fait de cette réserve, certains membres du groupe considèrent ne pas pouvoir à ce stade conclure qu'il est peu probable que les rejets des INB contribuent à l'incidence de leucémie observée dans le canton de Beaumont-Hague.

Les résultats obtenus sont comparables à ceux d'études semblables réalisées en Grande-Bretagne autour des usines de retraitement de Dounreay et de Sellafield. La conclusion des études britanniques était que les rejets des installations nucléaires ne peuvent expliquer le nombre de cas de leucémies observées.

De plus, des scénarios ont été examinés afin d'évaluer l'effet de comportements plus pénalisants en terme de dose sur le risque individuel. Les comportements considérés sont ceux identifiés dans

¹⁶ Cf. en Annexe de la partie A (figure 1 et figure 2) les distributions statistiques de cas observables et de cas radio-induits

l'étude cas-témoins de D. Pobel et J.F. Viel publiée en 1997 (temps passé à la plage, consommation de poissons, mollusques et crustacés locaux). Même une fréquentation intensive des plages (1h20 par jour) n'augmente pas de façon notable le risque radio-induit associé à l'ensemble des sources. Pour un individu qui consommerait une grande quantité de produits de la mer locaux (500 g par jour), le risque augmente d'un facteur 2 environ, mais cette hausse est due essentiellement à l'ingestion de radionucléides d'origine naturelle dans les produits de la mer.

- Mission 2 :

Les résultats obtenus pour les scénarios particuliers des pêcheurs des Huquets et pour les habitants du hameau de Pont-Durand conduisent à des valeurs de 5 à 10 fois plus élevées que celles obtenues avec les groupes de référence retenus par COGEMA dans ses estimations réglementaires de l'impact de ses rejets en utilisant la même méthodologie que celle du groupe Nord-Cotentin. Ceci est dû aux différences de choix faites pour les habitudes de vie. Ces résultats peuvent être considérés comme une étude de sensibilité à ces facteurs.

3.5. Recommandations

3.5.1 Sources d'exposition autres que les installations nucléaires

L'évaluation rétrospective des expositions dues aux sources naturelles et médicales montrent qu'elles contribuent majoritairement à la dose à la moelle estimée pour la cohorte et aux risques radio-induits de leucémie. Ces sources d'exposition devraient faire l'objet, au niveau local, d'études rétrospectives plus approfondies sur les analyses médicales chez les jeunes et les femmes enceintes.

Il serait également important d'élargir le champ de l'expertise à la prise en compte d'autres sources de pollution (pollution chimique, ...) et à leur éventuelle synergie avec les effets des rayonnements ionisants.

3.5.2 Etude d'incertitude

Dans le domaine marin des études d'incertitude sur l'effet de la variabilité de l'ensemble des données utilisées, notamment sur la variabilité des mesures, ont été réalisées mais n'ont pas été exploitées pour le calcul de dose. Il faut souligner qu'une étude d'incertitude globale n'a pas été faite dans les travaux semblables réalisés en Grande-Bretagne. Une telle étude pourrait être réalisée ultérieurement.

3.5.3 Surveillance

L'une des questions importantes qui émerge des travaux du groupe est celle des objectifs de la surveillance et des mesures dans l'environnement selon les différents organismes qui la réalisent. Il convient en particulier de distinguer, d'une part, les mesures de routine faites afin de s'assurer, à la fois, qu'il n'y a pas de dysfonctionnement de l'installation (caractère d'alerte) et que les limites de rejet autorisées sont bien respectées et, d'autre part, les mesures qui permettent de reconstituer la dose à des groupes de population. Les deux types de mesures sont sans aucun doute justifiés.

Le groupe a utilisé largement les résultats de mesure de la surveillance de l'environnement mais a constaté le besoin de mesures plus spécifiques pour certains radionucléides et avec des limites de détection plus basses pour mieux apprécier dans le futur les niveaux de l'exposition des populations.

De même, l'amélioration de l'exhaustivité de la liste des radionucléides mesurés par les exploitants dans les rejets ainsi que de la précision de leurs mesures, permettrait de mieux valider le terme source des rejets utilisé dans les modèles de transfert de radionucléides dans l'environnement.

Enfin, il conviendra de définir un cadre de collaboration des différents laboratoires qui ont contribué à constituer la base de données des mesures dans l'environnement afin de poursuivre la mise à jour de cette base et de l'élargir à des indicateurs qui n'ont pas été pris en compte.

3.5.4 Expertise pluraliste

Le travail est fondé sur une expertise pluraliste réalisée avec la participation active du mouvement associatif et des experts étrangers. Le groupe Radioécologie Nord-Cotentin a bénéficié de l'ouverture complète des dossiers COGEMA, principal exploitant concerné par l'étude, ainsi que de sa forte implication lors de la reconstitution des données (terme source et mesures dans l'environnement). Les experts du mouvement associatif qui ont fortement participé aux travaux du groupe ont également apporté leurs résultats de mesures dans l'environnement ainsi que l'examen critique des données permis par leur connaissance du terrain. Cette approche se distingue fortement d'une action d'information ou de communication. Il s'agit effectivement d'un travail réalisé ensemble avec le soutien technique de l'IPSN. L'expertise pluraliste s'est traduite par une approche critique de l'ensemble du dossier et par une meilleure appréciation des caractéristiques des comportements des groupes de population considérés. Les experts étrangers faisaient partie intégrante de cette expertise, ils ont non seulement apporté leurs connaissances scientifiques personnelles mais ils ont en outre permis de relayer certaines des interrogations du groupe auprès de leurs organismes d'expertise nationaux.

Il conviendra ultérieurement de s'interroger, à la lumière des réactions de ces différentes composantes, sur la contribution d'une telle expertise dans le processus d'analyse des dossiers d'impact dans d'autres situations.

3.5.5 Diffusion du document

Les rapports du groupe Radioécologie Nord-Cotentin pourraient être adressés à des instances d'expertise internationales afin de recueillir leurs réactions et de publier dans un délai de six mois à 1 an l'ensemble des commentaires recueillis.

3.6. Commentaires des membres du groupe¹⁷

Le contenu des rapports a été approuvé par l'ensemble des membres du groupe à l'exception des experts de la CRII-RAD.

Certains membres du groupe ont rédigé des commentaires qu'ils ont souhaité voir inclus dans le texte de résumé / conclusions (Monique Sené) ou en Annexe du rapport de synthèse (Pierre Barbey et les experts étrangers).

Monique SENE (GSIEN) :

La composition élargie du Groupe Radioécologie du Nord-Cotentin est un apport pour la richesse des débats. Cependant pour gagner en efficacité l'expertise indépendante (des industriels et des instances de contrôle) doit disposer de moyens humains et financiers pour assumer une telle tâche.

Jusqu'à présent, les mesures n'ont été effectuées que pour vérifier le bon fonctionnement des installations et non pour réaliser un suivi sanitaire des populations. Dans ces conditions, si les cas observés de leucémies ne peuvent pas être expliqués par une exposition calculée sur la base de rejets eux-mêmes calculés, les grandes incertitudes mises en évidence ne permettent pas de

¹⁷ Des textes complets de commentaires ou réserves de certains membres du groupe sont présentés en Annexes générales.

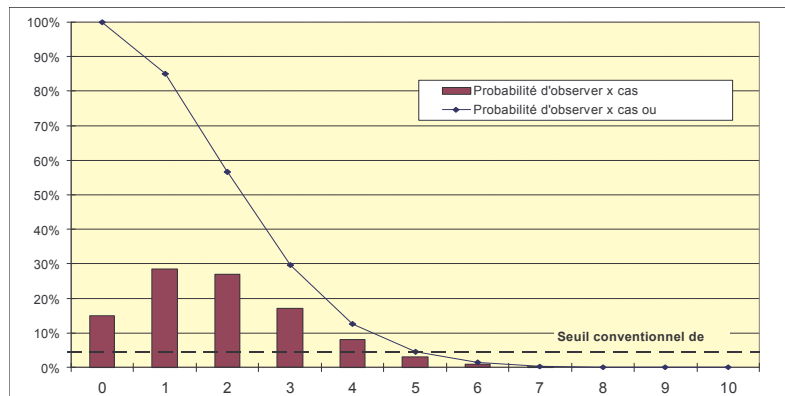
conclure à l'innocuité des rejets réels. Au contraire, ces incertitudes doivent inciter à la plus grande prudence et obliger à limiter les rejets et à continuer les études.

Les irradiations d'origine médicale doivent, elles aussi, être minimisées et leur impact mieux analysé.

Il existe maintenant un inventaire (ainsi qu'un registre des cancers) qu'il convient d'exploiter et de pérenniser pour assurer un vrai suivi des populations et des travailleurs.

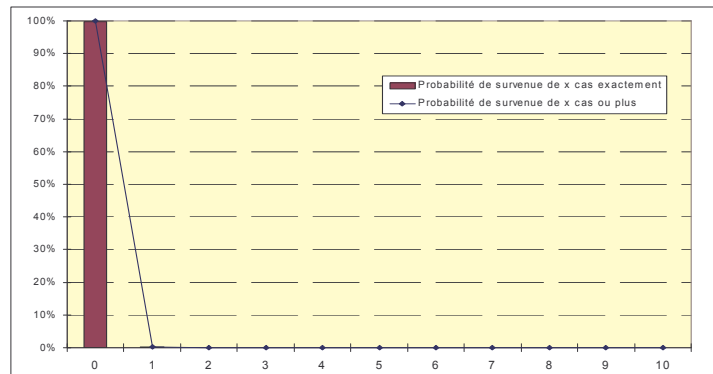
ANNEXE DE LA PARTIE A

Figure 1, tableau I : Probabilité d'observer un nombre de cas x suivant une distribution de Poisson de moyenne 1,9



Nombre de cas x	Probabilité de survenue de x cas exactement	Probabilité de survenue de x cas ou plus
0	$9,99 \cdot 10^{-01}$	1
1	$1,40 \cdot 10^{-03}$	$1,40 \cdot 10^{-03}$
2	$9,79 \cdot 10^{-07}$	$9,79 \cdot 10^{-07}$
3	$4,57 \cdot 10^{-10}$	$4,57 \cdot 10^{-10}$
4	$1,60 \cdot 10^{-13}$	$1,60 \cdot 10^{-13}$
5	$4,48 \cdot 10^{-17}$	$4,48 \cdot 10^{-17}$

Figure 2, tableau II : Probabilité de survenue d'un nombre de cas x suivant une distribution de Poisson de moyenne 0,0014



Nombre de cas x	Probabilité d'observer x cas exactement	Probabilité d'observer x cas ou plus
0	14,957%	1
1	28,418%	85,043%
2	26,997%	56,625%
3	17,098%	29,628%
4	8,122%	12,529%
5	3,086%	4,408%
6	0,977%	1,321%
7	0,265%	0,344%
8	0,063%	0,079%
9	0,013%	0,016%
10	0,003%	0,003%

**P
A
R
T
I
E**

B

INVENTAIRE DES REJETS RADIOACTIFS DES INSTALLATIONS NUCLÉAIRES

1. OBJECTIF

Les exploitants mesurent les activités contenues dans leurs rejets liquides et gazeux et déclarent aux autorités réglementaires, les résultats des mesures des activités alpha et bêta globales et des activités par radionucléide pour ceux faisant l'objet d'une mesure individuelle. Sur cette base, ils ont fourni, dans un premier temps, au groupe de travail des tableaux détaillés présentant les rejets mesurés de leurs installations depuis la mise en service de celles-ci.

Les installations considérées sont les usines de retraitement COGEMA La Hague, le Centre de stockage de l'ANDRA, la Centrale EDF de Flamanville et les installations de la Marine Nationale de Cherbourg.

Historiquement, les méthodes de mesure, la valeur des seuils de détection et la nature des radionucléides identifiés ont évolué mais aussi les méthodes de traitement des effluents liquides et gazeux et les procédés de rétention de certains radionucléides.

L'objectif poursuivi par le GT1 a consisté à analyser les résultats des exploitants, en collaboration avec eux, pour les valider et éventuellement les préciser ou les compléter. Doivent être pris en compte :

- les rejets maîtrisés, effectués en fonctionnement normal, faisant l'objet de mesures et de bilans périodiques ;
- les rejets liés à un événement incidentel ou accidentel ayant pu entraîner des pollutions dans le proche environnement.

L'historique des installations considérées est résumé dans les tableaux 1, 2, 3.

L'analyse critique des rejets déclarés porte sur les points suivants :

- caractère aussi exhaustif ou réaliste que possible de l'inventaire du " terme source " constituant le rejet ;
- cohérence entre d'une part, l'activité présente ou transitant dans l'installation (et quantifiée lorsque c'est possible par des codes de calcul) et d'autre part l'activité des effluents rejetés mesurée à l'émissaire par les exploitants et déclarée dans le cadre des procédures réglementaires de rejet ;
- reconstitution des rejets de radionucléides, présents dans les effluents, non mesurés dans le passé ou maintenant, soit parce que les rejets correspondants n'étaient pas considérés comme significatifs, soit en raison des limites des techniques analytiques.

Pour l'essentiel, les étapes de l'analyse critique précitées, peuvent être appliquées de façon satisfaisante pour les usines de COGEMA La Hague pour lesquelles, à partir du tonnage annuel retraité et des caractéristiques des combustibles usés (nature, taux d'irradiation et temps de refroidissement moyen) fournis par l'exploitant, il a été possible, sur la base de codes de calculs existants, d'établir les quantités annuelles d'activité des principaux radionucléides présents dans les combustibles usés au moment de leur retraitement, dans les différentes usines (UP2 400, UP3, UP2 800). Toutefois, pour certains radionucléides qui ne font pas l'objet de mesure, les rejets estimés sur ces bases ne sont pas des rejets démontrés, mais une appréciation d'expert adoptée par le groupe.

Par contre, pour les deux réacteurs de la Centrale EDF de Flamanville, comme pour les réacteurs nucléaires en général, il est très difficile, sinon illusoire, de fixer *a priori* la nature et l'activité des radionucléides susceptibles d'être rejetés dans les effluents liquides et gazeux.

En effet, les caractéristiques des rejets radioactifs dépendent d'un grand nombre de paramètres (nature des matériaux de structure et phénomènes de corrosion entraînant le passage de produits d'activation dans le circuit primaire, taux de défaut d'étanchéité des assemblages combustibles durant leur séjour en réacteur ...).

De plus, les traitements d'épuration et la gestion des effluents liquides avant leur rejet ont évolué et ont fait l'objet de nombreuses améliorations depuis la mise en service des réacteurs.

L'évolution du terme source depuis la mise en service du réacteur est essentiellement liée :

- au retour d'expérience qui a eu pour conséquence le retrait ou l'ajout de certains radionucléides ;
- à une meilleure gestion des effluents radioactifs ayant entraîné une baisse de l'activité des rejets, variable selon les radionucléides, qui a eu pour conséquence la mise en évidence de certains radionucléides mineurs en terme d'activité.

Enfin, pour le Centre de Stockage de la Manche de l'ANDRA, il n'y a pas de relation simple entre l'inventaire radiologique des déchets stockés et les activités des différents radionucléides mesurées dans l'environnement (cours d'eau du Grand Bel et de la Sainte-Hélène notamment). Pour établir cette relation, il faudrait connaître l'évolution de l'état des colis et les caractéristiques concernant la cinétique de transport des substances radioactives dans le sous-sol (liée à leur solubilité). La solution proposée a consisté à se limiter aux radionucléides principaux susceptibles d'être rencontrés compte tenu de l'inventaire et des informations fournis par l'ANDRA et des mesures réalisées dans l'environnement par différents intervenants.

2. USINES DE RETRAITEMENT COGEMA LA HAGUE

Les déclarations des exploitants sont basées sur des mesures effectuées sur les effluents rejetés. Pour être identifié, un radionucléide doit être présent dans les rejets en quantité supérieure au seuil de la méthode de mesure disponible. L'exploitant a fourni au groupe les activités mesurées, dans les rejets liquides et gazeux, y compris des mesures globales - total α et total β qui permettent des vérifications de cohérence quantitative, à défaut d'exhaustivité difficile à garantir.

La démarche suivie est décrite ci-après.

2.1. Radionucléides considérés

Rappelons que le combustible irradié renferme trois types de substances radioactives :

- les produits de fission,
- les isotopes de l'uranium, du plutonium et d'autres transuraniens,
- les produits d'activation.

Le spectre qualitatif et quantitatif des deux premières familles se calcule au moyen de codes appropriés en tenant compte des modalités de fonctionnement du réacteur, de l'énergie délivrée (taux de combustion) et du type de combustible (UNGG, UOX).

La connaissance de l'activité des produits d'activation, troisième famille des radionucléides présents dans la matière combustible, exige de connaître les taux d'impuretés des divers éléments stables qui entrent dans sa composition (combustible neuf). Pour les combustibles "oxyde", les valeurs de ces taux d'impuretés font l'objet de spécifications techniques de la part des fabricants. N'ayant eu que des informations partielles sur les combustibles UOX[#] fabriqués en France (retraités dans l'usine UP2-800), le GT1 a fait l'hypothèse que les taux réels d'impuretés étaient égaux à 50 % des teneurs limites fixées dans les spécifications techniques. Compte tenu de l'impact dosimétrique qu'il pourrait avoir dans le cas des rejets gazeux, des mesures dans l'environnement ont permis d'estimer l'activité maximale rejetée.

Pour les combustibles de la filière UNGG (Uranium Naturel-Graphite-Gaz), la nature et les taux des impuretés présentes dans l'uranium métal ne sont pas connus. En conséquence, les produits d'activation pour ce type de combustible n'ont pu faire l'objet d'évaluation.

- *S'agissant des produits de fission, des isotopes de l'uranium et des transuraniens.* Le GT1 a considéré tous les produits formés dans le combustible lorsque leur activité, après trois ans de refroidissement, était au moins égale à 37 MBq par tonne d'uranium métal initial (1 mCi/t d'Uranium métal).

A partir de ce critère de sélection, il a été possible d'évaluer les activités rejetées, (ou une valeur enveloppe de ces dernières) même dans le cas où les radionucléides considérés échappent à la mesure, du fait de leur faible activité dans les rejets, inférieure à la limite de détection des appareils de mesure.

Les listes complètes des produits susceptibles d'être présents dans les effluents des usines COGEMA La Hague sont reportées dans les tableaux 4 et 5. Il a été mis en évidence les radionucléides mesurés par COGEMA et ceux qui ont été ajoutés par le groupe de travail.

- *Pour les produits d'activation,* le GT1 a pris en compte que les impuretés présentes dans le combustible oxyde neuf, habituellement identifiées par les experts et qui correspondent à des radionucléides de période supérieure à deux ans, compte tenu des temps de refroidissement moyens des combustibles "eaux légère" avant retraitement compris entre 5 et 8 ans.

Les "isotopes cibles" et les radionucléides formés figurent dans le tableau 6.

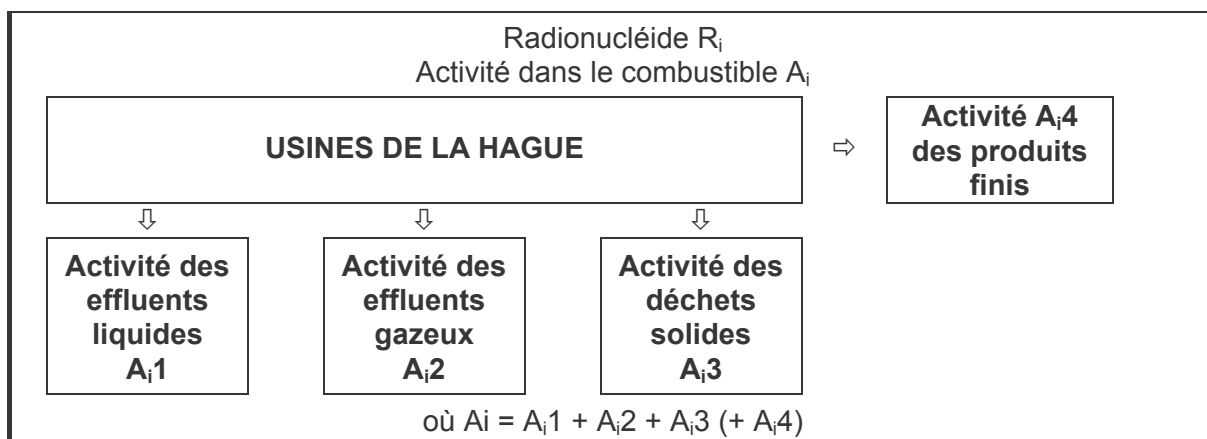
- *Au total, outre les 36 radionucléides identifiés par COGEMA et figurant dans les tableaux récapitulatifs des rejets liquides, 39 radionucléides complémentaires ont fait l'objet d'une étude spécifique afin de compléter le bilan des rejets.*

2.2. Méthodologie

Le fonctionnement des usines de La Hague peut être schématisé comme suit :

- une "entrée" (activité du radionucléide présent dans le combustible au moment du retraitement),
- trois "sorties" au niveau des effluents et des déchets (effluents liquides, effluents gazeux et déchets solides relatifs au radionucléide considéré),
- une "sortie" vers les produits finis.

[#] Combustibles constitués d'oxyde d'uranium enrichi en ²³⁵U.



Entre “ l’entrée ” et chacune des “ sorties ” peut être établie, pour chaque radionucléide R_i , une “ fonction de transfert ” définie comme suit :

$$Fr_i = \frac{\text{Activité dans les flux de sortie mesurée}}{\text{Activité dans le combustible calculée}} \quad (1)$$

avec :

$$Fr_i1 + Fr_i2 + Fr_i3 (+ Fr_i4) = \frac{A_{i1}}{A_i} + \frac{A_{i2}}{A_i} + \frac{A_{i3}}{A_i} + \left(\frac{A_{i4}}{A_i} \right) \quad (2)$$

Cette somme étant sensiblement égale à 1*.

L’approche retenue pour réaliser une analyse critique des mesures des activités rejetées faites par l’exploitant a consisté à apprécier la cohérence entre l’évolution dans le temps des activités calculées dans les combustibles et celles des activités rejetées mesurées dans les effluents et les déchets correspondants.

L’évaluation de l’activité des différents radionucléides présents à l’entrée des usines au moment du retraitement des combustibles usés a été faite à partir de la connaissance des quantités et caractéristiques des combustibles retraités de type UOX[#] et UNGG (teneur initiale en uranium 235, taux d’irradiation, temps de refroidissement).

Pour ce faire, on a utilisé les versions les plus récentes des codes existants (comme CESAR 4.2°), se référant aux conditions d’irradiation dans les réacteurs qui permettent d’établir la liste et l’activité des différents radionucléides présents dans les combustibles au moment de leur retraitement, en tenant compte de leur décroissance radioactive pendant la durée de refroidissement retenue.

Comme indiqué précédemment, les trois familles de radionucléides considérés sont les produits de fission, les actinides (uranium et éléments transuraniens) et les produits d’activation, ces derniers dépendant directement de la connaissance de la nature et de la quantité des impuretés présentes dans le combustible neuf et qui peuvent donc être différentes suivant le fabricant (cas des combustibles étrangers).

* En première approximation pour un fonctionnement continu des usines et une décroissance radioactive négligeable durant le temps de transit des “ produits ”.. dans l’usine.
 Dossier de validation de CESAR version 4 - Note CEA/DER/SPRC/LEDC 97/4028 DU 13/02/97.

Outre ces différents radionucléides présents dans l'oxyde d'uranium irradié, des produits de corrosion radioactifs (comme les isotopes 57, 58 et 60 du cobalt, le nickel 63, le fer 55, ...) provenant du circuit de refroidissement primaire du réacteur se déposent sur la surface externe des assemblages combustibles. Ces dépôts passent en solution lors de l'opération de dissolution. Toutefois, il n'est pas possible d'évaluer l'ajout d'activité correspondant (état de "propreté" du combustible variable).

Il convient de souligner ici les limites de cette méthode de reconstitution des rejets. En particulier, certaines opérations de traitement d'effluents ont été mises en oeuvre de façon différée par rapport à la dissolution des combustibles correspondants. Cela s'est traduit par un décalage temporel, entre le flux d'activité entrant dans l'usine et le flux correspondant des activités rejetées, qui n'a pas pu être pris en compte dans la démarche retenue.

2.3. Application de la méthodologie

Les remarques et exemples suivants illustrent l'utilisation de cette fonction comme élément d'appréciation des activités rejetées :

- Dans le cas simple du krypton 85 (figures 1a et 1b), les produits finis comme les effluents liquides et les déchets solides, ne contiennent pratiquement pas de ce gaz rare et la totalité de l'activité du krypton 85 présent dans le combustible est évacuée avec les effluents gazeux. La seule fonction de transfert à considérer concerne le terme source et les effluents gazeux. Elle doit être constante et égale à l'unité.

Or, la comparaison entre valeurs calculées dans les combustibles et mesurées dans les effluents gazeux montre des divergences. Il apparaît préférable de retenir comme activité rejetée, celle obtenue par le code de calcul donnant les quantités de krypton 85 contenues dans les combustibles lors du retraitement plutôt que les résultats des mesures qui apparaissent souvent inférieurs au terme source (difficultés reconnues d'une mesure représentative en raison des volumes d'air en jeu, d'une évaluation précise des rejets cumulés du fait de la fluctuation des rejets gazeux et des concentrations de krypton 85 dans le temps).

- Dans d'autres cas, l'évaluation de la valeur de la fonction de transfert n'est pas aussi aisée. C'est alors la cohérence de l'évolution des activités calculées dans les rejets avec celle des activités mesurées qui permet d'apprécier la validité de ces différents résultats.

Ainsi, s'agissant du césium 137 dans les effluents liquides (figures 2a à 2d), les résultats des mesures sont considérés comme valides en raison de la cohérence observée entre les différents résultats obtenus au cours du temps (l'activité totale dans les combustibles retraités entrant dans l'usine croît avec l'augmentation de sa capacité de traitement) ; les rejets diminuent régulièrement depuis 1990 du fait de l'amélioration du traitement des effluents - exception faite des premières années de fonctionnement - ; il en va de même pour la fonction de transfert.

- Une vérification complémentaire est appliquée lorsque plusieurs isotopes radioactifs d'un même élément sont présents dans le combustible. C'est notamment le cas des isotopes 134 et 137 du césium. Comme les comportements physico-chimiques de deux isotopes d'un même élément sont strictement identiques, une différence notable observée entre leurs fonctions de transfert ne peut résulter que d'une erreur dans l'évaluation de la source ou de l'activité évacuée (sous réserve cependant que les temps de transit, entre la dissolution et les rejets, soient faibles devant les périodes les plus courtes des radionucléides considérés). Ainsi, les rejets de certains radionucléides à courte période comme le strontium 89 (figures 3a à 3e) et l'antimoine 124 ont été recalculés.

- Si des données relatives aux rejets liquides ou gazeux manquent partiellement ou totalement, un homologue, du point de vue des comportements chimiques, dans la classification périodique des éléments peut être recherché. A défaut d'autres moyens, la fonction de transfert de cet homologue sera retenue bien que le comportement des deux éléments ne soit pas forcément identique durant toutes les étapes du procédé.
Citons les exemples suivants pour les calculs des activités dans les effluents liquides et gazeux : le chlore 36 (figure 5), à partir de la fonction de transfert de l'iode 129 (halogènes ; figures 4a et 4b) ; le calcium 41, à partir de la fonction de transfert du strontium 90.
- On notera deux propriétés des fonctions de transfert (cf. équations (1) et (2), page précédente), dans l'hypothèse d'un fonctionnement en continu des usines :
 - κ la fonction de transfert est toujours inférieure ou égale à 1 (car l'activité rejetée est au plus égale à l'activité présente dans le combustible),
 - κ la somme des fonctions de transfert (F gaz, F liquide et F solide, à laquelle il faut ajouter celle qui correspond aux produits finis) est égale à l'unité. En effet, si les usines ne retiennent pas une fraction significative de l'activité présente dans les combustibles retraités, cette dernière se retrouve dans les effluents liquides, les effluents gazeux, dans les déchets solides et dans les produits finis. Cependant, cette caractéristique n'a pas été utilisée pour le calcul.
- Enfin, la somme des activités des différents radionucléides présents dans les rejets doit être cohérente avec les mesures d'activités α et β totales.

2.4. Résultats acquis

• Rejets liquides des usines de La Hague

Les différents radionucléides, mesurés par COGEMA, seront passés en revue dans les tableaux 7.1 et 7.2. On notera que certaines colonnes ne sont que partiellement remplies, ce qui signifie que, le plus souvent pendant les premières années de fonctionnement des usines, les rejets correspondant au radionucléide considéré n'étaient pas quantifiés et que le GT1 a dû reconstituer partiellement l'activité rejetée. Ces radionucléides correspondent soit à des éléments dont l'activité (ou la concentration) est inférieure à la limite de détection radiochimique (ou chimique), soit dont la mesure n'est pas possible du fait des techniques disponibles.

De plus, sont également reconstitués les rejets de radionucléides non inclus dans les tableaux 7.1 et 7.2.

Les tableaux 8-1 à 8-5 présentent les résultats validés par le GT1.

On ne reprendra pas ici les modes de reconstitution de l'activité des différents radionucléides qui figurent dans le rapport détaillé.

On peut schématiquement considérer les différents cas suivants :

- les radionucléides qui étaient mesurés depuis l'origine et pour lesquels on a repris les valeurs mesurées. Il s'agit :
 du zinc 65, du couple strontium-yttrium 90, du couple ruthénium-rhodium 106, de l'antimoine 125, du césium 134 et 137, du couple cérium-praséodyme 144, du plutonium 239 + 240.
- les radionucléides pour lesquels on ne disposait pas de mesure pour toutes les années. En l'absence de mesures, la valeur des rejets a été reconstituée en utilisant la valeur moyenne

pondérée, ou la valeur correspondant à la première année de mesure, de la fonction de transfert d'une période pour laquelle on disposait de mesures. Il s'agit :

du tritium, du manganèse 54, des isotopes 57, 58 et 60 du cobalt, du couple zirconium-niobium 95, du technétium 99, de l'argent 110m, de l'euporium 154.

- les radionucléides pour lesquels on ne disposait de mesures que pour quelques années et pour lesquels on a reconstitué les rejets en utilisant la fonction de transfert d'un isotope ou d'un analogue chimique mesuré. Il s'agit :

de l'antimoine 124, de l'américium 241, du curium 242, du curium 244.

- les radionucléides pour lesquels, bien que possédant des mesures pour quelques années, on a préféré recalculer les rejets pour l'ensemble des années en utilisant la fonction de transfert d'un autre isotope mesuré. Il s'agit :

du strontium 89, du couple ruthénium-rhodium 103, de l'euporium 155, du plutonium 238, du plutonium 241.

- les radionucléides non mesurés pour lesquels l'activité dans les rejets a été reconstituée en utilisant la fonction de transfert d'un autre isotope ou d'un analogue chimique mesuré. Il s'agit :

du béryllium 10, du fer 55, des isotopes 59 et 63 du nickel, du rubidium 87, de l'yttrium 91, du zirconium 93, du niobium 94, du molybdène 93, du palladium 107, du cadmium 113m, des isotopes 121, 121m et 126 de l'étain, des isotopes 127 et 127m du tellure, du césium 135, du prométhéum 147, du samarium 151, de l'euporium 152, des isotopes 236 et 242 du plutonium, du neptunium 237, des isotopes 242, 242m et 243 de l'américium, des isotopes 243, 245 et 246 du curium, ainsi que des isotopes 232, 233, 234, 235, 236 et 238 de l'uranium (calculés à partir du rejet pondéral et de la composition isotopique dans le combustible).

- les produits d'activation des impuretés dans le combustible, pour lesquels les activités dans les rejets ont été calculées en prenant une teneur dans le combustible égale à la moitié de la spécification commerciale, et en utilisant la fonction de transfert d'un analogue chimique (ou à partir de la connaissance de son comportement chimique dans le procédé, dans le cas du carbone 14). Il s'agit :

du carbone 14, du chlore 36, du calcium 41.

Vérification de la cohérence de l'activité mesurée et calculée dans les rejets liquides avec les mesures alpha et bêta global

Sur les échantillons liquides prélevés avant rejet, COGEMA procède, en plus des analyses spectrométriques α et γ , à un comptage α et β effectué sur le résidu sec, obtenu après évaporation.

En tenant compte du rendement de comptage α et β du système de mesure utilisé, l'exploitant obtient deux résultats appelés " alpha global " et " bêta global ". Ces deux résultats sont obtenus, dans l'hypothèse où, tous les alpha émergents mesurés proviennent des isotopes 239+240 du plutonium, et tous les bêta émergents mesurés sont émis par les seuls strontium-yttrium 90.

Ces deux données vont nous être très utiles pour évaluer, de manière globale, la pertinence des mesures et des diverses reconstitutions opérées. En calculant la contribution de chaque radionucléide à la mesure effectuée par le détecteur, c'est-à-dire en prenant en compte le rendement de mesure réel de chacun d'eux, nous obtenons par sommation un " α et β total calculé " que nous pouvons comparer aux valeurs " α global " et " β global ".

Activité alpha et mesures « alpha global »

Les figures 6a et 6b illustrent les apports des activités reconstituées aux mesures effectuées par l'exploitant. Ainsi la somme des activités des émetteurs alpha mesurés de 1966 à 1996 est de 5,3 TBq alors que la somme des activités des émetteurs alpha mesurées ou calculées reconstituées par le GT1 est de 10,4 TBq, soit presque le double de la précédente. On peut observer sur la figure 6a que l'écart est surtout sensible de l'année 1976, année de mise en service de l'atelier HAO et du début du retraitement des combustibles oxydes eau légère, à l'année 1986.

Cela peut s'expliquer par la mesure, progressivement à partir de 1986, de l'activité des émetteurs alpha transuraniens, comme les isotopes 238 et 241 du plutonium, l'américium 241 et les isotopes 242 et 244 du curium, l'activité de ces mêmes radionucléides dans les rejets liquides étant négligeable pour la période 1966-1975 correspondant au retraitement des combustibles UNGG.

Les figures 6d et 6e montrent que la part des isotopes de la famille du plutonium est, durant toute la période considérée, prépondérante dans l'activité alpha des effluents liquides.

Le nombre total de particules alpha " attendues ", calculé à partir de l'activité, mesurée ou reconstituée, de chacun des radionucléides émetteurs alpha considéré, est comparé (figure 6c) à la mesure " alpha global " (somme des résultats des mesures effectuées sur les résidus secs des échantillons liquides évaporés)

Une très bonne cohérence est observée entre ces deux valeurs, ce qui atteste de la validité de la méthode retenue.

La somme des activités rejetées entre 1966 et 1996, déduite des résultats des mesures " alpha global " est pratiquement égale à celle obtenue à partir des valeurs d'activités reconstituées (écart égal à 0,7 %)

Activité bêta et mesures « bêta global »

Si toutes les particules « alpha » émises par les radionucléides se mesurent pratiquement avec le même rendement (le résultat de mesure « alpha global » est alors directement proportionnel à la somme des activités alpha), il n'en va pas de même pour les particules « bêta ».

En effet, le rendement de détection des particules bêta varie de plus d'un facteur 2 avec l'énergie bêta maximale des radionucléides considérés. Il n'y a donc plus de relation simple entre la somme des activités bêta calculées et la mesure directe des particules émises (résultats appelé « bêta global »).

Cette situation a conduit à effectuer deux types d'évaluation :

↖ comparer la somme des activités (hors tritium) mesurées par l'exploitant avec la somme des activités retenues par le GT1 - figure 7a

↖ comparer le résultat de mesure du bêta global (hors tritium) fourni par l'exploitant avec le nombre de « bêta attendus » - figure 7b

Dans le premier cas - figure 7a - la somme des activités individuelles des émetteurs bêta (hors tritium), figurant dans les tableaux 7.1 et 7.2 des mesures COGEMA est comparée avec celles des émetteurs bêta (hors tritium) des tableaux 8.1 à 8.5 reconstitués. Les courbes sont très proches car l'activité des rejets liquides est très largement dominée par une dizaine de radionucléides mesurés depuis la mise en service des usines.

Dans le second cas - figure 7b - il y a un très bon accord entre les deux courbes pour les périodes 1966 - 71 et 1985 - 96. Mais entre 1972 et 1984, l'activité reconstituée est toujours inférieure, en moyenne de 17,6 %, à la mesure « bêta global ». Il y a cependant une bonne cohérence entre les données de la mesure et celles résultant des calculs.

La figure 7c illustre la nette prédominance du ruthénium-rhodium 106 dans les rejets liquides jusqu'en 1990.

- Rejets gazeux des usines de La Hague

Si la méthodologie retenue pour la reconstitution des activités des radionucléides présents dans les rejets gazeux à la cheminée des usines UP3 et UP2-800 est identique dans son principe à celle décrite précédemment pour les rejets liquides, par contre le nombre de radionucléides concernés est sensiblement moins important.

D'autre part, la possibilité de valider, corriger ou reconstituer les rejets de radionucléides, à partir des mesures existantes réalisées par COGEMA, en établissant des analogies entre radionucléides de comportements physico-chimiques voisins, est plus limitée pour les raisons exposées ci-après.

Tout d'abord, il convient de distinguer deux origines bien distinctes des radionucléides rejetés dans les effluents gazeux à savoir :

- les radionucléides formés en réacteur (par fission ou par activation) et présents dans le combustible au moment de son retraitement, et dont les quantités peuvent être évaluées à partir des caractéristiques du combustible grâce aux codes de calcul neutronique " classiques " (code CESAR - version 4.2 dans le cas présent),
- les radionucléides volatils générés à l'intérieur des usines pendant les opérations de retraitement. Il s'agit en l'occurrence des produits de fission formés par la fission spontanée des transuraniens (essentiellement le curium 244 pour les combustibles oxydes) lors du stockage des solutions concentrées de produits de fission avant vitrification. Ce dernier phénomène explique la présence de radionucléides volatils à vie courte comme les isotopes 131 et 133 de l'iode, le sélénium 75 et le tellure 125 m. Toutefois, nous ne disposons pas d'évaluation des quantités formées, faute de connaissance précise des quantités de curium 244 entreposées et des rendements de fission spontanée pour les différents radionucléides.

Il y a lieu également de considérer les différentes formes physiques sous lesquelles peuvent se trouver les radionucléides dans ce que l'on appelle " rejets gazeux ".

- **A l'état gazeux**, on trouve les éléments dont la forme chimique, stable à température ambiante, est volatile. Il s'agit du tritium, du carbone 14, des gaz rares et des halogènes.

Le tritium est présent majoritairement sous forme d'hydrogène tritié à plus des 2/3, le complément étant sous forme de vapeur d'eau tritiée. Mais la quantité totale ainsi rejetée en cheminée représente moins de 1 % de la quantité totale formée en réacteur.

Le carbone 14 est rejeté en cheminée quasi totalement sous forme de CO₂. La fraction ainsi rejetée par rapport à la quantité totale de carbone 14 présent dans le combustible, dépend du schéma de procédé et des conditions opératoires dans l'usine (en particulier de l'opération de dissolution). Le retour d'expérience, limité aux années récentes (à partir de 1990), pour lesquelles on dispose de mesures de rejets atmosphériques de carbone 14, a permis d'estimer cette fraction aux 2/3 environ de l'activité totale présente dans le combustible, le complément étant rejeté en mer dans les effluents liquides.

Parmi les gaz rares, seul le krypton 85 a une période de décroissance suffisamment longue pour être encore présent en quantité significative dans les rejets gazeux ($T_{1/2} = 10,8$ ans). La totalité du krypton 85 présent dans le combustible s'échappe sous forme gazeuse.

Les halogènes présents en cheminée sont l'iode 129, produit de fission à vie très longue ($T_{1/2} = 1,6.10^7$ ans), les isotopes 131 et 133 de l'iode de période beaucoup plus courte (respectivement $T_{1/2}$ de 8,05 jours et 20,8 heures) et le chlore 36 ($T_{1/2} = 3,01.10^5$ ans), formé par activation du chlore 35 présent sous forme d'impureté dans le combustible neuf. Ces deux éléments sont rejetés sous forme élémentaire (I₂, Cl₂).

- **Sous forme non volatile à température ambiante**, on trouve également des traces de radionucléides qui se sont libérées lors de certaines opérations effectuées dans des conditions particulières, notamment celles réalisées à températures élevées comme la concentration et la vitrification des produits de fission, les évaporations intercycles et l'élaboration finale de l'oxyde de plutonium dans le four de calcination. Lors du transfert des gaz dans les circuits de traitement ces produits repassent à l'état solide, en général sous forme de fines particules d'oxyde appelées aérosols solides. Ce phénomène concerne en particulier le ruthénium qui, en milieu oxydant, se dégage sous forme de tétraoxyde RuO₄ volatile. Ce dernier se décompose au contact des circuits de rejets en RuO₂ sous forme de particules solides très fines.
- **Enfin, sous forme d'aérosols solides**, on trouve d'autres produits, présents à l'état très divisé, sous forme de poudre, dans certaines opérations (comme l'élaboration du PuO₂ par calcination de l'oxalate de plutonium). Une très faible quantité de ces produits, correspondant à la fraction granulométrique la plus fine, peut être entraînée jusqu'au rejet en sortie de cheminée en fonction de l'efficacité des systèmes d'épuration, en particulier de la limite du pouvoir d'arrêt des dispositifs de filtration (filtres de très haute efficacité - THE sur le circuit avant rejet).

Il est difficile de quantifier précisément et même d'évaluer l'activité des rejets des différents radionucléides, du fait de la variabilité de leur comportement selon les conditions rencontrées dans les différentes étapes du procédé d'une part, et de la diversité et de l'évolution, depuis le début de fonctionnement des usines, des opérations d'épuration sur les différentes lignes de traitement des gaz avant rejet (colonnes de lavage, dévésiculeurs, filtres...) d'autre part. De plus, l'efficacité de ces différents traitements d'épuration n'est pas connue avec grande précision pour chaque radionucléide, en particulier pour ceux qui sont sous forme d'aérosols solides.

Dans ces conditions, seule la conservation de l'isotopie pour un élément entre le terme source et le rejet peut être garantie (à la réserve des fissions spontanées du curium 244). Par contre, la déduction du rejet d'activité d'un radionucléide par analogie avec celui d'un élément voisin dans la classification périodique (analogie chimique), compte tenu de la multiplicité et de l'imprécision des paramètres évoquées ci-dessus, est moins rigoureuse et plus incertaine, et donc plus critiquable, que ce qui a pu être fait pour les effluents liquides.

Notons également que les contrôles de cohérence entre les mesures alpha et bêta “ globales ” et les résultats de mesures d’activité déduites des analyses spectrométriques alpha et gamma ne portent que sur les rejets d’aérosols (piégeables sur le filtre soumis à la mesure). En effet, le krypton 85, le carbone 14 (sous forme de CO₂) et le chlore 36 sont des gaz qui ne se piègent pas sur le filtre, tandis que les iode, tellure, antimoine et mercure, qui peuvent s’y fixer sous forme de traces (quelques %), doivent, en vue de leur mesure, être adsorbés sur une cartouche de charbon actif. Compte tenu de sa taille (cylindre de diamètre 50 mm et de hauteur 25 mm), cette cartouche ne se prête qu’à une mesure spectrométrique gamma. En conséquence, le recoupement de ces résultats d’analyse avec une autre mesure de type “ bêta global ” n’est plus possible.

Enfin, il est clair que les connaissances disponibles actuellement ne permettent pas de garantir l’exhaustivité de la liste des radionucléides susceptibles d’être présents à l’état de traces dans les rejets gazeux.

En conséquence, le travail d’analyse critique des mesures d’activité des rejets gazeux réalisées par COGEMA a consisté à :

- réviser les quantités rejetées pour les radionucléides volatils ne faisant pas l’objet de traitement d’épuration comme les gaz rares (valeur des rejets de krypton 85 retenues correspondant à la quantité présente dans le combustible au moment du retraitement) et préciser les rejets de ¹⁴CO₂,
- ajouter à la liste des radionucléides mesurés par COGEMA le chlore 36, pour lequel on avait admis en première approximation qu’il se comportait comme l’iode 129, le rubidium 87, dont la volatilité est voisine de celle du césium, et les isotopes mineurs des radionucléides présents dans les mesures des rejets gazeux fournies par COGEMA (isotopes du cobalt, de l’antimoine, du plutonium).

Si l’on ne peut garantir l’exhaustivité de la liste des radionucléides, on peut raisonnablement estimer qu’aucun radionucléide majeur n’a été oublié.

En effet, globalement, les contributeurs majeurs en terme de dose efficace sont les radionucléides volatils, à savoir le carbone 14, l’iode 129 et le krypton 85 dont les activités ont été évaluées de façon précise ou majorante.

Pour les radionucléides qui peuvent ou pourraient être présents sous forme d’aérosols, compte tenu de l’efficacité élevée des dispositifs d’épuration des effluents gazeux avant rejet (filtres THE en particulier), l’activité rejetée en cheminée est très faible et la contribution en terme d’impact devrait l’être également.

Un moyen de vérification de la qualité de la reconstitution des rejets gazeux consiste à faire, comme pour les rejets liquides, une comparaison entre, d’une part les mesures d’activité bêta et alpha totales, et d’autre part les valeurs calculées du nombre total de particules bêta et alpha “ attendues ” déduites de l’addition des activités, mesurées ou reconstituées, des radionucléides pris en compte dans l’inventaire.

L’examen du tableau récapitulatif des mesures fournies par COGEMA fait apparaître, pour certains radionucléides, des variations parfois très importantes des activités rejetées d’une année à l’autre, et corrélativement de la fonction de transfert.

Il faut noter ici que les valeurs cumulées des rejets par année sont obtenues par sommation des rejets “ nominaux ” correspondant au fonctionnement normal des usines avec les fluctuations associées de l’efficacité de traitement des effluents gazeux, et d’éventuels rejets incidentels liés à un dysfonctionnement de durée et de conséquences plus ou moins importantes (détérioration du filtre de l’atelier HADE durant l’année 1985 par exemple).

A titre d’illustration, l’augmentation du rejet d’iode 131 d’un facteur de l’ordre de 300 en 1968 par rapport à 1967 est due au retraitement involontaire de combustibles UNGG trop peu refroidis, événement qui a donné lieu à une déclaration d’incident. On observe à nouveau une augmentation significative du rejet d’iode 131 en 1972 et 1975. Suite à la demande du GT1, COGEMA a précisé

que cette augmentation était due au retraitement de combustibles UNGG moins refroidis durant ces deux années.

Ce mode de comptabilisation et l'absence d'éléments d'information permettant d'expliquer ces variations des valeurs de rejets dans le temps rendent encore plus difficile et incertaine la reconstitution des rejets pour les années pour lesquelles on ne dispose pas de mesure.

Enfin, certains ateliers dont les opérations contribuent aux rejets de radionucléides dans les effluents gazeux, comme en particulier les ateliers de vitrification T7 (UP3) et R7 (UP2-800) ont été mis en service de façon très différée par rapport au retraitement des combustibles dont proviennent les solutions de produits de fission traitées et ont donc vitrifié des produits de fission résultant de campagnes de retraitement réalisées plusieurs années auparavant.

Dans ce cas, il y a donc un double phénomène d'accumulation et de décalage dans le temps, qui ne rend plus pertinente, pour certains radionucléides, la relation avec les caractéristiques des combustibles retraités annuellement au moyen de la fonction de transfert explicitée précédemment.

En ce qui concerne les méthodes de prélèvement et de mesure, les rejets gazeux font appel à cinq lignes de prélèvement ou de mesure, le dispositif de prélèvement réparti sur tout le diamètre de la cheminée de rejet visant à assurer la représentativité de l'échantillon mesuré. Des techniques de piégeage et d'analyse distinctes sont utilisées :

- le krypton 85 est mesuré après filtration au moyen d'une chambre d'ionisation différentielle,
- le tritium et l'hydrogène après conversion en eau tritiée (oxydation du tritium présent à plus de 2/3 sous forme d'hydrogène tritié) est mesuré par scintillation en phase liquide,
- les isotopes de l'iode et du tellure sont absorbés sur des cartouches de charbon actif qui sont ensuite analysées par spectrométrie gamma,
- le carbone 14 sous forme de CO₂ est piégé dans quatre barboteurs en série contenant une solution de soude et fait l'objet d'une mesure spécifique (son impact sur le « signal de la chambre différentielle destinée à la mesure du krypton 85 est indécélable, l'activité de ce dernier étant supérieur d'un facteur 10⁴ à celle du carbone 14),
- les aérosols sont piégés sur des filtres, puis analysés par spectrométrie alpha et gamma (une faible fraction de l'iode et du tellure peut également s'adsorber sur ce filtre).

Pour évaluer les activités des radionucléides susceptibles d'être présents dans les rejets gazeux en sortie de cheminée, le GT1 s'est appuyé essentiellement sur le tableau de mesure des rejets gazeux de 1966 à 1997 (tableau 9) fourni par COGEMA.

La reconstitution des radionucléides non mesurés pendant les premières années de fonctionnement, ou non identifiés dans les rejets (isotopes mineurs dont l'activité est inférieure au seuil de détection), n'a été que partiellement possible pour les raisons évoquées précédemment.

Les résultats validés par le GT1 sont présentés dans les tableaux 10-1 et 10-2.

Ici encore, sans reprendre les modes de reconstitution de l'activité exposées dans le rapport détaillé, on peut les classer comme suit :

- Les radionucléides mesurés depuis l'origine, pour lesquels on a repris les valeurs mesurées. Il s'agit de l'iode 129.
- Les radionucléides pour lesquels on ne dispose de mesures que pour certaines années et dont l'activité des années manquantes a été reconstituée à partir de la valeur moyenne pondérée d'une période (ou la valeur de la première année) de la fonction de transfert pour laquelle on

disposait de mesures. Il s'agit :

du tritium, du cobalt 60, du couple ruthénium-rhodium 106, de l'antimoine 125, des isotopes 129 et 133 de l'iode, des isotopes 134 et 137 du césium, du plutonium 239 + 240.

- Les radionucléides pour lesquels on ne disposait que de quelques mesures et aucun autre élément pour reconstituer les valeurs des autres années. Il s'agit :

du sélénium 75, du couple zirconium-niobium 95, du tellure 125m, du couple cérium-praséodyme 144, du mercure 203.

- Les radionucléides pour lesquels, bien que disposant de mesures partielles, l'activité dans les rejets a été reconstituée à partir de la connaissance de leur comportement physico-chimique dans l'usine. Il s'agit du carbone 14 et du krypton 85.
- Les radionucléides non mesurés pour lesquels l'activité dans les rejets a été reconstituée en utilisant la fonction de transfert d'un autre isotope ou d'un analogue chimique mesuré. Il s'agit :

des isotopes 57 et 58 du cobalt, du couple ruthénium-rhodium 103, de l'antimoine 124, du césium 135, du plutonium 241, de l'américium 241, des isotopes 242, 243, 244, 245 et 246 du curium.

- Enfin, pour le chlore 36, à partir des mesures dans l'environnement, l'activité maximale rejetée a pu être évaluée et correspond à une valeur de la fonction de transfert inférieure d'au moins un facteur 400 à celle de l'iode 129.

Vérification de la cohérence des résultats de l'activité, mesurée et calculée
dans les rejets gazeux avec les mesures alpha et bêta global

Cette vérification ne porte que sur les radionucléides susceptibles d'être piégés sur un filtre papier. En outre, la comparaison des gammes de mesures en alpha et bêta total effectuées durant la période 1966-1996 montre que l'activité alpha totale mesurée est 10^4 fois plus faible dans les effluents gazeux que dans les effluents liquides. Pour les mêmes conditions, l'activité bêta totale mesurée est 10^6 fois plus faible dans les effluents gazeux qu'elle ne l'est dans les rejets liquides.

Mesures "alpha global"

Nous avons représenté sur les figures 8 les courbes montrant les évolutions comparées :

- du comptage "alpha global",
- du nombre de particules alpha déduit des activités alpha mesurées ou reconstituées (hors uranium),
- de l'activité minimale mesurable.

L'activité calculée à partir des seules mesures disponibles est pratiquement toujours inférieure au seuil de mesure. Comme les seules mesures alpha effectuées par l'exploitant (1984-1996) coïncident avec la période des meilleures performances des usines, il est vraisemblable que la reconstitution des rejets fondée sur ces bases conduit à sous-estimer la réalité des rejets.

La mesure "alpha global" est certainement plus représentative de la réalité des rejets.

Sur la figure 10a, on a reporté la somme des activités des émetteurs alpha, mesurées ou calculées.

La somme des activités des émetteurs alpha mesurés individuellement est $1,9 \cdot 10^6$ Bq, alors que celle calculée à partir des valeurs reconstituées est de $1,1 \cdot 10^7$ Bq. Cet écart important (rapport 5,8) s'explique par la prise en compte de la totalité des isotopes d'une part, et le fait que l'identification individuelle des différents émetteurs alpha dans les gaz ne débute qu'en 1984 d'autre part.

Mesures "bêta global"

Pour les radionucléides émetteurs bêta-gamma, nous avons également étudié (figure 9) les évolutions comparées du comptage "bêta global", du nombre de particules bêta attendues et de l'activité bêta minimale mesurable.

L'activité bêta minimale décelable est pratiquement toujours inférieure à l'activité bêta mesurée ou calculée.

L'allure de la courbe "bêta global" est voisine de celle de l'activité bêta calculée. Il existe cependant des écarts importants, pour les périodes 1972-1976 et 1979-1981, que nous n'avons pas pu expliquer.

Pour quantifier l'apport du GT1 à la reconstitution des rejets on a comparé la somme des mesures des émetteurs bêta avec celle des valeurs reconstituées (figure 10b).

On a ainsi comparé successivement :

- la somme des activités de tous les radionucléides
- la somme des activités de tous les radionucléides hors krypton 85, ce dernier ayant une activité très élevée par rapport aux autres radionucléides
- la somme des activités des radionucléides non volatils (aérosols) en ne prenant pas en compte outre le krypton 85, le tritium, le carbone 14, le chlore 36 et les isotopes 129,131 et 133 de l'iode. Les résultats de cette comparaison sont résumés dans le tableau suivant :

Activité en Bq (1966 à 1996 inclus)	Totalité radionucléides	idem hors Kr 85	Aérosols
Valeurs reconstituées	$2,0 \cdot 10^{18}$	$6,4 \cdot 10^{14}$	$1,7 \cdot 10^{10}$
Valeurs mesurées	$1,6 \cdot 10^{18}$	$5,5 \cdot 10^{14}$	$1,5 \cdot 10^{10}$
Ecart en %	+25	+16	+13

Pour la totalité des radionucléides, l'écart de +25% est dû essentiellement à la différence entre l'activité du krypton 85 dans les combustibles retraités et les mesures de rejet en cheminée. Pour la totalité des radionucléides hors krypton 85, l'écart de +16% est dû majoritairement au carbone 14 ($1,2 \cdot 10^{14}$ Bq pour les valeurs reconstituées et $3,9 \cdot 10^{13}$ Bq pour les valeurs mesurées).

Enfin l'écart pour les aérosols est dû conjointement aux radionucléides ajoutés ou reconstitués comme le couple ruthénium-rhodium 106 ($2,1 \cdot 10^9$ Bq pour les valeurs reconstituées et $8,6 \cdot 10^8$ Bq pour les valeurs mesurées).

3. CENTRE DE STOCKAGE DE LA MANCHE

3.1. Introduction

Comme il a déjà été mentionné dans le chapitre 1 de ce document, il n'y a pas de relation directe entre l'inventaire des matières radioactives présentes sur ce site de stockage de surface de déchets de faible et moyenne activité et les rejets dans l'environnement, la fonction d'un tel ouvrage étant d'assurer un confinement le plus parfait possible des radionucléides présents dans les colis de déchets.

Pour pouvoir comprendre et interpréter les relâchements d'activité qui ont pu être observés dans le proche environnement de ce site depuis sa mise en service, et qui sont à rattacher essentiellement à des événements de nature incidentelle, il est nécessaire de bien connaître les différents phases d'exploitation de ce site. En particulier pour ce qui concerne l'historique des activités mesurées dans les ruisseaux de la Sainte-Hélène et du Grand Bel, celle-ci est directement liée aux débordements du réseau séparatif d'une part et à l'incident tritium d'autre part. C'est pourquoi, ces différents points font l'objet d'une description détaillée dans les paragraphes suivants.

Le Centre de Stockage de la Manche (CM) a été le premier Centre en France destiné au stockage en surface de déchets radioactifs de faible ou moyenne activité à être mis en service.

Le Centre a reçu les premiers colis de déchets à partir de 1969.

La gestion du CM a d'abord été assurée par la société INFRATOME de 1969 à 1978, puis par l'Office de Gestion des Déchets (O.G.D.) de 1978 à fin 1979 et enfin depuis cette date jusqu'à nos jours par l'Agence Nationale pour la Gestion des Déchets Radioactifs (ANDRA) initialement créée au sein du CEA, qui est devenue un Etablissement Public Industriel et Commercial (EPIC) par la loi du 30 décembre 1991.

Le CM a reçu les derniers colis de déchets en juin 1994, ce qui correspond à une période d'exploitation de 25 ans.

Après mise en place de la couverture du Centre, l'entrée en phase de surveillance étant de nature à entraîner l'inadéquation des prescriptions imposées au titre de l'exploitation du Centre, une nouvelle autorisation de création a donc été sollicitée, sur la base d'un dossier de demande d'autorisation de passage en phase de surveillance. Cette demande a été soumise à enquête publique à la fin de l'année 1995, à l'issue de laquelle la commission d'enquête publique présidée par Monsieur Jean PRONOST a émis un avis favorable. Par ailleurs, le gouvernement a mis en place en février 1996, sous la présidence de Monsieur Michel TURPIN, une commission chargée d'évaluer la situation du Centre de la Manche et de donner un avis sur l'impact du Centre. Les recommandations de la Commission TURPIN, en matière de déroulement de la surveillance du Centre, reprises par l'ANDRA, ont amené le gouvernement à souhaiter qu'une nouvelle enquête publique soit effectuée pour présenter ces résultats. Elles amènent donc l'ANDRA à solliciter une nouvelle demande d'autorisation tenant compte de ces recommandations. Il est ainsi retenu le principe du déroulement d'une surveillance en deux phases principales :

- Une première phase “ active ”, pendant laquelle la présence de l'ANDRA sur le Centre demeurera nécessaire pour assurer le suivi et l'entretien du Centre ainsi que la surveillance de l'environnement. Cette période peut elle-même se décomposer en deux parties :
 - κ une phase dite “ très active ” d'environ 5 ans, visant à observer le comportement de l'actuelle couverture et à en vérifier les résultats, en matière d'impact,
 - κ la phase “ active ” proprement dite d'une durée de 50 à 100 ans, destinée à compléter le retour d'expérience et étudier les modifications techniques éventuelles qui s'avéreraient nécessaires pour rendre le Centre le plus passif possible, en matière de surveillance.
- Une deuxième phase dite “ passive ”, pendant laquelle l'ANDRA assurera une surveillance réduite du Centre et de son environnement, à titre de précaution, mais pour laquelle un abandon total du Centre n'entraînerait pas de conséquence inacceptable pour l'environnement. Pendant et au-delà de cette phase, les seules contraintes se limiteront au maintien de servitudes, dans le souci de la conservation de la mémoire du Centre.

3.2. Inventaire radiologique du CM

L'inventaire radiologique du Centre Manche retenu, figurant dans le tableau 11, est celui présenté dans le rapport de sûreté qui est le plus récent et le plus complet fourni par l'ANDRA.

Cet inventaire ne vise pas à établir un bilan comptable de tous les radionucléides présents (ou ayant été présents) sur le site, mais à préciser les quantités de ceux qui contribuent potentiellement le plus à l'impact radiologique pendant la phase de surveillance.

Compte tenu de l'âge des déchets reçus au CM et de la cessation de réception des colis depuis juillet 1994, cet inventaire ne comprend pas les radionucléides dont la période est inférieure à 5 ans (comme par exemple le zirconium 95, le couple ruthénium-rhodium 106 ou le césium 134) et dont les mécanismes de diffusion et de dispersion dans l'environnement sont lents.

Par contre, les quantités des radionucléides à vie longue susceptibles d'être présents dans les colis de déchets ont été évaluées suivant la démarche décrite ci-dessous.

3.3. Méthodologie de reconstitution de l'inventaire radiologique

L'inventaire du tableau 11 prend en compte les activités des colis à la date de réception sur le Centre Manche depuis le début de l'exploitation en 1969 jusqu'à juillet 1994.

Pour effectuer cet inventaire, deux périodes ont été prises en considération :

- la première période de 1969 à fin 1984,
- la période plus récente de 1985 à fin 1994 pour laquelle l'amélioration de l'exploitation des installations industrielles, en cohérence avec l'arrêté " qualité " du 10 août 1984 s'est traduite en particulier par une meilleure caractérisation des colis de déchets.

Pour la période allant de 1969 à fin 1984, l'ANDRA a constitué des fichiers informatiques à partir des informations suivantes :

- les bordereaux manuscrits établis par les producteurs des déchets,
- les cahiers d'arrivage du Centre Manche,
- les documents donnant le positionnement des colis de déchets,
- des archives spécifiques de l'ANDRA ou fournies par les producteurs.

Pour la deuxième période à partir de 1985, les données fournies par les producteurs ont été systématiquement informatisées au fur et à mesure des livraisons, par les producteurs eux-mêmes ou par l'ANDRA.

A titre d'illustration, la base de données informatisée comprend actuellement environ 150 radionucléides.

L'analyse de l'ensemble de ces données a permis de minimiser progressivement les imprécisions de l'évaluation de l'inventaire radiologique du Centre Manche, en particulier pour la période 1969-1984.

En ce qui concerne l'incertitude globale associée aux différentes méthodes utilisées pour déterminer l'activité des colis de déchets, on peut classer les différents colis stockés en trois catégories, à savoir :

- ceux dont l'activité retenue résulte d'une mesure directe ou indirecte (utilisation des ratios correspondant au rapport d'activité de certains radionucléides) et pour lesquels il est possible de calculer une incertitude à partir du traitement statistique des mesures. Si pour un colis isolé, cette incertitude peut atteindre quelques dizaines de %, sur un grand nombre de colis, ces incertitudes se compensent et l'incertitude sur l'activité totale est de l'ordre de quelques pour cent ;
- ceux dont l'activité estimée est systématiquement majorée comme les colis dont l'activité mesurée se situe au-dessous du seuil de mesure et pour lesquels l'activité prise en compte est celle du seuil de mesure ;
- ceux enfin dont l'activité est évaluée à partir de celle des colis des deux groupes précédents grâce à différentes informations comme :
 - κ le producteur du colis,
 - κ l'année d'expédition,
 - κ le mode de conditionnement déclaré par le producteur,
 - κ le ou les radionucléides prédominants.

Cette démarche permet alors de mieux préciser les activités déclarées par l'exploitant.

Cette méthodologie de reconstitution de l'inventaire radiologique a été exposée par l'ANDRA dans le cadre de la Commission TURPIN qui avait conclu que " compte tenu du parti pris systématique de " maximisation " retenu par cet organisme, une valeur critique comme le contenu en alpha à vie longue est très vraisemblablement inférieure à 500 000 GBq pour l'ensemble du site. "

3.4. Évolution du mode de gestion des effluents du Centre Manche

Pour pouvoir analyser les relâchements d'activité dans le ruisseau de la Sainte-Hélène exposés au chapitre suivant, il est nécessaire de connaître les modalités techniques de rejet des eaux collectées sur le Centre Manche depuis sa mise en service jusqu'à nos jours.

Les nombreuses évolutions qui ont résulté du retour d'expérience correspondent à trois périodes distinctes, répondant à des orientations différentes des rejets liquides dans le milieu naturel.

- Période 1969-1979

Pendant les dix premières années de fonctionnement, l'ensemble des eaux pluviales recueillies sur le Centre, désignées sous le terme " eau de surface " étaient collectées par des fossés en bordure Nord et Est du site et le long de la route centrale d'axe Sud-Nord.

Ces fossés de collecte aboutissaient dans un bac de rétention d'une capacité de 50 m³. Les eaux ainsi recueillies passaient par la station de surveillance des eaux avant d'être déversées dans la Sainte-Hélène. Cette station de surveillance était équipée d'une pompe de reprise permettant de détourner une partie des eaux vers les installations de rejet en mer de l'établissement COGEMA de La Hague.

- Période 1980-1987

Suite aux premiers retours d'expérience et en particulier à " l'incident tritium " de 1976, il a été décidé la mise en place d'un réseau de collecte spécial, dédié à la collecte des eaux de surface au contact des ouvrages. Ce nouveau réseau appelé réseau " séparatif " était en principe indépendant du réseau " pluvial ", mais il s'est avéré trop fragile (rupture des canalisations en surface entraînant le mélange des eaux). Il a donc été remplacé en 1982 par un collecteur, disposé dans une galerie souterraine visitable et donc protégé.

Pendant cette période, les rejets de ces deux réseaux s'effectuaient comme suit :

- κ pour le réseau pluvial, les eaux après collecte en point bas du Centre étaient dirigées vers le ruisseau Sainte-Hélène via la station de contrôle de l'établissement COGEMA ;
- κ pour le réseau séparatif, les eaux étaient envoyées vers la station de pompage de COGEMA qui les dirigeait vers l'émissaire de rejet en mer. Toutefois, lorsque le débit dépassait 10 m³.h⁻¹, les eaux du réseau séparatif rejoignaient les eaux pluviales.

- Période 1988 à actuellement

A partir de 1988, l'augmentation des capacités de reprise par pompage des eaux du réseau séparatif a permis de diriger la totalité des eaux collectées par ce réseau vers l'émissaire marin.

Le réseau pluvial envoie également les eaux vers l'émissaire marin, sauf en cas de forte pluviosité pour lesquelles ces eaux, après contrôle rejoignent le ruisseau Sainte-Hélène. Par ailleurs depuis 1991, année du début des travaux de couverture, le réseau de collecte des eaux pluviales a été remplacé par un nouveau réseau pluvial.

- Évolution prévue pour la phase de surveillance

Du fait de l'achèvement des travaux de couverture des ouvrages de stockage et de la mise en place de la membrane bitumineuse assurant l'étanchéité, les eaux pluviales sont destinées à être dirigées vers la Sainte-Hélène. Les eaux à risque seront envoyées vers la canalisation de rejet en mer de COGEMA.

Les schémas de gestion des effluents correspondant à ces quatre périodes sont reportés sur la figure 11.

3.5. Incident tritium de 1976

Cet incident a été détecté en octobre 1976 à la suite d'un contrôle du SCPRI qui a mesuré une activité en tritium de 7400 Bq/l ($2 \cdot 10^{-4}$ Ci/m³) dans le ruisseau Sainte-Hélène.

A partir du dépouillement des résultats d'analyse des mesures effectuées mensuellement par le SPR/COGEMA sur les 50 prélèvements d'eau sur le site du CM, la localisation de l'origine de cette contamination a été rapidement identifiée. Il s'agissait de la tranchée bétonnée TB2 qui contient depuis le 26/06/1971 des déchets tritiés dans les six cases repérées du n°69 au n° 74. L'inventaire initial en tritium était de l'ordre de 2200 TBq (60 000 Ci).

La reprise des déchets tritiés a été effectuée du 22/10/1977 au 20/02/1978, à l'exception d'un monolithe en béton renfermant une activité de moins de 200 TBq (\simeq 5000 Ci).

Ces déchets ont été reconditionnés dans des conteneurs permettant le dégazage du tritium et transférés pour la majeure partie sur d'autres sites.

Après une phase de mise en sommeil du chantier jusqu'en septembre 1979, la poursuite des opérations a repris (rebouchage des cases de la tranchée, entreposage des déchets conditionnés, travaux d'amélioration de la collecte des eaux, réalisation du réseau séparatif). Les travaux de rebouchage ont été achevés en novembre 1979. L'origine de la contamination était due à la présence d'eau, sur plusieurs centimètres de hauteur au fond de la tranchée bétonnée repérée TB2, eau sans doute présente au moment de son remplissage. L'activité de cette eau en tritium était de l'ordre de 4 TBq/m³ (\simeq 100 Ci/m³). La diffusion de cette eau tritiée à travers la porosité et les fissures des parois de la tranchée a ainsi contaminé les eaux du réseau de drainage. Ce réseau de drainage profond, situé sous le niveau inférieur des tranchées, avait pour objectif de protéger ces dernières, des eaux de ruissellement des zones de stockage voisines. La reprise des eaux collectées par ce réseau était assurée par une pompe qui les envoyait dans le décanteur collecteur avant rejet dans le ruisseau Saint Hélène.

La conjonction des fortes pluviosités de la fin de l'année 1976 et d'incidents de fonctionnement de la pompe de reprise ont entraîné un débordement en surface du réseau de drainage des tranches bétonnées. Suite à cet incident, on a observé une contamination " chronique " par le tritium de la Sainte-Hélène.

A partir des mesures d'activité volumique et de la prise en compte d'un débit moyen au point de mesure (Hameau de la Fosse), l'ANDRA a précisé l'estimation des flux annuels d'activité de tritium de 1977 à 1996. Les valeurs maximales correspondent aux années 1979 (3960 GBq) et 1982 (3800 GBq).

Depuis 1982, on constate une décroissance quasi-constante du flux d'activité de tritium, les valeurs pour chacune des deux dernières années (1996 et 1997) étant de 110 GBq.

Par ailleurs, l'opération de reprise des déchets tritiés présents dans la tranchée TB2 a donné lieu, entre décembre 1977 et mars 1978, à des rejets atmosphériques de tritium dont l'activité totale a été estimée à 32 TBq.

3.6. Relâchement d'autres radionucléides que le tritium dans le ruisseau de la Sainte-Hélène

La présence ponctuelle d'autres radionucléides artificiels que le tritium dans les eaux du ruisseau de la Sainte-Hélène était due au faible marquage des eaux de surface du Centre, rejetées en amont du ruisseau suite aux différents modes de gestion exposés au paragraphe précédent.

Parmi les émetteurs bêta-gamma, les activités volumiques mesurées sont dues essentiellement au césium 137 (environ 60 %), puis au couple ruthénium-rhodium 106 (~ 25 %). Les autres contributeurs, à raison de quelques % de l'activité totale, sont par ordre décroissant, l'antimoine 125, le cobalt 60, le césium 134, l'euprium 155 et le cobalt 58.

En ce qui concerne les émetteurs alpha, les mesures par spectrométrie effectuées dans le passé par l'ANDRA ont montré la présence occasionnelle des isotopes naturels 235 et 238 de l'uranium lors des débordements de réseaux.

L'ANDRA a fourni une analyse plus détaillée de ces rejets pour la période d'un an allant de juin 1986 à juin 1987 qui fait l'objet de la figure 12.

Cette période a été choisie car elle est particulièrement intéressante pour les raisons suivantes :

- elle présente les valeurs maximales d'activité volumique alpha et bêta hors tritium mesurées dans la Sainte-Hélène, du fait de plusieurs incidents de débordement du réseau séparatif à cette époque,
- elle permet de disposer d'un grand nombre de mesures réalisées par l'IPSN dans le cadre d'une étude radioécologique du CM qu'il est possible de comparer à celles effectuées en routine par l'ANDRA.

Les mesures effectuées par l'ANDRA dans les eaux de la Sainte-Hélène au Pont-Durand (point R6) mettent en évidence une douzaine de pics d'activité volumique bêta total entre octobre 1986 et mai 1987.

La valeur maximale de l'activité volumique bêta hors tritium mesurée sur cette période (et consécutivement pendant toute la période d'exploitation du CM) a été de 9,2 Bq/l à la date du 20 octobre 1986.

On observe la même allure de courbe pendant cette période pour l'activité volumique alpha, les dates des pics alpha coïncidant parfaitement avec celles des pics bêta.

Ainsi la valeur maximale de l'activité volumique alpha de 1,9 Bq/l a également été obtenue le 20 octobre 1986 (voir figure 13). L'origine de cette contamination était directement liée à la pluviométrie importante qui entraînait des débordements des bassins de rétention des eaux du réseau séparatif vers le réseau pluvial, du fait de leur non séparation complète à l'époque.

Les figures 13 et 14 mettent en évidence la bonne coïncidence temporelle entre la chronique pluviométrique et les mesures d'activité alpha et bêta dans la Sainte-Hélène au point R6 (Pont-Durand).

Par ailleurs, les mesures réalisées par l'IPSN en février 1987 au même point de prélèvement présentent une bonne cohérence avec celles de l'ANDRA comme l'illustre le tableau 12. Ces mêmes mesures de l'IPSN ont mis en évidence une très faible présence d'américium 241 dans la Sainte-Hélène.

A partir d'un ratio $\frac{\text{activité } ^{241}\text{Am}}{\text{activité } ^{137}\text{Cs}}$ de 2 %, on peut évaluer l'activité volumique moyenne au Pont-

Durand pour l'année 1996 à environ 15 mBq/l pour l'américium 241.

Les mesures dans l'environnement effectuées par l'IPSN dans les sédiments et les végétaux aquatiques du ruisseau de la Sainte-Hélène ont identifié les isotopes 238, 239 et 240 du

plutonium, l'américium 241 et très ponctuellement le neptunium 237, l'américium 243 et le curium 244.

Les activités mesurées dans les sédiments pour chacun de ces radionucléides sont inférieures à 20 Bq/kg de matière sèche (sauf pour le plutonium 238 pour lequel la valeur maximale observée est de 140 Bq/kg.sec).

Il convient de noter que cette étude de l'IPSN a montré que la présence de certains de ces radionucléides a également été décelée dans des zones non soumises à l'influence du CM.

Actuellement, on ne mesure plus d'autre radionucléide artificiel que le tritium dans l'eau du ruisseau de la Sainte-Hélène

3.7. Relâchement de radon dans l'atmosphère par le Centre Manche

Le radon et ses produits de filiation présents dans le proche environnement du CM sont issus de la désintégration du radium et de l'uranium contenus dans le stockage et dans le milieu naturel. Le transport du radon vers l'extérieur du CM est lié aux mécanismes de déplacement de l'air qui constitue le vecteur principal. L'air contenu au sein des ouvrages de stockages correspondant à la porosité des matériaux en place (béton, gravier, terre, terrain naturel, ...) est soumis à des déplacements conditionnés principalement par :

- la ventilation mécanique des galeries du Réseau Séparatif Gravitaire Enterré (RSGE),
- la variation des conditions météorologiques.

En l'absence de ventilation dans les galeries du RSGE, l'air présent dans les ouvrages de stockage (et le radon qu'il contient) est soumis aux seuls mécanismes de circulation d'air résultant des phénomènes naturels, en particulier les effets de dilatation ou de compression de l'air en fonction des variations de la pression atmosphérique. Ainsi, une augmentation de la pression atmosphérique favorise, par effet de compression, le confinement du radon et de ses descendants au sein des ouvrages de stockage ; à l'inverse, une diminution de la pression barométrique génère, par effet de dilatation, un transfert de radon entre les ouvrages de stockages et les galeries du RSGE, et de façon plus générale, vers tous les exutoires de l'air disponibles (sous forme diffuse). A ce mécanisme de "respiration" naturelle s'ajoute également l'action du vent, favorisant les effets de tirage naturel. En l'absence de ventilation des galeries du RSGE, l'air de celles-ci présente des concentrations atmosphériques en radon très variables, dans une fourchette de 100 à 100 000 Bq/m³.

Par conséquent, les interventions humaines effectuées dans les galeries du RSGE nécessitent leur ventilation, destinée à permettre ces interventions sans contraintes de radioprotection lourdes (port de l'appareil autonome respiratoire, par exemple). Cette ventilation s'effectue par soufflage grâce à deux ventilateurs disposés au début des deux galeries Est et Ouest, au niveau du bâtiment des bassins.

L'air, prélevé en extérieur par deux ventilateurs, est soufflé dans les galeries à un débit de 20 000 m³/h environ, sous une pression équivalente à quelques millimètres de colonne d'eau (soit quelques dizaines de Pascal) ; cet air ressort en extérieur par une bouche de sortie (ou exutoire de ventilation), située sur le toit de la galerie, au Sud-Ouest du Centre. Pendant un temps relativement court (une quinzaine de minutes), faisant suite au démarrage de la ventilation et nécessaire au balayage complet du volume des galeries, l'air extrait présente donc une activité volumique, comprise entre 100 et 100 000 Bq/m³, au niveau de l'exutoire de ventilation, avant dilution dans l'atmosphère. En régime d'équilibre, la légère pression dynamique maintenue par la ventilation dans les galeries du RSGE favorise le confinement partiel du radon dans les ouvrages de stockage vers les parties supérieures de la couverture. Dans ces conditions de ventilation, l'atmosphère des galeries du RSGE est pratiquement exempte de radon.

En outre, la ventilation assure un renouvellement de l'air des galeries, par simple balayage (à hauteur de 4 à 5 renouvellements par heure).

Enfin, les deux dosimètres radon installés en clôture du Centre ne détectent pas de concentration anormale de ce radionucléide dans l'air ambiant au dessus de la couverture.

3.8. Relâchements éventuels d'autres radionucléides sous forme volatile.

Pour ce qui est des possibilités de relâchement de carbone 14, sous forme de méthane (CH_4) ou de gaz carbonique (CO_2), compte tenu des conditions physico-chimiques du stockage, la forme CO_2 devrait être prépondérante, mais elle serait en équilibre avec les formes carbonate (CO_3^{2-}) et bicarbonate (HCO_3^-) en milieu liquide.

Or les mesures à bas niveau effectuées depuis 1996 sur les eaux recueillies au droit des ouvrages, n'ont pas mis en évidence la présence de carbone 14. De même, le tritium n'étant pas détectable dans les eaux de ruissellement sur la couverture, ni dans le pluviomètre situé sur cette dernière (en dehors d'apports extérieurs ponctuels), le Centre de stockage ne relâche pas de façon significative de tritium sous forme gazeuse au dessus de la couverture.

4. CENTRALE DE FLAMANVILLE

4.1. Introduction

Dans le cadre de l'étude de la Commission présidée par le Professeur SOULEAU, EDF avait fourni deux tableaux (tableaux 13 et 14) récapitulant l'activité mesurée des radionucléides rejetés sous forme liquide et gazeuse de la Centrale de Flamanville. Cette Centrale comprend deux réacteurs à eau sous pression de puissance unitaire 1330 MWe couplés au réseau en décembre 1985 et juillet 1986.

4.2. Compléments apportés par le GT1

Par rapport à ces tableaux de relevés de mesure fournis par l'exploitant, le travail de reconstitution du GT1 s'est limité à l'ajout des évaluations de rejets de carbone 14 dans les effluents liquides et gazeux et de nickel 63 dans les effluents liquides.

- Carbone 14

Jusqu'à présent, EDF ne procédait pas à un suivi de ce radionucléide tant dans les rejets gazeux que liquides. Les pouvoirs publics français ont décidé que les rejets de ce radionucléide seraient désormais réglementés de façon spécifique.

Pour estimer les rejets des années antérieures, le GT1 a retenu, à partir des données de la littérature, une valeur de taux de production, exprimée par rapport à l'énergie électrique produite respectivement de 15 GBq et 200 GBq par GWe.a pour les rejets liquides et gazeux. Ces évaluations sont, en particulier pour les rejets gazeux, basées sur des mesures réalisées dans certains pays étrangers (Allemagne, Suisse).

A partir de l'énergie produite chaque année, avec les hypothèses précédentes, il a donc été possible de reconstituer les rejets de carbone 14 de 1985 à 1996 inclus indiqués dans les tableaux 13 et 14.

En ce qui concerne la forme chimique du carbone 14 dans les rejets gazeux, il se trouve essentiellement sous forme de méthane ($\cong 80\%$), le complément étant sous forme de gaz carbonique.

- Nickel 63

Ce radionucléide, émetteur bêta pur de 96 ans de période, est produit par activation neutronique de l'isotope 62 du nickel.

L'OPRI a procédé à des mesures de ce radionucléide dans les effluents liquides depuis 1993.

On peut observer sur le tableau 13, que le rapport d'activité entre le nickel 63 et le cobalt 60 est relativement constant, de l'ordre de 1,77.

C'est sur cette base que le GT1 a reconstitué les rejets d'activité de nickel 63 dans les rejets liquides de 1985 à 1992.

- Autres radionucléides

Par ailleurs, l'OPRI a précisé que les mesures dans les rejets liquides n'avaient pas mis en évidence de quantité significative de strontium 89 et 90 (activité inférieure à 10 Bq/l) et de chlore 35 (activité inférieure à 20 Bq/l).

Pour les rejets gazeux, il faut noter que, lorsque l'activité est inférieure au seuil de mesure, la valeur déclarée par l'exploitant est égale à zéro.

L'exploitant justifie ceci par le fait que la plus grande partie des effluents gazeux est constituée de l'air de ventilation traversant des locaux pouvant être contaminés. Cet air, d'un débit élevé, est rejeté à la cheminée avec un contrôle permanent ; lorsqu'on détecte, très rarement, des pointes de radioactivité, l'origine en est immédiatement recherchée pour remédier à l'incident, et ces pics sont déclarés et comptabilisés. Les effluents radioactifs, issus des phases gazeuses des circuits radioactifs, sont stockés dans des réservoirs de décroissance ; puis ils sont rejetés, après analyse et déclaration de leur radioactivité, en passant sur des filtres absolus et si nécessaire des pièges à iode.

Le tableau 13 de rejets liquides de la centrale de Flamanville appelle les commentaires suivants :

En ce qui concerne la nature des radionucléides mesurés, ils proviennent de deux sources différentes à savoir :

- le relâchement dans le circuit primaire de produits d'activation des matériaux de structure du réacteur et des assemblages combustibles. Ces radionucléides se trouvent libérés la plupart du temps sous forme de particules métalliques ou colloïdales par l'action conjuguée de phénomènes de corrosion, d'érosion et d'abrasion des conduites du circuit primaire et des matériaux de gainage des combustibles.
- le passage dans l'eau du circuit primaire de traces de produits de fission présents dans le combustible irradié, phénomène sans doute dû à la présence de légers défauts d'étanchéité des gaines des assemblages combustibles lors de leur séjour en réacteur (apparition de microfissuration à la température atteinte en réacteurs qui peuvent se refermer « à froid »).

La présence d'iode 131 et de césium 134 et 137 est ainsi à attribuer à ce deuxième phénomène (ce qui n'est pas surprenant compte tenu de la très grande mobilité et solubilité de l'iodure de césium, forme chimique sous laquelle se trouve l'iode dans l'oxyde d'uranium irradié).

En toute rigueur on ne peut donc exclure, à des niveaux d'activité difficiles ou impossibles à mesurer, la présence d'autres radionucléides provenant du combustible (iode 129, césium 135, cérium 144).

Il n'a pas été jugé significatif de comparer la valeur de ces rejets liquides à celles de réacteurs REP étrangers, compte tenu de l'influence importante de la nature des matériaux utilisés pour la construction du réacteur et du mode de gestion et de traitement des effluents sur ces rejets.

Néanmoins, dans le cadre du GP, il a été fourni la liste des radionucléides qui ont pu être mesurés dans les rejets liquides de la centrale suisse de BEZNAU (réacteur à eau pressurisée de 370 MWe de puissance) durant l'année 1996. Les radionucléides suivants qui ne figurent pas dans le tableau 13 ont pu être identifiés et mesurés.

Il s'agit du sodium 24, du chrome 51, du cobalt 57, du zinc 65, du strontium 89 et 90, du zirconium 95 et 97, du niobium 95, du technétium 99m, du ruthénium 103, de l'antimoine 122 et 125, de l'iode 133, du lanthane 140 et du cérium 141 et 144.

Cette liste illustre clairement dans ce cas la contribution des produits de fission présents dans le combustible aux activités rejetées.

Il est clair que la liste des radionucléides mesurés dans les rejets liquides de la centrale de Flamanville fournie par l'exploitant ne vise pas l'exhaustivité, mais à garantir le respect des limites réglementaires de rejet fixées par les Autorités de Sûreté dans l'autorisation de rejet, en identifiant les contributeurs significatifs aux rejets d'activité.

4.3. Diminution des rejets d'activité dans les effluents liquides

EDF a fourni des informations complémentaires pour expliquer la diminution significative des activités rejetées dans les effluents liquides (hors émetteurs bêta purs) de la Centrale de Flamanville depuis 1990.

Les actions qui ont permis ce résultat peuvent être résumées comme suit :

- des modifications technologiques apportées aux assemblages combustibles pour les éléments de structure (grilles, entretoises, grappes),
- des améliorations dans la collecte des différents effluents liquides (tri à la source),
- une meilleure gestion des effluents générés pendant les différentes phases d'exploitation du réacteur comme par exemple la réduction des volumes rejetés, en particulier pendant les arrêts de tranche,
- le développement de techniques de décontamination des effluents mieux adaptées au type d'effluent produit. Outre les procédés de filtration, de concentration par évaporation et de déminéralisation, de nouvelles techniques peuvent encore être évaluées en prenant également en compte la manière de traiter les déchets qu'elles produiront ainsi que l'impact dosimétrique global de leur mise en oeuvre.

L'ensemble de ces actions a permis de ramener l'activité totale des émetteurs bêta-gamma (hors tritium et carbone 14, le nickel 63 ayant été réduit comme le cobalt 60) dans les rejets liquides de 30 GBq/an à 2 GBq/an entre 1990 et 1996 pour la Centrale de Flamanville comme l'illustre la figure 15.

4.4. Surveillance réglementaire des rejets liquides et gazeux

Dans le cadre du GT1, l'OPRI a rappelé les prélèvements et contrôles réglementaires des rejets liquides et gazeux que doit effectuer l'exploitant d'une centrale nucléaire ainsi que les mesures de surveillance propres à l'OPRI.

5. ARSENAL DU PORT DE CHERBOURG

Le Ministère de la Défense a transmis au groupe “ Radioécologie Nord-Cotentin ” le bilan des activités rejetées dans les effluents liquides et gazeux dues au fonctionnement de l’arsenal du port de Cherbourg depuis 1980 jusqu’en 1997 faisant l’objet des tableaux 15 et 16.

Toutefois, ce bilan exprimé en activité totale hors tritium et en activité tritium pour les effluents liquides, et en activité totale et activité halogène pour les effluents gazeux est incomplet. De plus, la nature des radionucléides rejetés et leur activité respective n’ont pu être fournies que depuis 1992, date à partir de laquelle les relevés des mesures ont été informatisés.

Lors de la réunion du groupe “ Radioécologie ” du 16 septembre 1998, des commentaires ont été fournis par le représentant du Groupe d’Etudes Atomiques de la Marine Nationale (GEA).

Pour ce qui concerne les rejets liquides, l’augmentation de l’activité totale hors tritium observée en 1985 et en 1988 est due à des opérations d’assainissement et de démantèlement qui ont conduit à des activités rejetées, principalement en cobalt 58 et 60, plus élevées.

Le tableau 17, plus détaillé, montre que ce sont ces deux isotopes qui sont les contributeurs majeurs, (hors tritium), avec l’antimoine 124 et 125, à l’activité rejetée.

Pour les rejets gazeux, les activités totales mesurées lors des premières années, en particulier en 1983 et 1984, doivent être considérées comme non significatives, du fait de l’imprécision importante des techniques de mesure utilisées à l’époque.

Les mesures détaillées par radionucléide figurant dans le tableau 18 montrent que l’activité rejetée est due essentiellement aux isotopes 133 et 135 du xénon.

Les rejets d’halogènes sont dus à l’iode 131 utilisé pour les tests périodiques de l’efficacité des dispositifs d’épuration des gaz avant rejet (filtres à iode).

D’une façon générale, on constate que les activités qui ont été rejetées sont faibles comparées à celles des autres exploitants.

6. INVENTAIRE DES ÉVÉNEMENTS AYANT ENTRAÎNÉ DES RELÂCHEMENTS D'ACTIVITÉ DANS L'ENVIRONNEMENT

Outre les rejets correspondant au fonctionnement normal des installations (rejets nominaux tels que définis précédemment), le GT a également répertorié les dysfonctionnements, accidents ou incidents, ayant eu pour conséquence un rejet sous forme liquide ou gazeuse de radionucléides à l’extérieur des sites de chacune des installations implantées dans la région du Nord-Cotentin.

6.1. Usines COGEMA La Hague

L’inventaire de ces événements a été effectué à partir du fichier de suivi d’incidents de l’IPSN. Ce fichier est basé sur les déclarations d’incidents effectuées par les exploitants et auprès des autorités de sûreté.

A partir de ce fichier, les événements ayant conduit à un rejet d’activité dans l’environnement ont pu être identifiés.

Ils sont reportés ci-après de façon succincte par ordre chronologique. A noter que les deux accidents ou incidents les plus significatifs en terme de rejets d’activité dans l’environnement (percement de la conduite de rejet en mer en 1980 et feu survenu dans le silo en 1981) ont fait

l'objet d'une note de synthèse de COGEMA transmise dans le cadre de la Commission SOULEAU ^[1]

Ce document fournit une évaluation de l'impact sanitaire, en terme de dose pour les populations les plus exposées, de chacun de ces incidents.

- Incident du 2 octobre 1968 ayant entraîné un rejet d'iode 131 à la cheminée d'UP2 (400)

Lors d'une campagne de retraitement de combustibles UNGG, l'activité des rejets gazeux en iode 131, habituellement de l'ordre de $10^{-8} \text{ Ci.s}^{-1}$ (370 Bq.s^{-1}) est montée brutalement à $10^{-4} \text{ Ci.s}^{-1}$ ($3,7 \text{ MBq.s}^{-1}$), la limite autorisée étant de $10^{-6} \text{ Ci.s}^{-1}$ (37 kBq.s^{-1}). Ce niveau d'activité s'est maintenu environ pendant 8 heures avant de décroître pendant une quinzaine d'heures jusqu'à la valeur limite autorisée.

La quantité d'activité d'iode 131 rejetée entre le début de l'incident, soit le 02/10 à 22h et le 03/10 à 11h, a été estimée à 5 Ci (185 GBq). Ultérieurement, le traitement à la STE des effluents correspondant à cette campagne de dissolution de combustibles trop peu refroidis a entraîné un dégagement d'iode 129 dans les rejets gazeux entre le 07/10 et le 31/10 estimé à 0,2 Ci (7,4 GBq), le débit maximal de rejet d'activité ayant été de $5,5 \cdot 10^{-7} \text{ Ci.s}^{-1}$ (20 kBq.s^{-1}) le 08/10. Cet incident a fait l'objet d'un rapport CEA publié en 1970.^[2]

On trouve dans ce document les activités surfaciques au sol en iode 131 sur des distances comprises entre 500 et 1500 m du lieu d'émission. La valeur maximale mesurée a été de 10 nCi.m^{-2} (370 Bq.m^{-2}). Des mesures d'activité dans le lait des vaches en pâture dans les zones contaminées ont permis de calculer un facteur de transfert K : activité par kg herbe sèche/activité par litre de lait.

Les valeurs de ce facteur K sont comprises entre 3 et 40 avec une valeur moyenne de 14.

Cet incident n'a pas donné lieu à un calcul d'impact pour les populations les plus exposées. Les informations dont on dispose dans les documents en référence permettraient sans doute de faire ce calcul si cela s'avérait nécessaire.

- Incident du 14 janvier 1970 lors du dégainage chimique dans la chaîne A des usines UP2 (400)

Lors d'une opération de dégainage de combustible UNGG par pelage chimique (dissolution de la gaine en magnésium à froid), la réaction s'est emballée du fait de la température anormalement élevée du combustible, avec génération d'hydrogène par réaction de l'uranium avec l'eau et explosion.

L'activité récupérée sur le filtre du circuit d'épuration des gaz de procédé avant rejet à la cheminée a été estimée à 60 Ci (2,2 TBq) après 10mn et 100 Ci (3,7 TBq) pendant la demi-heure suivante, soit au total 160 Ci (5,9 TBq). Ces activités ne correspondent donc pas à une activité rejetée, mais retenue dans l'installation. L'analyse spectrographique du filtre a montré que 95% de l'activité était due à l'antimoine 125 et 5% à l'iode 131. Il n'est pas fait mention de mesure dans l'environnement suite à cet incident.

- Incident du 2 janvier 1980 ayant entraîné une contamination de la plage des Moulinets suite au percement de la conduite de rejets en mer

^[1] Document de référence : Étude d'impact de l'établissement de La Hague.
Note de synthèse NT COGEMA 008311/V/97.0070/Rév.0 du 13/05/97.

^[2] Document de référence : Rejet accidentel de 131 iode à l'usine UP2 le 2 et 3 octobre 1968.
Rapport CEA-R-4008 de J. SCHEIDHAUER, G. CASSABOIS et R. GANDON publié en 1970.

Les mesures d'activité dans le milieu marin (mesures d'activités sur des crustacés, mollusques et poissons) réalisées en décembre 1979 ont permis de détecter a posteriori une déchirure de la canalisation de rejets en mer d'une longueur d'environ 1 m et de 4 cm de largeur située à environ 200 m du rivage. La date présumée de ce percement se situe entre début septembre et fin novembre 1979.

Cet incident a fait l'objet d'une reconstitution de l'impact radiologique, à partir de la consommation des produits marins, dans le document précité rédigé par COGEMA.^[1]

A partir des mesures de l'activité des radionucléides suivants dans la faune marine :

¹⁰⁶Ru-Rh, ¹⁴⁴Ce-Pr, ¹³⁷Cs, ¹²⁵Sb, ^{110m}Ag et de celle estimée pour le ⁹⁰Sr (mesure qui n'avait pas été effectuée à l'époque), l'impact en terme de dose, avec des hypothèses très conservatoires, est estimé par COGEMA à 0,121 mSv en 1979 et 0,104 mSv en 1980 pour le groupe de référence (enfants de 7 à 12 ans).

- Incident du 6 janvier 1981 ayant pour origine un feu dans le silo de déchets

La cause probable de cet incendie, survenu vers 5h du matin, dans le silo de déchets serait l'inflammation de l'uranium métal sous forme divisée et pyrophorique sous l'effet du choc mécanique provoqué par le déchargement de queues de magnésium et de chemises de graphite.

Le niveau maximal de la contamination atmosphérique de 700 Bq.m⁻³ a été atteint entre 13h et 14h, soit 10 heures après le démarrage de l'incendie.

L'activité rejetée mesurée était due essentiellement au césium 137. Sa valeur a été estimée dans le document d'analyse de cet accident par l'IPSN entre 0,74 et 1,85 TBq^[3]. Le rejet éventuel d'autres radionucléides (iode, gaz rares, strontium) n'a pas été mentionné ou évalué à l'époque.

La quantité d'uranium impliquée dans l'incendie, estimée à partir des rejets de césium 137 dans le document^[4], est "de l'ordre de dizaines de kilogrammes".

A partir des caractéristiques des combustibles UNGG retraités en 1980 fournies par COGEMA, en supposant que la totalité du césium présent dans l'uranium métal irradié impliqué dans l'incendie se soit dégagée, la masse d'uranium correspondante serait de 5 Kg.

La contamination surfacique des sols à l'extérieur du site, au sud-est de l'établissement n'a pas dépassé 370 Bq.m⁻² (valeur établie par les mesures d'activité de l'herbe). La dose totale reçue par un enfant de 1 à 2 ans par exposition due à l'inhalation, au dépôt au sol et à l'ingestion de lait (terme prépondérant) pendant les mois de janvier à mai a été évaluée à environ 0,1 mSv dans le document rédigé par COGEMA^[1].

Cet incident a fait l'objet d'informations et de questions complémentaires dans le cadre du groupe plénier, en particulier lors de la réunion du 25 juin 1998.

Aussi, suite aux mesures dans l'environnement dont disposait le GT2 pour l'année 1981 et en reprenant le document^[4], le GT4 a pu mieux préciser l'activité du rejet de césium 137, à savoir environ 0,74 TBq (20 Ci). A partir de cette valeur, il a été possible de reconstituer le terme-source (activités des principaux radionucléides ayant pu être relâchés dans l'atmosphère durant l'incendie). Le résultat de cette reconstitution fait l'objet du tableau 19 et des commentaires associés du tableau 20.

- Incident du 13 février 1990 ayant entraîné un rejet de césium 137 à la cheminée d'Elan IIB

^[3] Document de référence : Silo de stockage de chemises de graphite irradiées de l'établissement de La Hague de COGEMA. Incident du 6 janvier 1981.
Rapport SASICC 82-012 du 29/04/1982.

^[4] Document de référence : Rapport des inspecteurs ISIA sur l'incident du silo.
Note HC/ISIA 81-52 du 13 mars 1981.

Lors d'un changement de filtre sur le réseau de ventilation " moyenne dépression " de l'atelier ELAN IIB en cours d'opération de démantèlement, suite à un déclenchement de l'alarme de contrôle des rejets à la cheminée pendant une dizaine de minutes, on a pu mettre en évidence un rejet atmosphérique de césium 137. L'exploitant a déclaré le jour même un rejet estimé de 3,1 MBq. L'exploitation différée du filtre atmosphérique OPRI de la cheminée d'ELAN II B, dans le cadre des bilans réglementaires des rejets a fourni une valeur de rejets nettement plus faible qui a été comptabilisée dans le bilan de l'année 1990.

6.2. Centrale de Flamanville

Un certain nombre d'événements déclarés figurent dans le fichier de traitement d'effluents gazeux. Cependant, aucun de ces dysfonctionnements n'a conduit à des rejets d'activité dans l'environnement significatifs, c'est-à-dire qui ne soient pas très faibles (de quelques dixièmes de TBq) devant les valeurs d'autorisation de rejets journalières (1650 TBq).

6.3. Centre de stockage de la Manche

L'incident de contamination de la nappe phréatique située sous le site des ouvrages de stockage du CM par des eaux tritiées (dénommé « incident tritium ») a entraîné une pollution significative des ruisseaux de la Sainte-Hélène et du Grand Bel. Par ailleurs, des épisodes ultérieurs de débordement du réseau séparatif ont entraîné des marquages ponctuellement plus accentués dans le ruisseau de la Sainte-Hélène (tritium essentiellement, associé à des traces d'autres radionucléides artificiels). Les circonstances et les conséquences de ces incidents ont fait l'objet d'une description détaillée au chapitre 3.

6.4. Arsenal du port de Cherbourg

Pas d'information relative à des relâchements accidentels d'activité dans l'environnement.

7. CONCLUSION

L'objectif des travaux du GT1 était de reconstituer le plus complètement possible les activités des radionucléides présents, ou susceptibles d'être présents, dans le cadre d'une démarche " enveloppe ", dans les rejets liquides et gazeux des différentes industries nucléaires implantées dans la région du Nord-Cotentin.

Le travail du GT1 a permis de finaliser conformément à sa mission l'inventaire du terme source des quatre installations nucléaires du Nord-Cotentin (usines de retraitement de combustibles usés de COGEMA, Centrale EDF de Flamanville, Centre de stockage de la Manche de l'ANDRA, Arsenal du port de Cherbourg) sur la période de 1966 à 1996. Ce travail couvre aussi bien le fonctionnement normal des installations que les incidents ayant donné lieu à relâchement d'activité dans l'environnement.

La cohérence de cet inventaire et de la méthodologie de reconstitution associée a été vérifiée dans les limites de la technique et des connaissances actuelles. Le terme source repose principalement sur les résultats validés et commentés des mesures réglementaires fournis par les différents exploitants depuis la mise en service de leur installation. Rappelons que dans le cadre

réglementaire, les autorités responsables définissent des contrôles, qui ne visent pas à rechercher l'exhaustivité de la liste des radionucléides mesurés, ni la valeur précise de l'activité rejetée quand celle-ci est inférieure à la limite de mesure ou au seuil de détection. Par conséquent, le GT1 a dû développer une approche innovatrice fondée sur la connaissance du fonctionnement des installations et des procédés, qui permet de reconstituer et de compléter, voire dans certains cas, de corriger le terme source. Ainsi certains radionucléides susceptibles d'être présents, mais non détectés, non recherchés ou seulement mesurés globalement dans les rejets, ont pu être quantifiés individuellement.

Les apports du GT1 à la liste initiale des radionucléides fournie par les exploitants sont récapitulés ci-après. On constate que la plus grande partie des travaux de reconstitution des activités rejetées dans l'environnement a surtout concerné les usines de retraitement de COGEMA qui, de part la nature de leurs activités, contribuent majoritairement aux rejets radioactifs.

Les apports à la liste initiale des radionucléides figurant dans les tableaux de mesures effectuées par COGEMA, pour les rejets liquides et gazeux, ont concerné :

- Pour les émetteurs alpha :
 - κ les différents isotopes de l'uranium à partir de la composition du combustible irradié et du flux massique rejeté mesuré par COGEMA ;
 - κ les isotopes " mineurs " du plutonium, de l'américium et du curium pour lesquels les faibles activités rejetées, en particulier durant les premières années de fonctionnement correspondant au retraitement exclusif des combustibles UNGG, ne permettaient pas une mesure fiable.
- Pour les émetteurs bêta :
 - κ les isotopes " mineurs " de certains produits de fission pour lesquels on disposait de la mesure d'un isotope majeur (cas de l'yttrium 91, du zirconium 93, du niobium 94, de l'antimoine 126, du césium 135, de l'euprécium 152), à partir de la conservation dans les rejets du rapport isotopique dans le combustible au moment du retraitement,
 - κ certains produits de fission pour lesquels, à défaut de mesures d'autres isotopes, on a utilisé la valeur de la fonction de transfert d'éléments chimiques analogues (au sens de la classification périodique de Mendeleïev) dont on pouvait supposer que le comportement physico-chimique dans le procédé de retraitement était voisin, cette approche étant toutefois moins rigoureuse que la précédente,
 - κ les produits d'activation formés par capture neutronique des éléments présents sous forme d'impuretés à l'état de traces dans le combustible neuf. A défaut de disposer de résultats de mesure de la teneur de ces différents éléments, on a retenu en concertation avec COGEMA, une valeur moitié de la spécification commerciale et qui peut être considérée comme majorante de la teneur réelle, au moins pour les combustibles fabriqués en France.

En terme de radionucléides ajoutés à la liste initiale, cela s'est traduit par :

- κ 17 radionucléides produits par fission, portant le nombre total de cette famille de radionucléides à 42,
- κ 14 radionucléides de l'uranium et des éléments transuraniens (neptunium, plutonium, américium et curium) pour un nombre total de 21,
- κ 8 radionucléides produits par activation des impuretés dans le combustible pour un nombre total de 12.

Ainsi globalement, sur les 75 radionucléides figurant dans les tableaux de rejets reconstitués par le GT1, 39 (soit 52 %) ont été ajoutés.

Si l'on considère d'autre part, l'apport du GT1 en terme d'activité ajoutée :

- dans les rejets liquides, la somme des activités des émetteurs alpha mesurés, de 1966 à 1996 inclus, était de 5,3TBq. Après reconstitution, cette valeur a été portée à 10,4TBq, soit un quasi-doublement. Cet apport porte principalement sur les années 1976 à 1986 du fait de la prise en compte dans la reconstitution de la totalité des émetteurs alpha transuraniens, dès le début du retraitement des combustibles oxydes alors qu'ils n'ont pu être mesurés, de façon individuelle, que progressivement jusqu'à la mise en service d'UP3.

La très bonne cohérence observée entre la mesure " alpha global " faite par l'exploitant et la somme des activités de chacun des radionucléides pris en compte dans l'inventaire final (écart de 0,7 %) permet d'assurer la validité de l'approche retenue pour la reconstitution des rejets.

Pour les émetteurs bêta, on observe de même un bon accord entre la mesure " bêta global " et celle calculée pour les périodes 1966 à 1971 et celle de 1985 à 1996. Par contre, entre 1972 et 1984, on observe un écart entre la mesure et la valeur recalculée qui est de l'ordre de 18 %.

L'apport en terme d'activité bêta ajoutée par rapport à la somme des activités bêta mesurée est marginal.

Cela est dû au fait que les contributeurs majeurs (hors tritium), en terme d'activité, à savoir le couple ruthénium-rhodium 106 (représentant 60 à 80 % de l'activité totale entre 1966 et 1990 et de 20 à 40 % de 1991 à 1996) et le couple strontium-yttrium 90 (10 à 30 % de 1966 à 1990 et 30 à 60 % de 1991 à 1996) sont mesurés depuis la mise en service des usines.

- dans les rejets gazeux, pour les émetteurs alpha et pour la même raison qu'évoquée précédemment, à savoir que la mesure de ces émetteurs n'a débuté qu'à partir de 1984, la somme des activités reconstituées de 1966 à 1996 est de 11 MBq alors que celle correspondant aux activités mesurées est de 1,9 MBq, ces valeurs restant toutefois faibles.

Pour les émetteurs bêta, l'écart entre l'activité totale mesurée et calculée est de 16 %. Cet ajout est dû à l'hypothèse faite par le GT1 que toute l'activité du krypton 85, présent dans le combustible lors de son retraitement, se retrouve dans les effluents gazeux.

Pour les aérosols, l'ajout de 13 % est en particulier imputable à la reconstitution des rejets du ruthénium-rhodium 106.

Pour certains radionucléides comme les isotopes 57 et 58 du cobalt, dont les niveaux d'activité élevés dans les rejets liquides pouvaient sembler *a priori* surprenants, compte tenu de leur période radioactive courte comparée au temps de refroidissement moyen des combustibles retraités, les résultats des travaux du GT2 et du GT3 concernant respectivement les mesures et les modèles de transfert dans le milieu marin ont permis de mieux comprendre l'origine de cette activité et de valider la valeur à retenir pour la reconstitution des rejets.

Enfin, pour certains radionucléides à courte période, comme le sélénium 75, les isotopes 131 et 133 de l'iode, leur présence dans les rejets liquides ou gazeux à un niveau d'activité mesurable s'explique par leur mode de formation dans l'usine de retraitement par fission spontanée du curium 244.

Le GT1 n'a pu toutefois valider la valeur de l'activité mesurée faute de code de calcul adapté disponible.

Pour les rejets de la centrale EDF de Flamanville, l'apport du GT1 a été plus limité puisqu'il n'y a pas, contrairement aux usines de retraitement, de relation entre l'inventaire de l'activité présente dans le cœur du réacteur et des rejets liés au mode d'exploitation, de gestion et d'épuration des effluents liquides et gazeux.

On a pu néanmoins donner une évaluation de l'activité du carbone 14 dans les rejets liquides et gazeux, à partir de l'évolution de l'énergie produite et des données de la littérature (le carbone 14 fait désormais partie des radionucléides dont l'activité dans les rejets est soumise à autorisation).

De même, l'activité du nickel 63 dans les rejets liquides a pu être estimée depuis la mise en service de la centrale, à partir des mesures faites depuis quelques années par l'OPRI.

Pour le Centre de stockage de la Manche, le GT1 a précisé les différentes phases de gestion des eaux du réseau pluvial et du réseau séparatif, en analysant et expliquant l'origine des activités mesurées dans l'eau du ruisseau de la Sainte-Hélène.

Enfin, pour les rejets de l'arsenal du port de Cherbourg, le GT1 a pu disposer du tableau de mesures d'activité dans les rejets liquides et gazeux, transmis par le Ministère de la Défense, alors que, jusqu'à présent, ces informations n'étaient pas dans le domaine public.

En ce qui concerne les incidents de fonctionnement ayant entraîné des rejets d'activité dans l'environnement, deux événements déjà analysés antérieurement ont fait l'objet d'un travail de reconstitution du terme source plus approfondi. Il s'agit du percement de la conduite de rejets en mer détectée en janvier 1980 qui a entraîné une contamination de la plage des Moulinets, et de l'incendie du silo de déchets provenant du retraitement de combustibles UNGG, qui s'est produit le 6 janvier 1981 et pour lequel on a évalué les rejets d'autres radionucléides que le césium 137 qui était le seul dont l'activité relâchée dans l'atmosphère avait été estimée à l'époque.

L'incident dit " incident tritium ", concernant le centre de stockage de la Manche, qui avait entraîné une contamination en tritium du ruisseau de la Sainte-Hélène en octobre 1976, a également fait l'objet d'une description et d'une analyse détaillée.

Ce travail a permis au GT3 de disposer des données nécessaires pour assurer la comparaison modèles-mesures. La reconstitution proposée est également un outil très utile pour répondre à la demande du GT4, lorsqu'il s'agit de suppléer les mesures environnementales manquantes dans la réalisation des calculs de doses directement à partir du terme source et des modèles de transfert.

Compte tenu de certaines incertitudes, en particulier celles conditionnées par la finalité des méthodes de mesures réglementaires ou celles liées aux teneurs réelles des impuretés présentes dans le combustible usé, le GT1 a plutôt privilégié une démarche « enveloppe » par rapport à une démarche « réaliste » illusoire. On peut estimer qu'il existe une marge de progrès du point de vue de la précision des méthodes et des hypothèses en question. Le calcul de l'impact dosimétrique des rejets indiquera dans quelle mesure et selon quelle hiérarchie, les radionucléides qu'il serait pertinent de déterminer à l'avenir avec plus de rigueur.

Malgré certaines limites, tous les éléments d'appréciation étant pris en compte, le GT1 constate un consensus de la part des participants sur le terme source proposé, qu'il estime satisfaisant, ou à tout le moins suffisant, pour répondre à la mission qui lui a été confiée.

ANNEXE DE LA PARTIE B

Tableau 1

Fonctionnement des usines COGEMA La Hague de 1966 à 1997

Années début/fin	Nom de l'installation	Type de combustible				Gestion des effluents		
		UNGG	Oxyde	MOX	NR	STE ₂	STE ₃	NGE
1966/1987	UP2	X				X		
1976/...	UP2 400 (HAO)		X	X	X	X		
1989/...	UP3 (combustibles étrangers)		X				X	depuis 1990
1994/...	UP2-800 (combustibles « EDF »)		X					X

UNGG : Uranium Naturel-Graphite-Gaz
 Oxyde : Combustible des réacteurs à eau légère (REP et REB)
 MOX : Combustible Oxyde mixte " uranium-plutonium " des réacteurs à eau légère
 NR : Neutrons rapides
 STE : Station de Traitement des Effluents
 NGE : Nouvelle Gestion des Effluents
 HAO : Haute Activité Oxyde

Tableau 2
Gestion du Centre de stockage de la Manche

Dates	Gestionnaire du site	Dates	Gestion des effluents ☆
11/1969 11/1979	CEA/INFRATOME	1969 à 1979	Rejet de la totalité des eaux de surface dans la rivière Ste Hélène avec contrôle. Possibilité de rejet en mer via le Centre de La Hague.
1979 1991	CEA/ANDRA ⌚	1980 à 1987	Collecte des eaux de pluie par deux réseaux distincts : réseau pluvial (hors site de stockage), rejet dans la Ste Hélène ; réseau séparatif (zone de stockage), rejet en mer via Centre de La Hague avec possibilité de rejet dans la Ste Hélène.
1991 à nos jours	ANDRA ⌚	1988 à actuellement	Les deux réseaux (pluvial et séparatif) effectuent leurs rejets en mer, avec possibilité de rejet des eaux pluviales vers la Ste Hélène.

- ☆ La configuration du mode de gestion des effluents évoluera durant la phase de surveillance du site.
- ⌚ Création de l'ANDRA par voie d'arrêté interministériel.
- ⌚ ANDRA devient un EPIC (Etablissement Public à caractère Industriel et Commercial) par la loi du 30/12/91.
Changement d'exploitant formulé par décret du 24/03/1995.

Tableau 3
Données relatives à la Centrale EDF de Flamanville

Réacteur	Puissance (MWe)		Divergence	Couplage au réseau	Mise en service industriel
	Brute	Nette			
Flamanville 1	1382	1330	09/1985	04/12/85	12/1986
Flamanville 2	1382	1330	06/1986	18/07/86	03/1987

Tableau 4
Liste des produits de fission susceptibles d'être présents
dans les effluents des usines COGEMA La Hague

Radionucléide	Etudié		Activité (Ci/t) ⊛⊛
	mesuré individuellement et déclaré	ajouté par le GT [⊛]	
<u>Ternaire</u>			
Tritium	X		580
Béryllium 10		X	2,4 10 ⁻⁴
<u>Binaire</u>			
Sélénium 75°	X		
Sélénium 79		X	3,279 10 ⁻¹
Krypton 85	X		7,901 10 ³
Rubidium 87		X	2,106 10 ⁻⁵
Strontium 89	X		2,117 10 ⁻¹
Strontium 90	X		6,816 10 ⁴
Yttrium 90	X		6,817 10 ⁴
Yttrium 91		X	2,196
Zirconium 93		X	1,791
Zirconium 95	X		9,385
Niobium 95		X	2,082 10 ¹
Technétium 99	X		1,379 10 ¹
Ruthénium 103	X		5,639 10 ⁻³
Ruthénium 106	X		6,403 10 ⁴
Rhodium 103	X		5,639 10 ⁻³
Rhodium 106	X		6,403 10 ⁴
Palladium 107		X	1,031 10 ⁻¹
Argent 110 m	X		3,507 10 ³
Cadmium 113 m		X	2,451 10 ¹
Etain 121 m		X	1,810 10 ¹
Etain 121		X	1,404 10 ¹
Etain 126		X	5,758 10 ⁻¹
Antimoine 124	X		1,856 10 ⁻³
Antimoine 125	X		3,478 10 ³
Antimoine 126		X	5,758 10 ⁻¹
Tellure 127 m	X		1,003 10 ¹
Tellure 127		X	9,790
Iode 129	X		2,993 10 ⁻²
Iode 131°	X		
Iode 133°	X		
Césium 134	X		5,005 10 ⁴
Césium 135		X	1,505
Césium 137	X		8,781 10 ⁴
Cérium 144	X		7,486 10 ⁴
Praséodyme 144	X		7,486 10 ⁴
Prométhéum 147		X	7,962 10 ⁴
Samarium 151		X	4,203 10 ²
Europium 152		X	4,641 10 ⁻²
Europium 154	X		5,169 10 ³
Europium 155	X		5,855 10 ³
[°] Produits par fission spontanée du curium 244. [⊛] Critères retenus par le GT pour les radionucléides ajoutés : Activité massique > 37 MBq/t (1mCi/t) et période > 6 mois (à l'exception du Rb 87) ^{⊛⊛} Activité massique après trois ans de refroidissement pour un combustible UOX ₁ ayant un enrichissement initial en ²³⁵ U de 3,25 % et un taux d'irradiation de 33 GWj.t ⁻¹ .			

Tableau 5

**Liste des isotopes de l'uranium et des éléments transuraniens
susceptibles d'être présents dans les effluents des usines COGEMA La Hague**

Radionucléide	Etudié		Activité (Ci/t) [Ⓢ]
	identifié	ajouté par le GT	
Uranium 232**		X	2, 088 10 ⁻²
Uranium 233**		X	1, 383 10 ⁻⁵
Uranium 234**		X	1,020
Uranium 235**		X	2,221 10 ⁻²
Uranium 236**		X	2,766 10 ⁻¹
Uranium 238**		X	3,146 10 ⁻¹
Neptunium 237		X	3,053 10 ⁻¹
Plutonium 236		X	2,929 10 ⁻¹
Plutonium 238	X		3,011 10 ³
Plutonium 239	X		3,479 10 ²
Plutonium 240	X		5,045 10 ²
Plutonium 241	X		2,874
Plutonium 242		X	1,870
Américium 241	X		7,625 10 ²
Américium 242		X	3,376 10 ⁻²
Américium 243		X	2,014 10 ¹
Curium 242	X		4,444 10 ²
Curium 243		X	1,478 10 ¹
Curium 244	X		1,944 10 ³
Curium 245		X	2,079 10 ⁻¹
Curium 246		X	5,583 10 ⁻²
<p>[Ⓢ] Activité massique après trois ans de refroidissement pour un combustible UOX₁ ayant un enrichissement initial en ²³⁵U de 3,25 % et un taux d'irradiation de 33 GWj.t⁻¹.</p> <p>** L'uranium fait l'objet d'une mesure pondérale globale.</p>			

Tableau 6

**Produits d'activation, de période supérieure à deux ans,
liés aux impuretés présentes dans l'oxyde d'uranium**

CIBLE	TENEUR EN IMPURETE* (ppm)	RADIONUCLEIDE FORME	PERIODE (ans)
Carbone Azote Oxygène	100 10	$^{13}\text{C}(n,\gamma)^{14}\text{C}$ $^{14}\text{N}(n,p)^{14}\text{C}$ $^{17}\text{O}(n,\alpha)^{14}\text{C}$	} $5,73.10^3$
Chlore	25	$^{35}\text{Cl}(n,\gamma)^{36}\text{Cl}$	$3,02.10^5$
Calcium	300	$^{40}\text{Ca}(n,\gamma)^{41}\text{Ca}$	$1,03.10^5$
Fer	500	$^{54}\text{Fe}(n,\gamma)^{55}\text{Fe}$	2,7
Nickel	300	$^{58}\text{Ni}(n,\gamma)^{59}\text{Ni}$ $^{62}\text{Ni}(n,\gamma)^{63}\text{Ni}$	$7,6.10^4$ 96
Niobium	20	$^{93}\text{Nb}(n,\gamma)^{94}\text{Nb}$	$2,03.10^4$
Molybdène	300	$^{92}\text{Mo}(n,\gamma)^{93}\text{Mo}$	$4,0.10^3$
Samarium	0,6	$^{150}\text{S}(n,\gamma)^{151}\text{Sm}$	90
<p><u>N.B.</u> : seul le carbone 14 est inclus dans la liste des radionucléides mesurés dans les rejets.</p> <p>* Les teneurs en impureté retenues sont celles garanties par les fabricants de combustibles (spécifications commerciales des normes internationales ASTM)</p>			

Tableau 11
Inventaire des principaux radionucléides intéressant la sûreté (en GBq)

Période 1969 - 1994		
Radionucléide	Période (an)	Activité (GBq)
³ H	12,3	1,27 E+06
¹⁰ Be	1,6 x 10 ⁶	1,39 E+00
¹⁴ C	5730	2,77 E+05
³⁶ Cl	3 x 10 ⁵	2,60 E+03
⁴¹ Ca	1,4 x 10 ⁵	3,46 E+01
⁵⁹ Ni	7,5 x 10 ⁴	4,35 E+04
⁶⁰ Co	5,2	1,49 E+07
⁶³ Ni	100	5,42 E+06
⁷⁹ Se	6,5 x 10 ⁴	2,77 E+01
⁹⁰ Sr	29	2,59 E+06
⁹³ Mo	3500	6,91 E+00
⁹³ Zr	1,5 x 10 ⁶	3,50 E+02
⁹⁴ Nb	2,4 x 10 ⁴	2,40 E+03
⁹⁹ Tc	2,1 x 10 ⁵	1,75 E+03
¹⁰⁷ Pd	6,5 x 10 ⁶	1,57 E+01
¹⁰⁸ Ag	127	6,93 E+03
¹²¹ Sn	50	1,39 E+02
¹²⁶ Sn	10 ⁵	6,24 E+01
¹²⁹ I	1,6 x 10 ⁷	4,27 E+00
¹³⁵ Cs	2,3 x 10 ⁶	3,68 E+02
¹³⁷ Cs	30	1,13 E+07
¹⁵¹ Sm	90	6,35 E+04
²²⁶ Ra	1620	9,08 E+03
²²⁸ Ra	5,7	3,23 E+04
²³² Th	1,4 x 10 ¹⁰	1,11 E+03
²³² U	70	9,94 E+01
²³³ U	1,6 x 10 ⁵	5,35 E+00
²³⁴ U	2,2 x 10 ⁵	3,31 E+03
²³⁵ U	7 x 10 ⁸	2,61 E+02
²³⁶ U	2,3 x 10 ⁷	1,04 E+01
²³⁸ U	4,5 x 10 ⁹	3,25 E+03
²³⁷ Np	2,1 x 10 ⁶	1,20 E+02
²³⁸ Pu	88	9,11 E+04
²³⁹ Pu	2,4 x 10 ⁴	2,17 E+05
²⁴⁰ Pu	6550	4,42 E+04
²⁴² Pu	3,7 x 10 ⁵	2,24 E+02
²⁴¹ Pu β	14,4	1,06 E+07
²⁴¹ Am	432	3,80 E+04
²⁴³ Am	7400	2,66 E+02
²⁴² Cm	0,5	8,48 E+02
²⁴³ Cm	28,5	2,55 E+01
²⁴⁴ Cm	18,1	2,15 E+04

Tableau 12

**Tableau comparatif des activités volumiques des émetteurs bêta
mesurées par l'IPSN et l'ANDRA dans la Sainte-Hélène (Point R6)**

DATE	MESURES IPSN		MESURES ANDRA
	<i>Radionucléide</i>	<i>Activité volumique</i>	<i>Activité volumique bêta total</i>
02/02/1987			1,5 Bq/l dont 0,3 Bq/l de ⁴⁰ K
03/02/1987	¹³⁷ Cs	1052 mBq/l	
	¹³⁴ Cs	15,2 mBq/l	
	⁶⁰ Co	25,5 mBq/l	
06/02/1987			2,6 Bq/l dont 0,52 Bq/l de ⁴⁰ K
09/02/1987			5 Bq/l dont 0,6 Bq/l de ⁴⁰ K
11/02/1987	¹³⁷ Cs	1267 mBq/l	
	¹³⁴ Cs	29,6 mBq/l	
	⁶⁰ Co	22,9 mBq/l	
13/02/1987			1,3 Bq/l dont 0,42 Bq/l de ⁴⁰ K

Tableau 13
Rejets liquides de Flamanville

1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
5,20	14,00	3,90	1,10	0,70	0,08	0,17	0,10	0,03	0,03
20,00	359,00	53,80	13,8	16,8	2,1	1,78	2,60	0,95	0,73
9,10	25,40	17,70	9,50	4,80	2,12	1,54	1,10	0,58	0,33
5,90	14,00	8,50	5,30	6,60	2,74	1,14	1,30	0,22	0,19
18,20	49,50	2,40	0,40	5,70	0,44	0,31	0,42	0,12	0,1
1,93	1,45	0,50	0,10	0,40	0,15	0,16	0,09	0,03	0,03
0,72	2,30	1,50	0,50	1,30	1,33	0,67	0,95	0,46	0,12
1,12	3,60	1,80	0,70	1,60	1,65	0,88	1,20	0,80	0,35
6,12***	45,00***	31,30***	16,80***	8,50***	3,75***	2,50*	1,60*	1,40*	0,79*
25,80	25,70	24,30	26,80	24,80	29,40	30,90	27,80	29,70	32,2
42	36	33	48	37	34	35	30	31	35

liquides par l'OPRI.
sur la base de 15 GBq/GWe.an.

rapport $\frac{\text{activité } ^{63}\text{Ni}}{\text{activité } ^{60}\text{Co}}$ de 1,77 (rapport $\frac{\sum_{1993}^{1996} \text{rejets activité } ^{63}\text{Ni}}{\sum_{1993}^{1996} \text{rejets activité } ^{60}\text{Co}}$).

absence de présence de Sr 89 et 90 (<10 Bq/l) et de ³⁶Cl (<20 Bq/l).

Tableau 14
Rejets gazeux de Flamanville

	¹³⁵ Xe	⁴¹ Ar	³ H	¹³¹ I	¹³³ I	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴ C*
	n.d.	n.d.	1,5E+09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	6,6E+08
13	4,5E+07	3,2E+10	4,2E+11	9,7E+06	n.d.	7,5E+05	2,1E+06	n.d.	6,7E+02	1,7E+11
13	2,2E+10	1,5E+11	1,8E+12	1,3E+07	2,4E+06	7,4E+06	7,7E+03	1,3E+05	3,8E+01	3,4E+11
11	1,8E+09	1,3E+11	1,1E+12	2,6E+07	n.d.	2,8E+06	6,0E+05	n.d.	n.d.	3,4E+11
11	2,6E+09	1,0E+11	1,8E+12	1,5E+07	2,8E+06	1,1E+01	3,5E+02	n.d.	n.d.	3,2E+11
10	1,0E+07	5,5E+10	1,5E+12	8,0E+06	n.d.	2,0E+05	2,6E+03	n.d.	n.d.	3,6E+11
11	3,2E+08	6,5E+10	1,1E+12	6,3E+07	3,9E+05	1,8E+05	1,7E+05	1,8E+05	2,1E+05	3,3E+11
11	n.d.	5,8E+10	1,3E+12	2,8E+08	n.d.	1,3E+02	5,3E+03	1,2E+04	2,7E+05	3,9E+11
11	1,3E+09	1,2E+11	1,5E+12	2,7E+07	2,4E+05	6,3E+05	2,2E+06	3,7E+03	2,3E+04	4,1E+11
11	n.d.	1,2E+11	1,1E+12	7,9E+07	5,0E+06	8,1E+05	1,3E+06	n.d.	n.d.	3,7E+11
09	2,3E+07	1,2E+11	1,3E+12	2,7E+06	2,5E+03	1,1E+06	7,2E+04	n.d.	n.d.	4,0E+11
10	n.d.	7,0E+10	1,8E+12	3,1E+07	4,0E+06	3,4E+05	1,3E+04	n.d.	n.d.	4,3E+11

a base de 200 GBq/GWe.an

entés sont ceux retenus pour l'étude d'impact de la Demande d'Autorisation de Rejets gazeux d'EDF (DAR)

Tableau 15

Bilan des effluents liquides du Port de Cherbourg

	REJETS	
	Activité ^3H (MBq)	Activité hors ^3H (MBq)
1980	/	0,81
1981	/	0,85
1982	/	14,84
1983	/	6,55
1984	/	64,97
1985	/	2846
1986	/	1154
1987	/	801,3
1988	/	3011,24
1989	/	442,35
1990	/	281,67
1991	/	230,03
1992	/	804
1993	1604	826
1994	289	342
1995	1790	623
1996	50	100
1997	660	223

Tableau 16

Bilan des effluents gazeux du Port de Cherbourg

	REJETS	
	Activité gaz (MBq)	Activité halogène (MBq)
1980	/	/
1981	/	/
1982	/	/
1983	334	/
1984	540	/
1985	31,45	/
1986	7,51	/
1987	4,84	/
1988	3,4	/
1989	/	/
1990	/	/
1991	5,02	/
1992	12,46	0,617
1993	0,055	0,3
1994	18,9	1,48
1995	8,5	2,35
1996	4,8	0,48
1997	/	0,28

Tableau 17

Détail des rejets liquides du Port de Cherbourg (en MBq)

Activité par radionucléide	1995	Radionucléides	Activité par radionucléide
5,34E+00		⁵⁸ Co	9,63E+01
5,18E+02		⁶⁰ Co	8,95E+01
6,16E+00		⁵⁴ Mn	4,11E+01
8,57E+00		¹²⁴ Sb	2,42E+02
1,92E+01		¹²⁵ Sb	7,22E+00
3,02E+01		^{110m} Ag	1,41E+00
		¹³⁷ Cs	1,54E-01
		²⁴ Na	2,68E+01
		⁵⁹ Fe	1,53E+00
		⁷⁶ As	5,73E-01
		⁹⁹ Mo	4,96E+01
		^{99m} Tc	4,99E+01
		¹²² Sb	2,68E+01
		¹⁸⁷ W	2,36E+00
		⁵¹ Cr	8,29E-01
		³ H	1,79E+03
Activité par radionucléide	1996	Radionucléides	Activité par radionucléide
4,08E-01		⁵⁸ Co	1,01E+00
7,38E+02		⁶⁰ Co	9,32E+01
1,01E+01		⁵⁴ Mn	2,35E+00
3,10E-02		¹²⁴ Sb	2,74E+00
1,97E+01		¹²⁵ Sb	8,01E-01
2,65E+01		^{110m} Ag	1,41E-01
6,22E-01		³ H	5,00E+01
1,60E+03			
Activité par radionucléide	1997	Radionucléides	Activité par radionucléide
3,42E+02		⁵⁸ Co	1,03E+02
		⁶⁰ Co	1,11E+02
		⁵⁴ Mn	5,44E+00
		¹²⁵ Sb	3,06E-01
		^{110m} Ag	2,96E+00
2,89E+02		³ H	6,67E+02

Tableau 18

Détail des rejets gazeux du Port de Cherbourg (en MBq)

Activité par radionucléide
8,41E+00
8,34E-01
3,08E+00
1,34E-01
6,17E-01

1995	Radionucléides	Activité par radionucléide
	¹³³ Xe	8,23E+00
	⁷⁶ As	6,87E-02
	^{133m} Xe	2,27E-01
	¹³⁵ Xe	2,28E-02
	¹³¹ I	2,34E+00

Activité par radionucléide
5,10E-02
4,40E-03
3,03E-01

1996	Radionucléides	Activité par radionucléide
	¹³⁵ Xe	1,80E-03
	¹³³ Xe	2,83E+00
	^{133m} Xe	3,04E-02
	¹³¹ I	4,80E-01

Activité par radionucléide
1,88E+01
3,38E-02
1,48E+00

1997	Radionucléides	Activité par radionucléide
	¹³¹ I	2,89E-01

Tableau 19

**RECONSTITUTION DU TERME SOURCE
ASSOCIE A L'INCENDIE DU SILO DU 6 JANVIER 1981**

Isotope	Activité totale retraitée en 1980 (Bq)	Estimation maximale du rejet Cs 137 (Bq)	Coefficient de mise en suspension	Fraction corrigée	Activité* relâchée estimée (Bq)
Cs 137	9,49E+16	7,4E+11 (20 Ci)	50,0%	7,8E-06	7,4E+11
Cs 134	1,45E+16		50,0%	7,8E-06	1,13E+11
Ru 106*	9,0E+16		25,0%	3,9E-06	3,5E+11
Rh 106*	9,0E+16		2,0%	3,1E-07	2,8E+10
Sr90(Y90)	7,06E+16		2,0%	3,1E-07	2,2E+10
H3	3,50E+14		100,0%	1,56E-05	5,46E+09
I129	2,82E+10		75,0%	1,17E-05	3,3E+05
Sb125	4,53E+15		2,0%	3,1E-07	1,4E+09
Kr85	8,65E+15		100,0%	1,56E-05	1,35E+11
Ce144	2,73E+17		0,5%	7,8E-08	2,13E+10
Ag110m	2,37E+15		0,5%	7,8E-08	1,85E+08
Co60	6,96E+14		2,0%	3,1E-07	2,16E+08
Pu238	2,73E+14		0,5%	7,8E-08	2,13E+07
Pu239	9,88E+14		0,5%	7,8E-08	7,7E+07
Pu240	8,26E+14		0,5%	7,8E-08	6,4E+07
Pu241	5,46E+16		0,5%	7,8E-08	4,26E+09
Am241	2,17E+14		0,5%	7,8E-08	1,69E+07

* Activités actualisées au 06/01/1981 (activité relâchée = activité totale retraitée X fraction corrigée)

Tableau 20

COMMENTAIRES SUR LA RECONSTITUTION DU TERME SOURCE DE L'INCENDIE DU SILO DU 06/01/1981

Deux types de radionucléides peuvent être distingués :

- les radionucléides volatils : Gaz (Kr, H), I, Cs, Ru, Rh, Sr, Sb, Co
- les radionucléides non volatils : Pu, Am, Ce

Pour les radionucléides volatils, les résultats sont issus de la référence américaine suivante : rapport CEGB - RD/B/6230/R89 - " The release of fission products from Uranium métal : a review par PC Minshall - Mars 1989.

Il s'agit d'expérimentations d'oxydation d'uranium métal irradié dans l'air entre 800 et 1200°C.

Nous avons retenu les valeurs correspondant à 1200°C sachant que le rapport des coefficients de mise en suspension du césium et du ruthénium (autre contributeur majeur en terme d'activité rejetée) varie peu entre 800° C et 1200° C.

Par rapport au Césium, nous avons multiplié le coefficient de mise en suspension des gaz (Kr, H) et de l'iode par respectivement 2 et 1,5, pour tenir compte, d'une part du gradient thermique dans le silo, d'autre part de leur émission devenant significative à de plus basses températures.

Pour les radionucléides non volatils, les résultats sont issus de la référence américaine suivante : Rapport DOE - HDBK - 3010 - 94 - " Airborne release fractions/rates and respirable fractions for non-reactor nuclear facilities " - Déc 94.


Il s'agit de résultats concernant l'émission d'aérosols suite à l'oxydation d'uranium métallique.

Nous avons retenu une fraction mise en suspension de 1%, correspondant à l'oxydation de gouttelettes de métal en fusion, compte tenu de la présence d'uranium sous forme de poudres dans le silo et des températures retenues.


Légende des graphiques

Les activités des différents radionucléides dans les graphiques sont généralement représentés de manière suivante :


- pour les activités dans les combustibles :

1 isotope	plusieurs isotopes
Symbole et trait plein rose 	Symboles et traits pleins de différentes couleurs



- pour les activités mesurées dans les rejets :

1 isotope	plusieurs isotopes
Symbole vide et trait plein bleu 	Symboles vides et traits pleins de différentes couleurs

- pour les activités calculées dans les rejets :

1 isotope	plusieurs isotopes
Symbole vide et trait pointillé bleu 	Symboles vides et traits pointillés de différentes couleurs

- pour les fonctions de transfert :

mesurée	calculée
Symbole et trait plein 	Symbole vide et trait pointillé 
(dans le cas de plus de 2 fonctions de transfert, on reprendra les couleurs de base utilisées pour chaque isotope tout en conservant la symbolique utilisée pour différencier le mesuré du calculé)	

Lorsque l'on fait référence, dans les figures, à une **valeur moyenne de la fonction de transfert** (FT_m) sur plusieurs années, il s'agit d'une **moyenne pondérée** (et non arithmétique), à savoir :

$$FT_m = \frac{\text{Somme des activités dans les rejets pendant les années considérées}}{\text{Somme des activités dans les combustibles retraités pendant la même période}}$$

P
A
R
T
I
E

C

REVUE CRITIQUE DES MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT

1. OBJECTIF

L'objectif poursuivi est de rassembler et d'interpréter les résultats des mesures faites dans l'environnement par les différents intervenants. L'approche adoptée consiste successivement à :

- établir un inventaire de l'ensemble des prélèvements et des types de mesures qui ont été réalisés depuis le début des installations ;
- normaliser la présentation des résultats des mesures et les rassembler sous forme de tableaux et de courbes ;
- interpréter les résultats ainsi rassemblés.

Le collationnement des informations n'est en effet pas suffisant, il convient d'analyser la variabilité des mesures au sein d'un même laboratoire, et également, entre les différents laboratoires. Ensuite il y a lieu de définir les paramètres qui influencent les niveaux de radioactivité dans l'environnement et qui pourraient expliquer les différences constatées.

Ce travail permet de valider les valeurs qui sont utilisées pour la comparaison avec les résultats des modèles de transfert dans l'environnement (action du GT3), et/ou utilisés directement pour la reconstitution dosimétrique (action du GT4).

Les données ont été fournies par les laboratoires ayant assuré des mesures de radioactivité dans le Nord-Cotentin à une équipe d'animation. Cette dernière a réalisé des documents de synthèse, lesquels ont été corrigés par l'ensemble des membres du groupe, et discutés lors de réunions du GT2.

Le GT2 s'est efforcé d'être exhaustif pour l'inventaire des prélèvements et des types de mesures. En revanche, concernant les résultats des mesures, compte tenu du nombre considérable de données à rassembler et à vérifier en un temps limité, il a été décidé de donner la priorité aux informations indispensables au GT3 (confrontation modèles/mesures) et au GT4 (estimation des doses aux populations). Les critères de sélection suivants ont donc été appliqués :

- Traiter en priorité des résultats pour lesquels plusieurs organismes ont effectué des prélèvements au même endroit et au même moment afin de pouvoir les comparer entre eux,
- Privilégier les indicateurs¹⁸ pour lesquels on dispose de longues séries de mesures afin de suivre l'évolution temporelle de la radioactivité, et pour lesquels des stations de prélèvement existantes permettent de couvrir au mieux la zone du Nord-Cotentin,
- Mettre l'accent au cas par cas sur des points qui présentent un intérêt particulier comme certains maillons de la chaîne alimentaire (lait) ou encore l'impact d'un incident localisé dans le temps et l'espace,
- Donner la priorité aux résultats disponibles sous forme informatique pour pouvoir les traiter rapidement.
- Seuls, les résultats obtenus à partir de 1978 sont pris en compte. En effet, à partir de la fin des années 70, non seulement de nombreuses données ont été informatisées, mais en outre les mesures ont gagné en qualité, notamment grâce à l'utilisation en spectrométrie gamma de détecteurs GeLi à la place des détecteurs NaI permettant une meilleure exploitation. Enfin l'étude porte jusqu'en 1997, sous réserve de la disponibilité des résultats de mesures de l'année 1997.

¹⁸ NB : Le terme " indicateur " est utilisé ici au sens d'un type d'échantillon (eau de mer, sédiment, un animal, un végétal...) pour lequel un mesurage de radioactivité a été effectué.

Enfin la séquence de travail adoptée par le GT2 a été suivie de manière à satisfaire les priorités formulées par les GT3 et 4. Cette hiérarchie est conservée dans la présentation des résultats.

Les représentants des laboratoires ayant assuré des prélèvements et des mesurages de radioactivité dans le Nord-Cotentin appartiennent au GT2.

Ces organismes sont : ACRO (Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest), ANDRA (Agence Nationale pour la gestion des Déchets RADioactifs), COGEMA (Compagnie GENérale des MATières nucléaires), CRII-RAD (Commission de Recherche et d'Information Indépendante sur la RADioactivité), EDF (Electricité de France), IPSN/LERFA (Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire/Laboratoire d'Etudes Radioécologiques de la Façade Atlantique), LDA (Laboratoire Départemental d'Analyses), Marine Nationale-GEA (Groupe d'Etudes Atomiques), OPRI (Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants).

De plus, des personnalités reconnues pour leur compétence en matière d'études de la radioactivité dans l'environnement complètent la composition du groupe.

2. PROBLEMES D'HOMOGENÉITÉ ET DE VARIABILITÉ

Le présent travail correspond à un nombre considérable de données (plus de 500 000 déterminations de radionucléides). Ces données sont hétérogènes. Leur interprétation implique des comparaisons entre les résultats fournis par les différents laboratoires, à savoir les concentrations des radionucléides dans les divers indicateurs. Or, les indicateurs traités ne sont pas nécessairement identiques entre les laboratoires; il en est de même en ce qui concerne les lieux et les fréquences des prélèvements.

De plus, les principes des prélèvements, des traitements d'échantillons, des mesurages varient d'un laboratoire à l'autre, entraînant des résultats différents entre laboratoires pour un même indicateur prélevé en un même lieu au même moment (*en particulier, un résultat peut être inférieur à la limite de détection pour un laboratoire, alors qu'il est supérieur à la limite de détection pour un autre laboratoire*).

Ces différences sont en majeure partie liées à la **finalité des mesures selon les intervenants** :

- certains laboratoires ont pour mission la surveillance radiologique; ils ont donc pour but de vérifier le respect des exigences réglementaires, c'est à dire que les rejets ne dépassent pas les limites des autorisations; ils effectuent ainsi des prélèvements et des mesures dans le cadre de cette mission de contrôle, et ceci explique les limites de détection suffisamment basses vis à vis des autorisations, mais relativement élevées si l'on considère les possibilités techniques actuelles ;
- d'autres laboratoires ont pour objectif des travaux de recherche visant à expliquer les mécanismes de transfert, et à prévoir le plus finement possible le devenir des radionucléides. Cela implique des investigations plus poussées de la distribution des radionucléides, nécessitant des limites de détection les plus basses possibles ;
- des associations effectuent des mesures plus ponctuelles.

Aussi, la comparaison des données doit être menée avec prudence du fait d'un manque d'homogénéité dans les manières d'agir des laboratoires.

D'autres sources de variabilité doivent être considérées en complément des précédentes, qui peuvent avoir une influence sur les concentrations des radionucléides dans les indicateurs et dont

il convient de tenir compte pour une interprétation radioécologique correcte. Les principaux facteurs ayant fait l'objet de travaux par les radioécologistes (en dehors du cadre du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin) sont énumérés ci-après :

- temps de “ réponse ” (mise à l'équilibre) des indicateurs aux fluctuations des rejets,
- physico-chimie et biodisponibilité des radionucléides,
- cycles physiologiques saisonniers (croissance, reproduction...),
- écologie des espèces animales et végétales (temps d'immersion...),
- voies de transfert (rôle des sédiments, des embruns...) ;
- granulométrie et minéralogie des sédiments ;
- sources autres qu'industrielles (bruit de fond dû aux retombées...)...

3. INVENTAIRE DES PRÉLÈVEMENTS ET DES TYPES DE MESURES

3.1 Méthodologie générale

Le GT2 a établi une stratégie selon laquelle chaque organisme participant fournit :

- d'une part un recueil des méthodes (de prélèvement, de traitement et de mesure),
- d'autre part un inventaire des prélèvements et des types de mesures qu'il a effectués, sous forme d'un tableau, précisant :
 - κ l'espèce ou le type d'échantillon (eau de mer, sédiment, espèce vivante, etc...),
 - κ le lieu de prélèvement,
 - κ le mode de prélèvement,
 - κ le mode de traitement de l'échantillon et la fraction concernée par la mesure,
 - κ le type de mesure,
 - κ l'année de la mesure, la fréquence, la date de début et la date de fin lorsqu'il s'agit d'une mesure périodique.

Afin d'aider à la consultation du tableau, les colonnes suivantes ont été ajoutées :

- un code Milieu (MARin, TERrestre, Aquatique Continental),
- un code Nature correspondant aux catégories de types d'échantillons,
- le nom du laboratoire responsable (le propriétaire du prélèvement et du résultat de la mesure),
- le nom du laboratoire qui a réalisé la mesure.

La première difficulté rencontrée résultait des différences dans les libellés utilisés par les organismes pour renseigner les rubriques non codifiées comme “ l'espèce ou le type d'échantillon ”, “ le lieu de prélèvement ”, etc.... Une première tâche considérable a donc consisté, tout d'abord, à s'efforcer au mieux d'harmoniser ces libellés, en prenant soin de vérifier leur interprétation auprès de chacun des organismes. Une deuxième tâche a consisté ensuite à répertorier ces libellés et à établir des listes. Ces listes sont jointes au tableau de l'inventaire proprement dit.

La deuxième difficulté était de choisir un mode de présentation qui permette d'accéder rapidement à l'information contenue dans cet inventaire. En effet, le tableau inclut des centaines de milliers de mesures et bien qu'il soit présenté sous forme de listing papier, sa consultation n'est guère aisée. Afin de permettre une meilleure exploitation de l'inventaire, les données ont été stockées dans un classeur Microsoft EXCEL version 5.0. Ce classeur est composé de plusieurs feuilles de calcul, avec une interface rudimentaire qui facilite la consultation des données. Un outil de présélection permet d'extraire des données selon les critères “ code Milieu ”, “ code Nature ”, “ Laboratoire Responsable ” et “ Type de mesure ”. Les données sont disponibles sous forme de tableaux et

peuvent être importées par des programmes de gestion de base de données. Enfin ce fichier n'est pas compatible avec Microsoft EXCEL 97 et un fichier spécifique est prévu pour cette version.

La page de garde du classeur EXCEL se présente comme suit :

Inventaires des prélèvements et des types de mesures de radioactivité effectuées dans le Nord-Cotentin
Groupe Radioécologie Nord-Cotentin
GT n°2 "Revue critique des mesures dans l'environnement"
ACRO / ANDRA / COGEMA / CRII-RAD / EDF / GEA / IPSN / LDA 50 / OPRI
(Equipe d'animation : B. FIEVET, P. GERMAIN, M. MASSON, IPSN/LERFA)
Janvier 1999

Accès à l'inventaire intégral	Pré-sélection
Liste laboratoires, contacts	Codes traitements, fraction
Codes milieu, nature	Codes lieux de prélèvements
Liste indicateurs, espèces	Codes fréquences de mesure
Codes modes de prélèvement	Codes types de mesure

La troisième difficulté était l'évaluation du nombre de mesures répertoriées dans l'inventaire. Il faut préciser que cet inventaire répertorie aussi bien des mesures de radionucléides clairement identifiés, que des mesures d'activité totale, comme l'activité alpha ou bêta, ou encore des analyses complètes comme une spectrométrie gamma, laquelle permet la détermination de plusieurs radionucléides. Il a donc été convenu de tenter d'évaluer le nombre de "déterminations de concentration en radionucléide ou d'activité totale". Pour satisfaire à cette définition, il convient de connaître le nombre de radionucléides mesurés lors des mesures par spectrométrie gamma. Or ce nombre est variable dans une très large gamme puisqu'il dépend de chaque spectre analysé. De surcroît, il a évolué au cours des années avec la sensibilité des appareils de détection et les niveaux de radioactivité existant dans l'environnement. Pour contourner ce problème, il a été considéré qu'une spectrométrie gamma équivaut en moyenne à 5 déterminations de radionucléides. Ce chiffre arbitraire et discutable conduit vraisemblablement à une sous-estimation du résultat recherché mais cette approximation est indispensable pour effectuer une comptabilisation.

Enfin les mesures effectuées en continu (ex : rayonnement gamma ambiant) ont été comptabilisées comme des mesures journalières, ce qui conduit, là aussi, à une sous-estimation.

3.2. Inventaire des méthodes de prélèvement, de traitement et de mesure des échantillons

Les méthodes de prélèvement, de traitement et de mesure des échantillons fournies par les laboratoires sont regroupées en annexe du rapport détaillé, selon la présentation adoptée par chacun des laboratoires.

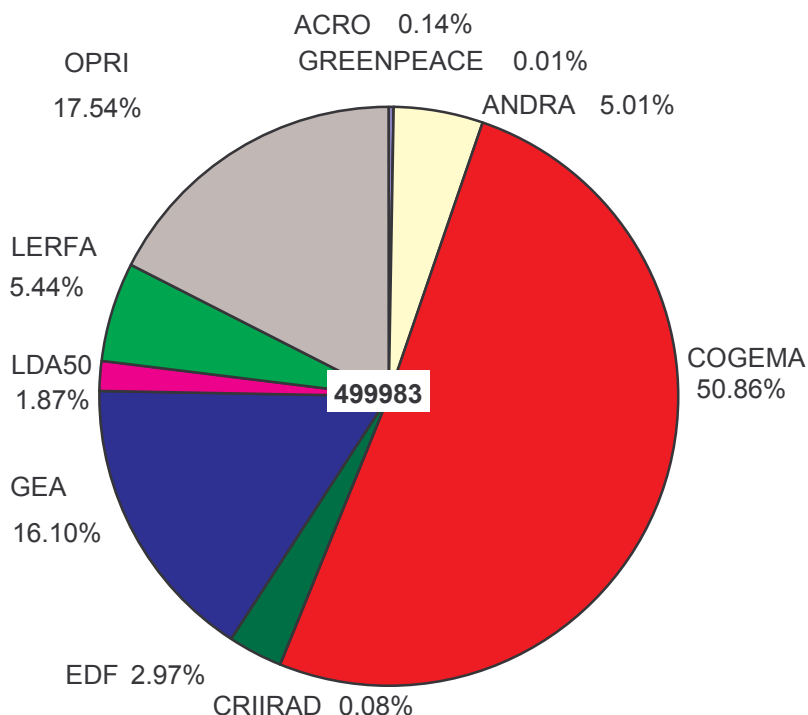
3.3. Inventaire des prélèvements et des types de mesures (extraits en Annexe 1)

Il est essentiel de rappeler comme cela a été souligné en introduction, que dans les délais impartis, les organismes participants n'ont répertorié que les prélèvements archivés sous forme informatique. Un certain nombre de données ne figurent pas dans cet inventaire, ainsi :

- de nombreux prélèvements ont été effectués dans le cadre de la surveillance de l'environnement et n'ont pas été archivés sous une forme informatique compatible avec le format du présent inventaire,
- de nombreux travaux scientifiques sur des problèmes spécifiques réalisés par l'IPSN ont fait l'objet de publications. Les données ne sont pas archivées sous forme informatique. Leur emprise dépasse généralement le cadre géographique du Nord-Cotentin et il n'est guère aisé d'extraire une partie des données d'un contexte d'étude plus général.

Sur la base des calculs effectués selon la méthode décrite en 4.1, le nombre total de déterminations de concentration en radionucléide ou d'activité totale, ainsi que la contribution de chaque organisme ont été déterminés et sont présentés dans le tableau et le schéma suivants :

≈ 500 000*	ACRO	ANDRA	COGEMA	CRIIRAD	EDF	GEA	GREENPEACE	LDA50	IPSN	OPRI
Nbre de déterminations	703	25058	254285	376	14828	80480	35	9334	27200	87684
%	0.14	5.01	50.86	0.08	2.97	16.10	0.01	1.87	5.44	17.54



* L'évaluation de ce nombre à partir de l'inventaire est approximatif. Il est sous-estimé en particulier pour les analyses par spectrométrie gamma.

4. REVUE CRITIQUE DES RÉSULTATS

4.1. Méthodologie générale

La moyenne arithmétique annuelle a été retenue comme grandeur représentant les niveaux de radioactivité dans l'environnement. Cependant, pour bon nombre de mesures, le résultat obtenu est inférieur à la limite de détection. Aussi, le principe de prendre en compte la moyenne sur une année comme "valeur de référence" a été jugé insuffisant. Il a donc été décidé de fournir pour un radionucléide, pour une année, pour un indicateur en un lieu, l'ensemble des informations suivantes :

- La moyenne arithmétique annuelle :
Lorsque la série de résultats comporte des valeurs inférieures à la limite de détection (<LD), ces valeurs sont remplacées par la valeur de la LD, et la moyenne est dès lors précédée du caractère <. Ce choix du calcul de la moyenne a été fait après d'importantes discussions. Au contraire, si toutes les valeurs dépassent la LD, la moyenne est précédée du caractère = ou d'un caractère blanc.
- L'écart-type :
Il s'agit de l'écart-type s de la moyenne annuelle "estimé à partir d'un échantillon de la population", $s = \sqrt{\frac{n \sum x^2 - (\sum x)^2}{n(n-1)}}$ (lorsque $n > 1$)
- La valeur minimale et la valeur maximale des niveaux d'activité enregistrés dans l'année :
Lorsque la valeur maximale correspond à une mesure dont le résultat est inférieur à la LD, cette dernière est affichée, précédée du caractère <. Dans le cas contraire, elle est précédée du caractère = ou d'un caractère blanc.
- Le nombre annuel de mesures et le nombre de résultats supérieurs à la limite de détection.
- Les résultats sont exprimés en Bq.kg⁻¹ frais pour les espèces vivantes, en Bq.kg⁻¹ sec pour les sols et les sédiments, en mBq.l⁻¹ pour l'eau de mer et l'eau douce et en Bq.l⁻¹ pour le lait.

Des tableaux récapitulatifs par indicateur ou par radionucléide ont été réalisés par l'équipe d'animation, précisant pour chaque organisme et chaque lieu :

- la moyenne annuelle,
- l'écart-type s ,
- la valeur maximale enregistrée dans l'année,
- > LD/N : le nombre de résultats de mesures supérieurs à la LD par rapport au nombre total de mesures N dans l'année,

Exemple : ¹³⁷Cs dans les patelles de l'anse St Martin, dosé par le GEA

Organisme : GEA Anse St-Martin				
Année	=	moy.	s	= max. >LD/N
1978				
1979				
1980	=	0.38	0.12	= 0.51 6/6
1981	=	0.71	0.32	= 1.28 12/12
1982	=	0.74	0.48	= 1.94 12/12
1983	=	0.80	0.43	= 1.48 12/12
1984	=	0.61	0.33	= 1.38 12/12
1985	=	0.67	0.38	= 1.43 12/12
1986	=	0.40	0.30	= 0.95 12/12
1987	<	0.39	0.19	= 0.79 10/12
1988	=	0.42	0.27	= 1.13 12/12
1989	<	0.37	0.16	= 0.66 10/11
1990	<	0.29	0.07	= 0.44 10/12
1991	<	0.20	0.15	= 0.60 7/10
1992	<	0.16	0.05	= 0.24 9/12
1993	<	0.18	0.08	= 0.37 11/12
1994	<	0.16	0.06	= 0.31 8/12
1995	<	0.17	0.03	= 0.21 6/11
1996	<	0.13	0.05	= 0.24 11/12
1997				

A ces tableaux récapitulatifs sont joints, dans la plupart des cas, des graphiques présentant pour un radionucléide, un indicateur, un lieu ou une zone de prélèvements : l'évolution au cours du temps des moyennes annuelles obtenues par les différents organismes ; les maximums sont aussi placés sur les graphiques afin d'avoir sur ces derniers une indication complémentaire, étant entendu que les **maximums doivent être utilisés avec précaution puisqu'ils ne correspondent qu'à une seule mesure**. Suivant la charge des graphiques, les valeurs maximales sont portées sur les mêmes graphiques que les moyennes, avec des signes distinctifs, ou sur un autre graphique.

Un commentaire, portant sur les tableaux et les graphiques, est ensuite rédigé selon un format standard comprenant quatre rubriques :

- prélèvement/traitement/mesure : cette rubrique résume les informations sur les procédures de prélèvement, de traitement et de mesure par les différents organismes, pouvant conduire à des résultats différents,
- représentativité (valeurs < LD) : cette rubrique attire l'attention sur le nombre de mesures réalisées dans l'année ainsi que le nombre de résultats inférieurs à la LD. Cette observation est très importante. En effet, les graphiques présentent sans distinction des moyennes annuelles calculées à partir de mesures mensuelles supérieures à la LD, des moyennes annuelles calculées à partir de mesures inférieures à la LD, ou bien encore, une seule mesure annuelle. Il est évident que de tels résultats n'ont pas le même poids statistique et **l'interprétation des graphiques doit impérativement être faite avec le support des tableaux regroupant toutes ces informations**,
- dispersion (écarts-types, maximum) : cette rubrique permet de donner une idée quantifiée, non seulement de la dispersion des résultats autour de la valeur moyenne, mais également de la limite supérieure de la gamme des valeurs observées. Pour des raisons de lisibilité, les écarts-types ne sont pas portés sur les graphiques,

- remarques spécifiques : cette rubrique donne des détails sur chaque radionucléide et sur la distribution spatiale et temporelle des concentrations,
- conclusion : cette rubrique résume en quelques phrases les informations principales à retenir.

Pour la grande majorité des indicateurs, une carte des stations de prélèvement est jointe au dossier. Enfin la conclusion, qui résume les informations principales à retenir, est reportée dans le corps du présent rapport. A titre indicatif, des extraits des tableaux de résultats, des graphiques, des commentaires détaillés et des cartes sont présentés en Annexe 2.

La méthode de traitement des données par le GT2 a fait l'objet d'une réflexion par un GT dirigé par Mme Sené. Les membres de ce groupe se sont penchés en particulier sur les aspects statistiques. Les conclusions sont en accord avec la démarche entreprise par le GT2.

4.2. Discussion des résultats

Comme il a été expliqué en introduction, la chronologie du traitement des résultats de mesures en six phases traduit les impératifs des besoins des GT3 et 4.

PHASE	RADIONUCLEIDES ET INDICATEURS
1 ^{ère} phase	<ul style="list-style-type: none"> • Principaux émetteurs gamma : ^{137}Cs, ^{125}Sb, $^{106}\text{RuRh}$, ^{60}Co, ^{40}K. • Milieu marin et milieu terrestre.
2 ^{ème} phase	<ul style="list-style-type: none"> • Émetteurs alpha, bêta, isotopes de l'iode et rayonnement gamma ambiant : ^3H, ^{14}C, ^{90}Sr, ^{99}Tc, ^{131}I, ^{129}I, ^{238}Pu, $^{239\&240}\text{Pu}$, ^{241}Am, ^{244}Cm, ^{210}Po. • Milieu marin et milieu terrestre selon la disponibilité des résultats par radionucléide.
3 ^{ème} phase	<ul style="list-style-type: none"> • Autres émetteurs gamma : ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{65}Zn, ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{103}Ru, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{134}Cs, ^{144}Ce, ^{154}Eu. • Patelles (uniquement).
4 ^{ème} phase	<ul style="list-style-type: none"> • Autres émetteurs gamma (idem 3^{ème} phase). • Divers indicateurs marins et terrestres.
5 ^{ème} phase	<ul style="list-style-type: none"> • Principaux émetteurs gamma, comptage, alpha total, bêta total et tritium. • Cours d'eau.
6 ^{ème} phase	<ul style="list-style-type: none"> • Principaux émetteurs gamma, ^{90}Sr, tritium, bêta total. • Incidents. • Divers indicateurs.

Ainsi, la première phase porte sur les cinq émetteurs gamma pour lesquels l'information est la plus riche, c'est à dire qui donnent lieu à des résultats pour les principaux indicateurs des milieux marin et terrestre.

Il est cependant également important, pour la validation de la modélisation, de prendre en considération les résultats de mesures portant sur les autres émetteurs alpha, bêta, notamment (2^{ème} phase), et les "autres émetteurs gamma" (patelles : 3^{ème} phase; autres indicateurs marins et terrestres : 4^{ème} phase).

Enfin, il convenait également de distinguer le cas particulier des cours d'eau (5^{ème} phase) et celui des résultats de mesures dans différents indicateurs suite à des incidents (6^{ème} phase).

On examinera successivement ces différentes phases.

Un certain nombre de mesures concernant par exemple, les gaz, l'eau de pluie, etc... sont

répertoriées dans l'inventaire. Les résultats correspondants n'ont pas été discutés par le GT2 dans le temps imparti, en raison des impératifs précédemment cités.

Avertissements :

- Les commentaires relatifs à la représentativité des résultats sont à considérer avec prudence. L'absence de données dans une cellule de moyenne annuelle des tableaux reçus par l'équipe d'animation peut être due :
 - κ au fait qu'un (des) radionucléide(s) n'a (ont) pas été pris en compte lors du dépouillement d'un spectre,
 - κ ou bien que le résultat est inférieur à la limite de détection, et que cette limite de détection n'a pas été répertoriée.
- La méthodologie utilisée par le GT2 et présentée au paragraphe 4.1 précise l'usage de la limite de détection (LD) pour les calculs de moyennes annuelles. Néanmoins tous les laboratoires n'archivent pas la LD pour chaque résultat de mesure, certains archivent le seuil de décision (SD) et non la LD. En conséquence, pour des raisons pratiques, **le terme LD est utilisé dans les travaux du GT2** ; il recouvre les trois notions suivantes :
 - κ La limite de détection (LD) *stricto sensu* (calculée à chaque mesure).
 - κ Le seuil de décision (= LD/2).
 - κ Une limite de détection moyenne calculée pour l'ensemble de la période concernée (1978-1997).
- Les données de ruthénium 106 sont exprimées par la somme $^{106}\text{Ru-Rh}$ (= 2 fois ^{106}Ru).
- Les données de cérium 144 sont exprimées par la somme $^{144}\text{CePr}$ (= 2 fois ^{144}Ce).
- La mesure BETOX (Bêta total du précipité des oxalates) correspond à au moins deux fois le ^{90}Sr (en fait ^{90}Sr + ^{90}Y + éventuellement Barium et autres terres rares).
- Des résultats sont arrivés au groupe d'animation depuis septembre 1998. Ils n'ont donc pas pu être analysés avec les autres et sont ajoutés à l'ensemble des données rassemblées.

4.2.1 Première phase : ^{137}Cs , ^{125}Sb , $^{106}\text{RuRh}$, ^{60}Co , ^{40}K chez divers indicateurs

Le choix s'est porté dans un premier temps sur les principaux radionucléides émetteurs gamma suivants : ^{137}Cs , ^{125}Sb , $^{106}\text{RuRh}$, ^{60}Co et l'élément naturel ^{40}K . Ces radionucléides représentent un nombre de données important, concernant des indicateurs ayant fait l'objet de longues séries de prélèvements, les résultats étant très souvent supérieurs aux LD. Leurs caractéristiques physico-chimiques sont différentes (celles-ci influencent les processus de dispersion et la biodisponibilité), permettant au GT3 d'avoir un spectre d'éléments en nombre réduit, mais riches d'enseignement pour envisager les divers types de transfert dans le cadre de la comparaison des résultats de mesures aux estimations des modèles. En fonction des besoins des autres GT (n°3 et 4), les indicateurs examinés en priorité ont été :

- Pour le milieu marin : l'eau de mer, les sédiments marins, les algues fucus, les mollusques, les patelles, les moules, les huîtres, les crustacés, les poissons.
- Pour le milieu terrestre : l'eau de boisson (consommation humaine), le lait de vache, les légumes, l'herbe, les sédiments de cours d'eau.

Les résultats de cette première phase ont été regroupés par indicateur.

Milieu marin

Les lieux de prélèvement, dans la mesure du possible, ont été regroupés au sein de zones, tout spécialement pour les espèces mobiles telles les crustacés et les poissons. Ces zones sont

définies grâce aux études radioécologiques menées dans la région concernée, et qui ont montré une distribution spatiale des radionucléides chez les indicateurs fonction des conditions hydrodynamiques particulières régnant autour du Nord-Ouest Cotentin, ainsi que dans le golfe normand/breton et à proximité de Barfleur (présence de tourbillons).

Ces zones sont du sud-ouest vers l'est : côte Ouest (golfe normand/breton jusqu'au Cap du Rozel); la Hague (Cap du Rozel à l'Anse St Martin); côte Nord (de l'Anse St Martin à Barfleur); côte Est (Sud de Barfleur). Il convient cependant de préciser que les résultats fournis par COGEMA concernant les poissons et les crustacés indiqués comme provenant de la zone côte ouest correspondent en réalité à des espèces pouvant provenir des zones côte ouest ou La Hague, telles qu'elles sont définies ci-dessus.

- Eau de mer

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, l'OPRI, le GEA, l'IPSN/LERFA et la CRIIRAD.

De l'eau de mer a été prélevée au large, stations de Le Rozel, Nez de Jobourg, Cap de La Hague, Pointe de Jardeheu, et à la côte, stations de Granville, Barneville, l'Anse de Sénival, Goury, Querqueville, Rade de Cherbourg, l'Anse du Brick, Barfleur.

- κ A proximité du point de rejet de la Hague, la répartition des radionucléides dans la masse d'eau n'est pas encore homogène.
- κ Pour le $^{106}\text{Ru-Rh}$ et le ^{60}Co , une plus grande dispersion des mesures est à mettre en rapport, en particulier, avec les propriétés physico-chimiques complexes de ces éléments.
- κ Certains résultats provenant de plusieurs laboratoires montrent pour un même lieu des écarts importants comme par exemple, le $^{106}\text{RuRh}$ en 1987 au large de Jobourg :
 - COGEMA : moyenne 1590 mBq/l, maximum 4400 mBq/l
 - GEA : moyenne 199 mBq/l, maximum 227 mBq/l
- κ Néanmoins, globalement les mesures fournies par les différents laboratoires sont cohérentes et leur évolution dans le temps présente une diminution des niveaux depuis les années 80-85, ce qui est en accord avec l'évolution des rejets des usines COGEMA.
- κ La technique de coprécipitation à partir de grands volumes d'eau de mer, avec une longue durée de comptage, fournit des valeurs supérieures aux limites de détection pour un plus grand nombre de mesures. Aussi, il est proposé de retenir les résultats du GEA et de l'IPSN pour les objectifs des GT3 et 4, tout en considérant ceux obtenus par les autres laboratoires en particulier pour la période précédant l'année 1982 où il n'y a pas de résultats GEA ou IPSN.

- Sédiments marins

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, l'OPRI, le GEA, la CRIIRAD.

Les stations sont : Barneville-Carteret, Sciotot, Flamanville, Vauville, Anse des Moulinets, Baie d'Ecalgrain, Goury, Nez de Voidries, Anse St Martin, Querqueville, Rade de Cherbourg, Anse du Brick.

- κ L'absence de données sur la granulométrie, la minéralogie et la fraction organique des sédiments limite considérablement l'interprétation des différences pouvant être observées.
- κ Cependant, en général, il y a une bonne cohérence entre les résultats des différents laboratoires.
- κ Lorsque les prélèvements sont effectués à la côte et au large, les niveaux d'activité sont plus élevés au large.
- κ En ce qui concerne le ^{60}Co , il n'apparaît pas de relation entre l'évolution des concentrations et les quantités rejetées par l'usine de la Hague. Les causes sont sans

doute imputables à divers facteurs dont les formes physico-chimiques variables et les interactions mal connues avec les particules.

- κ Les résultats en ^{137}Cs , $^{106}\text{Ru-Rh}$ et ^{125}Sb , des prélèvements de 1980 à l'Anse des Moulinets par COGEMA, s'écartent très nettement des autres mesures. Ces niveaux exceptionnels sont dus à un percement de la conduite de rejet, ayant eu lieu, entre début septembre et fin novembre 1979. Ce percement a modifié les règles de dispersion par rapport au rejet normal et s'est traduit par une augmentation des niveaux de radioactivité à la côte.
- κ Les résultats sont exprimés en Bq.kg^{-1} sec, or dans la réalité le sédiment est humide, ce fait peut avoir une incidence sur les calculs d'irradiation externe pour le GT4. Concernant ce dernier point, le GEA a déterminé les rapports poids sec/poids frais (en %) de sédiments d'estran prélevés sur plusieurs plages du Nord-Cotentin : à Cherbourg (Lucifer) $72,8 \pm 1,3$ (n = 5), à Querqueville $79,7 \pm 0,7$ (n = 5), à Urville $77,7 \pm 0,6$ (n = 5), à Anse St Martin $82,7 \pm 1,1$ (n=5), à Goury $84,3 \pm 2,4$ (n = 5). Pour l'ensemble des échantillons, la moyenne du rapport poids sec/poids frais est de $79,4 \pm 4,5$ %.

Une extension à ce chapitre est consacrée à des résultats de mesure de radionucléides émetteurs gamma fixés sur des sédiments localisés en un point constamment immergé et situé à l'abri de la digue de Querqueville, dans la grande rade de Cherbourg ($49^{\circ}40.15 \text{ N}; 1^{\circ}40.40 \text{ W}$). Les niveaux maximaux de marquage des sédiments marins sont détectés en ce lieu. Les données de ce point complètent celles présentées ci-dessus concernant les sédiments marins en rade de Cherbourg.

Dans la zone côtière du Nord-Cotentin, en rade de Cherbourg, ce point de prélèvement de sédiments s'avère le plus marqué car il s'agit d'une zone de sédimentation de particules fines. Les éléments de longue période, bien fixés par les particules, s'accumulent au sein de la masse sédimentaire au cours du temps (cobalt, américium). La diminution des concentrations est liée à l'évolution des rejets, à l'évacuation partielle du stock sédimentaire, et à la modification de la composition du sédiment; les formes physico-chimiques variables et leurs interactions avec les particules (ex : le cobalt) peuvent agir sur l'évolution des niveaux de radioactivité. L'évolution des maxima est très proche de celle des moyennes annuelles, à quelques exceptions près, ^{137}Cs en 1996, ^{134}Cs en 1996, ^{154}Eu en 1992, ^{214}Pb en 1993, sans qu'il y ait une explication pour ces exceptions.

- Fucus (algues)

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, l'OPRI, le GEA, l'EDF, le LDA50, l'IPSN/LERFA.

Les stations sont : Barneville-Carteret, Sciotot, Flamanville, Diélette, Anse des Moulinets, Goury, Barfleur, Gatteville.

- κ L'algue fucus est le bioindicateur végétal pour lequel les données sont les plus nombreuses.
- κ Les résultats de mesure des radionucléides artificiels sont en général proches entre les divers organismes.
- κ Nous considérons que pour les stations où des prélèvements ont été réalisés par un seul organisme (par ex. : Sciotot, Gatteville), les résultats peuvent être pris en compte par le GT3 dans la perspective de la comparaison entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées.

- Patelles (mollusques)

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, l'OPRI, le GEA, le LDA50, la CRIIRAD, l'IPSN/LERFA.

Les stations sont : Barneville-Carteret, Sciotot, Flamanville, Diélette, Anse des Moulinets, Anse de Sénival, Baie d'Ecalgrain, Goury, La Crecque, Anse St-Martin, Urville, Querqueville, Barfleur.

- κ Les patelles (mollusque gastéropode) correspondent au bioindicateur animal le plus suivi par les laboratoires. Les résultats concernent les parties molles.
- κ Lorsqu'il y a des mesures par plusieurs laboratoires au même endroit et en même temps, les résultats sont proches.
- κ Les concentrations ont diminué au cours des années 80, et pour ^{137}Cs , $^{106}\text{RuRh}$, ^{125}Sb , depuis 1990, elles sont très souvent inférieures à la LD. Les valeurs maximales excèdent rarement 2 fois la valeur de la moyenne.
- κ Pour ^{137}Cs , $^{106}\text{Ru-Rh}$, ^{125}Sb , des teneurs plus importantes sont observées en 1979 et 1980 dans l'anse des Moulinets, dues au percement de la conduite de rejet ayant entraîné une dispersion des radionucléides vers la côte.

- Moules

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, le GEA, l'IPSN/LERFA.

Il n'y a pas de moules entre Carteret et Barfleur. Les moulières sont situées sur la côte ouest et sur la côte Est du Cotentin. Les prélèvements effectués en Rade de Cherbourg correspondent à une population implantée artificiellement et temporairement dans un but expérimental.

- κ Pour la côte Ouest, le nombre de mesures est faible et les écart-types sont tels que les différences entre les laboratoires ne sont pas significatives. Pour la côte Est on constate que les valeurs obtenues par COGEMA et l'IPSN sont très proches. Les valeurs maximales atteignent 3 à 4 fois la valeur moyenne.
- κ On observe des différences concernant les résultats de l'élément naturel ^{40}K , qui sont imputables à la variabilité naturelle, et sans doute aux modalités de prélèvement et de traitement des échantillons.
- κ Pour l'ensemble des radionucléides artificiels, on observe un marquage plus fort sur la côte Est que sur la côte Ouest en accord avec les caractéristiques hydrodynamiques de la région.

- Huîtres

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, le GEA, l'OPRI.

Les stations ostréicoles sont situées sur la côte Est (Saint-Vaast) et sur la côte Ouest (Blainville et Pirou).

- κ Le nombre de mesures est réduit.
- κ Lorsqu'il y a des mesures réalisées par plusieurs laboratoires au même endroit et en même temps, les résultats sont proches.
- κ D'une manière générale, on constate une tendance à la diminution des niveaux depuis les années 80.

- Crustacés

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, l'OPRI, le GEA, l'EDF, la CRIIRAD, GREENPEACE.

Les prélèvements ont été classés par zones : côte Ouest, La Hague (Herqueville, Anse des Moulinets, Conduite de rejet, Les Huquets, Pointe du Houpret, Auderville-Goury, Flamanville), côte Nord (Cherbourg, Cap Lévy-Fermanville, Cosqueville). Il convient cependant de préciser que les résultats fournis par COGEMA concernant les crustacés indiqués comme provenant de la zone

côte ouest correspondent en réalité à des espèces pouvant provenir des zones côte ouest ou La Hague, telles qu'elles sont définies ci-dessus.

- κ Les résultats concernent le tourteau ou l'araignée, la chair, les parties molles sans les branchies, ou l'animal entier. Il n'apparaît pas de différence nette entre les concentrations dans les tourteaux et dans les araignées.
- κ L'évolution dans le temps des concentrations en ^{137}Cs , $^{106}\text{Ru-Rh}$, ^{125}Sb et ^{60}Co correspond à une diminution depuis les années 90.
- κ Les résultats de mesure des radionucléides artificiels sont en général proches entre les divers laboratoires. Les maxima excèdent rarement 2 fois la valeur de la moyenne.
- κ En septembre 1997, quelques prélèvements réalisés à l'extrémité de la conduite des usines COGEMA donnent des valeurs plus élevées ($\times 100$) que les moyennes enregistrées à la fin des années 90 dans des zones proches où la pêche des crustacés au casier est autorisée (ex : Les Huquets).

- Poissons

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, l'OPRI, le GEA, l'EDF, la CRIIRAD.

Les zones de pêches sont : côte Ouest, La Hague (Anse des Moulinets, La Schôle, Les Huquets, Flamanville), côte Nord (Cherbourg, Cap Lévy- Fermanville). Il convient cependant de préciser que les résultats fournis par COGEMA concernant les poissons indiqués comme provenant de la zone côte Ouest correspondent en réalité à des espèces pouvant provenir des zones côte Ouest ou La Hague, telles qu'elles sont définies ci-dessus.

- κ Les espèces sont variées, leur nature n'est pas toujours connue, et les résultats concernent les poissons entiers éviscérés ou bien les chairs. Pour le ^{40}K (élément naturel), les concentrations sont en général voisines de 100 Bq/kg^{-1} frais. Cependant, des différences d'un facteur 5 sont observées entre les minima et les maxima.
- κ Malgré cette variabilité, les résultats de mesures des radionucléides artificiels sont en général proches entre les divers laboratoires.
- κ La présence du ^{137}Cs est fréquente ; les concentrations les plus élevées se trouvent dans la zone des Huquets ; les teneurs diminuent depuis les années 1985-1987.
- κ Les radionucléides ^{125}Sb , $^{106}\text{Ru-Rh}$ et ^{60}Co sont soit occasionnels, soit présents à des concentrations généralement inférieures aux limites de détection.
- κ Les valeurs maximales atteignent très exceptionnellement 3 fois la valeur de la moyenne.

Milieu terrestre

- Eaux de boisson

Des prélèvements ont été réalisés par COGEMA, l'EDF, le LDA50.

Il s'agit de l'eau susceptible d'être consommée par la population. Ces prélèvements sont effectués au niveau du réseau d'eau potable (robinet) ou de forages dans la nappe phréatique qui servent à alimenter les stations de traitement du réseau d'eau potable.

- κ Depuis 1988, la quasi totalité des résultats obtenus (spectrométrie gamma, tritium, Bétot, Bétox, Altot) indique que les niveaux de radioactivité artificielle dans le réseau d'eau potable, ainsi que dans les nappes phréatiques qui alimentent les stations du réseau, sont inférieurs aux limites de détection.

- Sédiments des cours d'eau

Des prélèvements ont été réalisés par l'IPSN, l'OPRI, l'ANDRA, le LDA50, l'ACRO, la CRIIRAD.

Les résultats concernent les ruisseaux Rivière du Moulin, Sainte-Hélène, Grand-Bel.

- κ Le manque de données sur la granulométrie, la minéralogie et la concentration en matières organiques des sédiments limite l'interprétation des différences observées. La position précise du prélèvement (ex : fond du lit du ruisseau ou berge) influence considérablement le résultat.
- κ Cependant, lorsque des mesures sont effectuées par différents organismes avec les mêmes techniques de préparation des échantillons prélevés dans des stations très voisines, on constate une bonne cohérence des résultats.
- κ Les maxima concernent le ^{137}Cs et sont observés dans la Sainte-Hélène dans les années 1986-1987.
- κ Globalement on note une diminution des niveaux depuis les années 1980 et une diminution des concentrations de l'amont vers l'aval du ruisseau.
- κ Les rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239-240}\text{Pu}$ sont supérieurs à celui des retombées liées aux essais atmosphériques d'armes nucléaires (0,05), et confirment par conséquent une source industrielle (CSM-ANDRA).

• Herbes

Des prélèvements d'herbe ont été réalisés par l'OPRI, COGEMA, le GEA, l'EDF.

Les prélèvements ont été regroupés en quatre zones : Le cap de la Hague (Omonville, Beaumont, Herqueville), le pourtour immédiat de l'établissement COGEMA (Points A1 à A18, cf. carte COGEMA), une zone relativement large autour de Flamanville (Les Pieux, Diélette, Point J8 COGEMA) et enfin une station située dans la Communauté Urbaine de Cherbourg à La Glacière.

- κ Parmi les quatre radionucléides artificiels présentés dans les tableaux (^{137}Cs , $^{106}\text{RuRh}$, ^{125}Sb et ^{60}Co), et en dehors du pourtour des usines de COGEMA La Hague, seul le ^{137}Cs est parfois détecté dans le Nord-Cotentin.
- κ Les valeurs maximales de ^{137}Cs légèrement plus élevées en 1986 sont à mettre en relation avec l'accident de Tchernobyl.
- κ Au voisinage immédiat des usines de retraitement COGEMA La Hague, deux remarques peuvent être faites :
 - Les radionucléides ^{137}Cs , $^{106}\text{Ru-Rh}$, ^{60}Co et ^{125}Sb sont détectés à des niveaux variables jusqu'en 1987, depuis 1988, exceptées quelques valeurs de ^{137}Cs , ils ne sont plus détectés.
 - L'incendie du silo survenu le 6 janvier 1981 s'est traduit par un marquage net autour des usines pour ces quatre radionucléides. En 1982, les concentrations de ces radionucléides ont en général retrouvé leur niveau précédant l'incendie.

• Légumes

Des prélèvements de légumes et céréales ont été réalisés par l'OPRI, la COGEMA, le GEA, l'EDF.

Les stations sont : Surtainville, Herqueville, Beaumont, Digulleville, Omonville la petite, Gréville, Val de Saire.

Les espèces sont : poireaux, carottes, laitues, pommes de terre, persil, blé, radis, navets.

- κ En spectrométrie gamma seuls le ^{137}Cs et le ^{40}K naturel ont des concentrations qui dépassent les LD.
- κ Les résultats de mesure sont en général proches entre les divers laboratoires.
- κ En plus des trois sources de radionucléides artificiels (rejets atmosphériques des usines, retombées des tirs anciens, embruns marins), il faut prendre en compte pour les légumes la voie amendement des sols à l'aide d'algues marines.

• Lait

Des prélèvements de lait ont été réalisés par l'OPRI, COGEMA, le GEA, l'EDF, le LDA 50 chez une vingtaine de producteurs situés dans le quart Nord-Ouest du Cotentin.

- κ Le lait est l'indicateur terrestre le plus suivi et les échantillons analysés proviennent de fermes locales bien identifiées.
- κ Les spectrométries gamma fournissent des résultats presque exclusivement pour le ^{137}Cs et l'élément naturel ^{40}K .
- κ L'évolution dans le temps correspond à une diminution des niveaux de ^{137}Cs et ^{90}Sr depuis les années 80, sauf dans quelques échantillons en 1981 à Jobourg, après l'incendie du silo le 6/01/81 à l'usine de COGEMA La Hague, et en 1986 pour le ^{137}Cs (accident de Tchernobyl).
- κ Les résultats de mesure des radionucléides artificiels sont en général proches entre les divers laboratoires.

4.2.2 Deuxième phase : ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{131}I , ^{129}I , $^{238,239-240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm , ^{210}Po

Dans une deuxième phase, la liste des radionucléides concernés a été étendue aux autres émetteurs gamma, alpha et bêta suivants : ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{131}I , ^{210}Po , ^{238}Pu , $^{239-240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm , ainsi qu'au rayonnement gamma ambiant. Les résultats de cette deuxième série ont été regroupés par radionucléide relatif à plusieurs indicateurs (la localisation des lieux de prélèvements est précisée dans le rapport final).

- ^{238}Pu , $^{239-240}\text{Pu}$: des résultats ont été fournis par COGEMA, l'OPRI, l'IPSN/LERFA, l'EDF.
 - κ Pour l'eau de mer, la majorité des données est inférieure à des LD élevées, il est recommandé aux GT3 et 4 de prendre en compte les valeurs de l'IPSN/LERFA.
 - κ Pour les fucus et les patelles, les résultats des divers laboratoires sont assez proches. On note une diminution des concentrations dans le temps.
 - κ Pour les autres échantillons le nombre de résultats assez faible et l'hétérogénéité des stations et des natures d'échantillons ne permettent pas de comparer les données.
 - κ Le rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239-240}\text{Pu}$, calculé avec les moyennes annuelles des concentrations, est compris entre 0,25 et 1,9. Il témoigne de l'origine industrielle des rejets, le rapport isotopique des retombées des tirs anciens étant voisin de 0,05.
- ^{241}Am , ^{244}Cm : des résultats ont été fournis par l'IPSN/LERFA, l'OPRI, COGEMA, le GEA.
 - κ Les données ne sont pas assez nombreuses pour évaluer la représentativité et la dispersion des valeurs.
 - κ Pour ^{241}Am , il convient d'apporter plus de crédit aux mesures par spectrométrie alpha mais celles-ci sont beaucoup moins nombreuses que les mesures par spectrométrie gamma.

- ^{210}Po : les résultats concernent des échantillons de fucus, de moules, de crevettes, de poissons, de sédiments, d'eau de mer prélevés en plusieurs stations des côtes de la Manche.

Seuls deux laboratoires, l'IPSN/LERFA et l'OPRI, ont fourni des résultats concernant diverses natures d'échantillons en plusieurs stations des côtes de la Manche pour les années 90. Ces données sont les seules disponibles pour ce radionucléide émetteur alpha naturel.

- ^{14}C : les résultats ont été fournis par l'OPRI, COGEMA, l'IPSN.

Les résultats concernent des patelles, des fucus, des tourteaux, des poissons, du lait, de l'herbe, des ajoncs pour les années 1996-97 en diverses stations.

- κ Il n'y a pas assez de données pour statuer sur la représentativité et la dispersion des résultats.
- κ Tous les résultats supérieurs à 250 Bq.kg⁻¹ de carbone, en milieu marin ou terrestre, témoignent d'apports anthropogéniques récents.

● ³H : les résultats ont été fournis par COGEMA, l'OPRI, l'IPSN/LERFA et l'EDF. Les résultats concernent essentiellement l'eau de mer, l'eau de boisson et le lait.

- κ Exceptées 5 valeurs mensuelles entre 1980 et 1982, les niveaux dans l'eau de boisson sont inférieurs à la LD (soit < 10 Bq/l⁻¹ depuis les années 90).
- κ Pour le lait, les niveaux les plus élevés sont enregistrés entre 1980 et 1982. Depuis la fin des années 80, peu de niveaux atteignent la LD (soit < 11 à 30 Bq/l⁻¹).
- κ Quelques valeurs ponctuelles concernent le tritium dans les échantillons de fromage, de cidre, de carottes, de patelles, de homards, de fucus.
- κ Les niveaux mesurés dans l'eau de mer se situent entre 1 200 mBq/l⁻¹ enregistrés au large Flamanville en période de faibles rejets et environ 17 800 mBq/l⁻¹ enregistrés à Goury en 1997.

D'autres résultats de mesures de ³H dans les cours d'eau ont été fournis par l'ANDRA, COGEMA, l'OPRI, l'IPSN/LERFA, le LDA50, la CRIIRAD, l'ACRO, et sont discutés dans la section 4.2.5.

● ¹²⁹I, ¹³¹I : des résultats ont été fournis par l'IPSN, l'OPRI, COGEMA, la CRIIRAD, dans de l'eau de mer, des sédiments marins, des fucus, des patelles, des tourteaux, des homards, des araignées de mer, des plies, des sédiments de cours d'eau, de l'herbe et du lait.

- κ Les données ne sont pas assez nombreuses pour évaluer la représentativité et la dispersion des valeurs.
- κ De plus l'hétérogénéité des natures des échantillons, des stations de prélèvements et des limites de détection ne permettent pas de réaliser des comparaisons entre les résultats des différents laboratoires, sauf pour quelques données en ¹²⁹I dans les fucus qui sont homogènes.
- κ Pour le lait on note l'impact de l' ¹³¹I des retombées de Tchernobyl en 1986.
- κ Pour le fucus on note une augmentation des concentrations en ¹²⁹I depuis 1988.

● ⁹⁰Sr : les résultats ont été fournis par l'EDF, COGEMA, le LDA50, l'OPRI; ils concernent du lait, de l'eau de mer, des sédiments marins, des mollusques, des poissons, des crustacés, des algues.

- κ Pour le lait, les résultats sont en général proches entre les divers laboratoires.
- κ Pour les autres natures d'échantillons, il n'y a pas assez de données pour réaliser des comparaisons.
- κ Globalement, on observe une diminution des valeurs des années 80 aux années 90.
- κ L'évolution des moyennes annuelles ne met pas en évidence une répercussion de l'incident du silo du 6 janvier 1981 sur le niveau de ⁹⁰Sr dans le lait (cf. 4.2.6.).

● ⁹⁹Tc : les résultats concernent essentiellement une longue série de fucus à Goury et quelques données pour des patelles, homards, poissons. Ces résultats ont été obtenus par l'IPSN/LERFA.

- κ Les données proviennent d'un seul laboratoire.
- κ Le ⁹⁹Tc est surtout concentré par les algues brunes. Une longue série de résultats concerne les fucus à Goury.

- κ On observe une augmentation des concentrations de 1976 à 1985, puis une diminution.

- Gamma ambiant : des mesures de gamma ambiant en débit de dose sont effectuées par COGEMA à Vauville, Jobourg, Herqueville, Beaumont, Digulleville et Gréville, par EDF à Flamanville et Diélette et par l'OPRI.

- κ Les données fournies par les laboratoires ne sont pas toujours comparables du fait des caractéristiques des appareillages de mesure qui ont évolué dans le temps.
- κ En 1981 une cartographie des débits de doses a été réalisée dans la région de Flamanville - La Hague. Les niveaux varient entre 0,053 et 0,33 $\mu\text{Gy.h}^{-1}$.
- κ Le résultats fournis au GT2 par l'OPRI en septembre 1998 ont été transcrits tels quels.

4.2.3 Troisième phase : autres gamma chez les patelles (^{54}Mn , ^{58}Co , ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{134}Cs , $^{144}\text{CePr}$, ^{154}Eu)

La patelle est le bioindicateur animal pour lequel les données sont les plus nombreuses. Les résultats de cette série concernent uniquement les parties molles de ce mollusque et sont également présentés par radionucléide.

- κ ^{54}Mn dans les patelles
- κ Des résultats ont été fournis par COGEMA, OPRI, GEA, EDF, IPSN/LERFA. Les stations sont les suivantes : Barneville, Sciotot, Dielette, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Goury, Anse St Martin, Querqueville, Anse du Brick, Barfleur.
- κ On observe une bonne concordance des valeurs entre les laboratoires.
- κ Globalement les concentrations moyennes ont diminué au cours des années 1980 - 90, avec cependant des valeurs individuelles maximales observées en 1991.

- ^{58}Co dans les patelles

Des résultats ont été fournis par la COGEMA, OPRI, GEA, IPSN/LERFA, EDF. Les stations sont les suivantes : Barneville/Carteret, Sciotot, Dielette, Siouville, Herquemoulin, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Goury, Anse St Martin, Querqueville, Anse du Brick, Barfleur.

Les concentrations supérieures aux LD concernent la région de Flamanville pour les années 1986 à 1991.

- ^{65}Zn dans les patelles

Des résultats ont été fournis par COGEMA, GEA, OPRI, IPSN/LERFA. Les stations sont les suivantes : Barneville, Sciotot, Diélette, Siouville, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Herquemoulin, Goury, Anse St Martin, Querqueville.

- κ Ce radionucléide est détecté au cours de la période 1978 - 1990.
- κ On observe une bonne concordance des valeurs entre les différents laboratoires.

- ^{95}Zr dans les patelles

Des résultats ont été fournis par COGEMA, GEA. Les stations sont les suivantes : Barneville, Siouville, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Herquemoulin, Goury, Anse St Martin.

- κ Ce radionucléide est détecté au cours de la période 1978 - 1987.
- κ Le nombre de données est relativement faible.

- ^{103}Ru dans les patelles

Des résultats ont été fournis par COGEMA, GEA. Les stations sont les suivantes : Sciotot, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Goury, Anse St Martin.

Le nombre de données est très faible et concerne les années 1978 à 1986.

- $^{110\text{m}}\text{Ag}$ dans les patelles

Des résultats ont été fournis par la COGEMA, OPRI, GEA, IPSN, EDF. Les stations sont les suivantes : Barneville/Carteret, Sciotot, Flamanville, Dielette, Siouville, Herquemoulin, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Goury, Anse St Martin, Querqueville, Anse du Brick, Barfleur.

- κ On observe une bonne concordance des valeurs entre les différents laboratoires.
- κ Dans la région nord/nord-est du Cotentin les concentrations diminuent des années 1978 à maintenant.
- κ Autour de Flamanville les concentrations diminuent au cours des années 1990.

- ^{134}Cs dans les patelles

Des résultats ont été fournis par COGEMA, GEA, OPRI, EDF. Les stations sont les suivantes : Barneville, Sciotot, Flamanville, Diélette, Siouville, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Herquemoulin, Goury, Anse St Martin, Querqueville, Anse du Brick, Barfleur.

- κ Ce radionucléide est essentiellement détecté au cours de la période 1978 - 1988.
- κ On observe à quelques exceptions près une bonne concordance des valeurs entre les différents laboratoires.

- $^{144}\text{CePr}$ dans les patelles

Des résultats ont été fournis par COGEMA, GEA, IPSN/LERFA. Les stations sont les suivantes : Barneville, Sciotot, Diélette, Siouville, Anse des Moulinets, Herquemoulin, Ecalgrain, Goury, Anse St Martin, Querqueville.

- κ Ces radionucléides sont détectés uniquement au cours de la période 1978 - 1988.
- κ On observe une bonne concordance des valeurs entre les différents laboratoires.

- ^{154}Eu dans les patelles

Des résultats ont été fournis par COGEMA, GEA. Les stations sont les suivantes : Sciotot, Siouville, Herquemoulin, Anse des Moulinets, Ecalgrain, Goury, St Martin.

Le nombre de données est très faible.

4.2.4 Quatrième phase “Autres émetteurs gamma chez divers indicateurs”

Les radionucléides suivants, ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{134}Cs , $^{144}\text{CePr}$, ^{154}Eu , ont été décelés plus ou moins sporadiquement chez divers indicateurs du milieu marin et du milieu

terrestre. Généralement, seules les valeurs supérieures aux LD ont été reportées par les laboratoires fournisseurs de données. Le nombre de données pour chaque indicateur et chaque radionucléide est très faible et ne permet pas de statuer sur la représentativité et la dispersion des résultats.

Les données les plus abondantes concernent le ^{110m}Ag , le ^{58}Co chez les algues Fucus, les crustacés.

Dans l'anse des Moulinets en 1979-80, du fait du percement de la conduite de rejets, les moyennes et les valeurs maximales s'écartent des niveaux enregistrés ailleurs pour $^{144}\text{CePr}$, ^{110m}Ag , ^{54}Mn , ^{65}Zn chez le Fucus, pour $^{144}\text{CePr}$, ^{154}Eu , ^{134}Cs dans les sédiments.

4.2.5 Cinquième phase : Principaux émetteurs γ , comptages α total, β total et tritium dans des cours d'eau

Il s'agit des eaux de cours d'eau, de leurs sources et autres résurgences alimentant abreuvoirs ou lavoirs, des eaux de puits et des eaux de la nappe phréatique. Cette eau n'est pas directement consommée par l'homme.

Des résultats ont été fournis par l'ANDRA, COGEMA, l'OPRI, l'IPSN/LERFA, le LDA50, la CRIIRAD, l'ACRO.

Des données concernent les principaux émetteurs γ , le comptage α total, le comptage β total et le tritium.

L'influence considérable des conditions pluviométriques du moment sur les résultats des mesures dans les eaux de la Sainte-Hélène nécessite un très grand nombre de mesures périodiques pour suivre les niveaux avec précision.

L'essentiel des données concernent le tritium.

Globalement les résultats des différents organismes sont proches, malgré les différences de traitement des échantillons.

L'évolution des concentrations mesurées dans la Sainte-Hélène témoigne des modifications techniques apportées aux réseaux de collecte des eaux du CSM - ANDRA. On constate une diminution globale des concentrations depuis les années 1980.

4.2.6 Sixième phase : Émetteurs γ , ^{90}Sr , tritium, β total, au cours des incidents chez divers indicateurs

Cinq incidents ont été répertoriés par le GT1. A la lecture des données fournies par le GT2, deux d'entre eux présentent des moyennes annuelles des niveaux de radioactivité nettement supérieures aux moyennes des périodes précédant et suivant l'incident. Il s'agit :

- du percement de la conduite de rejet en mer des effluents de l'établissement COGEMA - La Hague entre septembre et novembre 1979,
- de l'incendie d'un silo le 6 janvier 1981 à l'établissement COGEMA - La Hague.

Un examen de données individuelles fournies par COGEMA, l'OPRI et EDF des périodes incriminées a été réalisé. Bien que le point de prélèvement d'herbe A15 soit situé sur le site COGEMA, et contrairement à la règle fixée par le GT2 de ne considérer que les mesures à l'extérieur des sites, les résultats de mesures au point A15 fournis par COGEMA ont été pris en compte en raison de l'aspect très localisé de l'étude des conséquences de l'incendie du silo.

D'une manière générale, on peut considérer que l'impact de l'incident du percement de la conduite en septembre-novembre 1979 à l'anse des Moulinets se limite géographiquement entre Ecalgrain et Herquemoulin et n'est plus perçu en 1981.

L'incendie du silo survenu le 6 janvier 1981 a, quant à lui, provoqué un marquage de l'herbe par plusieurs émetteurs gamma aux alentours immédiats de l'établissement COGEMA - La Hague qui s'estompe en fin d'année 1981. Les secteurs les plus marqués sont le Nord-Ouest et le Sud-Est du site. Un marquage de l'herbe des stations de Diélette, Les Pieux et Vasteville est également observé pour plusieurs émetteurs gamma (Cs, CePr, Ru-Rh, Nb, Zr), ainsi que pour le Sr. Concernant le lait provenant des fermes de la région de La Hague, on ne peut pas exclure un marquage par les isotopes du Cs et le Sr. Il faut signaler le cas particulier d'Herqueville (sociétaire S2454 localisé au Sud-Est du site) où un net marquage par les isotopes du Cs et le Sr a été observé. Les concentrations dans le lait retrouvent des niveaux proches de ceux qui précédaient l'incendie en fin d'année 1981.

5. CONCLUSIONS

Le travail du GT2 a permis de rassembler et d'étudier dans le cadre du Groupe Radioécologie Nord Cotentin plusieurs milliers de résultats de concentration de radionucléides (environ **500 000 « déterminations de concentration »** en radionucléide ou d'activité totale alpha ou bêta) ont été recensées). Neuf laboratoires ont fourni ces données. Un **travail de cette ampleur** conduit par les représentants des industriels, d'associations, d'organismes publics, n'avait **jamais été réalisé dans la région**.

Ce groupe de travail s'est efforcé d'être exhaustif pour l'inventaire des prélèvements et des types de mesures (données informatisées). En revanche, concernant les résultats des mesures, compte-tenu du nombre considérable de données à rassembler et à vérifier en un temps limité, il a été décidé de donner la priorité aux informations indispensables au GT3 (confrontation modèles/mesures) et au GT4 (estimation des doses aux populations). Les critères de sélection suivants ont donc été appliqués :

- traiter en priorité les résultats pour lesquels plusieurs organismes ont effectué des prélèvements au même endroit et au même moment afin de pouvoir les comparer entre eux ;
- privilégier les indicateurs pour lesquels on dispose de longues séries de mesures afin de suivre l'évolution temporelle de la radioactivité, et pour lesquels des stations de prélèvement existantes permettent de couvrir au mieux la zone du Nord Cotentin ;
- mettre l'accent au cas par cas sur des points qui présentent un intérêt particulier comme certains maillons de la chaîne alimentaire (lait) ou encore l'impact d'un incident localisé dans le temps et l'espace ;
- donner la priorité aux résultats disponibles sous forme informatique pour pouvoir les traiter rapidement ;
- traiter les données relatives à l'environnement situé à l'extérieur des sites nucléaires ;

Seuls, les résultats obtenus à partir de 1978 sont pris en compte. En effet, à partir de la fin des années 70, non seulement de nombreuses données ont été informatisées, mais en outre les mesures ont gagné en qualité. Enfin l'étude porte jusqu'en 1997, sous réserve de la disponibilité des résultats de mesures de l'année 1997.

Ce travail a permis **au GT3 d'assurer la comparaison modèles- valeurs mesurées**, en particulier en milieu marin où, pour plusieurs indicateurs, de longues séries ont été réalisées par plusieurs laboratoires en un même lieu. Les résultats exploités apportent également des informations pertinentes au GT4 pour la réalisation éventuelle de calculs de doses à partir des valeurs mesurées.

Le rassemblement des données par le GT2 s'est concrétisé par :

- la publication d'un inventaire des prélèvements et des types de mesure de radioactivité. Il devrait devenir **un outil très utile** pour répondre à la demande sociale sur la distribution et l'évolution de la radioactivité artificielle dans le Nord Cotentin.

Il concerne :

- κ une zone s'étendant du golfe Normand-Breton à l'ouest jusqu'à la côte est au sud de Barfleur ;
 - κ des types d'échantillons variés (eau de mer, sédiments, algues, mollusques, crustacés, poissons, eaux de boisson, eaux superficielles et souterraines, sédiments des cours d'eau, herbes, légumes, lait, gaz ...) ;
 - κ de nombreux radionucléides naturels et artificiels, émetteurs gamma (^{40}K naturel, ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{60}Co , ^{125}Sb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$...), émetteurs bêta (^3H , ^{90}Sr , ^{99}Tc ...), émetteurs alpha ($^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{210}Po naturel...).
- une revue critique des résultats. Au commencement du travail, une difficulté notable est apparue du fait d'un manque d'homogénéité entre les modes opératoires des laboratoires. Ce manque d'homogénéité est dû à la **finalité** des mesures, variable selon les missions des intervenants. En définitive, la moyenne annuelle a été retenue comme grandeur représentant les niveaux de radioactivité dans l'environnement, accompagnée de l'écart-type, de la valeur maximale des niveaux d'activité dans l'année, du nombre de résultats d'activité supérieurs à la limite de détection par rapport au nombre total de mesures dans l'année. Il a été nécessaire de prendre en compte toutes ces données, afin d'interpréter au mieux les résultats de radioactivité, surtout :
 - κ dans les cas où les limites de détection varient d'un laboratoire à l'autre, ou au cours du temps pour un même laboratoire,
 - κ en fonction du nombre de résultats annuels pour un radionucléide, un indicateur, en un lieu donné,
 - κ lorsque des moyennes annuelles s'écartent de la tendance générale, accompagnées d'un écart-type élevé, dû à un ou quelques résultats « particuliers » dont l'explication n'était pas fournie (problèmes de prélèvement, de traitement, de mesure, de saisie de résultats ...).

Malgré ce manque d'homogénéité, et une comparaison parfois difficile des résultats (notamment, par exemple, en raison des différences entre les limites de détection des laboratoires), **le GT2 constate**, tous les éléments d'appréciation étant pris en compte, **la cohérence de l'ensemble des résultats**, et un consensus de la part des participants sur l'analyse des niveaux de radioactivité fournis.

Compte-tenu du nombre considérable de données à traiter dans le temps imparti, tous les résultats n'ont donc pas pu être analysés (notamment ceux des niveaux de radioactivité relatifs à toutes les espèces d'algues et d'animaux, des sédiments en champ proche, du gamma ambiant, des gaz...). Les données non traitées, mais qui font partie de l'inventaire ou qui n'ont pas été collectées dans le cadre de l'action du GT2, **peuvent être demandées en s'adressant aux laboratoires ou organismes concernés**. Le GT2 a relevé des lacunes comme l'absence de mesures de certains radionucléides dans l'environnement. Pour le futur, la hiérarchisation des radionucléides et des compartiments environnementaux à étudier sera définie par le groupe plénier à la lumière des résultats du GT4. Mais de toute évidence, **les objectifs fixés au GT2, conformes à l'esprit de la note de mission du gouvernement, ont été atteints**.

ANNEXE DE LA PARTIE C

ANNEXE 1 Extraits des descriptifs et inventaire

ANNEXE 1-1 Descriptifs des méthodes de prélèvement, de traitement et de mesure des échantillons

ANNEXE 1-2 Inventaire des prélèvements et des types de mesures

ANNEXE 2 Extraits de la revue critique des résultats : commentaires, tableaux, graphiques et cartes.

ANNEXE 1 Extraits des descriptifs et inventaire

ANNEXE 1-1

Les descriptifs des méthodes de prélèvement, de traitement et de mesure des échantillons sont présentés par intervenant (ACRO, ANDRA, COGEMA, CRII-RAD, EDF, GEA-MARINE NATIONALE, IPSN/LERFA, LDA 50 et OPRI).

A titre d'illustration, les tableaux joints portent sur les informations relatives à l'OPRI.

ANNEXE 1-2

L'inventaire des prélèvements et des types de mesures est classé par intervenant (cf. liste précédente).

A titre d'illustration, le tableau joint présente la première page de l'inventaire.

ANNEXE 1-1 - OPRI

avant analyse	Méthode d'analyse	Conditionnement avant mesure	Type de matériel	Unité	Limite de détection	Observations
elle à 10 µm on à 55°C de chantillon	indice de radioactivité alpha en équivalent plutonium 239	dépôt en couche mince sur coupelle inox	compteur à scintillateur minéral (ZnS/Ag)	Bq/l	0,030 Bq/l	
elle à 10 µm on à 55°C de chantillon	indice de radioactivité bêta en équivalent strontium 90 et yttrium 90	dépôt en couche mince sur coupelle inox	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/l	0,10 Bq/l	
elle à 10 µm	spectrométrie d'émission ou photométrie de flamme		absorption atomique ou photomètre de flamme	g/l	0,5 mg/l	
uide scintillant ai d'eau filtrée	scintillation liquide	flacon standardisé	ensemble de comptage à scintillateur liquide	Bq/l	10 Bq/l	
calcination du - dépôt des coupelle inox	indice de radioactivité alpha en équivalent plutonium 239	dépôt en couche mince sur coupelle inox	compteur à scintillateur minéral (ZnS/Ag)	Bq/g cendres	de l'ordre de 1,0 Bq/g cendres	
calcination du - dépôt des coupelle inox	indice de radioactivité bêta en équivalent strontium 90 et yttrium 90	dépôt en couche mince sur coupelle inox	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/g cendres	de l'ordre de 3,0 Bq/g cendres	
le l'eau brute	indice de radioactivité bêta en équivalent potassium 40	dépôt en couche épaisse sur coupelle nylon	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/l	0,25 Bq/l	
brute		comptage direct sur flacon standardisé (après concentration ou non) ou comptage du résidu d'évaporation	détecteur au germanium hyperpur	Bq/l	de l'ordre de 0,05 Bq/l pour le césium 137 pour une prise d'essai de 5 litres	
le l'eau brute		comptage du résidu sec correspondant à l'évaporation de 5 litres d'eau	détecteur au germanium hyperpur	Bq/l	de l'ordre de 0,05 Bq/l pour le césium 137	
brute	méthode nitrique: mesure du 90Sr à partir de son descendant à l'équilibre le 90Y précipité à l'état d'oxalate	montage du filtre en coupelle nylon	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/l	de l'ordre de 0,010 Bq/l pour une prise d'essai de 5 litres	
et filtration à 10 µm	fluorescence des sels d'uranyle excités par U.V.	séparation chromatographique - fusion sur pastille de fluorure de sodium	fluorimètre	g/l	0,5 µg/l	les eaux fortement minéralisées font l'objet d'une coprécipitation de l'uranium par le violet de méthyle
calcination du nitrique des dres	fluorescence des sels d'uranyle excités par U.V.	séparation chromatographique - fusion sur pastille de fluorure de sodium	fluorimètre	g/l	0,5 µg/l	
elle à 10 µm, sec et reprise HCl	méthode d'émanation du radon	recueil du radon 222 en ballon scintillant	compteur à scintillateur minéral (ZnS/Ag)	Bq/l	0,040 Bq/l	
brute	séparation chimique suivie d'une spectrométrie alpha	dépôt en couche mince sous forme de fluorure de lanthane	chambre à grille ou détecteur au silicium	Bq/l	2 mBq/l	

urute	séparation chimique suivie d'une spectrométrie alpha	dépôt en couche mince sous forme de fluorure de cérium	chambre à grille ou détecteur au silicium	Bq/l	2 mBq/l	
calcination à des cendres sur le inox	indice de radioactivité alpha en équivalent plutonium 239	dépôt en couche mince sur coupelle inox	compteur à scintillateur minéral (ZnS/Ag)	Bq/kg sec ou frais	100 Bq/kg sec(sédiments); 10 Bq/kg sec(végétaux); 5 Bq/kg frais(poissons); 2,5 Bq/kg frais(végétaux)	poissons : entier éviscéré, mollusque : chair+hépto-pancréas (parties molles sans les branchies)
calcination à des cendres sur le inox	indice de radioactivité bêta en équivalent strontium 90 et yttrium 90	dépôt en couche mince sur coupelle inox	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/kg sec ou frais	350 Bq/kg sec(sédiments); 35 Bq/kg sec(végétaux); 20 Bq/kg frais(poissons) ;10 Bq/kg frais (végétaux)	
chantillon frais		comptage sur flacon standardisé	détecteur au germanium hyperpur	Bq/kg sec	1 Bq/kg sec pour le césium137	avant 1990, les sédiments étaient analysés en sec
chantillon sec et séché		comptage sur compact sec	détecteur au germanium hyperpur	Bq/kg frais	0,2 Bq/kg frais pour le césium137	depuis 1997, les poissons sont analysés en frais
calcination, fusion (sédiments)	méthode nitrique: mesure du 90Sr à partir de son descendant à l'équilibre le 90Y précipité à l'état d'oxalate	montage du filtre en coupelle nylon	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/kg sec ou frais	2 Bq/kg sec(sédiments); 0,2 Bq/kg frais(poissons, végétaux)	
calcination, reprise des cendres	fluorescence des sels d'uranyle excités par U.V.	séparation chromatographique - fusion sur pastille de fluorure de sodium	fluorimètre	g/kg sec ou frais	100 µg/kg sec(sédiments); 10 µg/kg sec (végétaux); 1 µg/kg frais(poissons, végétaux)	poissons: coprécipitation de l'uranium par le violet de méthyle
calcination, reprise des cendres	méthode d'émanation du radon	recueil du radon 222 en ballon scintillant	compteur à scintillateur minéral (ZnS/Ag)	Bq/kg sec ou frais	5 Bq/kg sec; 0,1 Bq/kg frais (poissons)	
calcination, des cendres	séparation chimique suivie d'une spectrométrie alpha	dépôt en couche mince sous forme de fluorure de lanthane	chambre à grille ou détecteur au silicium	Bq/kg sec ou frais	0,2 Bq/kg sec(sédiments);0,02 Bq/kg sec(végétaux); 0,05 Bq/kg frais (poissons, végétaux)	
calcination, des cendres	séparation chimique suivie d'une spectrométrie alpha	dépôt en couche mince sous forme de fluorure de cérium	chambre à grille ou détecteur au silicium	Bq/kg sec ou frais	de l'ordre de 0,2 Bq/kg sec(sédiments);0,02 Bq/kg sec(végétaux); 0,05 Bq/kg frais (poissons, végétaux)	
le lait liquide		comptage sur flacon standardisé de 2 litres	détecteur au germanium hyperpur	Bq/l	0,2 Bq/l pour le césium137	avant 1987-1988, le césium était mesuré par comptage gamma du phosphomolybdate d'ammonium, et l'iode après passage sur résine
le lait liquide	séparation chimique suivie d'un comptage gamma	dépôt en couche mince sous forme d'iodure de palladium	détecteur au germanium hyperpur	Bq/l	0,01 Bq/l	
le lait liquide	indice de radioactivité bêta en équivalent strontium 90 et yttrium 90 (fixation sur résine cationique, obtention d'un précipité d'oxalate de Ca)	dépôt en couche épaisse de l'oxalate de calcium sur coupelle nylon	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/l	0,25 Bq/l	le résultat comprend 90Sr+90Y+140Ba éventuellement, et autres terres rares
le lait liquide	Complexation citrique. Après passage sur résine anionique, l'yttrium est précipité sous forme d'oxalate.	montage du filtre en coupelle nylon	compteur Geiger Müller à bas bruit de fond	Bq/l	0,05 Bq/l	

ANNEXE 1-2 - Première page de l'inventaire des prélèvements et des types de mesures

ANNEXE 2

La revue critique des résultats comprend une fiche de commentaires, des tableaux et des graphiques.

A titre d'illustration, sont joints l'analyse critique et la présentation des résultats relatifs aux émetteurs γ principaux (^{137}Cs , ^{125}Sb , $^{106}\text{Ru-Rh}$, ^{60}Co et ^{40}K) pour des prélèvements d'eau de mer au large (cf. première phase : indicateur eau de mer - prélèvement au large).

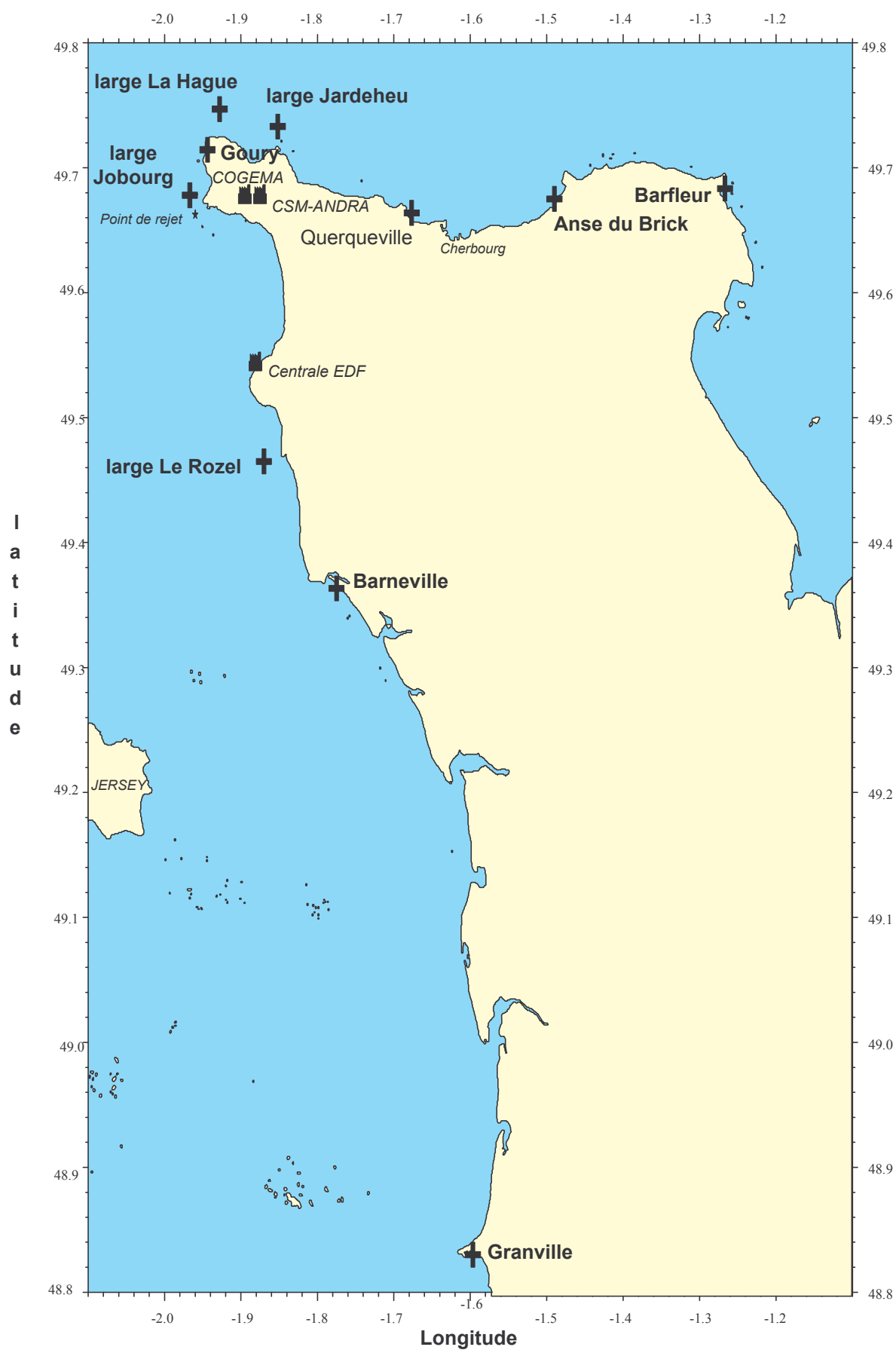
Remarque : En ce qui concerne les résultats COGEMA, LD signifie en fait « Seuil de détection ».

Commentaires : Eau de mer (principaux émetteurs Gamma)

Eau de mer **au large** (stations : Le Rozel, Nez de Jobourg, Cap de la Hague, Pointe de Jardeheu)

<i>prélèvement/ traitement/mesure</i>	<p>COGEMA et OPRI : évaporation de 15 et 5 l respectivement, spectro gamma 8 à 15 h.</p> <p>GEA : coprécipitation de 100 à 400 l, spectro. gamma de 8 à 24 h</p> <p>La méthode de coprécipitation exclut le ^{40}K des radionucléides extraits de l'eau de mer. En ce qui concerne les mesures fournies par le GEA, les résultats sont bruts, c'est à dire qu'ils ne tiennent pas compte du rendement d'extraction.</p>
<i>Représentativité (valeurs <LD)</i>	De nombreuses valeurs des radionucléides artificiels obtenues avec la technique d'évaporation sont inférieures aux limites de détection, en particulier pour le $^{106}\text{Ru-Rh}$ et le ^{60}Co (à partir des années 1990, cette technique ne donne que des valeurs inférieures à la LD pour ces deux éléments).
<i>Dispersion (écart-types, maxi)</i>	Les écarts types atteignent 50 à 100 % de la valeur de la moyenne, ceci étant spécialement remarqué pour le cobalt. Pour les différents radionucléides les valeurs maximales atteignent jusqu'à 3 fois la valeur moyenne.
<p><i>Remarques spécifiques:</i></p> <p>Lorsqu'une moyenne annuelle n'est calculée qu'avec des résultats de mesure inférieurs à la LD, elle n'est pas prise en compte dans les commentaires, bien qu'elle figure dans le tableau.</p> <ul style="list-style-type: none"> • ^{40}K : La concentration de ce radioélément naturel déterminée couramment par la méthode d'évaporation et spectrométrie gamma est stable, aux environs de 12 000 mBq/l. • ^{137}Cs : Les niveaux sont inférieurs à 300 mBq/l au large entre Le Rozel et la Pointe de Jardeheu. • $^{106}\text{Ru-Rh}$: Depuis les années 80, les niveaux sont inférieurs à 1200 mBq/l au large entre Le Rozel et la Pointe de Jardeheu, excepté une mesure en 87 de COGEMA au large du Nez de Jobourg à 1600 mBq/l. • ^{125}Sb : Depuis les années 80, les niveaux sont inférieurs à 230 mBq/l au large entre Le Rozel et la Pointe de Jardeheu, excepté une mesure en 87 de COGEMA au large du Nez de Jobourg à 600 mBq/l. • ^{60}Co : Les niveaux sont inférieurs à 40 mBq/l au large entre Le Rozel et la Pointe de Jardeheu. 	
<p><i>Conclusion :</i></p> <p>A proximité du point de rejet de la Hague, la répartition des radionucléides dans la masse d'eau n'est pas encore homogène. En outre, le nombre de prélèvements par an est au maximum égal à quatre. En fonction des rejets, selon que le prélèvement ait lieu dans le "panache" ou non ou à une heure variable par rapport à la marée, on obtient des résultats différents, ce qui peut expliquer la grande dispersion des résultats. Pour le $^{106}\text{Ru-Rh}$, le ^{60}Co une plus grande dispersion des mesures est à mettre en rapport, en particulier, avec les propriétés physico-chimiques complexes de ces éléments.</p> <p>Certains résultats provenant de plusieurs laboratoires montrent pour un même lieu des écarts importants comme par exemple, le $^{106}\text{Ru-Rh}$ en 1987 au large de Jobourg (COGEMA : moyenne 1590 mBq/l, maximum 4400 mBq/l ; GEA : moyenne 200 mBq/l, maximum 227 mBq/l, les résultats étant supérieurs aux limites de détection dans chaque cas). En plus des remarques précitées, les principes d'échantillonnage, de traitement et de mesures sont vraisemblablement à l'origine de ces différences.</p> <p>L'évolution dans le temps présente une diminution des niveaux depuis les années 80-85, ce qui est en accord avec l'évolution des rejets des usines COGEMA.</p> <p>Enfin il est clair que la technique de coprécipitation à partir de grands volumes d'eau de mer, avec une longue durée de comptage, fournit des valeurs supérieures aux limites de détection pour un plus grand nombre de mesures. Aussi, il est proposé de retenir les résultats du GEA pour les objectifs des groupes de travail 3 et 4 tout en considérant ceux obtenus par les autres laboratoires en particulier pour la période précédant l'année 1982.</p>	

Carte des points de prélèvements d'eau de mer



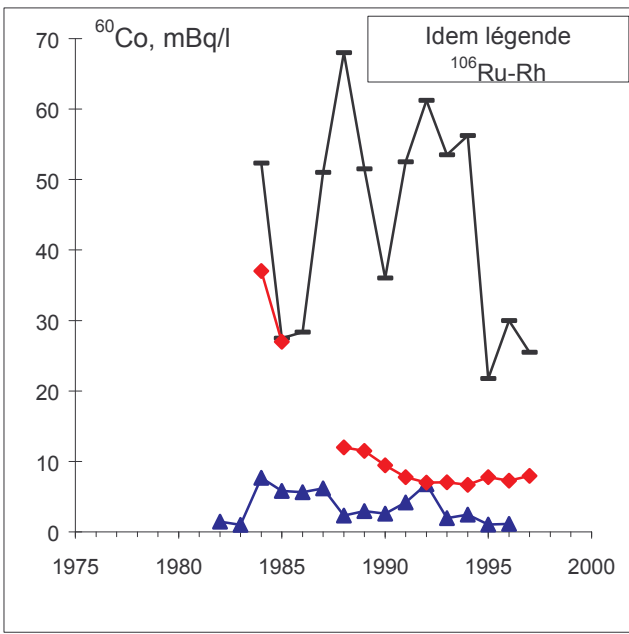
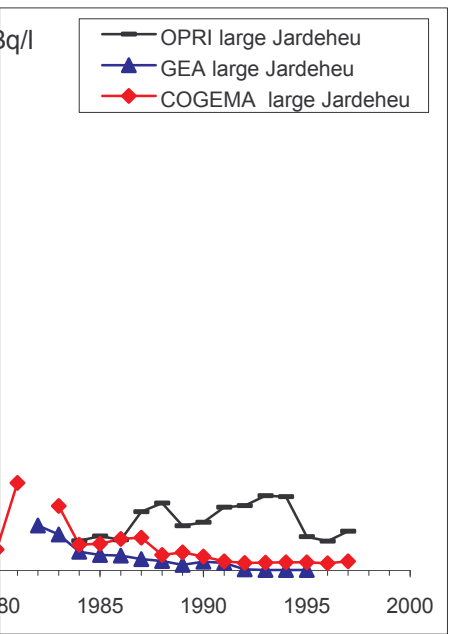
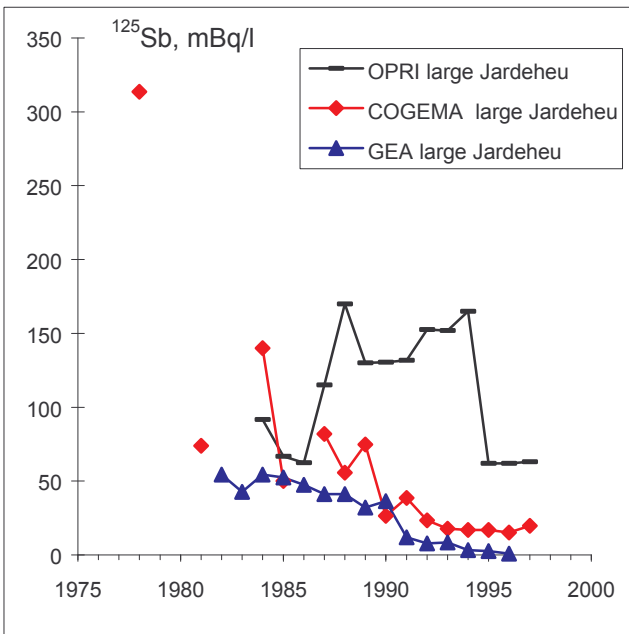
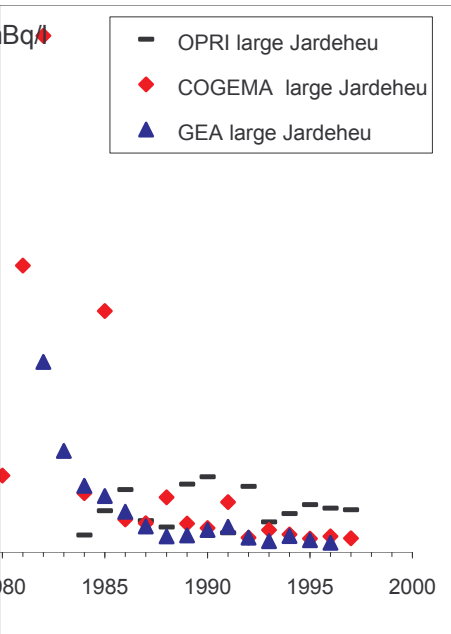
[illegible]

	GEA large Jobourg						GEA large Le Rozel						OPRI large Jardeheu					
(49°40.7N;1°58.0W)						(49°27.9N;1°52.2W)						(49°44.0N;1°51.1W)						
Cs 137 dans l'eau de mer en mBq/l																		
	GEA large Jobourg						GEA large Le Rozel						OPRI large Jardeheu					
>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N
4/4	=	49,64	13,86	=	72,52	6/6												
6/6	=	77,33	77,97	=	132,46	2/2												
4/4	=	30,16	2,06	=	32,19	4/4	=	37,59	17,08		54,76	5/5	=	9,93	1,47	=	12,00	3/3
4/4	=	58,95	21,33	=	75,11	3/3	=	24,42	8,93		32,56	4/4	<	24,00	7,65	<	30,00	1/4
4/4	=	19,33	5,51	=	26,64	4/4	=	16,10	9,16		22,57	2/2	<	36,33	8,81	<	44,00	0/3
4/4	=	9,99	2,28	=	13,32	4/4	=	7,86	0,35		8,14	4/4	<	18,20	9,16	<	31,00	3/4
4/4	=	11,01	4,28	=	15,54	4/4	=	11,66	2,21		14,06	4/4	=	14,50	8,41	=	29,00	4/4
4/4	=	15,63	4,57	=	21,46	4/4	=	16,47	4,89		20,72	4/4	<	39,50	20,60	<	75,00	3/4
3/3	=	15,66	6,26	=	22,57	3/3	=	12,21	4,18		18,13	4/4	<	43,75	44,89	=	120,00	3/4
5/5	=	11,47	1,60	=	13,69	4/4	=	7,49	4,29		12,95	4/4	=	11,08	3,82	=	15,00	4/4
4/4	=	5,94	1,71	=	8,21	4/4	=	5,16	0,61		5,76	4/4	=	38,08	47,31	=	120,00	4/4
4/4	=	24,73	31,78	=	61,40	3/3	=	25,24	34,70		65,30	3/3	=	17,43	8,64	=	27,00	4/4
4/4	=	9,21	6,30	=	18,60	4/4	=	8,24	4,21		12,50	4/4	<	22,25	8,38	<	36,00	3/4
4/4	=	6,36	2,04	=	8,86	4/4	=	5,16	0,50		5,58	5/5	<	27,50	2,06	<	30,00	0/4
4/4	=	3,86	1,34	=	5,08	4/4	=	4,09	1,18		5,76	4/4	<	25,50	3,04	<	29,00	0/4
													<	24,50	0,50	<	25,00	0/2
Sb 125 dans l'eau de mer en mBq/l																		
	GEA large Jobourg						GEA large Le Rozel						OPRI large Jardeheu					
>LD/N		moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N
4/4	<	16,32	13,79	=	36,63	4/6												
6/6	=	121,92	114,33	=	202,76	2/2												
4/4	=	68,17	27,43	=	99,16	4/4	=	57,79	21,01		80,29	5/5	<	91,67	11,09	<	100,00	0/3
4/4	=	64,37	40,39	=	111,00	3/3	=	46,07	24,91		77,70	4/4	<	66,75	5,40	<	75,00	0/4
4/4	=	53,56	21,86	=	81,03	4/4	=	30,53	3,92		33,30	2/2	<	62,33	2,62	<	66,00	0/3
4/4	=	100,18	23,12	=	126,20	4/4	=	58,58	25,71		91,80	4/4	<	115,00	38,15	<	160,00	0/4
4/4	=	39,95	21,15	=	59,20	4/4	=	54,40	32,56		103,20	4/4	<	170,00	39,37	<	220,00	0/4
4/4	=	48,38	41,77	=	105,80	4/4	=	34,70	6,30		44,00	4/4	<	130,00	40,62	<	200,00	0/4
3/3	=	17,64	10,57	=	27,75	3/3	=	17,76	14,73		37,74	4/4	<	130,50	59,92	<	200,00	0/4
5/5	=	12,77	2,74	=	15,91	4/4	=	13,88	11,34		24,42	4/4	<	131,75	40,18	<	170,00	0/4
4/4	=	7,06	4,50	=	11,39	4/4	<	3,46	3,31		8,31	3/4	<	152,50	38,97	<	190,00	0/4
4/4	=	2,31	1,81	=	4,40	3/3	=	5,05	5,33		11,20	3/3	<	152,00	36,36	<	200,00	0/4
4/4	=	5,10	5,24	=	12,60	4/4	=	5,47	7,89		17,30	4/4	<	165,00	58,95	<	230,00	0/4
4/4	<	1,40	1,18	=	3,16	3/4	<	1,38	0,82		2,72	2/5	<	62,00	8,28	<	69,00	0/4
3/4	<	0,85	0,13	=	1,00	2/4	<	0,94	0,17		1,19	2/4	<	62,00	8,57	<	71,00	0/4
													<	63,00	2,00	<	65,00	0/2

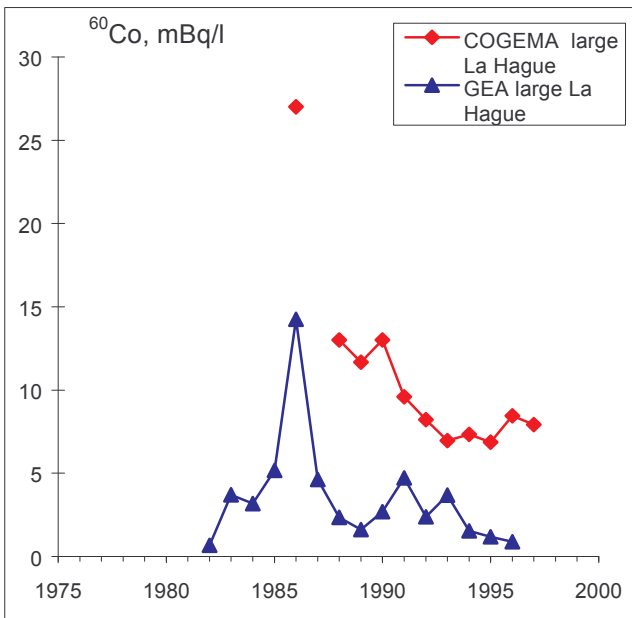
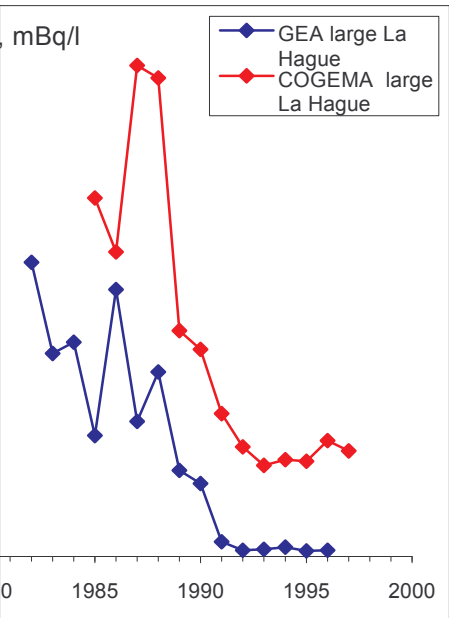
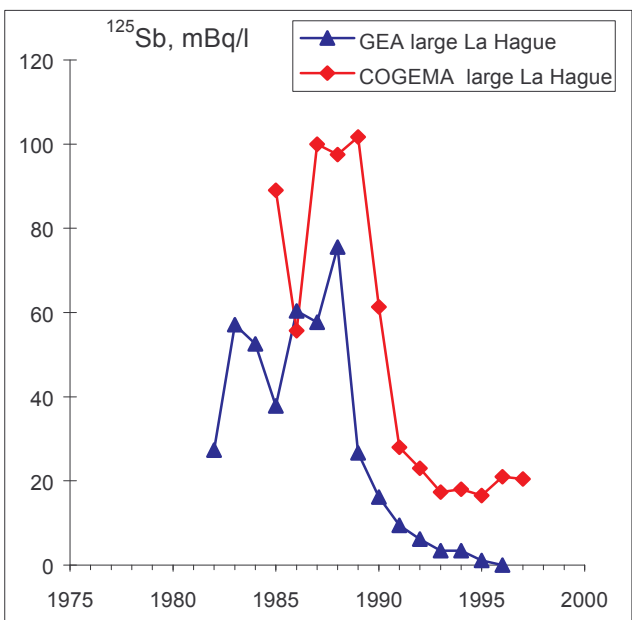
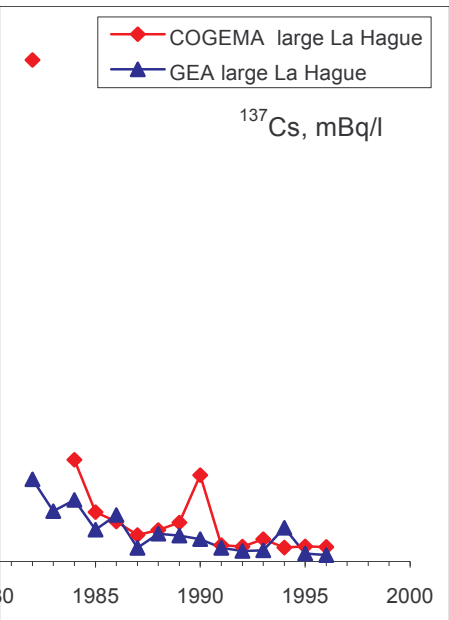
RuRh 106 dans l'eau de mer en mBq/l																					
COGEMA large Jobourg					COGEMA large Le Rozel					COGEMA large La Hague					GEA large La Hague						
moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.
746,67	265,58	<	900,00	1/3													=	354,92	182,40	=	606,80
																	=	244,82	77,53	=	310,06
672,50	823,79		1900,0	1/4	<	365,00	7,07	<	370,00	1/2							=	258,78	95,83	=	423,28
300,00		<	300,00	0/4	<	377,50	72,28	<	440,00	2/4	<	432,50	207,10		740,00	1/4	=	146,08	62,95	=	232,40
550,50	529,84		1300,0	2/4	<	585,00	417,33		1200,0	2/4	<	367,50	121,48		520,00	1/4	=	322,08	121,61	=	458,80
1590,0	1889,6		4400,0	4/4	<	440,00	281,42		780,00	2/4	<	592,50	242,26		930,00	2/4	=	162,98	35,98	=	201,30
387,50	356,78		920,00	2/4	<	292,50	72,28		360,00	3/4	<	577,50	123,12		670,00	3/4	=	222,53	123,89	=	342,20
252,50	83,42		370,00	0/4	<	260,00	75,50	<	330,00	1/3		272,50	67,02		340,00	4/4	<	104,15	96,64	=	261,60
182,50	43,49		240,00	2/4	<	167,50	25,00	<	200,00	0/4	<	250,00	78,10		340,00	0/3	=	87,98	47,68	=	149,80
170,00	34,64	<	200,00	0/4	<	112,50	18,93	<	140,00	0/4	<	172,50	26,30		210,00	0/4	<	17,72	18,54	=	44,77
108,75	10,31	<	120,00	0/4	<	107,50	5,00	<	110,00	0/4	<	132,50	33,04	<	180,00	0/4	<	7,43	2,33	=	10,55
101,25	6,29	<	110,00	0/4	<	104,50	8,76	<	120,00	0/6	<	110,00	10,00	<	120,00	0/3	<	8,61	5,41	=	16,70
112,50	5,00	<	120,00	0/4	<	113,33	5,77	<	120,00	0/3	<	116,67	11,55	<	130,00	0/3	=	11,25	3,83	=	16,10
112,00	13,27	<	130,00	0/4	<	110,00	10,00	<	120,00	0/3	<	115,00	12,91	<	130,00	0/4	<	6,74	1,57	=	8,98
110,00	8,16	<	120,00	0/4	<	115,00	17,32	<	130,00	0/4	<	140,00	47,61	<	210,00	0/4	<	7,58		=	13,38
135,00	31,09	<	170,00	0/4	<	128,00	14,83	<	150,00	0/5	<	127,50	17,08	<	150,00	0/4					
Co 60 dans l'eau de mer en mBq/l																					
COGEMA large Jobourg					COGEMA large Le Rozel					COGEMA large La Hague					GEA large La Hague						
moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.

RuRh 106 dans l'eau de mer en mBq/l																		
	GEA LargeJobourg					GEA Le Rozel					OPRI large Jardeheu			(106Ru x2)				
D/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N
4	=	479,15	371,12	=	1198,8	6/6												
6	=	906,50	1020,36	=	1628,0	2/2												
4	=	226,53	56,60	=	304,88	4/4	=	254,71	67,77	=	321,16	5/5	<	413,33	37,71	<	440,00	0/3
4	=	286,23	36,46	=	328,20	3/3	=	178,18	56,17	=	238,30	4/4	<	480,00	117,47	<	680,00	0/4
4	=	268,40	117,02	=	442,50	4/4	=	180,90	76,37	=	234,90	2/2	<	426,67	24,94	<	460,00	0/3
4	=	199,90	23,50	=	227,20	4/4	=	179,35	76,89	=	269,00	4/4	<	820,00	377,36	<	1420,0	1/4
4	=	191,75	120,11	=	303,40	4/4	=	143,08	47,63	=	179,80	4/4	<	940,00	169,71	<	1100,0	0/4
4	=	98,63	41,43	=	139,90	4/4	=	109,70	59,81	=	179,40	4/4	<	625,00	86,46	=	700,00	2/4
3	=	142,67	163,00	=	327,80	3/3	=	78,53	37,69	=	128,40	4/4	<	675,00	149,92	=	800,00	1/4
5	<	19,45	12,88	=	36,26	3/4	<	17,56		=	53,28	1/4	<	885,00	253,53	<	1100,0	0/4
4	<	6,53		=	9,18	1/4	<	8,70		=	17,84	1/4	<	905,00	210,42	<	1240,0	0/4
4	<	5,28	0,77	=	5,79	2/3	<	6,91	1,52	=	8,60	2/3	<	1045	372,93	<	1340,0	0/4
4	<	9,46	3,26	=	12,90	3/4	<	8,54	5,02	=	16,00	3/4	<	1030	383,28	<	1420,0	0/4
4	<	9,39		=	20,60	1/4	<	7,34	1,65	=	9,35	3/5	<	475,00	80,47	<	600,00	0/4
							<	7,70		=	13,85	1/4	<	410,00	41,23	<	460,00	0/4
													<	550,00	130,00	<	680,00	0/2
Co 60 dans l'eau de mer en mBq/l																		
	GEA Large Jobourg					GEA Le Rozel					OPRI large Jardeheu							
D/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N	=	moy.	s	=	max.	>LD/N
4	<	1,30	1,74	=	4,81	2/6												
6	=	7,77	6,80	=	12,58	2/2												
4	=	5,18	2,24	=	7,40	4/4	=	2,66	1,21	=	4,07	5/5	<	52,33	24,57	<	81,00	0/3
4	=	7,65	3,32	=	11,47	3/3	=	7,86	6,80	=	17,39	4/4	<	27,50	4,72	<	33,00	0/4
4	=	5,00	1,23	=	6,66	4/4	=	5,92	3,66	=	8,51	2/2	<	28,33	0,94	<	29,00	0/3
4	<	4,93	3,69	=	8,14	3/4	=	2,96	1,00	=	4,44	4/4	<	51,00	14,09	<	66,00	0/4
4	<	2,42	1,61	=	4,10	3/4	<	4,37	5,07	=	11,80	3/4	<	68,00	2,16	<	70,00	0/3
4	<	2,80	1,81	=	4,81	3/4	=	3,52	0,71	=	4,07	4/4	<	51,50	7,50	<	59,00	0/2
3	=	2,84	2,04	=	5,18	3/3	<	1,07	0,82	=	2,22	2/4	<	36,00	5,72	<	41,00	0/3
5	=	12,12	8,53	=	24,79	4/4	=	8,97	12,11	=	26,64	4/4	<	52,50	18,73	<	73,00	0/4
4	=	3,30	2,64	=	7,13	4/4	<	2,50	1,61	=	4,07	3/4	<	61,25	14,17	<	84,00	0/4
4	=	3,06	1,31	=	3,99	3/3	=	1,82	1,05	=	3,03	3/3	<	53,50	21,10	<	73,00	0/4
4	=	2,32	0,85	=	3,46	4/4	=	2,13	1,70	=	3,98	4/4	<	56,25	15,80	<	67,00	0/4
4	=	1,47	0,94	=	2,62	4/4	=	0,85	0,12	=	0,96	5/5	<	21,75	3,63	<	26,00	0/4
4	=	1,15	0,65	=	2,07	4/4	<	1,06	0,94	=	2,44	3/4	<	30,00	9,87	<	47,00	0/4
													<	25,50	0,50	<	26,00	0/2

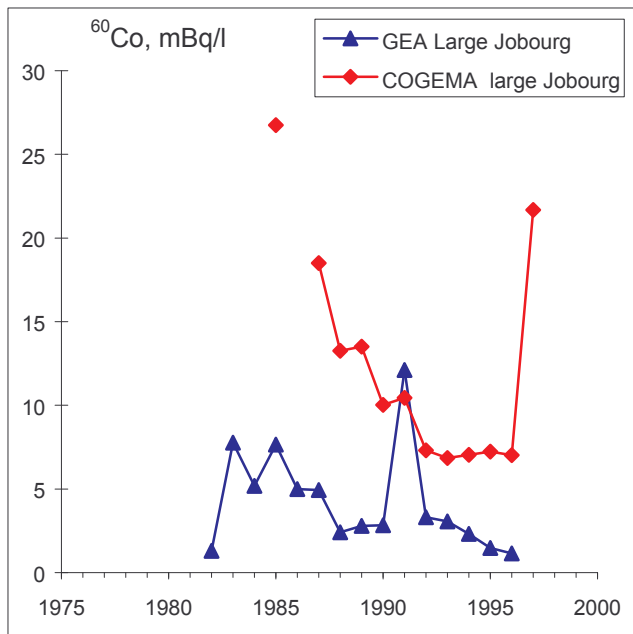
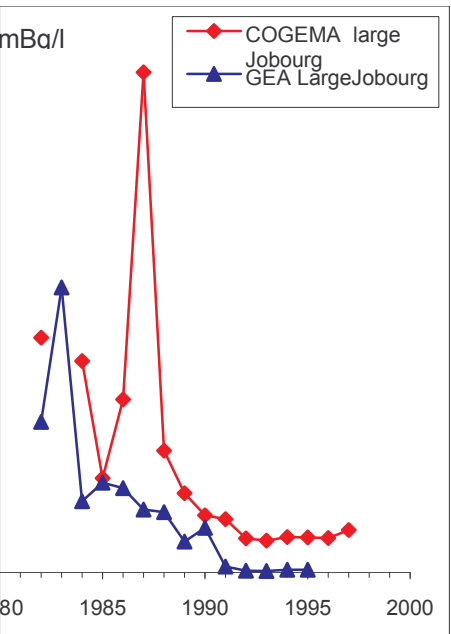
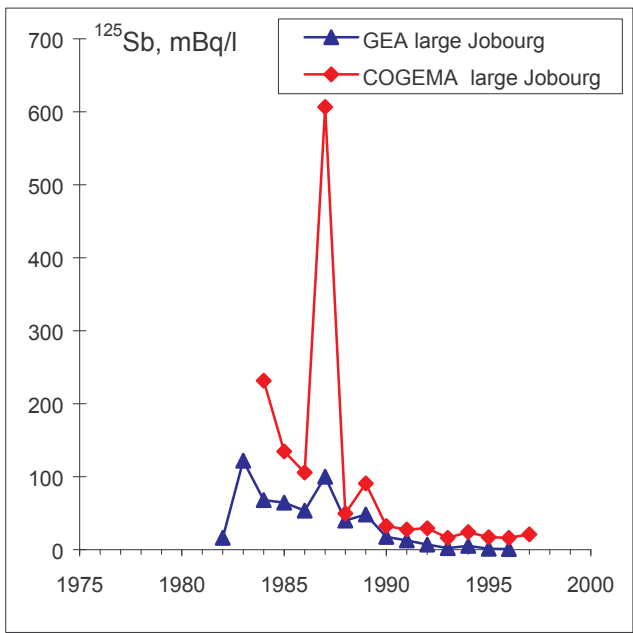
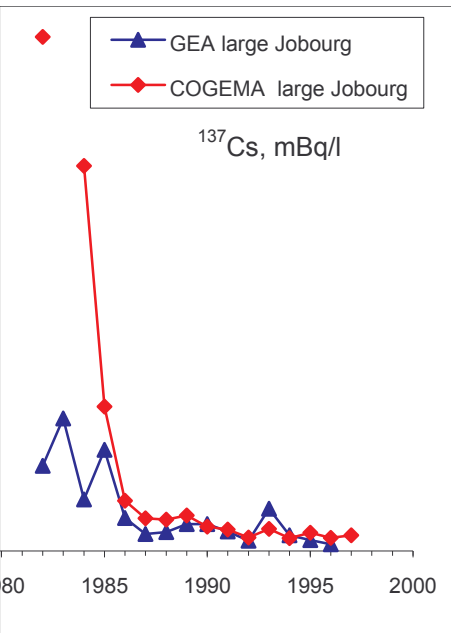
Graphiques "moyennes"



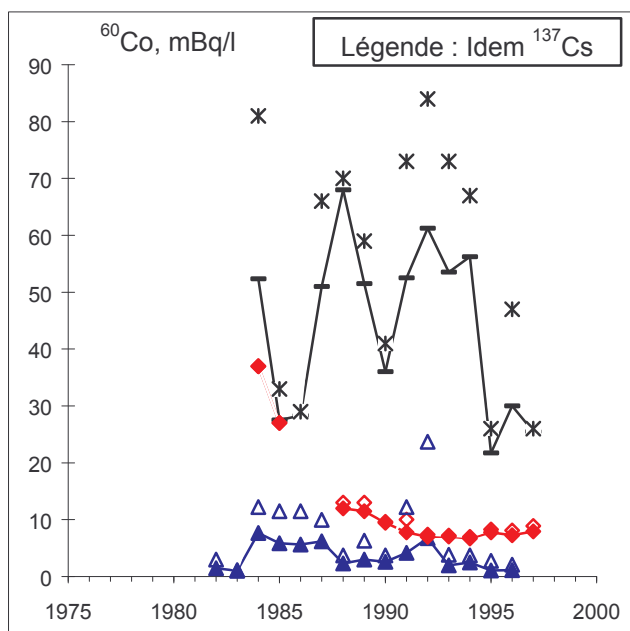
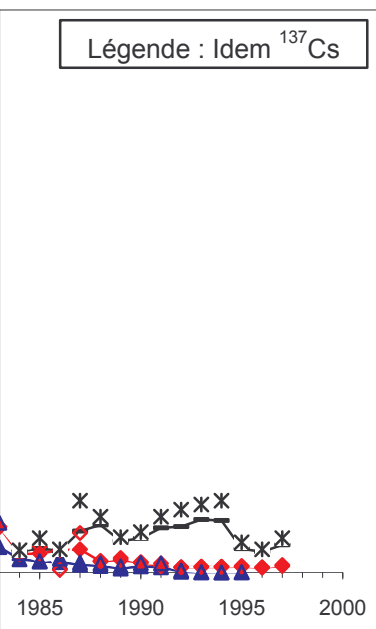
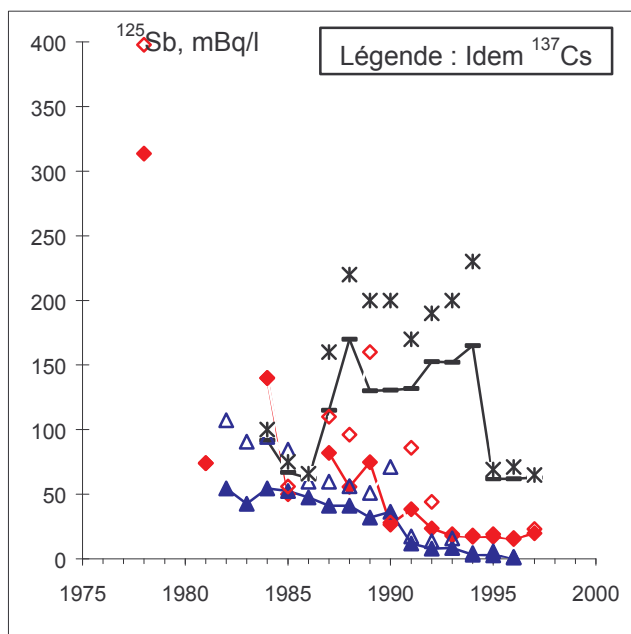
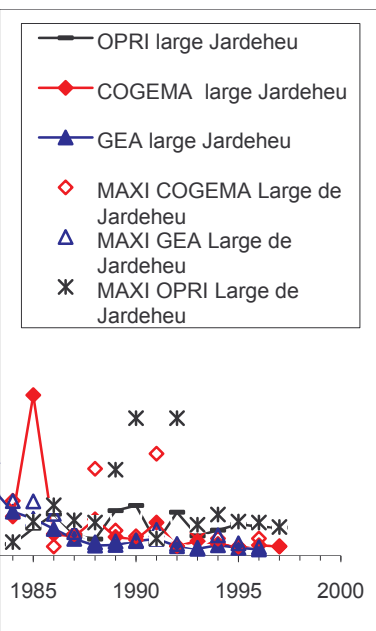
Graphiques "moyennes"



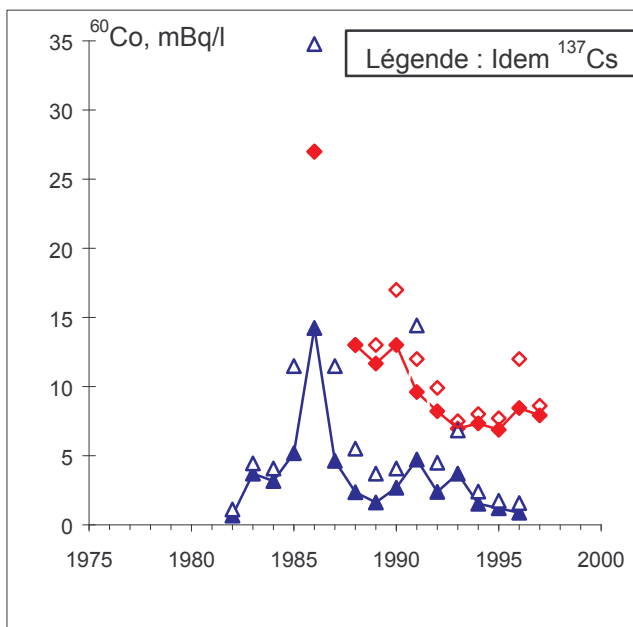
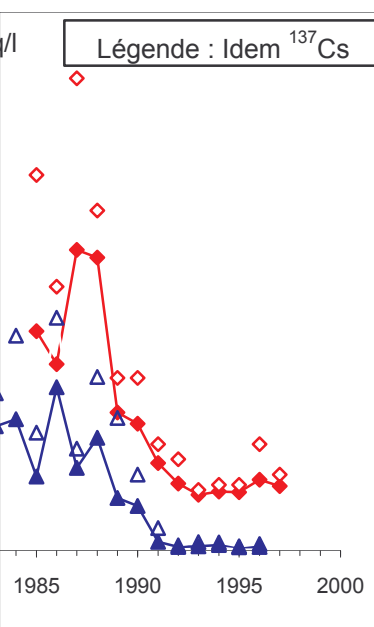
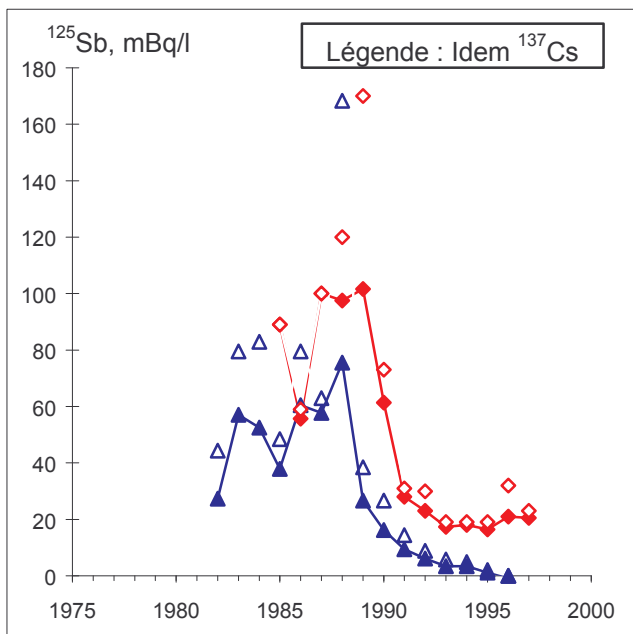
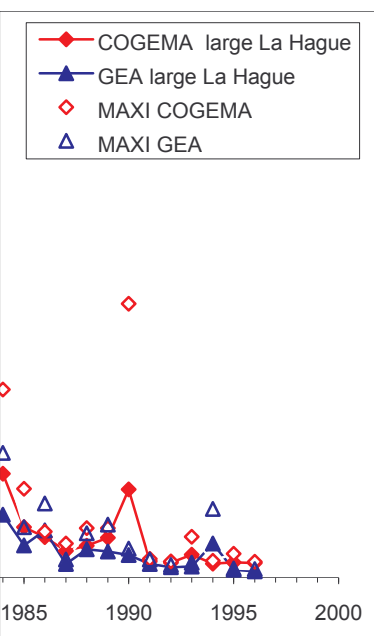
Graphiques "moyennes"



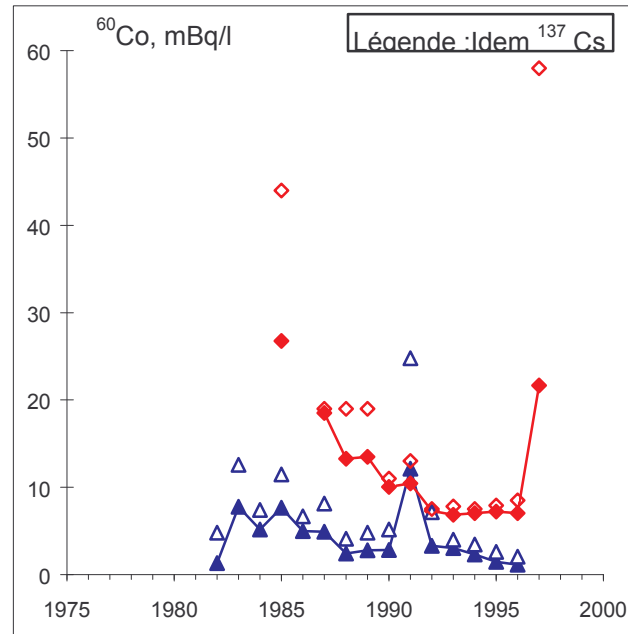
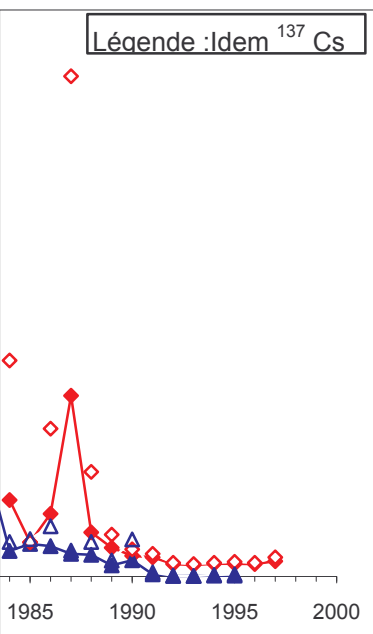
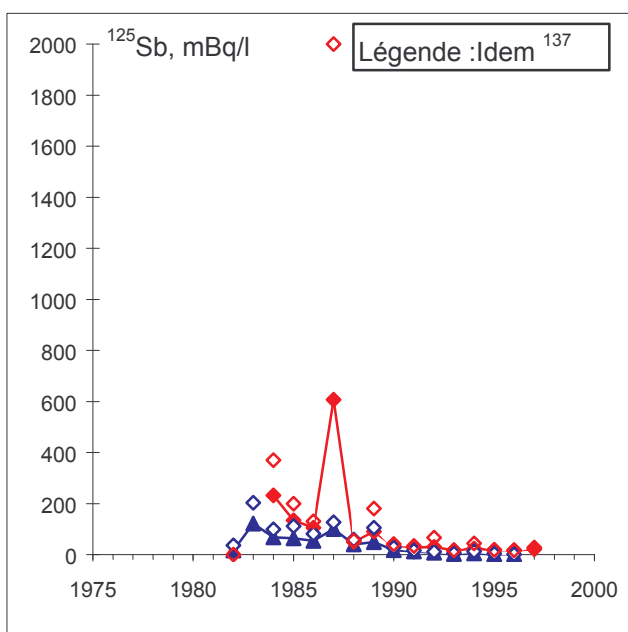
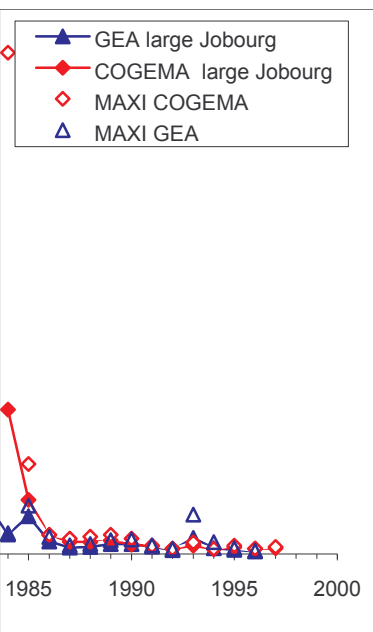
Graphiques "maximums"



Graphiques "maximums"



Graphiques "maximums"



ANNEXE 4 - Liste des cartes des points de prélèvements

Cartes* des points de prélèvement

Carte n° 1	Les zones marines
Carte n° 2	Prélèvements d'eau de mer
Carte n° 3	Prélèvements de sédiments marins
Carte n° 4	Prélèvements de fucus
Carte n°5	Prélèvements de patelles
Carte n°6	Prélèvements de moules
Carte n°7	Prélèvements d'huîtres
Carte n°8	Prélèvements de crustacés
Carte n°9	Prélèvements de poissons
Carte n°10	Prélèvements d'eau de boisson
Carte n°11	Prélèvements de sédiments de cours d'eau
Carte n°12	Prélèvements d'herbe
Carte n°13	Prélèvements de légumes
Carte n°14	Prélèvements de lait
Carte n°15	Prélèvements d'eau des cours d'eau et hors cours d'eau
Carte n°16	Dossier "Incidents"

* L'équipe d'animation du GT2 tient à remercier tout particulièrement M. Jean-Michel METIVIER de l'IPSN/LMODE pour sa participation à l'élaboration des cartes dans le domaine terrestre.

**P
A
R
T
I
E

D**

MODÈLES DE TRANSFERT DES RADIONUCLÉIDES DANS L'ENVIRONNEMENT

1. OBJECTIF

L'objectif général poursuivi par le GT3 est de proposer les outils mathématiques les mieux adaptés à l'évaluation des concentrations de radionucléides dans les différentes composantes de l'environnement du Nord-Cotentin. La démarche retenue par le groupe de travail a consisté à valider les modèles de transfert des radionucléides rejetés par les industriels en confrontant les résultats de calculs aux résultats de mesures réalisées sur des échantillons de l'environnement. Les résultats des mesures utilisés par le GT3 sont ceux sélectionnés et retenus par le GT2 pour la période 1978-1997¹⁹.

Le cheminement d'un élément radioactif dans l'environnement depuis sa source jusqu'à l'homme suit diverses voies, dites voies d'exposition ou voies de transfert. Les différentes étapes du transfert depuis l'émissaire jusqu'au groupe de référence de la population sont modélisées et donnent lieu à des résultats intermédiaires dans l'environnement (concentrations dans les espèces vivantes ou minérales) qui peuvent être comparés aux résultats des mesures. Ainsi :

- La dispersion des radionucléides dans le milieu récepteur est modélisée en mer ou en rivière par un facteur de dilution des rejets et pour l'atmosphère par un coefficient de transfert atmosphérique (CTA).
- Les transferts des radionucléides au sein des compartiments liquides (mer et cours d'eau) vers les composants du milieu qui entrent au contact de l'homme sont modélisés par des facteurs de concentration des radionucléides dans les espèces vivantes (FC) ainsi que par des coefficients de distribution pour les sédiments (Kd). Pour les compartiments terrestres et notamment les aliments, la modélisation tient compte de la météorologie ainsi que des différentes voies de transfert possibles (air, sol, cultures, période de récolte, transformations agro-alimentaires, etc.).

L'impact final est évalué à la suite d'un calcul d'exposition externe et interne de l'homme au contact des radionucléides présents dans ces compartiments. Le calcul de la dose nécessite l'utilisation de paramètres qui sont présentés dans le rapport du GT4.

2. DÉMARCHE GÉNÉRALE

Le premier travail du groupe a consisté à réaliser un inventaire de modèles existants (modèles utilisés par les exploitants et le modèle européen PC-CREAM) et de leurs paramètres.

Dans un deuxième temps, le groupe a effectué une analyse critique des résultats des modèles pour des conditions de rejet similaires, telles qu'elles ont été fournies par les exploitants. Ce travail a permis d'évaluer la dispersion des résultats de calcul des différents modèles les uns par rapport aux autres.

Dans une troisième étape, le groupe a retenu les modèles qui lui apparaissaient comme les plus pertinents, pour chaque milieu et chaque type de rejet. Lorsque plusieurs modèles comportaient des valeurs de paramètres différentes pour décrire des phénomènes identiques, le groupe a de préférence choisi les valeurs les plus représentatives de l'écosystème du Nord-Cotentin. Lorsque ces valeurs n'étaient pas disponibles, le groupe a repris celles issues de la littérature qui

¹⁹ Des résultats de mesures, comme ceux de ¹⁴C et ¹²⁹I, sur des échantillons de l'environnement uniquement disponibles à partir de 1995 et 1997 respectivement, n'ont pas toujours permis de réaliser des comparaisons poussées.

apparaissaient les plus pertinentes, soit qu'elles résultent d'analyses bibliographiques aussi complètes que possible, soit qu'elles soient recommandées par des organisations internationales (AIEA ou CCE). En cas d'absence de données pour des radionucléides particuliers, leurs caractéristiques ont été assimilées à celle d'un analogue physico-chimique.

La dernière étape a consisté à identifier les résultats de mesures de l'environnement qui permettaient une confrontation avec les résultats calculés par les modèles, puis à réaliser cette confrontation. Pour ce faire :

- les compartiments de l'environnement pour lesquels une telle confrontation avait un sens ont été sélectionnés (voir chapitre 6) ;
- les données retenues par le GT2 ont été utilisées en reprenant, lorsqu'elles existaient : les valeurs moyennes annuelles, les valeurs maximales, les écarts-types des valeurs mesurées, voire certaines valeurs individuelles significatives. L'analyse critique de ces valeurs effectuée par le GT2 a été prise en compte ;
- les valeurs calculées par le modèle ont été systématiquement confrontées aux valeurs mesurées, à tous les points de prélèvements et sur toute la période où des valeurs significatives étaient disponibles et ce pour chaque compartiment et chaque radionucléide.

3. MODELES EXAMINÉS

Les exploitants des installations nucléaires du Nord-Cotentin et l'IPSN utilisaient, jusqu'en 1998, différents modèles pour estimer l'impact des installations :

- Dispersion des rejets en mer : COGEMA, l'ANDRA, EDF et l'IPSN utilisent le même type de modèles basés sur des facteurs de dilution, des facteurs de concentration et des coefficients de distribution (cf. paragraphe 5.2) ;
- Dispersion des rejets atmosphériques : trois modèles ont été utilisés, ceux de COGEMA [1], EDF (logiciel BGAZDR [2]), IPSN (logiciel FOCON96 [3]) ;
- Rejets en rivière : trois modèles sont utilisés, ceux de l'ANDRA (logiciel AQUABIOS [4]), EDF (logiciel BLIQUID [5]), et de l'IPSN (logiciel SQUAREJ [6]).

Les modèles retenus par les exploitants sont acceptés dans le cadre des procédures réglementaires françaises et européennes (en particulier la procédure EURATOM, Art. 37, liée aux nouvelles installations nucléaires).

Le modèle européen PC-CREAM [7] a été également examiné dans le présent travail (cf. chapitre 4).

Ces modèles ont pour objectif de fournir des évaluations de l'exposition de certains groupes de population à différents rejets.

- Pour les rejets COGEMA, il s'agit de l'exposition :
 - ↓ aux rejets marins (installations de COGEMA et de l'ANDRA), des adultes et des adolescents âgés de 7 à 12 ans des familles de pêcheurs de Goury,
 - ↓ aux rejets atmosphériques, des adultes, des adolescents et des enfants de moins d'un an habitant Digulleville ;

- Pour les rejets EDF, il s'agit de l'exposition :
 - ↓ aux rejets liquides, des populations théoriques consommant les produits pêchés dans une zone située à 500 mètres du point de rejet ;
 - ↓ aux rejets atmosphériques, des habitants du lieu-dit " La Berquerie ", situé à 800 mètres de l'installation.
- Pour ce qui concerne plus spécifiquement l'ANDRA, il s'agit d'évaluer les impacts des rejets anciens et des activités actuelles dans les ruisseaux.

Pour chaque installation, le terme source utilisé est fourni sous la forme de rejets annuels. Les estimations de l'impact sanitaire sont exprimées en doses efficaces engagées annuelles. Les calculs intermédiaires fournissent des niveaux de radioactivité de certains compartiments de l'environnement exprimés en activités moyennes annuelles. Ces résultats peuvent être présentés sous forme de fourchettes de valeurs qui représentent la variabilité des paramètres les plus importants.

Il faut, à ce stade, souligner la difficulté de comparer les valeurs des concentrations calculées avec celles qui sont issues de mesures d'échantillons de l'environnement, qui présentent souvent un caractère ponctuel. L'absence de connaissance ou de prise en compte des variations intra-annuelles de l'activité des radionucléides dans l'environnement autour de la valeur moyenne annuelle, empêche une confrontation directe des résultats de calcul avec la plupart des mesures faites. Les fluctuations à considérer concernent notamment les quantités de radionucléides rejetées au cours de l'année et les phénomènes naturels comme la saisonnalité ou la marée. Aussi, la confrontation des résultats des modèles avec les mesures de l'environnement ne peut être réalisée que de deux façons :

- soit en considérant des indicateurs du milieu concentrant à plus ou moins long-terme certains radionucléides (bio-indicateurs et sédiments), permettant ainsi de s'affranchir des différentes fluctuations. Dans ce cas, la confrontation est indirecte et ne peut donc concerner que certaines valeurs des paramètres des modèles ;
- soit en intégrant les différentes variations citées précédemment à l'échelle de l'année. Il est nécessaire de compléter les données dont on dispose par des informations aussi étendues que possible sur les caractéristiques des échantillons et les conditions dans lesquelles ils ont été prélevés. Il est alors possible de normaliser les résultats, comparer les mesures entre elles et définir une concentration moyenne à l'échelle de l'année ; ou à l'inverse, d'évaluer au moyen du modèle une fourchette d'activité dans laquelle sont susceptibles de se trouver les activités des échantillons de l'environnement. Il est aussi possible d'estimer cette variation *a posteriori*, après confrontation entre les résultats des modèles et les mesures *in situ*.

Cette confrontation n'est, de toute façon, pas réalisable dans deux cas :

- la radioactivité des écosystèmes terrestres autour de la centrale EDF de Flamanville : l'impact des rejets gazeux de la centrale ne peut être distingué du " bruit de fond atmosphérique ". Ce point est développé dans le rapport relatif au bilan radioécologique décennal de l'environnement autour de la centrale [8];
- l'impact des relâchements du site ANDRA sur son environnement : le GT1 a souligné le fait qu'il n'y a pas de relation simple entre l'inventaire radiologique des déchets stockés et les activités mesurées dans les ruisseaux coulant à proximité du site, d'où la difficulté de définir un terme source.

4. INTERCOMPARAISON DES RÉSULTATS DES MODÈLES

En premier lieu, une intercomparaison des modèles utilisés par COGEMA, EDF et l'IPSN a été menée. Celle-ci a porté à la fois sur la comparaison des activités calculées dans l'environnement et sur l'impact dosimétrique des rejets, dans des conditions de rejets quasi-identiques, à savoir les rejets déclarés par les exploitants pour l'année 1995. Le modèle européen PC-CREAM a également été utilisé dans cette intercomparaison.

Cette intercomparaison présente toutefois certaines limitations d'ordre général :

- les modèles comparés utilisent des bibliothèques de radionucléides différentes, adaptées aux rejets spécifiques des installations pour lesquelles ils sont utilisés. Les hypothèses concernant les termes sources retenues pour les calculs sont presque rigoureusement les mêmes pour un radionucléide donné, par contre les doses totales qui en sont déduites peuvent être différentes du fait de l'absence de certains radionucléides dans certains codes de calcul;
- certains radionucléides, dont la contribution à la dose apparaissait comme négligeable en première approche, n'ont pas été pris en compte dans le calcul. Ces calculs ne tiennent donc pas compte des précisions apportées ultérieurement par l'ensemble des groupes de travail ;
- cette intercomparaison ne préjuge pas de la validité des différents modèles : elle apporte simplement une indication sur la dispersion de leurs résultats.

Pour pouvoir estimer la dispersion des résultats fournis par les différents modèles décrits au paragraphe 3, chaque outil de calcul a été utilisé pour chacun des sites, avec les données d'entrée propres à chaque site (groupes de population, rations alimentaires, facteurs de dilution,...).

Les enseignements de cette confrontation sont présentés dans les paragraphes suivants.

4.1. Les rejets marins

- De façon générale, il apparaît que la dispersion des résultats obtenus par les modèles COGEMA, EDF et IPSN est faible. Ce constat est peu surprenant dans la mesure où ces trois organismes ont utilisé les mêmes facteurs de dilution pour faire leurs calculs et où COGEMA et EDF ont utilisé les mêmes rations alimentaires pour les groupes de référence associés à chacun des rejets. Les principaux facteurs qui différencient les trois modèles sont les facteurs de concentration eau / espèces marines ou coefficients de distribution eau / sédiments, et les coefficients de dose.
- A l'inverse, les résultats fournis par PC-CREAM sont systématiquement plus élevés, dans un rapport de 1 à 10, pour les rejets COGEMA, mais systématiquement moins élevés, dans le même rapport, pour les rejets EDF. L'explication probable réside dans les différences de facteurs de dilution. En effet, le rapport entre les facteurs de dilution pris par EDF et COGEMA est d'environ 200 : le facteur de dilution du rejet COGEMA est 200 fois plus important que celui du rejet EDF. PC-CREAM semble utiliser dans ses calculs un facteur de dilution intermédiaire entre ces deux cas, valeur qui ne correspond pas aux phénomènes physiques observables localement dans la zone d'étude du canton de Beaumont-Hague, puisque la valeur de PC-CREAM est moyennée sur un domaine trop grand pour être représentatif de la zone examinée.
- les calculs des valeurs de radioactivité des sédiments aboutissent à des résultats dans l'ensemble très dispersés. Les niveaux d'activité évalués au moyen de PC-CREAM apparaissent nettement plus faibles que ceux calculés par COGEMA ou l'IPSN.

Pour toutes ces raisons, malgré une reconnaissance européenne de ce modèle, les paramètres de PC-CREAM pour les rejets marins n'ont pas été pris en compte, à l'exception des facteurs de concentration et des coefficients de distribution qui sont ceux recommandés par la CCE [7]. C'est également la raison pour laquelle, dans les tableaux d'intercomparaison des résultats des

modèles, la dispersion des résultats (max / min) a été calculée pour les seules valeurs COGEMA, EDF et IPSN.

4.2. Les rejets atmosphériques

- les résultats finaux en terme de doses obtenus par les différents modèles atmosphériques sont moins dispersés que ceux obtenus pour les rejets marins. L'absence de certains résultats intermédiaires²⁰ (coefficients de transfert atmosphérique pour PC-CREAM, débits de dépôt pour PC-CREAM et EDF, radioactivité de l'herbe pour PC-CREAM) ainsi que des calculs réalisés pour des secteurs angulaires géographiques différents (IPSN et PC-CREAM d'une part, EDF et COGEMA d'autre part) rendent difficiles la comparaison des résultats et l'explication de la dispersion de certains de ces résultats.
- dans l'ensemble, les débits de dépôt d'aérosols et d'iode calculés par COGEMA sont plus importants (voire notablement plus importants) que ceux calculés par l'IPSN, quel que soit le secteur angulaire considéré.
- les résultats obtenus par PC-CREAM sont très souvent inférieurs à ceux calculés par les autres modèles, tandis que ceux du modèle IPSN apparaissent plus souvent supérieurs à ceux des autres modèles.
- un certain nombre d'écarts sont explicables par la non-prise en compte des transferts sol-plante (modèle EDF), ou par l'absence de transfert foliaire aux légumes racines pour certains radionucléides (ruthénium et plutonium dans le modèle IPSN).
- les activités en tritium des différents produits calculées par le modèle EDF, sont systématiquement inférieures à celles calculées par les autres modèles.

Restent quelques différences :

- pour ce qui concerne les rejets EDF, les doses calculées dues au cobalt 60 sont variables d'un modèle à l'autre. En effet la dispersion des niveaux d'activité de ce radionucléide dans les végétaux entraînent des valeurs très variables pour la viande de bœuf,
- pour ce qui concerne les rejets COGEMA, les calculs effectués par les différents modèles pour le plutonium donnent des résultats différents pour les débits de dépôt, les activités des légumes racines, ...

5. CHOIX DES MODÈLES

5.1. Bruit de fond

La confrontation entre les résultats des modèles de prévision de l'impact de rejets radioactifs dans l'environnement et les mesures *in situ* nécessite de prendre en compte le bruit de fond radioactif naturel et artificiel préexistant, en particulier lorsque les apports industriels sont du même ordre de grandeur ou plus faibles que ce bruit de fond. Ce bruit de fond représente le niveau de la radioactivité de l'eau de mer ou de l'atmosphère, avant qu'il ne soit influencé par les rejets des installations nucléaires du Nord-Cotentin.

- Les radionucléides d'origine naturelle peuvent :

²⁰ Définition des termes utilisés : voir paragraphe 5.3.1

- résulter de la nucléosynthèse originelle de la matière terrestre : ^{40}K , familles du ^{232}Th , ^{235}U , ^{238}U , y compris les radionucléides tel que le ^{210}Po .
- être produits en permanence par interaction des rayonnements cosmiques avec les constituants de la haute atmosphère terrestre (^3H , ^7Be , ^{14}C).

Ils ont une répartition relativement homogène à l'échelle du globe, mais peuvent montrer des variations locales en fonction de leur origine ou de leurs propriétés chimiques. Certaines activités humaines peuvent entraîner des augmentations locales des concentrations de certains radionucléides d'origine naturelle dans l'environnement (fabrication d'engrais, résidus miniers, ...)

- Les radionucléides d'origine artificielle résultent :

- ↓ des retombées des essais d'explosions d'engins nucléaires dans l'atmosphère (^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu , ^{99}Tc ,...), qui peuvent s'ajouter à des productions naturelles (^3H , ^{14}C); ils représentent une contribution bien connue, relativement stable et homogène à l'échelle de l'Europe ;
- ↓ des retombées atmosphériques de l'accident de Tchernobyl.
- ↓ de rejets industriels en dehors du Nord-Cotentin : influence possible des rejets des usines de retraitement de Sellafield en Mer d'Irlande ou de rejets industriels anciens ayant quitté les eaux arctiques et revenant par l'Atlantique Nord ; fuites à partir des déchets immergés jusqu'en 1982 en Manche et Atlantique ... ;

Ce bruit de fond évolue au cours du temps. Pour les besoins de la confrontation modèles / mesures, le bruit de fond marin a été estimé à partir des mesures disponibles en utilisant par ordre de priorité :

- les bilans réalisés à partir des mesures effectuées sur l'ensemble de la Manche pour les années 1983, 1986, 1988 et 1994 [26],
- les mesures représentatives des flux d'eaux qui pénètrent en Manche acquises par l'IPSN (mer d'Iroise, mer Celtique, golfe de Gascogne),
- les valeurs de mesures disponibles dans la littérature concernant l'Océan Atlantique Nord.

En l'absence de mesures disponibles, les activités ont été interpolées à partir d'autres radionucléides ayant les mêmes sources et les mêmes comportements. Le bruit de fond retenu représente l'activité de l'eau de mer, avant qu'elle ne soit influencée par les rejets des installations nucléaires du Nord-Cotentin.

L'essentiel du bruit de fond atmosphérique résulte des retombées des essais d'explosions d'engins nucléaires dans l'atmosphère et dans une moindre mesure des retombées de l'accident de Tchernobyl. Ce bruit de fond a été repris de " Conséquences radioécologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl dans le département de la Manche " [9] .

La contribution en ^{137}Cs et ^{90}Sr attachée aux retombées des essais d'explosions d'engins nucléaires dans l'atmosphère domine largement celle des rejets atmosphériques industriels.

5.2. Modélisation de l'impact des rejets marins

5.2.1 Facteurs de dilution des rejets marins

Les mouvements des masses d'eau sont régis principalement dans les zones côtières par les phénomènes de marée. A l'échelle d'une marée, ces mouvements peuvent être relativement importants, particulièrement dans le cas d'une mer comme la Manche. Cependant, en considérant les flux et reflux durant plusieurs cycles de marée, la dynamique résultante peut être représentée

par un ensemble de courants dits “résiduels” qui sont influencés par les conditions météorologiques. A l'échelle de l'année et du Nord-Cotentin, il est possible de les considérer comme constants. Ainsi, contrairement à la dynamique des masses d'air, celle des masses d'eau peut être considérée comme fonctionnant en régime permanent à l'échelle de l'année.

Il est alors possible de modéliser la dispersion des rejets marins des deux installations par des facteurs de dilution de leurs rejets, en chacun des points du littoral du Nord-Cotentin. Ces facteurs correspondent au rapport moyen (à l'échelle de l'année) entre l'activité de l'eau de mer, de laquelle est déduite le “bruit de fond”, et le flux de radioactivité rejeté par l'usine considérée. Les facteurs de dilution sont représentatifs du transport des radionucléides par les masses d'eau, ils ne tiennent pas compte de la fixation éventuelle des radionucléides sur les particules sédimentaires, entre le point de rejet et la zone où ils sont appliqués. L'impact spécifique de chaque radionucléide pour chaque espèce marine est pris en compte selon la méthode décrite plus loin.

5.2.1.1 Rejets des usines COGEMA

Les facteurs de dilution ont été calculés à l'aide des résultats de mesures d'eau de mer réalisées sur de longues périodes de temps à certains points de prélèvements : plus de 400 mesures sur quelques points. Pour les autres points du littoral, ce sont les valeurs fournies par des campagnes de mesures ponctuelles, complétées et confortées par un modèle hydrodynamique de courants résiduels qui ont été utilisées [26] (Cf. paragraphe 6.1.1.).

Pour les zones situées au large, les résultats de mesure disponibles permettent également d'évaluer des facteurs de dilution moyens. A proximité du point de rejet, qui est situé au large à environ 2 kilomètres de la côte, les données disponibles n'ont pas permis de déterminer les caractéristiques de la dilution moyenne à l'échelle annuelle, ainsi que la variabilité de cette dilution. Pour le champ plus éloigné, la confrontation modèles / mesures sur certaines espèces pêchées au large a permis d'évaluer des facteurs de dilution spécifiques dans les zones concernées (Cf. paragraphe 6.1.2).

5.2.1.2 Rejets de la centrale EDF

L'approche retenue pour les usines COGEMA n'est pas utilisable pour la centrale EDF. En effet, à part dans le champ très proche et pendant les rejets, les radionucléides rejetés par la centrale de Flamanville ne sont pas détectés dans l'eau de mer. Le rapport entre la concentration moyenne annuelle mesurée et le flux annuel rejeté ne peut donc être calculé pour estimer le facteur de dilution.

La démarche adoptée jusqu'ici par EDF consiste à estimer la dispersion dans le champ proche avec un code de calcul simulant l'hydrodynamique de la zone, et à comparer les résultats obtenus avec les mesures effectuées sur un traceur facile à mesurer : la température. La valeur du facteur de dilution retenue par EDF est majorante : elle correspond à la concentration calculée durant un rejet à 500 mètres dans le panache de l'émissaire, à l'égal et par fort coefficient de marée. En conséquence, cette valeur ne représente pas la dilution moyenne annuelle recherchée pour la confrontation modèles / mesures.

5.2.2 Transferts en milieu marin

Dès lors que les facteurs de dilution des rejets permettent de calculer l'activité de l'eau de mer dans les différentes régions du littoral du Nord-Cotentin, il est possible d'estimer l'activité des espèces marines (poissons, crustacés, mollusques, algues) et des sédiments sur la base de l'hypothèse d'un régime permanent à l'échelle annuelle. En effet, en régime permanent, il est possible de supposer que l'activité massique des espèces vivantes est proportionnelle à l'activité volumique de l'eau de mer à l'endroit où elles sont pêchées. Pour chaque radionucléide, cette dernière est égale à l'activité due aux rejets des installations, ajoutée à celle attribuable au “bruit de fond” radioactif de l'eau de mer. Les facteurs de proportionnalité correspondants sont appelés facteurs de concentration pour les espèces marines (FC) et coefficients de distribution pour les sédiments (Kd). L'utilisation de ces facteurs pour modéliser les transferts de radionucléides dans l'environnement apparaît adaptés aux concentrations relevant de traces de radionucléides dans l'environnement.

Cette hypothèse de proportionnalité suppose qu'un équilibre est atteint entre les différents compartiments du milieu (eau de mer, espèces marines et sédiments). Lorsque cette condition n'est pas respectée, la radioactivité des espèces marines et plus encore des sédiments, sera différente de celle calculée avec les FC et Kd. Afin de tenir compte de ces phénomènes, l'analyse de la radioactivité des sédiments a été découplée de celle des espèces vivantes.

5.2.2.1 Espèces marines vivantes

Selon la méthode définie précédemment et pour un radionucléide donné, la formule de calcul des concentrations dans les espèces marines vivantes est la suivante :

$$\text{Concentration dans l'espèce} = \left((\text{Rejet Annuel} \times \text{Facteur de Dilution}) + \text{Bruit de fond dans l'eau de mer} \right) \times \text{Facteur de Concentration pour cette espèce}$$

Les valeurs des facteurs de concentration préconisées par l'IPSN pour les espèces vivantes, ont été retenues *a priori*, du fait que ces valeurs reflètent plus particulièrement le comportement de radionucléides dans les espèces vivantes en Manche. En l'absence de données de l'IPSN, ce sont les valeurs de l'AIEA qui ont été utilisées. Dans le cas du carbone-14, la fourchette des valeurs retenues par COGEMA et l'AIEA a été initialement conservée. La liste des facteurs de concentration utilisés dans la confrontation modèles / mesures reprend les facteurs utilisés par les différents modèles et indique les facteurs préconisés. Il faut souligner que les facteurs de concentration pour des espèces appartenant à un même groupe (crustacés, poissons, mollusques, algues) peuvent couramment varier dans un rapport de 1 à 10. C'est la raison pour laquelle les confrontations ont également été effectuées avec les valeurs extrêmes, minimales et maximales des facteurs de cette liste.

Pour certains radionucléides, aucun facteur n'est disponible dans la littérature, aussi les facteurs de concentration des analogues chimiques ont été retenus. Ainsi, le béryllium a été assimilé au cobalt 60, le rubidium au césium, le rhodium au ruthénium, et le praséodyme au cérium.

5.2.2.2 Sédiments

Les sédiments peuvent stocker les radionucléides de moyenne à longue période et les relarguer progressivement, parfois plusieurs années après leur dépôt par déplacement des particules sur le fond (phénomènes de charriage et de remise en suspension).

Ainsi, les radionucléides accumulés sur les sédiments au cours d'années où les rejets ont été les plus importants ne seront pas mesurés en quantité proportionnelle aux rejets lorsque ceux-ci auront notablement diminué. La capacité de stockage des sédiments est déterminée en grande partie par leur granulométrie et leur composition minéralogique. En raison de variabilité de ces caractéristiques, des échantillons de sédiment prélevés sur un même site peuvent montrer des teneurs très différentes en radionucléides. Les zones pouvant montrer les marquages les plus élevés sont les zones abritées des courants les plus forts où les particules les plus fines peuvent sédimenter (estuaires par exemple). Dans le Nord-Cotentin, c'est la rade de Cherbourg qui est principalement concernée par ces dépôts.

De plus, le déplacement des particules sédimentaires selon une dynamique différente de celle des courants marins limite l'utilisation des facteurs de dilution définis pour l'eau de mer : à l'échelle annuelle, les vitesses de déplacement caractéristiques en Manche et mer du Nord sont de l'ordre du millier de kilomètres pour l'eau de mer contre quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres par an pour les sédiments. Il n'y a pas actuellement d'outil de modélisation disponible pour simuler le déplacement des sédiments après leur dépôt au fond de la Manche. Si certaines études [10] donnent des ordres de grandeur des déplacements dans certaines zones, elles n'ont pas une résolution spatiale suffisante permettant leur exploitation dans le cadre du travail du GT3. Ce paramètre ne sera donc pas pris en compte pour la confrontation modèles / mesures, des facteurs de dilution généraux seront appliqués.

Pour tenir compte de ces incertitudes, deux approches ont été retenues *a priori* :

- La première approche consiste à appliquer des K_d , selon la même logique que celle retenue pour les espèces vivantes. Lorsque ces coefficients ne sont pas disponibles dans la littérature, les radionucléides ont été regroupés selon les mêmes analogies physico-chimiques que pour les espèces vivantes. Ainsi, dans le cas particulier du molybdène pour lequel il n'existe pas de coefficient de distribution, celui du technétium a été retenu. Devant l'impossibilité de prendre en compte les phénomènes de transport sédimentaire, seules deux zones de dilution ont été retenues : l'environnement proche du point de rejet (entre le cap de Flamanville et Cherbourg), et les autres zones du Nord-Cotentin. La formule de calcul des concentrations dans les sédiments est la suivante :

Concentration dans le sédiment = ((Rejet Annuel x Facteur de Dilution) + Bruit de fond dans l'eau de mer) x K_d

- La seconde approche consiste à étendre la première en tenant compte du stockage sédimentaire qui intègre l'influence des rejets des N années antérieures. Cette activité intégrée est calculée, pour une année donnée, en sommant les activités résultant des rejets de chacune des N années écoulées antérieurement à cette année-là. L'influence des rejets passés est corrigée de la décroissance radioactive du radionucléide et prend en compte une période d'intégration sédimentaire qui doit être définie pour chaque élément chimique considéré :

Activité intégrée sur N années à l'année X =
 (activité de l'eau de mer correspondant aux rejets de l'année X
 + activité de l'eau de mer correspondant aux rejets de l'année (X-1) ayant décru pendant une année, selon la période de désintégration radioactive du radionucléide et une période d'intégration sédimentaire spécifique de l'élément
 + activité de l'eau de mer correspondant aux rejets de l'année (X-2) ayant décru pendant deux années, selon les mêmes périodes
 ...
 + activité de l'eau de mer correspondant aux rejets de l'année (X-N) ayant décru pendant N années, selon les mêmes périodes)
 / somme des contributions sur N années afin de ne pas surévaluer les rejets.

L'activité rejetée à l'année (X-N) contribue à l'activité mesurée sur un sédiment prélevé l'année X, proportionnellement à $e^{-\lambda_s \cdot N}$, où N couvre le nombre d'années où l'intégration sédimentaire est prise en compte et λ_s vaut $\ln(2)/P$, P étant la période d'intégration sédimentaire caractéristique de l'élément. Le résultat du calcul tient compte de la décroissance radioactive, du facteur de dilution et du coefficient de distribution pour calculer l'activité intégrée dans le sédiment. Les activités mesurées dans les sédiments sont alors comparées à ces activités calculées prenant en compte l'intégration sédimentaire supposée. Afin de mettre en évidence la période d'intégration la plus représentative de chaque radionucléide, les paramètres d'ajustement retenus sont : la dispersion des mesures et la stabilité du facteur de transfert de chaque radionucléide au cours du temps.

La valeur de P dépend uniquement du radionucléide considéré : elle prend en compte sa période radioactive et elle est représentative de la période pendant laquelle il reste stocké dans les sédiments de fond. Par contre, les facteurs de transfert avec intégration ainsi déterminés dépendent étroitement des caractéristiques physico-chimiques des sédiments (granulométrie, composition minéralogique). Le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin ne disposant pas des informations nécessaires à cette caractérisation, celle-ci n'a pas été prise en compte dans la modélisation. Les facteurs de transfert définis ne peuvent être comparés à des K_d car ils prennent en compte la dynamique temporelle des échanges entre l'eau de mer et les sédiments, alors que les K_d représentent une situation d'équilibre. Ils apparaissent dans les résultats de la confrontation modèles / mesures sous la forme de facteurs correctifs.

Cette méthode empirique ne représente qu'un compromis en l'absence d'une modélisation dynamique et physico-chimique complète de la radioactivité des sédiments. On doit toutefois noter que le CEFAS du Ministère Britannique de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation a utilisé

une méthode similaire pour interpréter la radioactivité des espèces vivantes par les rejets des usines de Sellafield en mer d'Irlande [11]. En effet, dans cette mer où les sédiments fins sont prépondérants, la disponibilité des radionucléides fixés sur les particules a une influence déterminante sur la radioactivité des espèces vivantes du fait de l'importance des phénomènes de rétention et de désorption des radionucléides sur les sédiments et de la forte diminution des flux rejetés par cette installation au cours du temps.

5.3 Modélisation de l'impact des rejets atmosphériques

5.3.1 Dispersion des rejets atmosphériques

Celle-ci repose sur deux ensembles de paramètres, dont il est apparu nécessaire de disposer en priorité :

- Une analyse statistique détaillée des conditions météorologiques représentatives du site,
- les coefficients de transfert atmosphérique (CTA²¹) sont représentatifs de la dilution des rejets atmosphériques dans l'air en un point et pour des conditions météorologiques données de l'environnement d'une installation. La principale différence entre les CTA et les facteurs de dilution des rejets marins tient à l'échelle de temps sur lesquels ils peuvent être utilisés : les facteurs de dilution représentent la dispersion moyenne dans l'eau de mer à l'échelle annuelle, alors que les CTA sont représentatifs d'une dilution correspondant à une condition météorologique donnée, celle-ci pouvant varier de façon importante à l'échelle de la journée. Les modélisations traditionnellement utilisées consistent, pour obtenir la concentration moyenne annuelle dans l'air en radionucléides en un point donné soumis au rejet chronique d'une installation nucléaire, à multiplier le rejet annuel de cette installation par un CTA moyen annuel, tenant compte des conditions météorologiques annuelles moyennes sur ce point. Des CTA pondérés par les conditions météorologiques ont ainsi été calculés pour tous les villages environnant les émissaires des installations.

5.3.1.1 Météorologie

L'utilisation de modèles de calculs nécessite que l'on dispose *a minima*, des fréquences de situations météorologiques correspondant à des gammes de vent exhaustives par temps sec ou par temps de pluie, établies sur un nombre d'années suffisantes pour être représentatives des conditions du site. Ces données permettent d'évaluer des CTA pondérés, ainsi que les débits de dépôt sec ou humide pondérés. Conformément aux paramètres d'entrée des modèles de dispersion, deux types de conditions de diffusion atmosphérique, normale et faible, sont considérées. Faute d'informations suffisantes concernant les conditions de diffusion atmosphérique^{22,23}, il est admis que les conditions de diffusion faible correspondent à des vitesses de vent inférieures à 5 m/s à 100 mètres d'altitude. Pour des vitesses de vent supérieures, les conditions de diffusion sont considérées comme normales. Il apparaît également des situations particulières de diffusion faible avec des vitesses de vent supérieures à 5 m/s, qui sont peu fréquentes dans cette région et du même ordre de grandeur que les situations de diffusion normale avec vitesses de vent inférieures à 5 m/s.

²¹ Les CTA s'expriment en activité présente dans un volume d'air, rapportée à l'activité rejetée par l'usine par unité de temps (Bq/m³ par Bq/s).

²² Les éléments disponibles sont : les études faites dans les années 80 dans le cadre de l'article 37 du traité EURATOM, les mesures de vitesses verticales de vent faites avec le SODAR installé sur le site de La Hague depuis 1995, les mesures de température à 1,5 et à 10 mètres de hauteur sur le site.

²³ Cf. également note COGEMA N° NT/008311/V/98.0347/Rev.0.

5.3.1.2 Calcul des coefficients de transfert atmosphérique

Le modèle COTRAM2 ([12], [13]) de l'IPSN, modèle gaussien basé sur le modèle de Doury [14] a été utilisé, en faisant l'hypothèse que les rejets de l'installation de COGEMA sont effectués à 100 mètres de hauteur, et que ceux de la centrale d'EDF le sont au niveau du sol.

Comme les gaz rares radioactifs ne se déposent et ne s'accumulent pas dans les organismes vivants, ils n'entraînent qu'une exposition externe de la population lors du passage des rejets. Leur impact radiologique est évalué uniquement à l'aide de ces CTA pondérés.

Pour les aérosols, ce modèle tient compte de l'appauvrissement du panache par dépôt sec et humide et les CTA sont ajustés en conséquence.

5.3.1.3 Calcul des débits de dépôts

Les calculs des débits de dépôt sec, humide et total sont réalisés à partir des valeurs des CTA pour les radionucléides liés aux aérosols.

5.3.2 Transferts de carbone-14

D'après la littérature, il est admis que le carbone du corps provient essentiellement (99,9 %) du carbone ingéré avec la nourriture et non par inhalation. Le ^{14}C atteint donc l'homme à travers sa consommation de végétaux, de viande et de lait d'animaux qui ont brouté des plantes contaminées. En effet la part de l'assimilation par l'homme ou les animaux supérieurs par respiration est considérée comme insignifiante par rapport à celle due à l'activité photosynthétique des plantes. Les concentrations en ^{14}C fixé dans les tissus des plantes à un site donné est alors considérée comme égale à celle de l'air de ce site. Dans le cas d'un modèle à l'équilibre il faut donc retenir comme hypothèse que les échanges de ^{14}C entre les plantes - animaux et l'environnement atmosphérique sont à l'équilibre et donc que le niveau de ^{14}C dans l'atmosphère est constant ce qui implique que les rejets soient eux-mêmes constants au cours du temps.

La plupart des modèles, français et étrangers, font l'hypothèse de la proportionnalité entre la teneur en carbone-14 des végétaux et celle de l'atmosphère à l'endroit où ces végétaux sont présents. Pour modéliser la radioactivité des espèces végétales, puis animales et donc des aliments, il s'agit de calculer l'activité de l'atmosphère en carbone-14 à l'aide de CTA et de la multiplier par le facteur de proportionnalité spécifique de chaque espèce :

- L'activité de l'air en carbone-14 est obtenue en multipliant le débit de rejet (Bq.s^{-1}) par le CTA du lieu considéré, obtenu par la méthode dite alternative, corrigée de la proportion de carbone sous forme de gaz carbonique au sein des effluents²⁴. Ce coefficient est pris égal à 100 % pour les rejets gazeux COGEMA et à 20 % pour ceux EDF²⁵.
- Le facteur de proportionnalité est le rapport entre la teneur en carbone stable de l'aliment considéré (exprimé en kg de carbone par kg de masse totale) et la concentration en carbone stable de l'air, soit $0,00019 \text{ kg.m}^{-3}$ d'air qui correspond à 330 ppm de CO_2 en volume (Robert, 1996).
- Le bruit de fond en carbone-14 de l'atmosphère retenu est de 250 Bq.kg^{-1} de carbone stable.

Cette approche est officiellement utilisée en Suisse pour évaluer l'impact du carbone-14 rejeté par les centrales nucléaires de ce pays [15].

²⁴ Facteur de proportionnalité = $\text{pm} / [\text{C}^{12}]_{\text{air}}$, avec pm = proportion des rejets sous forme minérale et $[\text{C}^{12}]_{\text{air}}$ = concentration du carbone stable dans l'atmosphère.

²⁵ Proportions confirmées par le groupe de travail n°1.

Matrices	Herbes	Légumes feuilles			Légumes racines		Fruit	
		Laitue	Chou vert	chou fleur	Pom terre	Carotte	Pomme	Fraise
NCRP	0,16	0,020	0,032	0,035	0,095	0,049	0,07	0,044
GT3	0,16	0,035	0,035	0,035	0,095	0,095	0,057	0,057

Matrices	Viande				
	Bœuf	Porc	Mouton	Volail-Œuf	lait vache
NCRP	0,228	0,402	0,289	0,156	0,067
GT3	0,228	0,402	0,289	0,156	0,067

Tableau 5.3.2 : Parts relatives en carbone total dans les aliments exprimées en kgC.kg⁻¹ masse totale fraîche des aliments dérivées à partir des valeurs du NCRP [33].

5.3.3 Transferts de tritium

De même que pour le carbone-14, la plupart des modèles français font l'hypothèse de la proportionnalité entre la teneur en tritium des espèces végétales ou animales et la concentration en tritium présente dans l'atmosphère à l'endroit où ces espèces sont présentes²⁶. Pour modéliser leur radioactivité, la teneur en tritium de l'atmosphère est calculée à l'endroit où ces espèces sont situées à l'aide des CTA et multipliée par un facteur de proportionnalité fonction de leur teneur en eau.

Ainsi, l'activité de tritium a été modélisée en multipliant le CTA pondéré, évalué à l'endroit où l'échantillon est prélevé, par le débit de rejet et par un facteur constant pris égal à :

- 135 m³/kg pour les légumes feuilles, le lait et le fromage;
- 130 m³/kg pour les légumes fruits ;
- 115 m³/kg pour les légumes racines, les œufs et la viande ;
- 80 m³/kg pour les céréales.

Ces facteurs sont calculés à partir des proportions d'eau dans les organismes issues de [16] et des taux d'humidité atmosphérique absolue et relative pour le Nord-Cotentin fournis par COGEMA.

5.3.4 Autres radionucléides : iode, radionucléides liés aux aérosols

La modélisation des transferts de l'iode et des radionucléides liés aux aérosols utilisée par le GT3 est inspirée du modèle FOCON 96 de l'IPSN [17] mais elle prend en compte des phénomènes complémentaires tels que la variabilité des rejets suivant les années et la remise en suspension des dépôts.

Certaines valeurs de paramètres ont fait l'objet de discussions au sein du GT3 ayant conduit aux conclusions suivantes :

- pour la remise en suspension des dépôts, un facteur de 10⁻⁸ m² / m³ a été adopté pour le calcul d'impact moyen sur la cohorte des habitants du canton de Beaumont-Hague. Pour des scénarios plus spécifiques, de type "agriculteurs", où on peut faire l'hypothèse que cette remise en suspension est plus importante, le facteur préconisé est de 10⁻⁶ m² / m³. Ces données sont extraites de "Comportement à long terme d'un stockage de déchets radioactifs de faible et moyenne activité" [18] ;
- deux approches sont retenues pour le rapport de captation par temps sec : la première approche conduit à un jeu de valeurs issu d'une revue bibliographique récente [17] fonction des différents types de végétaux, et la deuxième approche

²⁶ Cas où l'eau d'abreuvement est considérée comme non contaminée.

conduit à un facteur unique pour tous les végétaux et pour les radionucléides, égal à 0,25 – facteur repris de la première méthodologie européenne [7] ;

- pour la migration des radionucléides dans les sols, les constantes de migration à retenir sont calculées à partir du guide EDF/CEA [19], les valeurs de K_d^{sol} à utiliser étant celles de l'AIEA [32] dans sa publication 94/364. Pour les radionucléides non cités dans cette publication, la constante de décroissance par migration dans le sol est prise par défaut égale à 100 ans à l'exception du ^{36}Cl pour lequel on utilise la valeur proposée par Sheppard *et. al.*[31] ;
 - les valeurs des facteurs de transfert sol / plante pour l'herbe et le foin ont été différenciées.
- Rations alimentaires des animaux : il a été décidé d'adopter des rations alimentaires adaptées au Nord-Cotentin, sur la base de celles qui figurent dans le Manuel de radioécologie CEA / EDF [19] :
 - pour les bovins, ceci consiste à considérer une ration alimentaire pour deux tiers de l'année en pâturage (60 kg/j d'herbe et 10 l/j d'eau) et pour un tiers de l'année à l'étable (35 kg/j de maïs d'ensilage, 5 kg/j de foin de prairie, 10 kg/j de tourteaux d'origine végétale ou de drêches²⁷, 35 l/j d'eau). En moyenne, ceci correspond à 40 kg/j d'herbe, 18 l/j d'eau, 12 kg/j de maïs d'ensilage, 2 kg/j de foin de prairie, 3 kg/j de drêches ou de tourteaux d'origine végétale ;
 - pour les autres espèces animales comme les volailles, les rations alimentaires présentées dans le Manuel de Radioécologie sont reprises sans modification ;
 - pour les lapins, qui ne sont pas considérés dans le Manuel de radioécologie, deux options ont été discutées. La première consiste à prendre en compte la même ration alimentaire que celle de la volaille d'élevage industriel comme dans le manuel de radioécologie, même s'il est admis que les lapins se nourrissent plus de légumes feuilles que de céréales. La deuxième approche consisterait à considérer des rations plus représentatives d'un élevage de lapins destinés à l'autoconsommation, à savoir 100 g/j d'herbe ou de légume-feuille, 35 g/j de maïs-grains, 0,1 l/j d'eau ;
 - les hypothèses retenues en matière d'ingestion de sol sont celles de l'AIEA [32], à savoir : 4 % de la ration alimentaire solide exprimée en poids sec pour les bovins et 20 % pour les ovins. Pour les volailles, la proportion retenue est également de 20 %.
 - Facteurs de transfert au cidre et à la confiture : il est décidé de considérer que le facteur de transfert au cidre est égal au facteur de transfert au fruit, du fait que l'essentiel de la pomme se transforme en jus ; par ailleurs, il est décidé de considérer que le facteur de transfert à la confiture soit pris égal à 0,5 fois le facteur de transfert au fruit, compte tenu d'une part de la proportion de fruit entrant dans la production de confiture et d'autre part de l'effet de la préparation culinaire (évaporation durant la cuisson) ;
 - Pour les produits laitiers, une approche serait d'utiliser les coefficients de transformation disponibles dans la littérature. Cependant les valeurs disponibles sont peu nombreuses et montrent une grande variabilité suivant les radionucléides et les produits considérés. Le GT3 propose également, tout en reconnaissant les limites de la méthode qui est majorante, de considérer le nombre de litres de lait nécessaires à la fabrication d'un kilo de fromage ou d'un kilo de beurre et de multiplier le facteur de transfert au lait par ces valeurs. Il faut cependant avoir conscience que cette approche ne prend pas en compte les phénomènes de concentration ou au contraire de dilution des procédés de fabrication, selon que les radionucléides se retrouvent dans le petit lait ou dans les produits finis.

²⁷ Résidu de céréales utilisé pour l'alimentation animale.

Pour certains paramètres, il est apparu souhaitable de conserver une fourchette de paramètres, plutôt qu'un paramètre unique. Une analyse de sensibilité sur l'impact en terme de dose de ces fourchettes de paramètres pourrait être menée par le GT4.

5.3.5 Principes de calcul de la dose collective

Les modèles évoqués plus haut permettent d'évaluer des CTA et des transferts aux espèces pour chaque commune du canton. Ils dépendent de la distance et de la position du village considéré par rapport à l'émissaire du rejet. Par ailleurs, les données météorologiques n'étant disponibles que pour les années les plus récentes, il est apparu pertinent d'utiliser pour toutes les années des conditions météorologiques moyennes, calculées à partir de celles disponibles pour les années 92 à 97. Une simulation réalisée à l'aide du modèle FOCON a permis de montrer que cette hypothèse simplificatrice pouvait entraîner des variations annuelles des CTA de plus ou moins

20 % par rapport à la moyenne. Enfin, pour éviter d'effectuer un calcul systématique pour chacune des 19 communes du canton de Beaumont-Hague, il est apparu plus simple de prendre pour l'ensemble du canton des valeurs " moyennes " pour les principaux paramètres représentatifs de la dispersion et des dépôts, moyennes obtenues en pondérant les valeurs de ces paramètres obtenues pour chaque village, par les populations de ces villages. Une simulation sur les CTA a, là également, permis de montrer que cette hypothèse de calcul simplificatrice pouvait entraîner des variations de l'ordre de 10 %, selon les années considérées, la structure de la population du canton ayant évolué dans le temps. Pour la radioactivité des produits animaux et de leur alimentation (herbe, fourrages,...), la pondération est effectuée sur la base des surfaces fourragères de chaque commune et non pas sur les populations.

5.4. Transferts par les algues et les embruns

L'épandage d'algues dans les champs a été considéré pour calculer la radioactivité massique du sol et des végétaux dans les jardins. Mais seul le transfert sol / plantes a été modélisé.

Dans le cas des embruns, le modèle développé par le NRPB pour modéliser leur dépôt au sol et leur inhalation est le modèle TORIMA [20]. C'est le seul modèle disponible pour les travaux du GT3. Aucun outil opérationnel n'existe pour calculer les concentrations dans l'air apportées par les embruns dans la zone littorale en fonction des conditions locales.

5.5. Transferts en cours d'eau

Ce type de transfert ne concerne que le Centre de stockage de la Manche qui est à l'origine des marquages observés. Le terme source de cette installation ne pouvant être précisé, le seul travail possible de confrontation des modèles aux mesures de l'environnement portera sur la validation des " modèles intermédiaires ", c'est-à-dire des coefficients de distribution eau / sédiments de rivière. De façon générale, il a été décidé d'adopter les facteurs préconisés par l'AIEA dans sa publication 94/364 [32].

6. CONFRONTATIONS MODÈLES / MESURES

6.1 Rejets en mer

6.1.1 Eau de mer – facteurs de dilution

Les graphiques qui illustrent les résultats de cette confrontation font l'objet d'une Annexe dans le rapport détaillé.

6.1.1.1 Conditions de rejet

Les études de dispersion des rejets d'effluents liquides préalables à la construction de l'émissaire, réalisées par le CEA, ont visé à optimiser le lieu et les horaires des rejets en mer afin d'obtenir une dilution maximale dans le champ proche et une dispersion rapide des rejets au sein des masses d'eaux qui s'écoulent de l'Atlantique vers la Mer du Nord en traversant la Manche d'ouest en est. Ces études, reposant sur des simulations physiques en maquette et des expériences de traçage à l'aide de marqueurs colorés sur le futur site de rejets, ont amené le CEA à proposer un point de rejet situé à 1,7 km au large du Nez de Jobourg, dans la partie sud-est du raz Blanchard qui borde le cap de La Hague. A l'origine, les heures de relâchement des effluents les plus radioactifs ont été déterminées par rapport à la phase de la marée qui maximise leur dispersion, avec des courants de marée se dirigeant vers le nord (de 0h30 avant, jusqu'à 2h30 après la pleine mer de Diélette). Progressivement, la fraction des effluents justifiant cette précaution ayant décliné, la proportion des rejets réalisés hors des périodes de dilution optimale est devenue plus importante.

6.1.1.2 Rappel des travaux antérieurs (1963 - 1997)

De nombreuses études ont été réalisées afin d'estimer l'impact des rejets d'effluents liquides de l'installation dans l'environnement marin. Elles s'appuient en particulier sur :

- des expérimentations à l'aide de marqueurs colorés,
- des lâchés de flotteurs et cartes dérivantes,
- des mesures régulières en stations côtières,
- des campagnes en mer,
- des simulations issues de modèles hydrodynamiques.

Les expérimentations à l'aide de marqueurs colorés sont utilisables essentiellement pour évaluer la dilution des effluents à court terme, dans les 24 heures qui suivent le rejet. Elles caractérisent bien l'hydrodynamique locale particulièrement intense qui permet la dilution rapide des rejets (supérieure à 10^6 en moins d'une heure). Par contre, elles ne permettent pas d'appréhender leur impact à long terme, même dans le champ proche. En effet, l'hydrodynamique de la zone, du fait de l'intensité des courants locaux et du va et vient causé par la marée, entraîne une homogénéisation des masses d'eaux à l'échelle de plusieurs semaines. A ces échelles de temps, les marquages colorés ne sont pas exploitables.

Les mesures aux stations littorales et les campagnes en mer sont complémentaires et caractérisent d'une part l'évolution temporelle de la radioactivité des eaux, d'autre part leur distribution spatiale. En particulier, l'antimoine 125 rejeté par l'usine de la Hague a été mesuré de manière fiable durant une longue période. C'est le radionucléide de référence qui a permis de préciser la dispersion des rejets des autres radionucléides en solution dans les eaux de la Manche. Ainsi, en comparant les mesures hebdomadaires avec les rejets journaliers des usines, il apparaît que le taux de dilution moyen des rejets des usines de la Hague pour le ^{125}Sb à Goury se situait entre 0,74 et 0,80 Bq/m³ par TBq rejeté annuellement entre 1985 et 1989 [21] [22]. Cette dernière valeur, confirmée par les mesures ultérieures (1989 - 1996), représente un impact moyen qui inclut une composante dite "à court terme" (15 jours), et une composante "à long terme" (2 mois et plus), qui sont spécifiques de l'hydrodynamique de cette région.

L'exploitation des résultats de différentes campagnes en mer réalisées entre 1984 et 1994 a montré la dispersion moyenne des effluents à l'échelle de la Manche. Il a été possible de définir la concentration correspondant à un rejet donné des usines COGEMA La Hague [23].

Les modèles hydrodynamiques développés par l'IFREMER permettent de reproduire les dispersions observées, de calculer et de prévoir la dispersion des radionucléides à l'échelle de la Manche et de la mer du Nord [24] .

6.1.1.3 Confrontation modèles / mesures pour l'eau de mer

6.1.1.3.1 Exploitation des mesures d'eau de mer

Plusieurs organismes ont effectué des suivis réguliers de la radioactivité de l'eau de mer dans des stations littorales du Nord-Cotentin, pour des objectifs de surveillance ou de recherche. Il s'agit de COGEMA, de l'OPRI, du GEA et de l'IPSN. Les sites ayant fait l'objet de suivis sont, à la côte, Goury, Querqueville, Barneville, Barfleur, l'anse du Brick et au large, Jobourg, sémaphore de La Hague, Jardeheu, Le Rozel. La fréquence des mesures s'échelonne entre hebdomadaire et trimestrielle.

La principale technique de mesure utilisée est la spectrométrie des rayonnements gamma. Il est à noter que les différences entre les limites de détection des différents organismes et l'évolution des quantités rejetées font que tous les radionucléides n'ont pas pu être identifiés lors de chaque mesure. Les radionucléides les plus couramment mesurés sont ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{125}Sb et ^{60}Co . Le GT2 du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin a rassemblé l'ensemble des mesures fournies par les différents organismes sous la forme de moyennes annuelles, accompagnées du nombre total de mesures réalisées dans l'année, du nombre de mesures significativement supérieures au seuil de détection, de la moyenne, de l'écart type associé à cette moyenne annuelle et de la valeur maximale.

Afin de disposer de valeurs représentatives des niveaux de radioactivité dans l'environnement, le choix a été fait pour les confrontations modèles / mesures exposées ci-après de ne tenir compte des moyennes annuelles que lorsqu'au moins 75 % des mesures étaient supérieures au seuil de détection.

6.1.1.3.2 Commentaires sur les mesures

- Les stations de prélèvement (IPSN - Goury et GEA - Querqueville) pour lesquelles il existe un grand nombre de mesures significatives montrent les résultats les plus homogènes durant toute la période, quel que soit le radionucléide. Ce fait traduit que l'influence des facteurs de variabilité des mesures individuelles (heure du prélèvement par rapport à la marée, variations des quantités rejetées, des modes de rejet et des conditions météorologiques) se trouve atténuée lorsque le nombre de prélèvements augmente.
- Les mesures de COGEMA et de l'OPRI montrent une plus grande variabilité (écart type pouvant atteindre 100%) associée à une incertitude importante. Elles sont en moyenne sensiblement plus élevées que celles de l'IPSN et du GEA. Les résultats obtenus par l'IPSN et le GEA apparaissent plus représentatifs (Cf. remarques du GT2). De ce fait, ils sont les seuls utilisés par le GT3 pour estimer les facteurs de dilution.
- Si les mesures au large à proximité du point de rejet, dans la zone d'excursion de marée (Jobourg, La Hague, Jardeheu), montrent une plus grande variabilité qu'à la côte, le taux de dilution moyen est proche de celui de Goury. Il est d'ailleurs remarquable qu'il n'y ait pas de valeurs nettement plus élevées : cela traduit une dilution des rejets très efficace dans le champ proche.
- ^{125}Sb - De nombreuses études ont montré que cet élément, provenant localement uniquement des rejets de La Hague, est sous une forme soluble et a un comportement conservatif dans l'eau de mer (il se fixe très peu sur les espèces vivantes et les sédiments). Il peut servir de traceur de référence pour suivre la dispersion des effluents radioactifs dans l'eau de mer à court et à long terme [25], [26]. L'homogénéité des résultats de mesure fournis par le GT2 pour le ^{125}Sb montre que le taux de dilution moyen observé est remarquablement stable au cours du temps. La variation des conditions de rejets durant la période 1990 - 1995 (rejet plus important en dehors du créneau horaire de dilution optimale) ne semble pas avoir eu d'influence notable sur la dilution dans le champ proche.

- ^{137}Cs - Les fluctuations des moyennes annuelles pour cet élément sont plus importantes que pour le ^{125}Sb . Cependant, la moyenne des valeurs évolue peu au cours du temps, ce qui traduit un comportement globalement conservatif à cette échelle de temps et d'espace. Il faut cependant garder en mémoire que le bruit de fond pris en compte est imparfaitement connu, en particulier avant 1983, et que cela peut biaiser les résultats.
- ^{106}Ru – Excepté à Goury, le facteur de dilution de cet élément est sensiblement plus faible que celui du ^{125}Sb . Cela traduit deux caractéristiques propres à cet élément :
 - les formes chimiques du ^{106}Ru rejeté, ont varié au cours du temps [27], ce qui a altéré l'adéquation du protocole de précipitation de cet élément dans les échantillons d'eau de mer.
 - le ^{106}Ru a une affinité notable pour les particules sédimentaires qui, en sédimentant, entraînent une épuration de l'eau de mer en fonction de la distance et du temps de transit. Ce phénomène, associé à sa courte période radioactive (un an), peut expliquer la valeur du facteur de dilution observée à Querqueville.
- ^{60}Co – Les résultats obtenus pour cet élément sont atypiques par rapport à ceux des autres radionucléides, et ce, à toutes les stations de prélèvement. Il montre un facteur de dilution faible en 1983, qui augmente régulièrement au cours du temps pour atteindre et même dépasser celui du ^{125}Sb en 1993 où il se stabilise. Ce comportement apparent peut être du, comme pour le ^{106}Ru à l'inadéquation du protocole de précipitation lors du prélèvement. L'évolution différente du facteur de dilution ne peut s'expliquer que par deux phénomènes concomitants :
 - Les niveaux observés dans les eaux résultent d'une contribution non négligeable du ^{60}Co fixé antérieurement sur les sédiments qui influence les niveaux des eaux de mer, soit par relargage, soit par la mesure simultanée des particules en suspension (les prélèvements d'eau de mer n'étant pas filtrés) pour lesquelles le ^{60}Co montre une affinité.
 - La période radioactive du ^{60}Co (5,3 ans) plus longue que celle du ^{106}Ru (1 an) rendrait perceptible un effet de rémanence à plus long terme du ^{60}Co .

6.1.1.3.3 Commentaires sur les facteurs de dilution

- L'ensemble des facteurs de dilution pour l'ensemble des lieux de prélèvements se situe dans une fourchette de 0,04 - 4,88 Bq/m³ par TBq/an. Lorsque les valeurs de l'OPRI et de COGEMA ne sont pas prises en compte, la fourchette se réduit à 0,04 - 1,64 Bq/m³ par TBq/an.
- En ce qui concerne le ^{125}Sb , la fourchette se réduit à 0,17 - 0,83 soit un rapport de 1 à 5 pour des distances entre le point de rejet et celui de mesures variant de 2 km (Jobourg) à 100 km (Granville). Cela traduit l'efficacité de la dilution dans le champ proche qui amène très rapidement les concentrations de radionucléides dans le panache des rejets à des niveaux comparables à ceux de l'eau de mer environnante. A plus long terme, la dispersion des rejets dans les tourbillons du golfe Normand - Breton entraîne une homogénéisation des masses d'eaux qui repassent dans le champ proche (Jobourg - Goury - La Hague - Jardeheu). Le facteur de dilution est relativement faible en dehors du champ proche (cf. résultats de modélisation hydrodynamique [24]).
- La valeur obtenue à Goury par ce mode de calcul est en bon accord avec les résultats antérieurs rappelés ci-dessus.
- Bien qu'il y ait peu de mesures réalisées à Granville et Barfleur, les résultats sont conformes à ceux d'autres travaux ([23], [28]). L'homogénéisation des rejets dans l'eau de mer à moyenne échelle rend les mesures ponctuelles plus représentatives.

6.1.1.3.4 Sélection des facteurs de dilution

En raison du nombre de mesures disponibles et de la constance du rapport entre les quantités annuelles rejetées et les concentrations mesurées, il est proposé de prendre la valeur du facteur de dilution obtenue par l'IPSN à Goury comme référence (0,76 Bq/m³ par TBq/an). Le panache de rejets individuels n'apparaissant pas de façon marquante dans les mesures répertoriées par le GT2, ce facteur de dilution représente en pratique une valeur moyenne qui peut être retenue pour un élément strictement soluble dans la région du cap de la Hague.

Un tableau récapitulatif des facteurs de dilution proposés pour les différentes stations de prélèvement a été établi. Il est basé sur les résultats de mesures pour l'antimoine 125, en tenant compte de la représentativité de chacune des valeurs (variabilité, nombre de mesures significatives). Les résultats acquis par l'IPSN lors des campagnes de mesures au large sont également pris en compte. Les valeurs ainsi choisies sont en bonne cohérence avec les résultats de modélisation hydrodynamique [24]. Afin de faciliter les comparaisons, les facteurs de dilution sont aussi représentés avec une échelle relative relative à Goury.

Ces valeurs reflètent l'état actuel des connaissances et expriment l'impact moyen annuel à l'échelle annuelle d'un élément strictement soluble. Compte tenu de la variabilité observée, il paraît raisonnable de leur attribuer une incertitude de plus ou moins 20%. Cette incertitude représente un écart moyen sur des moyennes annuelles portant sur un grand nombre de mesures. Les résultats de mesures sur des échantillons isolés d'eau de mer ont une variabilité beaucoup plus importante.

Les écarts par rapport à ces valeurs, observés pour les autres radionucléides, reflètent leur moindre conservativité (perte en fonction de la distance pour le ¹⁰⁶Ru, excès à long terme pour le ⁶⁰Co), ou l'impact éventuel d'autres sources (¹³⁷Cs). Les transferts de radionucléides vers les espèces vivantes et les sédiments se faisant par l'intermédiaire de l'eau de mer, ces écarts seront à prendre en considération lors de la comparaison entre les prévisions des modèles et les résultats des mesures dans ces constituants du milieu.

6.1.1.3.5 Représentations cartographiques

Les facteurs de dilution retenus ont été reportés sur les cartes du Cotentin. Ils sont exprimés en valeur relative par rapport au facteur de dilution à Goury.

Les mesures d'antimoine 125 effectuées lors des campagnes en mer des années 1983, 1986, 1988 et 1994 ont permis d'établir l'impact moyen des rejets des usines COGEMA La Hague au large [23]. En les représentant avec la même échelle, la cohérence de ces résultats avec ceux retenus apparaît clairement. Un accord similaire est obtenu avec les résultats de la modélisation hydrodynamique.

6.1.1.3.6 Dilution des rejets EDF

Les facteurs de dilution des rejets de la centrale EDF ne sont pas directement accessibles par la mesure. En effet, les quantités annuelles rejetées par la centrale sont, pour la plupart des radionucléides, très inférieures à celles rejetées par COGEMA. Par ailleurs, les seuls radionucléides pour lesquels les rejets de la centrale sont comparables ou supérieurs à ceux de COGEMA (⁵⁸Co, ⁵⁴Mn, ^{110m}Ag), n'ont pas été détectés dans l'eau de mer.

Seule une méthode indirecte, résultant des confrontations modèles / mesures dans les espèces pour lesquelles cet impact est détectable (patelles, algues) permet d'évaluer un facteur de dilution similaire à celui défini pour les rejets COGEMA. Ce point est développé dans le paragraphe 6.1.2.2.

6.1.2 Espèces marines

6.1.2.1 Analyse des résultats de mesures

Les espèces ayant fait l'objet de suivis réguliers de leur radioactivité dans les différentes stations du Nord-Cotentin ont été répertoriées. La fréquence des mesures va de la semaine à l'année.

Les limites de détection des différents organismes et l'évolution des quantités rejetées font qu'un nombre restreint de radionucléides ont pu être détectés lors de chaque mesure. Le GT2 a synthétisé l'ensemble des mesures fournies par les différents organismes sous la forme de moyennes annuelles. Le nombre de mesures significatives par rapport au nombre total de mesures réalisées dans l'année, la moyenne, l'écart type et la valeur maximale sont également précisés.

Afin de disposer de valeurs représentatives pour l'exploitation des résultats, le choix a été fait, comme pour l'eau de mer, de ne tenir compte des moyennes annuelles que lorsque au moins 75 % des mesures étaient significativement supérieures à la limite de détection.

Un tableau de synthèse des mesures a été réalisé.

6.1.2.2 Expression des résultats

Les moyennes annuelles des mesures, ainsi que les valeurs maximales mesurées, sont représentées sur des graphiques à échelle linéaire. Sur les mêmes graphiques sont représentées les prévisions des modèles correspondants. Le calcul est réalisé comme suit :

$$((\text{Rejet annuel} \times \text{Facteur de dilution}) + \text{Bruit de fond}) \times \text{FC dans l'espèce} = \text{Prévision du Modèle.}$$

Lorsque les rejets liquides de la centrale nucléaire de Flamanville ont été supérieurs au 50^{ème} des rejets des usines de La Hague, leur contribution a été prise en compte et la zone de Flamanville a été distinguée de la zone Hague. Ce traitement concerne uniquement les radionucléides ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co et ^{110m}Ag, dans la mesure où l'impact des rejets des autres radionucléides par la centrale de Flamanville n'est *a priori* pas décelable.

Dans ce cas, le calcul est réalisé comme suit :

$$((\text{Rejet annuel COGEMA} \times \text{Facteur de dilution COGEMA}) + (\text{Rejet annuel EDF} \times \text{Facteur de dilution EDF}) + \text{Bruit de fond}) \times \text{Facteur de concentration dans les espèces} = \text{Prévision du modèle}$$

Les données utilisées pour le modèle sont :

- rejets annuels : valeurs fournies par le GT1. Pour ce qui concerne le ⁵⁸Co, le GT1 a estimé les rejets en tenant compte du facteur de transfert du ⁶⁰Co dans l'usine. Ce premier calcul a conduit à des estimations de rejet de 15 à 10¹² fois plus faibles que les valeurs mesurées sur les effluents par COGEMA. Par contre, les mesures dans l'environnement montrent un impact plus en rapport avec les valeurs mesurées dans les effluents. La confrontation modèles / mesures a été réalisée avec les deux séries de données de rejets et a conduit le GT1 à retenir comme terme source les valeurs obtenues par la mesure des effluents (cf. paragraphe 6.1.1.3.2) ;
- facteurs de dilution (FD) : facteurs obtenus par la méthode décrite au paragraphe 6.1.1.

Pour les rejets de la centrale de Flamanville, la valeur communiquée par EDF pour le champ proche, 137 Bq/m³ par TBq rejeté annuellement, est 180 fois plus élevée que celle pour les rejets des usines COGEMA. Elle correspond à un impact simulé par modélisation hydrodynamique dans des conditions de dilution minimales : concentration calculée immédiatement après un rejet, à 500 m de l'émissaire à l'étal et par fort coefficient de marée. Cette simulation a pour but d'évaluer les concentrations maximales mesurables dans l'environnement et ne prétend pas représenter un impact moyen. La comparaison modèle / mesures pour les *Fucus* et les patelles à Flamanville amène plutôt à retenir une valeur de 3 Bq/m³ par TBq/a, pour représenter la moyenne annuelle des concentrations biodisponibles dans l'eau de mer à la côte autour du cap de Flamanville. La détermination de ce facteur de dilution repose sur un faible nombre de mesures et dépend

directement des facteurs de concentration du cobalt. Cette valeur sera utilisée dans la suite de la confrontation. En conséquence, quatre zones ont été définies pour la prise en compte de l'impact de Flamanville : la zone Carteret ($FD = 0,2 \times FD$ à Flamanville), la zone de Cherbourg ($FD = 0,35 \times FD$ à Flamanville) et la zone de la Hague qui a été subdivisée en deux : zone du cap de Flamanville ($FD = 1 \times FD$ à Flamanville) et zone du Cap de La Hague ($FD = 0,5 \times FD$ à Flamanville).

- facteurs de concentration (FC) : ces facteurs ont été listés. En ce qui concerne le ^{14}C , les FC utilisés sont de 5 000. Les valeurs exprimées en Bq/kg frais sont déduites des valeurs fournies par le GT2 en Bq/kg de carbone en tenant compte d'une teneur en carbone de 45% du poids sec et d'un rapport poids frais / poids sec de 4,6. Ces valeurs représentent la moyenne des teneurs mesurées par l'IPSN en milieu marin.
- rapport valeur mesurée / valeur calculée (RMC) : ce facteur permet de comparer les mesures dans l'environnement aux résultats des calculs.

6.1.2.3 Commentaires et conclusions

Les graphiques et figures élaborés par le GT3 ont fait l'objet de commentaires, repris dans les sous-paragraphes ci-après. Leur exploitation a permis de proposer, en conclusion, de valider les facteurs de concentration, moyennant la prise en compte des éléments qui suivent :

- *application de facteurs correctifs, indépendants du lieu de prélèvement, permettant de prendre en compte les caractéristiques des différents radionucléides, et notamment leur affinité pour les particules, mais également les interactions spécifiques pouvant exister entre un radionucléide et une espèce donnée (par exemple, certains types de mollusques concentrent plus certains radionucléides que d'autres types de mollusques). Indirectement, de tels facteurs correctifs permettent de prendre en compte "l'effet retard" dû au relargage des radionucléides par les sédiments. Ainsi, sans avoir de réelle signification physique, ils permettent de prendre en compte globalement un ensemble de mécanismes et de caler le modèle au mieux sur la radioactivité de l'environnement. L'ampleur de ces facteurs correctifs est la plupart du temps cohérente avec la variabilité des facteurs de concentration pour une même espèce, pouvant s'échelonner dans un rapport de 1 à 10. De tels facteurs correctifs ont été présentés sous une forme permettant d'évaluer, en chaque lieu de pêche, les concentrations moyennes et maximales des différents produits marins.*

La recommandation de facteurs correctifs différents avant et après 1990 résulte directement des résultats de la confrontation modèles / mesures. Cette différenciation concerne principalement le ^{60}Co (toutes espèces), et dans une moindre mesure le ^{106}Ru et le ^{125}Sb (moules et sédiments). Elle peut s'expliquer par des phénomènes d'intégration dans le temps de la radioactivité dans les différentes espèces : les mesures peuvent alors refléter l'influence de rejets ayant eu lieu plusieurs années avant, à une époque où les quantités rejetées étaient plus importantes.

En effet, les sédiments fixent une fraction non négligeable de certains radionucléides rejetés. A moyen ou long terme, ces radionucléides sont susceptibles de repasser en solution dans l'eau de mer (phénomène de relargage) et redeviennent alors biodisponibles pour les espèces vivantes. Les sédiments peuvent également marquer directement les espèces par l'intermédiaire des particules en suspension. Ces phénomènes concerneraient surtout le ^{60}Co . En ce qui concerne le ^{106}Ru et le ^{125}Sb , la nette diminution des rejets à partir de 1987 rend plus perceptible ces phénomènes de mémoire des sédiments dans les années qui ont suivi cette diminution.

Aussi, pour l'ensemble des espèces et des radionucléides pris en compte, la date de 1990 paraît être un bon compromis pour différencier les périodes ayant des facteurs correctifs différents :

- *évaluation d'écarts - types moyens, permettant d'appréhender la distribution des radionucléides dans l'environnement.*

- *identification d'un nombre très limité (quelques unités) de mesures réalisées dans l'environnement qui n'ont pu être expliquées par la modélisation développée ci-dessus. Dès lors qu'elles sont apparues comme potentiellement représentatives d'un phénomène exceptionnel – notamment, dès lors qu'elles ne peuvent être expliquées par un prélèvement ou une analyse défectueux –, il a été proposé qu'elles ne soient prises en compte que dans le cadre d'un scénario exceptionnel.*
- *la rupture de la conduite à la fin de l'année 1979 a occasionné un marquage plus important, sur quelques mois en 1979 et en 1980, sur les différentes espèces prélevées à l'anse des Moulinets. Les impacts relatifs sont commentés dans chaque fiche concernée. Cet événement illustre l'importance de la position du point de rejet vis à vis de l'impact à la côte dans le champ proche : l'anomalie n'a pas concerné les autres stations de mesures pour lesquelles la dilution "normale" a eu le temps de s'effectuer. La variabilité des mesures reflète le caractère momentané de la fuite par rapport à la moyenne annuelle. C'est pourquoi il apparaît plus pertinent, pour évaluer l'impact dosimétrique de cet accident, de reconstituer les concentrations dans l'eau de mer pour ces deux années, en se basant sur les mesures disponibles dans les patelles et les Fucus en les pondérant par leur nombre, pour tous les radionucléides pour lesquels des mesures sont disponibles dans ces espèces. Pour les autres radionucléides, on reconstitue les concentrations dans l'eau de mer en utilisant un facteur multiplicatif moyen des facteurs multiplicatifs utilisés pour les autres radionucléides. Pour les sédiments de l'anse des Moulinets pour lesquels cet impact a été plus durable, on utilise les mesures disponibles sur la période postérieure à l'accident.*
- *lorsque la confrontation n'est pas apparue significative ou lorsqu'elle est apparue impossible, en l'absence d'un nombre suffisant de mesures de l'environnement, les facteurs de concentration ont été acceptés par défaut pour évaluer les concentrations moyennes des espèces. Par contre, dans ces cas-là, le groupe de travail a recommandé d'utiliser les valeurs mesurées, pour disposer d'une estimation de valeurs maximales possibles, et les écarts - types correspondants.*
- *dans les derniers cas, c'est-à-dire ceux pour lesquels, en l'absence de facteurs de concentration existant dans la littérature, ceux de leurs analogues chimiques les plus proches ont été retenus, il a été décidé de retenir également, lorsqu'il a été possible d'en fournir, les facteurs correctifs correspondants.*

Les conclusions de l'analyse des données disponibles pour les différentes espèces ainsi que la démarche retenue pour établir ou corriger les facteurs de concentration en fonction des différentes périodes considérées, sont explicitées dans les paragraphes suivants.

6.1.2.3.1 Moules

- Aucune valeur mesurée (valeurs moyennes et maximales) ne dépasse d'un facteur supérieur à 9 les valeurs calculées. Les valeurs disponibles pour le carbone-14 sont en nombre limité et les valeurs significatives sont rares pour l'américium 241 et le curium 244.
- Les moyennes annuelles mesurées sont globalement plus faibles que les valeurs calculées (RMC moyen = 0,41), en particulier pour les ¹³⁷Cs et ¹²⁵Sb qui sont les plus conservatifs, c'est-à-dire qui s'associent peu aux particules (RMC = 0,48 et 0,47 respectivement). Le facteur de concentration retenu, valable pour tous les mollusques n'étant pas spécifique des moules, ces valeurs paraissent raisonnables.
- ¹²⁵Sb - Ce radionucléide se fixe peu sur les moules (FC = 20) : il y a sept fois moins de mesures d'antimoine significatives que pour les autres radionucléides ; seuls les résultats pour FD = 0,5 sont exploitables. La dispersion des mesures est faible et l'ensemble des moyennes annuelles se situe dans un rapport de 1 à 2 par rapport aux valeurs calculées. Cette homogénéité peut être attribuée au comportement conservatif de l'antimoine qui se fixe peu sur les sédiments durant le transport des masses d'eaux, de plus les mesures sont moins perturbées par les particules contenues dans les moules.

- ^{137}Cs - Les mesures sont en moyenne comparables à celles de l'antimoine avec cependant une dispersion plus importante. Cette variabilité n'est pas expliquée dans l'état actuel des connaissances. Parmi les explications envisageables pourraient figurer l'influence des particules mesurées en même temps que les moules et l'incertitude sur les autres sources (apports atlantiques et retombées de Tchernobyl). Cette remarque concerne particulièrement la période 1982 - 1989 où les valeurs maximales mesurées dépassent notablement les valeurs calculées à St Vaast et à Barfleur.
- ^{106}Ru - Les mesures pour le ruthénium sont en moyenne cinq fois plus faibles que les valeurs calculées. Les observations faites dans l'eau de mer permettraient de prévoir ce déficit. Il provient de la fixation du ^{106}Ru par les particules sédimentaires, associée à sa période relativement courte (un an). Jusqu'en 1989, aucune valeur mesurée ne dépasse la moitié des concentrations calculées. Les seules mesures plus élevées que les valeurs calculées sont observées en 1991. Une explication pourrait être la forte décroissance des rejets en 1991 par rapport à ceux des années antérieures, compensé par un apport dû à des relargages par les sédiments.
- ^{60}Co - Comme pour le ^{106}Ru , l'évolution des mesures de cobalt est à comparer avec celle observée dans l'eau de mer. La concentration mesurée, d'abord plus faible que celle calculée augmente graduellement au cours du temps, et finit par dépasser les prévisions à partir de 1991. Comme pour l'eau de mer, ces observations sont probablement la conséquence du stockage sédimentaire. Il est vraisemblable que les particules sédimentaires constituent une source différée qui piège une fraction notable du cobalt lorsque les rejets augmentent ou sont stables, et en relargue dans le milieu des quantités mesurables lorsque les rejets décroissent.
- ^{14}C : les valeurs mesurées (valeurs moyennes et maximales) sont plus faibles que celles calculées par le modèle, que ce soit dans la zone de La Hague ou dans celle de Barfleur. Un facteur de concentration de 5000, utilisé dans le modèle de COGEMA, semble plus proche de la réalité, quoique toujours élevé. Le nombre de mesures est cependant très insuffisant pour pouvoir donner un avis définitif sur le FC choisi. Par défaut, le GT3 a retenu ce facteur de concentration.
- ^{241}Am et ^{244}Cm : les valeurs mesurées sont inférieures ou du même ordre de grandeur que les valeurs calculées ; elles sont cependant trop rares pour permettre la moindre conclusion sur le bien-fondé des paramètres choisis.
- La variabilité des mesures exprimée par les écarts - types est à utiliser avec précaution, le mode de calcul des moyennes annuelles (prise en compte des limites de détection lorsqu'il n'y a pas de valeur mesurée), et le faible nombre de mesures concernées (exemple : écart type égal à 0 lorsqu'il n'y a que deux mesures identiques) pouvant altérer leur représentativité. Cependant, les remarques faites concernant la variabilité pluriannuelle s'appliquent aussi à la variabilité interannuelle : l'antimoine (écart - type moyen : 27%) montre une variabilité nettement plus faible que les autres radionucléides (écarts - types moyens entre 42 et 54%).

Le groupe a proposé les facteurs correctifs donnés dans le tableau ci-dessous. Aucune autre confrontation n'est apparue significative.

Radionucléide	Facteur correctif des moyennes	Facteur correctif des maximums	Ecart-type	Mesure à caractère exceptionnel (ratio par rapport à la moyenne)
Jusqu'en 1990 Antimoine 125 Après 1990	0,5 0,5	2 6	30 %	-
Césium 137	0,5	6	50 %	-
Jusqu'en 1990 Ruthénium 106 Après 1990	0,2 1	0,8 3,5	50 %	-
Jusqu'en 1990 Cobalt 60 Après 1990	0,5 2	2 6	50 %	-

Tableau 6.1.2.3.1 : Facteurs correctifs applicables aux estimations de la radioactivité dans les moules.

6.1.2.3.2 Patelles

- L'incident de la conduite de rejet qui a eu lieu fin 1979 a eu un impact net sur les mesures effectuées à l'anse des Moulinets en 1979 et 1980 pour tous les radionucléides. Le RMC est supérieur d'un facteur qui se situe environ entre 10 et 70 à celui enregistré sur les autres stations de mesure pour lesquelles FD = 1.
- Deux anomalies sont visibles pour le ^{137}Cs mesuré en 1985 à l'anse des Moulinets, et en 1992 à l'anse St Martin. Ces anomalies sont associées à un fort écart type (respectivement 186 et 300 %). Elles s'expliquent toutes deux par la seule mesure de la valeur maximale qui est suffisamment élevée pour modifier la moyenne annuelle (respectivement 55 et 75 fois plus élevée). Ces valeurs atypiques n'étant pas décelables simultanément avec les autres radionucléides, elles sont vraisemblablement dues à des erreurs de mesure ou à un apport de radioactivité autre que celui du rejet liquide de La Hague.
- Une autre anomalie concerne le ^{60}Co mesuré à Sciotot par COGEMA en 1989, cette anomalie ne concerne que les mesures de COGEMA en 1989 (4 mesures), mais pas celles réalisées par l'IPSN au même lieu et la même année (10 mesures) ou par d'autres organismes dans les stations proches en 1989. Dans la mesure où l'IPSN et l'OPRI ont effectué un plus grand nombre de mesures du même type ne révélant pas la même anomalie et qu'il en est de même pour les autres espèces mesurées dans cette zone, il est proposé de ne pas prendre en compte ces résultats.

Les commentaires qui suivent ne concernent que les autres résultats : les valeurs de la station des Moulinets et la valeur atypique de l'anse St Martin de 1992 en ^{137}Cs ne sont pas prises en compte.

- Aucune valeur mesurée (valeurs moyennes et maximales) ne dépasse d'un facteur supérieur à 7 les valeurs calculées.
- Les moyennes annuelles mesurées sont globalement plus faibles que les valeurs calculées (RMC moyen = 0,65). Cela est moins vrai pour les ^{137}Cs et ^{125}Sb par rapport au ^{106}Ru et au ^{60}Co . En effet, ils sont les plus conservatifs (RMC = 0,6 et 1,2 respectivement). Le facteur de concentration retenu, valable pour tous les mollusques n'étant pas spécifique des patelles, ces valeurs paraissent raisonnables.
- ^{125}Sb - Ce radionucléide se fixe peu sur les patelles (FC = 20) et est mesurable essentiellement pour FD = 1. La dispersion des mesures est faible : l'ensemble des moyennes annuelles se situe dans un rapport de 1 à 4 par rapport aux valeurs calculées, et la moyenne des valeurs est proche de cette valeur calculée (RMC moyen = 1,2). Cette homogénéité peut être attribuée au comportement conservatif de l'antimoine qui se fixe peu sur les sédiments durant le transport

des masses d'eaux, de plus les mesures sont peu perturbées par les particules contenues dans les patelles. Il n'est pas anormal que le RMC moyen soit supérieur à 1 : en effet, il a été indiqué auparavant que la variabilité des facteurs de concentrations pouvait être d'un ordre de grandeur. Un facteur correctif de 1,2 signifierait que le facteur de concentration de l'antimoine 125 dans les patelles est légèrement supérieur au facteur de concentration moyen utilisé pour les mollusques et a fortiori pour les moules (facteur correctif de 0,5).

- ^{137}Cs - Les mesures sont en moyenne comparables à celles de l'antimoine avec cependant une dispersion des mesures un peu plus importante et un RMC moyen un peu plus faible (0,6).
- ^{106}Ru - Les mesures pour le ruthénium sont en moyenne trois fois plus faibles que les valeurs calculées. Les observations faites dans l'eau de mer permettaient de prévoir ce déficit qui provient vraisemblablement de la fixation du ^{106}Ru par les particules sédimentaires, associée à sa période relativement courte (un an) : le déficit est d'autant plus important que le lieu de prélèvement est éloigné du point de rejet.
- ^{60}Co - Comme pour le ^{106}Ru , l'évolution des mesures de cobalt est à comparer avec celle observée dans l'eau de mer. La concentration mesurée, d'abord plus faible que celle calculée, augmente graduellement au cours du temps, et finit par dépasser les prévisions à partir de 1992. Ces observations sont probablement la conséquence du stockage sédimentaire : les particules sédimentaires constituent une source différée qui piège une fraction notable du cobalt lorsque les rejets augmentent ou sont stables, et en relargue dans le milieu des quantités mesurables lorsque les rejets décroissent. Ces phénomènes pourraient expliquer la faible diminution des niveaux mesurés observables durant la période 1990 - 1996, qui ne semble pas en rapport avec la diminution des quantités rejetées par les usines de La Hague.
- $^{14}\text{C}^{28}$, ^3H , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{241}Am , ^{244}Cm : le faible nombre d'échantillons mesurés (moins de 12 pour chaque radionucléide), ne permet pas de porter un jugement sur la validité du modèle, et en conséquence, de remettre en cause les facteurs de concentration choisis par défaut.
- ^{90}Sr : quoique en moyenne plus faibles que celles calculées (d'un facteur 2,4 en moyenne), les valeurs mesurées montrent une dispersion assez faible et sont en bon accord avec le modèle.
- ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$: les deux radionucléides ont un comportement similaire : les valeurs mesurées sont plus faibles que celles calculées en moyenne d'un facteur 2, avec une tendance à la diminution de cet écart depuis 1990. Deux mesures s'écartent sensiblement de la moyenne pour $^{239+240}\text{Pu}$ en 1987 dans la zone Hague et en 1990 à Cherbourg.
- $^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$: l'impact de l'accident de la conduite est clairement visible en 1979 (RMC moyen de 64, avec un maximum à 127) et dans une moindre mesure en 1980. Les autres mesures montrent des valeurs plus élevées (d'un facteur 3 en moyenne) que celles calculées, en particulier en 1983 et en 1987. La moyenne particulièrement élevée de 1987 (26) est vraisemblablement liée à un effet de mémoire du milieu, associé à la diminution des rejets d'un facteur 10 entre 1986 et 1987.
- ^{134}Cs : l'incident de la conduite a été sensible pour cet élément ; les RMC sont en moyenne 4 fois plus élevés que pour le ^{137}Cs .
- ^{65}Zn : l'accident de la conduite a été perceptible pour cet élément. Les données de rejet n'étant pas disponibles avant 1982, la comparaison modèles / mesures n'a pu être effectuée qu'après cette date : les valeurs mesurées sont en moyenne 3 fois plus faibles que les valeurs calculées.

²⁸ En ce qui concerne le ^{14}C , le FC utilisé est de 5 000, les valeurs exprimées en Bq/kg frais sont déduites des valeurs fournies par le GT2 en Bq/kg de carbone en tenant compte d'une teneur en carbone de 45% du poids sec et d'un rapport poids frais / poids sec de 4,6. Ces valeurs représentent la moyenne des teneurs mesurées par l'IPSN en milieu marin.

Par contre, le nombre de mesures entre 1978 et 1982 étant suffisant, il est possible de reconstituer le terme source grâce à ces mesures, en utilisant le facteur de concentration et le facteur correctif calculé sur la période postérieure.

- ^{54}Mn : les valeurs mesurées montrent une assez grande dispersion, elles sont du même ordre de grandeur que les valeurs calculées.
- $^{110\text{m}}\text{Ag}$: les valeurs mesurées sont en moyenne 15 fois plus élevées que les valeurs calculées. La comparaison faite avec les mesures dans les autres espèces a permis de démontrer que plusieurs raisons pouvaient expliquer un tel écart entre la modélisation et les mesures :
 - le terme source COGEMA peut être sous-estimé lors des analyses²⁹ sur les rejets pour la période antérieure au fonctionnement de la centrale EDF. En effet, les RMC pour toutes les espèces suivent des évolutions similaires, avec une sous-estimation systématique des valeurs calculées ;
 - selon les espèces, des facteurs correctifs très différents doivent être appliqués pour assurer une bonne adéquation entre la modélisation et les mesures, remettant ainsi également en cause certaines valeurs de facteurs de concentration.

Pour toutes ces raisons, il a été décidé de reconstituer les concentrations de $^{110\text{m}}\text{Ag}$ dans l'eau de mer dans toutes les zones de pêche à partir de l'ensemble des mesures disponibles, sans pour autant reconstituer les termes sources de COGEMA et d'EDF, et de déterminer, pour chaque espèce, des facteurs correctifs indépendants des zones de pêche.

- ^{58}Co : si l'impact de la centrale de Flamanville est bien décrit par le modèle, les quelques valeurs mesurées dans la zone de La Hague et de Flamanville avant 1987 ne sont pas en rapport avec les rejets calculés par le GT1 (RMC moyen de 10 et maximum de 67). Les valeurs de rejet mesurées par COGEMA paraissent plus réalistes (RMC moyen de 0,5 et maximum de 7,3).
- La variabilité des mesures exprimée par les écarts - types est à utiliser avec précaution, le mode de calcul des moyennes annuelles (prise en compte des limites de détection lorsqu'il n'y a pas de valeur mesurée), et le faible nombre de mesures concernées (exemple : écart type égal à 0 lorsqu'il y a deux mesures identiques) pouvant altérer leur représentativité. Excepté pour ^{137}Cs qui montre des écarts - types plus élevés avant 1987, la dispersion des mesures est comparable pour l'ensemble des radionucléides rejetés par les usines COGEMA.

Sauf pour les résultats de l'anse des Moulinets pour laquelle il n'y a pas de mesures de moules, l'ensemble des remarques concernant les patelles sont proches de celles effectuées pour les moules. Cependant, la dispersion des résultats des patelles, globalement plus faible que pour les moules, et leur disponibilité plus grande (en particulier dans l'environnement proche du point de rejet) les rend plus intéressantes dans le contexte de l'évaluation de l'impact des rejets marins des usines COGEMA. Les patelles montrent une capacité de fixation de ^{125}Sb plus élevée que les moules (RMC moyen de 1,2 au lieu de 0,5).

Le groupe a proposé les facteurs correctifs donnés dans le tableau ci-dessous. Aucune autre confrontation n'est apparue significative. En outre, il est proposé d'entériner les conclusions de la confrontation modèles / mesures pour les moules à l'ensemble des mollusques filtreurs et d'entériner les conclusions de la confrontation modèles / mesures pour les patelles à l'ensemble des mollusques non filtreurs, à l'exception du problème spécifique de la fuite de la conduite (1979-1980) précédemment décrit.

²⁹ En présence d'activité significative en ^{137}Cs dans les rejets, le $^{110\text{m}}\text{Ag}$ est plus difficilement détectable par spectrométrie gamma directe.

Radionucléide	Facteur correctif des moyennes	Facteur correctif des maximums	Ecart-type	Mesure à caractère exceptionnel (ratio par rapport à la moyenne)
Antimoine 125	1,2	7	35 %	-
Césium 137	0,6	5	50 %	Anse des Moulinets : 55 Anse Saint-Martin : 75
Ruthénium 106	0,4	5	35 %	-
Jusqu'en 1990 Cobalt 60	0,5	7	35 %	-
Après 1990	1,2			
Strontium 90	0,4	2	40 %	-
Plutonium 238, 239 + 240	0,6	7,6	35 %	
Cérium 144	3,1	67	70 %	-
Césium 134	3,4	38	50 %	-
Zinc 65	0,35	1,7	35 %	-
Manganèse 54	1	7,6	45 %	-
Cobalt 58 (avec le rejet COGEMA mesuré)	0,5	7,3	30 %	-
Argent 110m	15	140	30 %	-

Tableau 6.1.2.3.2 : Facteurs correctifs applicables aux estimations de la radioactivité des patelles.

6.1.2.3.3 Poissons

Les espèces de poissons généralement concernées par les prélèvements sont : le tacaud (*Gadus luscus*), le congre (*Conger conger*), la roussette (*Scylliorhinus canicula*), la raie (*Raja clavata*), la plie (*Pleuronectes platessa*), la vieille (*Labrus bergylta*), et la truite de mer (*Salmo trutta*). COGEMA distingue deux catégories de poisson sans préciser l'espèce prélevée : les poissons ronds et les poissons plats.

- A la différence des espèces vivant sur les substrats marins (algues, mollusques), les poissons se déplacent par rapport à la masse d'eau. Il s'ensuit que le lieu de pêche ne reflète pas nécessairement le lieu qui aura eu un impact maximum pour le poisson du point de vue de son marquage radioactif : un poisson pêché au nord de Cherbourg aura pu séjourner près du point de rejet des usines de La Hague et montrer un marquage plus élevé que celui prévisible pour sa zone de pêche. Cette mobilité est susceptible d'entraîner une plus grande variabilité des mesures, en particulier pour les résultats acquis près du cap de La Hague (FD = 1), sans pour autant remettre en cause fondamentalement la hiérarchie de facteurs de dilution entre les différentes zones de pêche.
- Les valeurs mesurées par le GEA aux Huquets (haut-fond situé à 500m au sud-est du point de rejet, dans la zone de balancement des marées par rapport à ce point), font ressortir des valeurs sensiblement plus élevées que les autres mesures réalisées dans les zones où le facteur de dilution vaut 1. Ces résultats ne surprennent pas car le FD de 1 reflète un impact moyen à la côte qui n'est pas représentatif de la dispersion dans le champ proche du point de rejet. Au total il apparaît que, excepté pour le ruthénium, radionucléide pour lequel des valeurs encore plus importantes ont été enregistrées, les valeurs mesurées sont en moyenne 2,6 fois supérieures à celles calculées pour un FD de 1 (fourchette de 2,2 à 3,2).
- Les valeurs mesurées pour le ruthénium et les quelques valeurs pour l'antimoine montrent que les facteurs de concentration retenus apparaissent comme sous-estimés en moyenne d'un facteur 4. Les valeurs mesurées étant généralement très proches des limites de détection (respectivement 5 et 27 mesures sont disponibles pour le ¹²⁵Sb et le ¹⁰⁶Ru, contre 825 pour le ¹³⁷Cs), les mesures reflètent un écrêtage par le haut des concentrations réellement présentes

dans les poissons. Ce facteur 4 n'est donc vraisemblablement pas représentatif des valeurs réelles, toutefois les calculs ont été refaits en tenant compte de ce facteur multiplicatif.

- Trois valeurs notablement plus élevées que l'impact calculé concernant le ^{106}Ru mesuré aux Huquets dans le tacad par le GEA en 1993 (RMC max = 275), le ^{106}Ru mesuré aux Huquets dans la roussette par le GEA en 1982 (RMC max = 64), et le ^{106}Ru mesuré à Flamanville dans la vieille en 1996 (RMC max = 67). Ces anomalies ne reflètent chacune qu'une seule mesure significative et ne sont vraisemblablement pas représentatives du marquage moyen.

Pour ce qui concerne l'anomalie de ruthénium 106 mesuré à Flamanville en 1996, étant donné que les mesures de tourteaux et de patelles effectuées la même année et au même endroit ne révèlent pas la même anomalie, il est proposé de ne pas prendre en compte ce résultat de mesure pour la suite des travaux du GT4.

Pour ce qui concerne les deux valeurs anormales de ruthénium 106 mesurées aux Huquets en 1982 et 1993, les mesures de tourteaux réalisées au même endroit de 1981 à 1996 par le GEA ne montrent pas d'augmentation sensible en ^{106}Ru . Etant donné la proximité du point de rejet, il n'est pas exclu que les poissons pêchés aient séjourné dans une zone nettement plus marquée que les Huquets (cf. 1^{er} § des commentaires). Il est proposé de les prendre en compte uniquement dans une approche de calcul spécifique à définir par le GT4, en considérant qu'une fraction des poissons pêchés dans cette zone pourra avoir des concentrations notablement plus élevées en ^{106}Ru . Au vu des résultats, cette fraction équivaldrait à 2 mesures anormales sur 56 mesures réalisées aux Huquets, soit une proportion de 3,6 % des poissons pouvant présenter des concentrations moyennes 170 fois plus élevées.

Les commentaires qui suivent ne concernent pas les trois valeurs atypiques de ^{106}Ru précitées et tiennent compte d'un facteur multiplicatif de 4 pour les facteurs de concentration de l'antimoine et du ruthénium et de 2,6 pour le facteur de dilution aux Huquets.

- Aucune valeur mesurée (valeurs moyennes et maximales) ne dépasse d'un facteur supérieur à 10 les valeurs calculées.
- Les moyennes annuelles mesurées sont globalement plus faibles que les valeurs calculées pour le ^{137}Cs et le ^{60}Co (RMC moyen = 0,23 et 0,76 respectivement).
- ^{125}Sb - Ce radionucléide se fixe peu sur les poissons (FC = 20) et est rarement détecté (5 mesures au total). Il s'ensuit une forte dispersion des mesures qui ne représentent vraisemblablement qu'un impact maximum (les valeurs plus faibles n'étant pas prises en compte). Les valeurs se situent dans un rapport de 1 à 8 par rapport aux valeurs calculées, et de 1 à 2 en appliquant une correction d'un facteur 4 sur le facteur de concentration.
- ^{137}Cs - Hormis dans le champ proche, les mesures de ce radionucléide sont assez homogènes et suivent l'évolution des rejets. Le RMC moyen est plutôt faible (0,23). Deux mesures de COGEMA sont un peu plus élevées en 1987 et 1988, ainsi que 4 mesures du GEA à Flamanville en 1979 - 1980 (RMC de 2 à 3) qui pourraient être attribuées à la rupture de la conduite de rejet fin 1979.
- ^{106}Ru - Les mesures pour le ruthénium montrent une grande dispersion et sont en moyenne quatre fois plus élevées que les valeurs calculées. La faiblesse des facteurs de concentration (2 ou 8) rend l'influence des éléments perturbateurs plus sensible (particules mesurées en même temps que le poisson). De plus, le faible nombre de mesures significatives sous-entend que seuls les maximums sont mesurés. Les résultats acquis sont donc à utiliser avec précaution ; cependant, les valeurs plus élevées mesurées à l'anse des Moulinets par l'OPRI en 1979, et par COGEMA en 1980 peuvent éventuellement être attribuées à la rupture de la conduite de rejet fin 1979.
- ^{60}Co - Comme pour les autres espèces, l'évolution des mesures de cobalt est à comparer avec celle observée dans l'eau de mer (cf. paragraphe 6.1.2.3.2)

- ^{14}C : les valeurs mesurées dans la zone de La Hague (valeurs moyenne et maximale) sont nettement plus faibles que celles calculées par le modèle. Le nombre de mesures est très insuffisant pour pouvoir donner un avis sur le bien-fondé du FC choisi.
- ^{90}Sr : la plupart des valeurs observées sont comprises entre les valeurs calculées avec le FC recommandé et celles calculées avec le FC minimum. Les valeurs maximales observées sont proches des valeurs calculées avec le FC recommandé. La contribution du bruit de fond est négligeable. L'évolution des RMC montre une tendance à l'augmentation au cours du temps, comparable à celle observée pour le ^{60}Co .
- ^{99}Tc : la seule valeur disponible (zone de La Hague) est nettement supérieure à celle calculée par le modèle avec le FC recommandé ; cela n'autorise aucune conclusion sur le bien-fondé des paramètres choisis. La contribution du bruit de fond est négligeable.
- La variabilité des mesures exprimée par les écarts-types est à utiliser avec précaution, le mode de calcul des moyennes annuelles (prise en compte des limites de détection lorsqu'il n'y a pas de valeur mesurée), et le faible nombre de mesures concernées (exemple : écart type égal à 0 lorsqu'il y a deux mesures identiques) pouvant altérer leur représentativité. Dans l'ensemble, les écarts-types sont assez homogènes, excepté pour le ^{106}Ru . Deux valeurs se distinguent pour le ^{60}Co en 1982 et le ^{106}Ru en 1980 en raison chacune d'une mesure notablement plus élevée que les autres.

Excepté pour le ^{125}Sb et le ^{106}Ru dont le faible nombre de mesures introduit un biais important, l'ensemble des remarques concernant les poissons sont proches de celles faites pour les patelles et les moules.

Le groupe a proposé les facteurs correctifs donnés dans le tableau ci-dessus. Aucune autre confrontation n'est apparue significative.

Radionucléide	Facteur correctif des moyennes	Facteur correctif des maximums	Ecart - type	Mesure à caractère exceptionnel (ratio par rapport à la moyenne)
Antimoine 125	3,8	8	50 %	
Césium 137	0,2	3	50 %	
Ruthénium 106	3,9	28	50 %	Les Huquets : 275 Les Huquets : 64
Jusqu'en 1990 Cobalt 60	0,8	10	50 %	
Après 1990	2			
Jusqu'en 1990 Strontium 90	0,6	1,5	25 %	
Après 1990	1,2	1,8		

Tableau 6.1.2.3.3 : Facteurs correctifs applicables aux estimations de la radioactivité des poissons.
(Zone des Huquets : FD = facteur de dilution à Goury x 2,6).

6.1.2.3.4 Crustacés

Les espèces concernées sont le tourteau (*Cancer pagurus*) et l'araignée de mer (*Maia squinado*). Elles sont mesurées soit entières, soit sous la forme d'échantillons de chair séparée de la carapace.

- A la différence des espèces fixées sur le fond (algues, certains mollusques bivalves), les crustacés, comme les poissons, ont la possibilité de se déplacer. Il s'ensuit que le lieu de pêche ne reflète pas nécessairement le lieu qui aura eu un impact maximum pour le crustacé du point de vue du marquage radioactif : un crustacé pêché au nord de Cherbourg aura pu séjourner près du point de rejet des usines de La Hague et montrer un marquage plus élevé que celui prévisible pour la zone de pêche. Cette mobilité, moins rapide que pour les poissons, est cependant susceptible d'entraîner une grande variabilité des mesures, en particulier pour les résultats acquis près du cap de La Hague (FD = 1).
- Les valeurs mesurées par le GEA aux Huquets (haut-fond situé à 500m au sud-est du point de rejet, dans la zone de balancement des marées par rapport à ce point), montrent des valeurs sensiblement plus élevées que les autres mesures réalisées dans les zones où le facteur de dilution vaut 1. Ces résultats ne surprennent pas, car le FD de 1 reflète un impact moyen à la côte qui n'est pas représentatif de la dispersion dans le champ proche du point de rejet. Les valeurs mesurées sont en moyenne 4,5 fois supérieures à celles calculées pour un FD de 1 (fourchette de 1,9 à 6,7). On doit noter que cette fourchette contient celle obtenue pour les poissons. C'est donc cette fourchette et la moyenne correspondante que le groupe a retenue pour évaluer la dilution sur cette zone.
- Les valeurs des échantillons prélevés par Greenpeace à l'extrémité de la conduite de rejet sont nettement plus élevées que les autres (d'un facteur 80 à 7000 selon les radionucléides). Ces valeurs ne sont pas surprenantes dans la mesure où les crustacés prélevés vivent sur le fond, dans une zone où le rejet effectué lui même près du fond n'est pratiquement pas dilué. Cependant, étant donné les niveaux mesurés, la zone concernée par de tels marquages ne peut être que très réduite : quelques mètres autour de l'orifice de la conduite.
- Excepté aux Huquets et près de la conduite, aucune valeur mesurée (valeurs moyennes et maximales) ne dépasse d'un facteur supérieur à 12 les valeurs calculées.
- Les moyennes annuelles mesurées sont globalement plus faibles que les valeurs calculées pour ^{137}Cs , ^{106}Ru et ^{60}Co (RMC moyen = 0,39, 0,48 et 0,56 respectivement).
- ^{125}Sb - Ce radionucléide se fixe peu dans les crustacés (FC = 10) et est peu détecté (105 mesures sont disponibles pour le ^{125}Sb contre 630 pour le ^{60}Co). Il s'ensuit une forte dispersion des mesures qui ne représentent vraisemblablement qu'un impact maximum (les valeurs plus faibles n'étant pas prises en compte). Les valeurs mesurées montrent quelques mesures isolées plus élevées que la moyenne (Huquets - tourteau en 1979 : RMC = 39, Cherbourg araignée et tourteau en 1979 et 1992 : RMC max = 11), qui ne concernent pas les autres radionucléides. Une hypothèse pouvant expliquer ces valeurs est que la cinétique d'échange de l'antimoine entre les crustacés et l'eau de mer serait particulièrement rapide, les valeurs mesurées seraient alors très sensibles aux pics de concentration dans l'eau. Ce mécanisme éventuel, qui n'est pour l'instant pas étayé par d'autres données, permettrait d'expliquer les valeurs sensiblement plus élevées obtenues pour l'antimoine près de la conduite de rejet.
- ^{137}Cs - Hormis dans le champ proche, les mesures de ce radionucléide sont assez homogènes et suivent l'évolution des rejets. Le RMC moyen est plutôt faible (0,39). Une mesure de COGEMA à Cosqueville est plus élevée en 1981.
- ^{106}Ru - Les mesures pour le ruthénium sont assez homogènes et sont en moyenne deux fois moins élevées que les valeurs calculées, même si on peut constater une nette augmentation en 1990.
- ^{60}Co - Comme pour les autres espèces, l'évolution des mesures de cobalt est à comparer avec celle observée dans l'eau de mer (cf. paragraphe 6.1.2.3.2).

- ^{14}C : les quatre valeurs mesurées dans la zone de La Hague (valeurs moyennes et maximales) sont nettement plus faibles que celles calculées par le modèle (d'un facteur 14). Le nombre de mesures est insuffisant pour valider les valeurs du FC retenu.
- ^{90}Sr : les valeurs calculées sont en très bon accord avec celles observées ; la contribution du bruit de fond est négligeable.
- ^{99}Tc : les valeurs mesurées (zone de La Hague) sont plus élevées que celles calculées par le modèle avec le FC recommandé qui est égal au FC max. Le nombre d'échantillons mesurés n'autorise aucune conclusion sur le bien-fondé des paramètres choisis. La contribution du bruit de fond est négligeable.
- ^{131}I : en l'absence de données sur le rejet, il n'a pas été possible d'utiliser le modèle pour calculer les concentrations environnementales.
- ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu : dans la zone Hague, les rares valeurs observées sont comprises entre celles calculées avec le FC min. et celles calculées avec le FC recommandé. Dans la zone Cherbourg, les rares valeurs observées sont inférieures à celles calculées par le modèle. De plus, la contribution du bruit de fond devient proportionnellement plus importante dans la période la plus récente suite à la diminution des rejets des usines de La Hague.
- ^{241}Am : la seule valeur disponible dans la zone Hague a été obtenue sur des tourteaux prélevés à proximité du point de rejet des usines de La Hague. Cela explique pourquoi elle est très supérieure aux valeurs calculées par le modèle. La valeur mesurée dans la zone Cherbourg est voisine de celle donnée par le modèle.
- La variabilité des mesures exprimée par les écarts-types est à utiliser avec précaution, le mode de calcul des moyennes annuelles (prise en compte des limites de détection lorsqu'il n'y a pas de valeur mesurée), et le faible nombre de mesures concernées (exemple : écart type égal à 0 lorsqu'il y a deux mesures identiques) pouvant altérer leur représentativité. Dans l'ensemble, les écarts - types sont assez homogènes, excepté pour la valeur plus élevée de ^{137}Cs mesurée à Cosqueville en 1981.

Excepté pour le ^{125}Sb qui montre une plus grande variabilité, l'ensemble des remarques concernant les crustacés sont proches de celles effectuées pour les poissons, les patelles et les moules. La comparaison des différentes figures illustre cette similarité pour les résultats du cobalt 60 où la corrélation des facteurs de transfert durant la période 1991 - 1997 se confirme.

Le groupe a proposé les facteurs correctifs donnés dans le tableau ci-dessous. Aucune autre confrontation n'est apparue significative. (Zone des Huquets : FD = facteur de dilution à Goury x 4,5 (de 1,9 à 6,7)).

Radionucléide	Facteur correctif des moyennes	Facteur correctif des maximums	Ecart-type	Mesure à caractère exceptionnel (ratio par rapport à la moyenne)
Antimoine 125	1,4 ³⁰	12	30 %	Conduite de rejet : 12460
Césium 137	0,4	6	50 %	Conduite de rejet : 421
Ruthénium 106	0,5	4	40 %	Conduite de rejet : 359
Jusqu'en 1990 Cobalt 60	0,5	6	30 %	Conduite de rejet : 117
Après 1990	1,3			
Strontium 90	1,3	1,6	10 %	

Tableau 6.1.2.3.4 : Facteurs correctifs applicables aux estimations de la radioactivité des crustacés.

6.1.2.3.5 Algues (*Fucus* sp.)

Les remarques concernant les *Fucus* sp. sont proches de celles effectuées pour les autres espèces.

- La fuite de la conduite de rejet qui a eu lieu fin 1979 a eu un impact net sur les mesures effectuées à l'anse des Moulinets en 1979 et 1980 pour tous les radionucléides. Le RMC est supérieur d'un facteur qui se situe environ entre 5 et 70 à celui enregistré sur les autres stations de mesure pour lesquelles FD = 1. Cet événement illustre l'importance de la position du point de rejet vis à vis de l'impact à la côte dans le champ proche : l'anomalie n'a pas concerné les autres stations de mesures pour lesquelles la dilution "normale" a eu le temps de s'effectuer.
- Une anomalie est visible pour le ¹³⁷Cs mesuré en 1985 à l'anse des Moulinets. Cette anomalie est associée à un fort écart - type (166%) et s'explique par la seule mesure de la valeur maximale qui est 21 fois plus élevée que la moyenne des autres valeurs. Cette valeur atypique n'est pas décelable simultanément avec les autres radionucléides, mais elle a été aussi observée pour les patelles la même année (il s'agit vraisemblablement d'un prélèvement simultané), elle peut être due à une radioactivité autre que celle du rejet liquide des usines de La Hague.

Les commentaires qui suivent ne concernent que les autres résultats : les valeurs de la station des Moulinets ne sont pas prises en compte.

- Aucune valeur mesurée (valeurs moyennes et maximales) ne dépasse d'un facteur supérieur à 6 les valeurs calculées.
- L'ensemble des valeurs mesurées montre une très bonne homogénéité et confirme l'intérêt des *Fucus* comme espèce indicatrice.
- Les moyennes annuelles mesurées sont globalement très proches des valeurs calculées, quoique un peu plus faibles (RMC moyen = 0,79).
- ¹²⁵Sb - Ce radionucléide se fixe peu sur les *Fucus* (FC = 20). La dispersion des mesures est faible : l'ensemble des moyennes annuelles se situe dans un rapport de 1 à 5 par rapport aux valeurs calculées, et la moyenne des valeurs est proche de cette valeur calculée (RMC moyen = 0,85). Cette homogénéité peut être attribuée au comportement conservatif de l'antimoine qui se fixe peu sur les sédiments durant le transport des masses d'eaux, de plus les mesures sont peu perturbées par les particules contenues dans ou sur les *Fucus*.

³⁰ Valeur vraisemblablement surestimée, vu le faible nombre de mesures disponibles.

- ^{137}Cs - Les mesures sont très proches des valeurs calculées, l'ensemble des moyennes annuelles ne dépassant pas 2,3 fois les valeurs calculées.
- ^{106}Ru - Les mesures pour le ruthénium sont très proches des valeurs calculées à proximité du point de rejet (RMC = 0,8), à plus grande distance les quantités mesurées sont sensiblement plus faibles (RMC de 0,6 à 0,3), traduisant vraisemblablement la fixation de cet élément sur les particules sédimentaires, associée à des pertes par décroissance.
- ^{60}Co - Comme pour le ^{106}Ru , l'évolution des mesures de cobalt est à comparer avec celle observée dans l'eau de mer (cf. paragraphe 6.1.2.3.2).
- ^{14}C : les valeurs mesurées ne concernent que les dernières années (1996 et 1997) et sont globalement plus faibles que celles calculées par le modèle (d'un facteur 1,6 en moyenne).
- ^3H : si les trois valeurs mesurées sont plus élevées que celles calculées par le modèle (d'un facteur 3,5), elles sont insuffisantes pour remettre en cause le FC retenu.
- ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu : les deux radionucléides ont un comportement tout à fait similaire. Après 1990, les valeurs observées sont en bon accord avec les valeurs calculées. Pour la période antérieure dans la zone Hague, les valeurs mesurées sont plus faibles au fur et à mesure que l'on remonte le temps.
- ^{90}Sr : quoique un peu plus faibles que celles mesurées, les valeurs calculées à l'aide du modèle sont proches des valeurs mesurées.
- ^{99}Tc : les valeurs mesurées (zone de La Hague) sont plus élevées en moyenne d'un facteur 2,6 par rapport à celles calculées par le modèle. L'évolution des transferts montre que cet écart n'a pas été constant, et qu'il est corrélé à celui observé dans l'eau de mer. Cet écart peut s'expliquer par un effet de mémoire du milieu, associé à la forte diminution des rejets durant la période 1990 - 1995 ; par contre, durant la période 1979-1987, il peut y avoir une mauvaise évaluation, soit du bruit de fond des eaux de la Manche en ^{99}Tc , soit des rejets industriels. L'IPSN a effectué des mesures d'aliquotes mensuels du rejet des usines de La Hague durant la période 1983 - 1989 [29],[30], qui semblent mieux en accord avec les mesures dans le *Fucus*. Le GT1 a modifié la fonction de transfert utilisée pour calculer les rejets de ^{99}Tc en prenant en compte ces données. Le RMC moyen passe alors de 2,57 à 1,92.
- ^{129}I : les valeurs mesurées dans la zone Hague montrent un très bon accord avec les valeurs calculées (RMC moyen de 1,1).
- ^{131}I : en l'absence de données sur le rejet, il n'a pas été possible d'utiliser le modèle pour effectuer une comparaison avec les deux mesures disponibles.
- ^{241}Am : sur les quatre mesures disponibles, deux sont clairement associées à l'accident de la conduite en 1980 (RMC de 300 à 500), les deux autres valeurs ne permettent pas de remettre en cause la validité du modèle.
- ^{244}Cm : l'unique mesure est en bon accord avec la valeur calculée.
- $^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$: l'impact de l'accident de la conduite est clairement visible en 1980 (RMC moyen de 5, avec un maximum à 66), les autres mesures montrent des valeurs du même ordre de grandeur que celles calculées
- ^{134}Cs : l'accident de la conduite a été sensible pour cet élément. Le faible nombre de mesures ne permet pas de remettre en cause les conclusions retenues pour le ^{137}Cs .

- ⁶⁵Zn : l'accident de la conduite a été très sensible pour cet élément. Le terme source n'ayant pas été fourni par le GT1 avant 1982, c'est le terme source reconstitué à partir des mesures effectuées dans les patelles entre 1978 et 1982 qui a été utilisé sur cette dernière période : les valeurs mesurées dépassent en moyenne d'un facteur 9 les valeurs calculées.
- ⁵⁴Mn : l'accident de la conduite a été sensible pour cet élément. Toutefois, dans l'ensemble, les valeurs mesurées sont du même ordre de grandeur que celles calculées.
- ⁵⁸Co : si l'impact de la centrale de Flamanville est bien décrit par le modèle, les valeurs mesurées dans la zone de La Hague avant 1987 ne sont pas en rapport avec les rejets calculés par le GT1 (RMC moyen de 19,5 et maximum de 665). Les valeurs de rejet mesurées par COGEMA paraissent plus réalistes (RMC moyen de 0,7 et maximum de 5,2).
- ^{110m}Ag : les valeurs mesurées sont en moyenne 30 fois plus élevées que les valeurs calculées. Ce phénomène a été expliqué dans les commentaires relatifs aux patelles. L'accident de la conduite a été nettement perceptible.

Le groupe a proposé les facteurs correctifs donnés dans le tableau ci-dessous. Aucune autre confrontation n'est apparue significative.

Radionucléide	Facteur correctif Des moyennes	Facteur correctif des maximums	Ecart - type	Mesure à caractère exceptionnel (ratio par rapport à la moyenne)
Antimoine 125	0,9	5	40 %	-
Césium 137	0,7	2,3	30 %	Anse des Moulinets : 21
Ruthénium 106	0,7	6	40 %	-
Jusqu'en 1990 Cobalt 60 Après 1990	0,6 1,1	3,6	30 %	-
Strontium 90	0,4	0,8	30 %	-
Plutonium 238, 239 + 240	1	14	20 %	
Technétium 99	1,9	9	130 %	-
Iode 129	1	4	25 %	
Cérium 144	0,5	1,4	60 %	-
Zinc 65	9	27	35 %	-
Manganèse 54	1,1	3,6	40 %	-
Cobalt 58 (avec le rejet COGEMA mesuré)	0,7	5,2	35 %	-
Argent 110m	30	267	20 %	-

Tableau 6.1.2.3.5 : Facteurs correctifs applicables aux estimations de la radioactivité des algues (fucus).

6.1.3 Sédiments

Le comportement particulier des sédiments ne permet pas d'appliquer les facteurs de dilution retenus pour l'eau de mer. L'examen des valeurs moyennes mesurées dans les sédiments de chaque station rapportées aux valeurs calculées à Goury (activité rejetée x facteur de dilution à Goury x Kd) en fonction de la distance au point de rejet, montre que ce paramètre n'est pas le plus déterminant dans la distribution des valeurs observées.

De façon à faciliter les comparaisons et les représentations graphiques, les stations ont été regroupées en différentes classes sur la base des activités moyennes mesurées durant toute la

période considérée en chaque station et pour chaque radionucléide. Il apparaît que quelques stations présentent des niveaux d'activité plus élevés que la moyenne :

- soit en raison de la proximité du point de rejet (nez de Voidries, La Ronde) ;
- soit en raison de l'accident de la conduite de rejet en 1980 (Anse des Moulinets) ;
- soit en raison de l'abondance de la fraction fine des sédiments (Rade de Cherbourg).

Une diminution des activités spécifiques normées au rejet a été mise en évidence pour les stations les plus éloignées (Anse du Brick, Sciotot, Barneville-Carteret). Les autres stations ne peuvent pas être différenciées sur la base de leurs activités spécifiques moyennes. Cependant, il a paru utile de distinguer les prélèvements effectués au large et à la côte.

- Facteurs de dilution par rapport à Goury (FD) = 1 :
 - station des Moulinets et point 2 du GEA en rade de Cherbourg ;
 - stations situées à moins de 1 km du point de rejet (La Ronde et le Nez de Voidries), et le point W5 de la rade de Cherbourg ;
 - stations situées au large des côtes du cap de la Hague (Ecalgrain, anse Saint-Martin, Querqueville) ;
 - stations situées le long des côtes du cap de la Hague : première série (Ecalgrain, Goury, anse Saint-Martin) ; deuxième série (Querqueville, Vauville, Flamanville).
- Facteurs de dilution par rapport à Goury (FD) = 0,5 :
 - stations éloignées montrant des niveaux en moyenne deux fois plus faibles que les autres stations : à l'est (anse du Brick) ; au sud (Sciotot, large et côte, Barneville-Carteret, large et côte).

Les coefficients de distribution sont issus des estimations réalisées par l'IPSN pour la rade de Cherbourg à partir des mesures réalisées par le GEA dans l'eau de mer et les sédiments de surface. En outre, des facteurs de transferts avec intégration ont été évalués pour certains radionucléides selon la méthode décrite au paragraphe 5.2.2.2. Les résultats de la confrontation sont exprimés de la même façon que pour les espèces vivantes et comportent la présentation des écarts-types sur les moyennes annuelles et le rapport entre le maximum des moyennes et la moyenne des moyennes pour les différents radionucléides et périodes d'intégration.

6.1.3.1 Commentaires et conclusions pour les Sédiments

- La nature, la taille et le déplacement des particules sédimentaires qui ont fait l'objet des mesures ne sont pas connus et ne peuvent donc pas être pris en compte pour expliciter la forte variabilité des résultats.
- L'intégration sur plusieurs années des radionucléides par un stock sédimentaire donné, son mélange avec des particules non marquées, son enfouissement variable conduisent à des écarts importants entre les activités mesurées et celles calculées. On a tenté de prendre en compte cette intégration pour calculer les activités dans les sédiments. La méthode globale utilisée ne saurait reproduire les spécificités de chaque station. Elle a cependant permis de réduire efficacement la variabilité des RMC dans le temps, en particulier pour le ^{60}Co .
- Les Moulinets : l'incident de la conduite est clairement perceptible à cette station, en particulier à la station de prélèvement suivie par COGEMA. Cette influence est nettement perceptible pour ^{125}Sb et ^{137}Cs (RMC max de 16 et 41), et dans une moindre mesure pour ^{106}Ru et ^{60}Co (RMC max de 1,7 et 4). La période d'intégration sensiblement plus courte qui caractérise cet accident peut résulter soit d'un temps de contact plus court soit d'un mélange avec des sédiments moins marqués de cette zone.
- La Rade de Cherbourg (Point 2) : en raison de l'abondance de la fraction fine dans les sédiments de cette station, les activités qui y ont été mesurées sont nettement supérieures à

celles rapportées pour les autres stations (hormis les Moulinets). Le RMC moyen varie de 1,1 à 4,5, le RMC maximum pouvant atteindre 27. Même en prenant en compte l'intégration sédimentaire, les RMC moyens restent plus élevés qu'ailleurs : 0,8 à 2,7. On peut donc dire, qu'en moyenne, par rapport aux autres stations du Nord-Cotentin, les sédiments de la rade de Cherbourg fixent 10 fois plus de ^{125}Sb , 20 à 25 fois plus de ^{137}Cs et ^{106}Ru et de 30 à 40 fois plus de ^{60}Co . Après prise en compte de l'intégration sédimentaire, il subsiste une variabilité résiduelle dans les RMC au cours du temps qui n'est pas expliquée. Ces remarques s'appliquent également, mais dans une moindre mesure, pour le point W5 de la Rade de Cherbourg.

- La Ronde et le Nez de Voidries : on ne dispose que d'une mesure dans chacune de ces stations, qui révèlent des résultats plus élevés que dans les autres stations du Cap de La Hague (hormis Les Moulinets). Bien que peu représentatives, les valeurs obtenues pourraient s'expliquer par la proximité du point de rejet (moins d'un kilomètre).
- Les autres stations : il n'apparaît pas de différence significative entre les mesures effectuées au large et à la côte. Seules les stations les plus éloignées montrent des RMC deux fois plus faibles en moyenne.

Remarques générales

- Les RMC moyens varient au cours du temps pour chaque radioélément. Les concentrations en radionucléides ne sont pas corrélées globalement. En l'absence de données granulométriques, les valeurs extrêmes ne peuvent être expliquées (1989 à l'anse du Brick pour tous les radionucléides ; ^{125}Sb en 1980 à Goury ; ^{106}Ru en 1982 à Vauville ; ^{60}Co en 1990 à Vauville etc...).
- Exception faite des stations des Moulinets, de la Ronde, du Nez de Voidries et de la Rade de Cherbourg, les valeurs mesurées sont généralement inférieures aux valeurs calculées pour tous les radionucléides que ce soit avec ou sans prise en compte de l'intégration sédimentaire.
- ^{238}Pu : dans les zones Hague, des Moulinets et pour les stations éloignées, les valeurs observées sont généralement comprises entre celles calculées avec le Kd recommandé et celles calculées avec le Kd max.
- $^{239, 240}\text{Pu}$: les mêmes remarques que celles formulées pour le ^{238}Pu sont valables pour $^{239, 240}\text{Pu}$. De plus, la contribution du bruit de fond devient proportionnellement plus importante dans la période la plus récente en raison de la diminution des rejets des usines de La Hague. On note de plus que les valeurs observées aux Moulinets après 1990 sont toujours supérieures à celles calculées par le modèle. Pour les stations éloignées, il y a un bon accord entre les valeurs observées et celles calculées avec le Kd maximum. Cela ne signifie pas pour autant qu'il faille préférer ce Kd pour ce groupe de stations (cf. intégration sédimentaire).
- ^{90}Sr : les valeurs calculées avec le Kd recommandé sont dans l'ensemble sous-estimées par rapport aux valeurs moyennes observées. Les valeurs maximales restent inférieures aux valeurs calculées avec le Kd maximum. La contribution du bruit de fond est négligeable.
- ^{131}I : en l'absence de données complètes sur le rejet, il n'a pas été possible d'utiliser le modèle pour calculer les concentrations environnementales.
- ^{241}Am : les rares valeurs disponibles dans la zone Hague sont en accord avec celles calculées par le modèle. Dans la zone de Cherbourg, les valeurs mesurées, moyennes et maximales, sont toujours supérieures à celles calculées avec le Kd recommandé. Pour les années 92-96, les valeurs maximales sont même voisines des valeurs calculées avec le Kd maximum. Les caractéristiques particulières du point de prélèvement numéro 2 de la rade de Cherbourg peuvent expliquer ces résultats (forte proportion de particules fines).

Les Kd retenus ne constituent qu'un compromis : ils sont en moyenne majorants (d'un facteur 4 à 20, environ) dans la plupart des stations, et minorants (d'un facteur 1 à 6, environ) pour la rade de Cherbourg (point 2). Il n'est pas étonnant que l'accord calcul / mesure soit correct pour le point W5 de la rade de Cherbourg puisque les coefficients de distribution ont été compilés à partir des moyennes des activités mesurées dans les sédiments de surface de la rade de Cherbourg.

Propositions

Sur la base de l'ensemble de ces éléments, il apparaît pertinent de n'utiliser la méthode de modélisation de l'impact sur les sédiments avec période d'intégration que pour le cobalt 60. Pour tous les autres radionucléides, l'utilisation seule du coefficient de distribution paraît donner des résultats satisfaisants, moyennant quelques aménagements pour certains d'entre eux (voir tableau ci-dessous).

Radionucléide	Facteur correctif des moyennes	Facteur correctif des maximums	Ecart - type
Antimoine 125 Jusqu'en 1990 Après 1990	0,2 0,6	3,3	50 %
Césium 137	0,2	1,8	50 %
Ruthénium 106 Jusqu'en 1990 Après 1990	0,05 0,2	0,8	50 %
Strontium 90	3	25	50 %

Tableau 6.1.3.1 : Facteurs correctifs applicables aux estimations de la radioactivité des sédiments.

En outre :

- les sédiments prélevés à La Ronde et au Nez de Voidries se voient appliquer un facteur correctif moyen de 4,3 pour ^{137}Cs , ce qui tient compte de la proximité du point de rejet et des mesures observées ;
- les sédiments prélevés à l'anse des Moulinets se voient appliquer un facteur correctif moyen de 1,3 pour ^{125}Sb , de 1,8 pour ^{137}Cs et de 0,2 pour ^{106}Ru ;
- les sédiments prélevés en rade de Cherbourg ou dans les zones de sédimentation fine se voient appliquer un facteur correctif moyen de : 2,3 pour ^{125}Sb ; 4,5 pour ^{137}Cs et de 1,2 pour ^{106}Ru .

En ce qui concerne les actinides (^{238}Pu , $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{241}Am), leur période d'intégration sédimentaire est longue et il n'est pas possible de la préciser à l'aide des données disponibles. En conséquence, il est proposé de retenir, comme modèle, pour les éléments de période supérieure à 3 ans se fixant fortement sur les sédiments (Pu, Am, Cm, Zr, Eu), l'utilisation du coefficient de distribution depuis le démarrage des usines jusqu'à l'année de rejet maximal, puis de prendre pour la phase ultérieure une radioactivité dans les sédiments constante et égale à la valeur moyenne des valeurs mesurées par la suite.

Pour le cobalt 60, la méthode de modélisation retenue, avec période d'intégration est la suivante :

$$A_n = \left(\sum_{t=n}^{t=n-x} [Q_t \times e^{-\lambda_s.t} \times e^{-\lambda.t}] \times FC \times FD \times F_{cor.} \right) / \sum_{t=n}^{t=n-x} [e^{-\lambda_s.t} \times e^{-\lambda.t}]$$

où A_n est l'activité dans les sédiments l'année n , Q_t est le débit de cobalt 60 rejeté l'année t , λ_s vaut $\ln(2)/P$, P étant la période d'intégration sédimentaire (5 années pour ^{60}Co), λ vaut $\ln(2)/T$, T étant la période de désintégration radioactive et $F_{cor.}$ sont les facteurs correctifs dans le tableau suivant.

Radionucléide	Facteur correctif des moyennes	Facteur correctif des maximums	Ecart-type	Mesure à caractère exceptionnel (ratio par rapport à la moyenne)
Cobalt 60	0,04	1,4	50 %	-

Tableau 6.1.3.1b : Facteurs correctifs applicables aux estimations de la radioactivité en ^{60}Co des sédiments.

En outre :

- les sédiments prélevés à La Ronde et au Nez de Voidries se voient appliquer un facteur correctif moyen de 0,12 pour le ^{60}Co , ce qui tient compte de la proximité du point de rejet et des mesures observées ;
- les sédiments prélevés à l'anse des Moulinets se voient appliquer au facteur correctif des moyennes, un facteur correctif spécifique de 0,4 pour ^{60}Co ;
- les sédiments prélevés en rade de Cherbourg (point 2) ou dans les zones de sédimentation fine se voient appliquer un facteur correctif moyen de 1,1 pour le ^{60}Co .

6.2 Rejets atmosphériques³¹

6.2.1 Dispersion atmosphérique

6.2.1.1 Analyse critique du modèle

Quelques "campagnes krypton 85" ont été réalisées entre juin 1997 et mars 1998 par IPSN en association avec GEA et COGEMA. Malgré leur nombre limité et les difficultés spécifiques à leur réalisation (échantillonnage et analyse du krypton 85 dans l'air, délimitation du panache), ces campagnes peuvent éventuellement fournir quelques indications quant à la dispersion des rejets des usines COGEMA – La Hague, par leur confrontation aux résultats calculés par le modèle choisi.

Comme indiqué dans le paragraphe 5.3.1.2, le modèle COTRAM2, basé sur le modèle de Doury a été utilisé pour les calculs. Il fournit des CTA en s / m^3 . Ces CTA sont utilisables, soit pour des rejets de courte durée, soit, à l'aide de traitements statistiques tenant compte de la répartition des conditions météorologiques, pour des rejets supposés constants sur l'année.

Dans l'hypothèse de rejets au sol ou de rejets assimilables à des rejets au sol (cas de la centrale de Flamanville³²), il a été admis que l'utilisation de ce modèle était valide, compte tenu des campagnes de validation dont a fait l'objet le modèle de Doury.

³¹ Pour l'essentiel, ce chapitre concerne les rejets des usines COGEMA dans la mesure où aucune confrontation n'a été possible dans l'environnement de la centrale de Flamanville. Toutefois, un certain nombre de conclusions concernent les deux sites.

³² Il est noté que la situation de La Hague est différente du cas des rejets des centrales nucléaires EDF, pour lesquelles les cheminées sont souvent entourées de bâtiments de grande hauteur et ne sont pas réellement dégagées de leur influence. Il est fait dans ces cas l'hypothèse d'un rejet au niveau du sol. Cette hypothèse est *a priori* majorante, mais relativement réaliste.

Dans le cas des rejets des usines COGEMA – La Hague, les “campagnes krypton 85” ponctuelles réalisées dans des conditions météorologiques très particulières (diffusion normale, vent fort) et pour un point-source élevé ont amené le groupe à s’interroger sur le domaine de validité du modèle (modèle de type gaussien) : en effet, pour les villages situés aux distances les plus faibles par rapport au point de rejet et pour les vents les plus forts, les estimations fournies par le modèle appliqué sans précaution sont de plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux valeurs issues des résultats des mesures.

Par conséquent dans ce cas particulier, il a été décidé de n’utiliser le code COTRAM2, basé sur le modèle de Doury, que dans son domaine de validité. En dehors de ce domaine, une méthode alternative a été proposée. La définition du domaine de validité retenu, ainsi que la méthode alternative préconisée sont développées ci-après.

6.2.1.2 Proposition de méthode d’évaluation des CTA

6.2.1.2.1 Domaine de validité des modèles

De façon générale, les modèles gaussiens, ne doivent pas être appliqués loin de l’axe du vent à des distances perpendiculaires à l’axe de plus de 2 ou 3 fois la valeur de l’écart-type de diffusion dans le plan vertical [14]. Par exemple, le rejet étant effectué à 100 mètres de haut, ils ne sont pas applicables pour évaluer le CTA au niveau du sol dans les zones où σ_z est inférieur à 50 mètres. La raison de cette restriction d’application est la suivante : l’équation gaussienne n’est solution de l’équation de transport-diffusion des polluants que lorsque le milieu est homogène (au sens de la mécanique des fluides). Or, l’atmosphère n’est pas un milieu homogène surtout en direction verticale, simplement par le fait de la présence du sol.

Plus spécifiquement, le modèle de Doury, par vent fort, sous-estime la diffusion du panache et donne des panaches très pincés. Par conséquent, à courte distance et en cas de rejet en hauteur, il sous-estime les concentrations au niveau du sol dans l’axe du panache et les surestime au niveau du sol à plus grande distance.

	Diffusion faible Vent ≤ 5 m/s	Diffusion normale $5 \text{ m/s} < \leq 8 \text{ m/s}$	Diffusion normale $8 \text{ m/s} < \leq 11 \text{ m/s}$	Diffusion normale Vent $> 11 \text{ m/s}$
$D \leq 1500$ mètres				
$1500 \text{ m} < \leq 2000 \text{ m}$				
$2000 \text{ m} < \leq 2500 \text{ m}$				
$2500 \text{ m} < \leq 3000 \text{ m}$				
$D > 3000 \text{ m}$				

: Valide

: Non valide

Tableau 6.2.1.2.1 : Domaines de validité / non validité pour l’utilisation du modèle de Doury.

L’utilisation du critère précisé ci-dessus permet de définir différents domaines de validité, selon que l’on considère des conditions de diffusion normale ou faible. Au vu des éléments disponibles, il apparaît opportun d’appliquer, dans le canton de Beaumont-Hague, le modèle de Doury dans le domaine de validité schématisé dans le tableau ci-dessous, défini à partir du critère relatif aux écart - types ($100 \text{ mètres} < 2\sigma_z$) et d’élaborer une méthode alternative d’évaluation des CTA en dehors du domaine de validité ainsi défini.

Le code de calcul COTRAM utilisé par le GT4, basés sur le modèle de Doury, prend en compte la réflexion du panache par le sol et tient compte, pour les radionucléides concernés sous forme aérosols, de l’appauvrissement progressif du panache par les dépôts.

6.2.1.2.2 Définition d'une " méthode alternative "

La méthode proposée consiste,

- pour les situations de diffusion normale :
 - à retenir comme CTA, pour chaque gamme de vent considérée, pour les communes hors du domaine de validité défini ci-dessus, la valeur maximale au sol calculée à l'aide du modèle, pour la vitesse moyenne de la gamme de vent considérée et en condition de diffusion normale ; la valeur correspondante sera appelé dans la suite du rapport " valeur de la méthode alternative ".
 - à considérer que le résultat obtenu est susceptible de sous-estimer le résultat réel dans un rapport de 1 à 4, valeur compatible à la fois avec les résultats des CTA évalués grossièrement à partir des résultats des " campagnes krypton " et avec les incertitudes inhérentes au modèle de Doury. La valeur obtenue en multipliant par 4 la valeur de la méthode alternative est appelée " valeur supérieure de la méthode alternative ".
- Pour les situations de diffusion faible :
 - Aucun résultat des " campagnes krypton " ne permet d'apporter des informations dans ce type de situations.

Sur la base d'une expérience de traçage effectuée en Allemagne – dans une situation de diffusion faible avec rejet en hauteur (60 mètres), il apparaît que la " méthode alternative " proposée dans la situation précédente serait susceptible de produire des résultats similaires dans des situations de diffusion faible (résultats voisins avec une sous-estimation du CTA réel dans un rapport similaire). Sous réserve des résultats qu'apporteront les prochaines " campagnes krypton " dans ce type de situation, cette méthode apparaît donner des résultats plus proches des valeurs mesurées qu'un calcul faisant l'hypothèse d'un rejet au sol.

Il est possible de comparer les CTA bruts obtenus, d'une part en appliquant directement le modèle, d'autre part en utilisant la méthode du maximum décrite ci-dessus. Cette comparaison permet de constater que dans le domaine de validité défini ci-dessus, l'écart entre le modèle et la méthode du maximum est inférieure à 20 % dans la plupart des cas. Cet écart est par contre beaucoup plus important hors du domaine validité défini, justifiant *a posteriori* l'utilisation de la méthode du maximum hors de ce domaine.

6.2.1.3 Conclusion

Il a été reconnu que la méthode du maximum ne pouvait être adoptée que de façon transitoire. Aussi, une méthode plus rigoureuse sur le plan scientifique devrait être mise au point pour les situations hors du domaine de validité du modèle de Doury.

Cette méthode pourrait s'appuyer sur des modèles maillés à trois dimensions et sur des campagnes de mesures météorologiques et des concentrations en ⁸⁵Kr permettant d'améliorer la connaissance des mécanismes de transfert dans l'atmosphère dans le champ proche des usines COGEMA. Compte tenu de l'ampleur d'une telle tâche, elle ne pourrait être menée à bien qu'après que le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin aura rendu ses conclusions. Si, à cette occasion, les conditions de certaines mesures correspondaient au domaine de validité du modèle de Doury, leurs résultats pourraient également être utilisés pour confirmer cette validité.

Une note a été rédigée récapitulant les calculs nécessaires pour appliquer la méthode retenue et les résultats obtenus pour les différentes années pour lesquelles les conditions météorologiques sont disponibles.

6.2.2 Transfert du carbone-14

Les résultats de mesures réalisées par l'OPRI et ceux fournis par COGEMA pour 1996, 1997 et 1998³⁴ ont permis une première confrontation modèles / mesures. Le tableau 6.2.2 présente les résultats de cette intercomparaison basée sur les données de rejets gazeux en carbone-14 pour le centre de retraitement COGEMA transmises par le GT1 pour l'année 1996 et ceux fournis par COGEMA pour 1997 et 1998.

Globalement les résultats obtenus par modélisation sont proches de ceux mesurés quelque soit la distance, le secteur et l'aliment considéré. Une légère tendance semble se dessiner qui traduirait une surestimation du modèle avec l'éloignement du site industriel. A 2 km dans le secteur de Jobourg dans le sud-ouest du point de rejet les valeurs mesurées sont par contre supérieures d'un facteur 2,2 à celles obtenues par modélisation.

On constate donc que pour les prélèvements dans le sud des usines COGEMA, en direction de la centrale de Flamanville, la seule modélisation de l'impact des rejets des usines COGEMA donne des concentrations proches des valeurs mesurées dans l'environnement et ne permet pas de montrer un effet d'éventuels rejets EDF.

Il y a lieu cependant d'être prudent quant à l'interprétation de cette confrontation compte tenu du nombre réduit de mesures disponibles. Par conséquent, il est proposé de ne pas remettre en cause les facteurs de transfert initialement retenus à partir de la littérature. Par contre, cette analyse confirmerait la nécessité de prendre en compte une fourchette d'incertitude pour les évaluations réalisées en champ proche.

Dans ces conditions, il est recommandé, pour les calculs des transferts aux végétaux qui seront faits par le GT4, d'utiliser la méthode suivante :

Concentration ¹⁴C exprimée en Bq / kg de C stable des végétaux =

débit de rejet annuel

X CTA évalué par la méthode alternative

X facteur de concentration NCRP (§ 5.3.2)

X facteur représentatif de la variabilité et de l'incertitude du résultat³⁵

Ce dernier facteur n'a pas dépassé 2,3 dans la confrontation modèle/mesure mais compte - tenu du faible nombre de résultats de mesures disponibles il est suggéré de conserver un facteur de 4.

Lieu	Matrice	Année	Activité mesurée 14C		CTA	débit rejet	Activité air	Aliment	Mesures/Calculs
			Bq/kg C	Bq/l ou Bq/kg	s.m-3	Bq.s-1	Bq.m-3	Bq.kg-1masse	
Herqueville									
34	1,1 km	Herbes OPRI	1997	100,0	3,95E-08	6,70E+05	0,026	62,3	1,61
	170° - 190°	lait 2213	1997	14,7	3,95E-08	6,70E+05	0,026	26,1	0,57
		lait 2027	1998	24,5	4,66E-08	6,70E+05	0,031	27,8	0,88
		Persil-Herbes	1998	28,3	4,66E-08	6,70E+05	0,031	26,3	1,08
Les données de rejet pour l'année 1998, ont été fournies directement au GT3 par COGEMA sans analyse préalable par le GT2.									
35	270° - 290°	Herbes	1996	886	4,66E-08	6,00E+05	0,028	63,5	2,23
		Herbes	1997	914	4,66E-08	6,60E+05	0,031	65,9	2,22
		alternatif	1997	97,8	4,66E-08	6,60E+05	0,031	65,9	1,48
			1998	85,1	4,66E-08	6,70E+05	0,031	66,3	1,28
Uniquement applicable dans le cas des rejets COGEMA.									
Omonville-petite									
350° - 10°	Carotte	1998		18,3	1,00E-07	6,70E+05	0,067	40,4	0,45
		1996	834	40,9	1,00E-07	6,00E+05	0,060	27,7	1,47
		1997	403	19,7	1,00E-07	6,60E+05	0,066	17,0	1,16
		1998		15,0	1,00E-07	6,70E+05	0,067	17,3	0,87

Tableau 6.2.2 : Résultats de la confrontation modèle / mesures¹⁹ en ¹⁴C dans différents indicateurs alimentaires et biologiques calculées suivant la méthode du paragraphe 5.3.2. Les résultats sont présentés par secteur géographique, distance et année.

Il est proposé d'utiliser la même formule pour évaluer les concentrations dans les produits animaux. Toutefois, compte tenu du faible nombre de mesures utilisée pour la confrontation modèle / mesure, il est proposé que le carbone-14 fasse l'objet de mesures plus systématiques dans l'environnement des deux installations, afin d'affiner les calculs concernant ce radionucléide qui est l'un de ceux qui contribuent le plus à la dose efficace imputable aux rejets atmosphériques.

6.2.3 Transfert du tritium

D'après le GT1, les rejets de tritium de COGEMA se sont élevés à 75 TBq en 1997, à 10 TBq en 1981 et à 9,2 TBq en 1980, soit, en supposant un débit de rejet constant sur l'année, des débits de rejets de $2,4 \cdot 10^6$, $0,3 \cdot 10^6$ et $0,29 \cdot 10^6$ Bq/s respectivement.

Lieu Année	Distance au point de rejet (m)	Secteur considéré	CTA utilisé	Type de Prélèvement	Valeur calculée Bq / kg	Valeur mesurée Bq/kgou Bq/l
Gréville 1997	6 000	90° - 110°	$5,1 - 5,6 \cdot 10^{-8}$	Salade	16,5 - 18	1,69
Beaumont 1997	3 000	110° - 130°	$3,8 - 4,2 \cdot 10^{-8}$	Salade	12,3 - 13,6	2,02
Vauville 1997	5 000	150° - 170°	$2,1 - 2,5 \cdot 10^{-8}$	Cive	6,8 - 8,1	3,66
Branville 1997	7 000	110° - 130°	$3 - 3,3 \cdot 10^{-8}$	Salade	9,7 - 10,7	2,06
Branville 1997	7 000	110° - 130°	$3 - 3,3 \cdot 10^{-8}$	Cive	9,7 - 10,7	0,92
Sottevast 80/81	25 000	130° - 150°	$6,3 \cdot 10^{-9}$	Fromage	0,27	7,4 - 13
Vasteville 80/81	12 000	130° - 150°	$1,5 \cdot 10^{-8}$	Cidre	0,65	15,8
Surtainville 80/81	22 000	70° - 90°	$1,5 \cdot 10^{-8}$	Carotte	0,65	15

Tableau 6.2.3 : Valeurs en tritium dans différents indicateurs biologiques.
Les calculs utilisant le modèle n'incluent pas le bruit de fond.

Pour ce qui concerne le calcul des CTA, il a été réalisé conformément à la méthode ci-dessus. Pour les points les plus proches (< 10 km), deux valeurs sont fournies dans le tableau ci-dessus : celle résultant de l'application de la méthode alternative et celle obtenue en prenant en compte la

valeur supérieure de la méthode alternative (multiplication par 4 de la contribution au CTA pondéré hors du domaine de validité du modèle utilisé). Pour les années 80-81, le CTA a été calculé avec des conditions météorologiques moyennes correspondant à la période 92-97. Pour simplifier la confrontation, on a utilisé dans tous les cas une seule valeur du facteur de transfert ($135 \text{ m}^3/\text{kg}$: valeur proposée au paragraphe 5.3.3 pour les légumes feuilles et le lait).

Pour l'année 1997, les valeurs calculées sont dans l'ensemble d'un ordre de grandeur supérieures à celles réellement mesurées, et ceci sans prise en compte du bruit de fond. En l'état des mesures disponibles, la valeur fournie par le modèle paraît majorante par rapport aux valeurs mesurées dans l'environnement. Ceci pourrait s'expliquer par exemple comme suit :

- le prélèvement peut avoir été effectué à un moment où l'activité de l'air en tritium était faible. Or, comme la mise à l'équilibre entre l'air et le végétal est extrêmement rapide, ceci pourrait expliquer le faible niveau de la valeur mesurée par rapport à la valeur du modèle, qui représente une moyenne annuelle et donc, qui prend en compte les périodes de l'année où l'activité de l'air en tritium peut être beaucoup plus forte ;
- une autre explication consiste à constater que le seul vecteur de tritium considéré dans le modèle est l'eau de pluie ou l'humidité de l'air ; par contre, la contribution de l'eau du sol n'est pas prise en compte, alors qu'elle pourrait être prépondérante ; or, la prise en compte de cette contribution, probablement moins concentrée, pourrait avoir un rôle majeur de dilution du tritium et, par conséquent, de réduction des concentrations dans les végétaux.

Pour l'année 1981, les valeurs calculées sont inférieures à celles mesurées et traduisent l'influence du bruit de fond dû au retombées des essais d'explosions d'engins nucléaires dans l'atmosphère. En effet, les niveaux en tritium des eaux de pluie en 1981, date du dernier essai d'explosion d'engin nucléaire dans l'atmosphère, étaient le double de ceux mesurés en 1997.

Il est toutefois proposé, à défaut d'autres informations plus pertinentes, d'utiliser les facteurs de transfert proposés au paragraphe 5.3.3, en signalant toutefois que le résultat obtenu sera probablement majorant pour ce radionucléide.

Comme pour le carbone-14, il est recommandé que le tritium fasse l'objet de mesures plus systématiques dans l'environnement des deux installations, en veillant notamment à ce que lorsque de telles mesures sont réalisées, elles portent à la fois sur la teneur en tritium lié des végétaux, voire sur la teneur en tritium des eaux de pluie et du sol au moment du prélèvement.

6.2.4 Dépôt et transfert de l'iode et des radionucléides liés aux aérosols

La confrontation modèles / mesures pour les autres radionucléides s'est avérée infructueuse :

- il existe très peu de mesures significatives dans l'environnement, c'est-à-dire dont les niveaux soient supérieurs aux limites de détection ;
- pour ceux des radionucléides pour lesquels des mesures significatives existent (césium dans l'herbe et le lait, strontium dans le lait), la confrontation n'a pas permis de valider le modèle, du fait que comme pour le césium-137 le bruit de fond atmosphérique s'est avéré très supérieur, de l'ordre d'un facteur 1000, à l'activité induite par les rejets des usines ;
- il n'a pas été possible de faire ressortir, pour chaque radionucléide, des voies de transfert dans l'environnement prépondérantes qui auraient permis de limiter les calculs à ces voies dans les modèles.

Si les rejets de radionucléides liés aux aérosols sont dans l'ensemble à des niveaux trop faibles pour être supérieurs à ceux du bruit de fond atmosphérique, il n'en va pas nécessairement de même pour l'iode 129 dont le terme source est plus important. Toutefois, il existe peu de mesures d'iode 129 dans des compartiments de l'environnement terrestre. Comme pour le carbone-14 et le tritium, il est recommandé que l'iode 129 continue à faire l'objet de mesures plus systématiques dans l'environnement des usines COGEMA.

6.3 Cas spécifique des embruns

Ce point mérite une attention spécifique dans une région où les radionucléides présents dans l'eau de mer peuvent être rabattus vers la terre. Les campagnes de mesures sur des lichens ont démontré que ces bioindicateurs situés dans une frange littorale de 300 mètres étaient plus marqués par certains radionucléides (cobalt 60, plutonium) que ceux prélevés plus à l'intérieur des terres.

C'est la raison pour laquelle il a été procédé à la confrontation modèles / mesures à l'aide du modèle TORIMA [20], à partir des quelques mesures utilisables dans les lichens (^{60}Co , ^{137}Cs ; ^{144}Ce , Pu) et dans un échantillon d'herbe (^{125}Sb , ^{134}Cs , ^{137}Cs ; ^{106}Ru , ^{144}Ce , $^{239+240}\text{Pu}$).

Elle a fait ressortir que :

- la décroissance avec la distance du modèle TORIMA semble correspondre à celle des mesures réalisées sur les lichens du Nord-Cotentin, à l'exception du cas du cobalt 60, où la décroissance mesurée sur les lichens semble beaucoup plus rapide ;
- sur la base d'une seule mesure d'herbe, réalisée à 500 mètres de la côte, les niveaux calculés par le modèle et les niveaux mesurés sont relativement voisins, à quelques radionucléides près : pour le ruthénium, la valeur calculée est près de 15 fois plus importante, alors que, pour le cérium, elle est près de 30 fois moins importante. Il est toutefois discutable de prendre en compte cette unique mesure pour adapter le modèle en conséquence ;
- les résultats des calculs de l'activité dans l'atmosphère due à certains radionucléides rejetés dans les effluents liquides en mer et apportée par les embruns dans la frange littorale peut constituer une part relative dans l'air plus importante que celle due aux rejets gazeux dans l'atmosphère.

En conséquence, il n'est pas possible de se prononcer sur la pertinence du modèle appliqué au canton de Beaumont-Hague, sans calculer la contribution à la dose totale de l'apport des embruns ainsi modélisé. Il convient ainsi d'intégrer le modèle dans le calcul de dose et de faire deux calculs : le premier en reprenant à l'identique les paramètres de TORIMA, même si ceux-ci ont des limites et si rien ne prouve qu'ils puissent être appliqués au Nord-Cotentin ; le second en "annulant" cette contribution aux transferts aux espèces terrestres.

6.4 Rejets en cours d'eau

Des mesures sont disponibles en nombre suffisant simultanément dans l'eau et les sédiments des mêmes années uniquement aux points " Pont-Durand ", " La Brasserie " et à l'embouchure du ruisseau Sainte-Hélène. Aussi, le calcul des ratios entre les niveaux des radioactivité des eaux des ruisseaux et des sédiments n'a été possible qu'en un nombre très réduit de points de prélèvement et que pour un seul radionucléide, le césium 137.

Le modèle Kd apparaît pertinent pour le césium 137. On peut recommander pour ce Kd la valeur de 10.000 l/kg sec (Bq/l / Bq/kg).

Pour les Kd des autres radionucléides, il est décidé, sur la base de la liste des Kd utilisés par les autres organismes de retenir ceux préconisés par l'AIEA dans sa publication 94/364, soit 0 pour le tritium, 50 pour l'uranium, 5.000 pour le cobalt et l'américium et 100.000 pour le plutonium.

Pour les facteurs de transfert aux poissons, les valeurs des paramètres de la publication AIEA [32] ont également été retenues.

7. CONCLUSIONS

Le GT3 a effectué une analyse critique des modèles de calcul utilisés pour estimer l'impact radioécologique des rejets gazeux et liquides faiblement radioactifs autorisés à être rejetés dans l'environnement par les différentes installations situées dans le Nord-Cotentin. Il a réalisé une comparaison des résultats des niveaux d'activités dans les différentes composantes environnementales obtenus par modélisation avec les résultats de mesure sur des échantillons de l'environnement. Ces travaux ont conduit le groupe de travail aux conclusions générales suivantes :

- Ecosystèmes aquatiques marins et continentaux : Les modèles sélectionnés et retenus par les exploitants et l'IPSN pour simuler les transferts de radionucléides dans ce domaine sont pertinents (facteurs de concentration dans les espèces biologiques, facteurs de distribution dans les sédiments,...). L'ajout de facteurs correctifs déduits des résultats de mesure fournis par le GT2 a permis au GT3 d'ajuster plus précisément les résultats des calculs aux valeurs mesurées localement dans l'environnement ou de prendre en compte l'incertitude inhérente à leur utilisation. Pour le domaine marin, la confrontation modèles/mesures s'est appuyée sur 16 000 résultats de mesures exploitables.
- Ecosystèmes terrestres : les modèles génériques issus de la littérature sont utilisables. Pour mener ses comparaisons, le GT3 a utilisé des valeurs des paramètres issues de la littérature qui ne sont donc pas spécifiques des caractéristiques locales du site. La confrontation modèle / mesures a été limitée aux estimations des transferts dans l'environnement des rejets COGEMA en tritium, carbone-14 et iode-129 pour la période la plus récente (1998-1999), en raison du faible nombre de mesures supérieures aux limites détection ou très proches du bruit de fond dû aux retombées des essais d'explosions d'engins nucléaires dans l'atmosphère (Césium-137).

Les limites de la confrontation modèles / mesures réalisés par le GT3 sont les suivantes :

- Dans certains cas, l'utilisation des modèles étudiés n'est pas pertinente, comme par exemple la modélisation de la dispersion des effluents dans le champ proche des émissaires de rejet des effluents liquides et gazeux,
- la validation des modèles proposés peut être incomplète comme pour la modélisation de l'impact des embruns,
- la confrontation des résultats obtenus par calculs à ceux issus de mesures d'échantillons de l'environnement du Nord-Cotentin n'a pas été toujours possible du fait de l'absence de résultats de mesures de terrain significatifs,

Une amélioration de la connaissance radioécologique du Nord-Cotentin pourrait être apportée dans ces cas par :

- l'élaboration de modèles spécifiques et représentatifs des processus de transferts locaux des radionucléides dans l'environnement,
- la réalisation de campagnes de prélèvements d'échantillons suivant des stratégies d'échantillonnages adaptées à la dynamique spatio-temporelle des processus en jeux,
- la réalisation de mesures adaptées à la fois aux radionucléides et aux niveaux d'activité susceptibles d'être présents dans l'environnement des sites nucléaires.

Ces conclusions générales sont détaillées dans les paragraphes suivants.

7.1 Domaine marin

COGEMA, ANDRA, EDF et l'IPSN utilisent le même type de modèles pour estimer les transferts et les niveaux de radioactivité au sein des différentes composantes de l'environnement marin des

radionucléides initialement présents dans les effluents liquides autorisés à être rejetés en mer. Ces modèles sont basés sur l'utilisation pour chaque radionucléide de facteurs de dilution des rejets, de facteurs de concentration pour les organismes vivants et de coefficients de distribution pour les sédiments.

La confrontation des résultats des modèles à ceux des mesures sur des échantillons de l'environnement (GT2) a permis d'ajuster aux conditions environnementales du Nord-Cotentin les valeurs des facteurs de dilution, des facteurs de concentration et des coefficients de distribution des modèles. Lorsque cette confrontation a été possible, elle a permis d'apprécier la précision des estimations issues de ces modèles :

- en évaluant l'amplitude des fluctuations des valeurs des facteurs de dilution ;
- en ajustant les paramètres des modèles de transfert aux conditions réelles du site par l'introduction de facteurs correctifs.
- en établissant les éléments statistiques, moyennes, écarts-types, valeurs maximales, etc. nécessaires à la validation des modélisations, et en évaluant les activités dans le cas des situations exceptionnelles.

A l'issue d'un travail collectif le groupe a sélectionné les paramètres à prendre en compte pour modéliser les transferts des radionucléides des sources de rejet vers les différentes composantes de l'environnement. Ces valeurs, les plus représentatives des conditions locales, font l'objet des tableaux synthétiques fournis en Annexe du présent chapitre et ont été transmises au GT4. Les tableaux 7.1a à 7.1h regroupent les valeurs :

- des facteurs de dilution des rejets liquides,
- des facteurs de concentration dans les différents organismes marins,
- des coefficients de distribution dans les sédiments,
- des facteurs correctifs à appliquer, le cas échéant, et,
- des résultats de mesure à caractère exceptionnel.

Les facteurs de concentration et les facteurs correctifs donnés dans ces tableaux sont indépendants des zones de pêche. Ils sont donc utilisables dans la majorité des cas.

Cependant, cette approche générale a dû être adaptée pour :

- L'évaluation de l'impact de la rupture de la conduite d'émission des rejets liquides en mer en 1979 qui a été étudiée plus spécifiquement à l'anse des Moulinets. Compte tenu de l'absence de données de terrain, les concentrations dans l'eau de mer des différents radionucléides ont été calculées rétroactivement à partir des résultats de mesures disponibles pour les différentes espèces vivantes. Ainsi, pour cette période et pour chaque radionucléide rejeté des facteurs multiplicatifs des facteurs de dilution ont été calculés afin que ces derniers soient plus représentatifs de la modification des conditions de dilution. L'évaluation des concentrations dans les sédiments de l'anse des Moulinets pendant toute la période influencée n'a pas été possible et dans ce cas, ce sont les mesures disponibles qui ont été utilisées pour en déduire les niveaux d'activités dans l'eau de mer.
- L'évaluation de l'impact des rejets de la centrale EDF n'a pas pu être réalisée à partir des résultats de mesure de l'environnement puisque la majorité des résultats de mesure étaient inférieurs aux limites de détection. Les facteurs de dilution permettant d'évaluer les concentrations dans les espèces ont donc dû être estimés pour les principales zones sous l'influence de ces rejets.
- L'évaluation des concentrations en argent-110m dans les espèces vivantes a été déduite des mesures dans l'environnement disponibles, la confrontation modèle / mesures n'ayant pas permis de valider le modèle préconisé.

- Les résultats de mesure sur les sédiments de La Ronde et au Nez de Voidries conduisent à corriger les activités d'un facteur correctif moyen de 4,3 pour le ^{137}Cs afin de tenir compte de la proximité du point de rejet.
- Les sédiments prélevés en rade de Cherbourg ou dans les zones de sédimentation fine se voient appliquer un facteur correctif moyen de : 2,3 pour ^{125}Sb ; 4,5 pour ^{137}Cs et de 1,2 pour ^{106}Ru .
- Les périodes d'intégration sédimentaire des actinides sont longues et il n'est pas possible de les préciser à l'aide des données disponibles. En conséquence, il est proposé de retenir pour le calcul de l'activité dans les sédiments des éléments se fixant fortement et de période supérieure à 3 ans (Pu, Am, Cm, Zr, Eu) un coefficient de distribution correspondant à la période comprise entre le démarrage des usines et l'année de rejet maximal, puis de prendre, pour la période ultérieure, une contamination dans les sédiments constante et égale à la valeur moyenne des valeurs mesurées par la suite.

Pour certains cas, les confrontations modèles / mesures n'ont pas abouti à cause de l'absence de résultats de mesures supérieurs aux limites de détection. Les modèles n'ont alors pas été validés à partir des résultats de mesures disponibles et les conclusions énoncées dans les alinéas précédents permettent seulement d'effectuer un calcul avec les meilleurs éléments disponibles. Toutefois, certains points mériteraient d'être approfondis, en effet :

- Les confrontations modèles / mesures concernant le carbone-14 ont été peu concluantes, le bruit de fond de référence en domaine littoral étant mal connu. Il persiste donc une incertitude importante sur le facteur de concentration retenu. Il est donc souhaitable d'améliorer la connaissance du bruit de fond en carbone-14 hors influence des installations, pour caractériser les niveaux ambiants en carbone-14 et leur variabilité en fonction du type d'échantillons, du type de substrat, de la saison, etc. Des campagnes de prélèvements et de mesures devraient être organisées avec une stratégie d'échantillonnage et d'analyse adaptée à ce radionucléide pour faciliter ensuite l'interprétation des résultats de mesures dans le cadre de l'évaluation de l'impact des installations nucléaires.
- Pour les mêmes raisons que le carbone-14, il conviendrait également d'augmenter le nombre de mesures de tritium, en particulier de tritium lié, dans les espèces marines.
- Il a été possible de déterminer des facteurs de dilution pour tout le littoral, ainsi que pour quelques zones situées au large. Par contre, certains échantillons prélevés en champ très proche du point de rejet ont mis en évidence la méconnaissance de la variabilité de la dilution des rejets liquides dans cette zone. Des modèles et des méthodes de validation existent pour évaluer la dilution en champ très proche à court terme. Ils sont d'application difficile pour des rejets effectués en pleine mer. Cependant, en s'appuyant sur ces outils et sur des campagnes de mesures de concentration des radionucléides les plus conservatifs dans des matrices appropriées, une méthode d'évaluation de facteur de dilution moyen annuel dans le champ proche pourrait être élaborée.
- La modélisation à l'aide d'une valeur unique de K_d utilisée quel que soit la nature des sédiments, pour évaluer les activités des radionucléides dans les sédiments ne tient pas compte des caractéristiques sédimentaires. Il est donc nécessaire de poursuivre la réflexion sur les fonctions empiriques de transfert aux sédiments en examinant l'utilisation de valeurs de K_d différentes pour chaque classe de sédiments par exemple (sables côtiers, galets, vases portuaires,...). Cette approche nécessite de disposer de séries de résultats de mesures simultanées sur les concentrations en radionucléides et sur les caractéristiques physico-chimiques et granulométriques des mêmes échantillons. Dans l'avenir, lors des prélèvements et de la mesure de la radioactivité associée aux sédiments, des procédures précises doivent être respectées pour obtenir des séries à long terme cohérentes.

- Il conviendrait de déterminer les facteurs de concentration spécifiques des conditions environnementales du site du Nord-Cotentin pour les radionucléides pour lesquels l'information est insuffisante (^{110m}Ag , Pu, etc ...).

7.2 Domaine atmosphérique

Les modèles génériques issus de la littérature sont utilisables. Cependant, la confrontation modèles / mesures n'a pas été menée de façon aussi approfondie que celle en domaine marin en raison du faible nombre de mesures supérieures aux seuils de détection disponibles ou très proches du bruit de fond dû aux retombées des essais d'explosions d'engins nucléaires dans l'atmosphère (^{137}Cs). Pour mener ses comparaisons, le GT3 a utilisé des valeurs des paramètres issues de la littérature qui ne sont donc pas spécifiques des caractéristiques locales du site. La confrontation modèle / mesures a été limitée aux estimations des transferts dans l'environnement des rejets COGEMA en ^{14}C et ^{129}I pour la période la plus récente (1998-1999).

Les conclusions suivantes, tirées des calculs des modèles et des confrontations avec les résultats de mesures dans l'environnement, sont limitées et nécessiteront d'être confirmées à l'aide de nouveaux résultats de mesures adaptés à la validation des modèles :

- Des hypothèses simplificatrices ont été retenues dans les modèles pour évaluer les conditions de dispersion des rejets gazeux. Dans l'avenir, les données météorologiques des sites (directions de vent à la hauteur du rejet, vitesses de vent à la hauteur du rejet, conditions de diffusion) devraient être exploitées afin de définir un critère permettant de déterminer les conditions de diffusion atmosphérique réalistes, au besoin en s'appuyant sur des mesures complémentaires à celles déjà en place, et de pouvoir disposer des fréquences d'occurrence des différentes situations météorologiques.
- Gaz rares : pour ces radionucléides, le modèle COTRAM2 a été utilisé dans l'intercomparaison, au niveau du sol pour les rejets EDF et pour toutes les configurations météorologiques, et à 100 mètres pour les rejets COGEMA. Le groupe a déterminé les domaines de validité du modèle de Doury (tableau 6.2.1.2.1). En dehors du domaine de validité, la méthode dite " du maximum " a été utilisée et complétée en sachant que les valeurs ainsi calculées sont potentiellement sous-estimées d'un facteur 4. Les modèles de diffusion utilisables pour le champ proche sont donc à améliorer comme l'ont montré les premières mesures disponibles de krypton 85. Des campagnes de mesure du krypton 85 plus complètes et en fonction de différentes conditions météorologiques devraient être réalisées pour valider une méthode alternative, hors du domaine de validité du modèle de Doury, qui pourrait s'appuyer sur des modèles maillés à trois dimensions.
- Carbone-14 : Pour évaluer les concentrations en ^{14}C dans les espèces végétales et animales, la méthode proposée consiste à utiliser les CTA et un facteur de transfert, dépendant de la teneur en CO_2 des rejets et calculés suivant les hypothèses classiquement retenues dans d'autres pays (Suisse, USA).
- Tritium : Le principe de la modélisation de l'impact des rejets de tritium est identique à celle de l'impact des rejets de carbone-14. La confrontation modèles/mesures pour les rejets EDF s'est avérée impossible. En effet, pour les radionucléides pour lesquels cette comparaison était envisageable, la seule modélisation de l'impact des rejets des usines COGEMA conduit à des concentrations supérieures aux valeurs mesurées dans l'environnement. Le tritium devrait faire l'objet de mesures plus systématiques dans l'environnement des deux usines, en veillant notamment à ce qu'elles portent également sur la teneur en tritium lié des végétaux, voire sur la teneur en tritium des eaux de pluie et de l'eau du sol.
- Iode et radionucléides liés aux aérosols : A défaut d'avoir pu valider des modèles spécifiques pour évaluer l'impact de ces radionucléides, il a été décidé, à quelques exceptions et compléments près d'utiliser les valeurs des paramètres du modèle FOCON 96 (IPSN). Pour

certaines valeurs de paramètres, pour lesquels une fourchette de valeurs doit être retenue, une analyse de sensibilité sur le calcul des doses devrait être réalisée.

- L'absence de mesure dans le passé ayant rendu difficile la confrontation des niveaux observés sur le terrain avec les résultats des modèles choisis, il apparaît nécessaire que le carbone-14 et l'iode-129 fassent l'objet de mesures plus systématiques dans l'environnement des usines COGEMA, afin d'affiner les calculs concernant ces radionucléides qui sont parmi ceux qui contribuent aujourd'hui le plus à la dose imputable aux rejets atmosphériques. Ces suivis devraient s'appliquer également au carbone-14 rejeté par la centrale de Flamanville.
- Même si des rations alimentaires spécifiques ont été proposées, il serait souhaitable de réaliser une enquête sur les rations alimentaires des animaux d'élevage du Nord-Cotentin afin de disposer des valeurs les plus représentatives des conditions locales.

7.3. Embruns

Dans le cas des embruns, le seul modèle disponible pour les travaux du GT3 était le modèle développé par le NRPB pour modéliser leur dépôt et leur inhalation. Il s'agit du modèle TORIMA [20]. Aucun outil n'existe pour calculer les concentrations dans l'air apportées par les embruns dans la zone littorale.

En cas de prise en compte des embruns, il a été décidé d'utiliser le modèle TORIMA, à défaut de toute autre modélisation disponible.

Peu d'études et de mesures ont été réalisées afin de modéliser le transfert par les embruns. Des études plus complètes seraient à réaliser dans ce domaine afin de disposer d'un modèle spécifique des processus en jeux et tenant compte du relief et de la météorologie locale.

7.4. Cours d'eau

Le GT3 n'a pas examiné les modèles de transfert aux cours d'eau et aux nappes phréatiques mais le principe retenu par défaut est de retenir les paramètres de la publication de l'AIEA 94/364, sauf pour le kd du césium-137 pour lequel la confrontation modèles/mesures a été possible.

Des études spécifiques aux transferts des radionucléides dans les nappes phréatiques et leur transport jusqu'à leurs exutoires dans les ruisseaux devraient être poursuivies.

8. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[1] Dellero N., Baganz C., 1997 " Evaluation des effets radiologiques de l'établissement de La Hague sur l'environnement ", COGEMA

[2] Coppe Ph., 1992 " Note de principe du code de calcul BGAZDR ", EDF

[3] Rommens C., 1997 " Modélisation de l'impact dosimétrique des rejets radioactifs atmosphériques en fonctionnement normal. Le logiciel FOCON 96 ", IPSN

[4] Références bibliographiques des paramètres utilisés dans le modèle AQUABIOS :

- ↓ le tritium : sélection des valeurs de paramètres de transfert dans la biosphère, C NT ABSE 95-006/A, 1995
- ↓ l'uranium : sélection des valeurs de paramètres de transfert dans la biosphère, 7 C0 NT AND 94-017/0, 1994
- ↓ le césium : sélection des valeurs de paramètres de transfert dans la biosphère, 7 C0 NT AND 94-011/0, 1994

- ↓ le cobalt : sélection des valeurs de paramètres de transfert dans la biosphère, C NT ABSE 95-003/A, 1995
- ↓ l'américium : sélection des valeurs de paramètres de transfert dans la biosphère, 7 C0 NT AND 94-002/A, 1994
- ↓ le plutonium : sélection des valeurs de paramètres de transfert dans la biosphère, 7 C0 NT AND 94-015/0, 1994.

[5] Coppe Ph., 1991 " Note de principe du code de calcul BLIQUID ", EDF.

[6] Thomassin A., Morin A., 1997 " Modèle AQUAREJ 2. Présentation "

[7] Modèle PC-CREAM :

- ↓ *manuel utilisateur* : " PC-CREAM ", National Radiation Protection Board, EUR 17791 EN (NRPB-SR296), June 1997.
- ↓ *modèles utilisés dans le logiciel* : Simmonds J.R., Lawson G., Mayall A. " Radiation Protection 72 - Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment ", NRPB, Report EUR 15760 EN, 1995.

[8] Masson M., 1996 " Bilan radioécologique décennal du centre nucléaire de production d'électricité de Flamanville ", rapport IPSN/DPRE/SERE/97/016.

[9] Beaugelin-Seiller K., Renaud P. " Conséquences radioécologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl dans le département de la Manche ", rapport IPSN/ DPRE/SERE/LERCM 98/018.

[10] Boust D., Colin C., Leclerc G., Baron Y.; 1997. " Distribution and transit times of plutonium-bearing particles throughout the Channel " Radioprotection, Numéro spécial "Radionuclides in the Oceans", RADOC 96-97, Proceedings Part 1 "Inventories, behaviour and processes" Cherbourg-Octeville (France), 7-11 October, 1996. Edited by : P. Germain, J.C. Guary, P. Guéguénat and H. Métivier Radioprotection - colloques, April 1997, Vol. 32, C2, pp. 123- 128.

[11] Hunt G.J., 1985 " Timescales for dilution and dispersion of transuranics in the Irish Sea near Sellafield ", *The Science of the Total Environment*, 46 (1985).

[12] Deville Cavelin G., Crabol B., Monfort M. " Description du code COTRAM2 de calcul de coefficients de transfert atmosphérique moyens ", note technique IPSN/DPEI/SEAC 94/188.

[13] Crabol B., Monfort M. " Manuel d'utilisation du code COTRAM2 de calcul de coefficients de transfert atmosphérique moyens ", note technique IPS N/DPEI/SEAC 94/189.

[14] Doury A., rapport CEA-R-4280 (rév 1), 1976.

[15] " Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen ", HSK – R – 41/d, Juli 1997.

[16] Randoin, 1960 " Table de composition des aliments ", Institut Scientifique d'Hygiène Alimentaire.

[17] Rommens C. " Etude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques ", note technique IPSN/DPHD/SEGR/SAER 97 n°25.

[18] Peres J.M., Agaledes, 1997 "Comportement à long terme d'un stockage de déchets radioactif de faible et moyenne activité", Rapport IPSN pour le Conseil Scientifique de l'IPSN.

[19] Quinault J.M. et Grauby A., Manuel de radioécologie, Collaboration CEA / IPSN / Service d'Etudes et de Recherches sur l'Environnement - Saint Paul lez Durance et EDF/Direction de l'Equipement - Paris, 1984.

- [20] Wilkins B.T., Simmonds J.R., Cooper J.R., 1994 " Assessment of the present and future implications of radioactive contamination of the Irish Sea coastal region of Cumbria ", NRPB-R267.
- [21] Fraizier A., Guéguénat P., Salomon J.C.; 1992. " Aspects temporels de l'impact de rejets radioactifs, effectués en mer, sur les eaux d'une station littorale de la Manche " *Oceanologica Acta* 15, 1, 75-85.
- [22] Boust D., Hairie A., Fraizier A., Baron Y.; 1995. " Analyse et prédiction de la dispersion des radionucléides dans l'environnement marin par la méthode de la réponse impulsionnelle " *Oceanologica Acta* 18, 6, pp. 617-629.
- [23] Bailly du Bois P., Rozet M., Thorat K., Salomon J.C.; 1997. " Improving knowledge of water-mass circulation in the English Channel using radioactive tracers." *Radioprotection*, Numéro spécial "Radionuclides in the Oceans ", RADOc 96-97, Proceedings Part 1 "Inventories, behaviour and processes" Cherbourg-Octeville (France), 7-11 October, 1996. Edited by : P. Germain, J.C. Guary, P. Guéguénat and H. Métivier *Radioprotection - colloques*, April 1997, Vol. 32, C2, pp. 63-69.
- [24] Salomon J.C., 1988-1997
- ↓ Salomon J.C., Guéguénat P., Orbi A., Baron Y.; 1988. " A lagrangian model for long term tidally induced transport and mixing. Verification by artificial radionuclide concentrations " In : *Radionucléides : A tool for oceanography*. Cherbourg 1-5 juin 1987, Ed. Guary, J.C., Guéguénat, P., Pentreath, R.J., Elsevier Applied Science Publishers pp. 384-394.
 - ↓ Salomon J.C., Breton M.; 1990. " Courants résiduels de marée dans la Manche " *Océanologica Acta*.
 - ↓ Salomon J.C., Breton M., Guéguénat P.; 1995. " A 2D long term advection-dispersion model for the Channel and southern North Sea. Part B: Transit and transfer function from Cap de La Hague " *Journal of Marine Systems* Vol. 6 N° 5-6 pp. 515-528.
 - ↓ Salomon J.C., Breton M., Fraizier A., Bailly du Bois P., Guéguénat P.; 1997. " A semi-analytic mathematical model for dispersion of dissolved substances in the Channel Isles region " *Radioprotection*, Numéro spécial "Radionuclides in the Oceans ", RADOc 96-97, Proceedings Part 1 "Inventories, behaviour and processes" Cherbourg-Octeville (France), 7-11 October, 1996. Edited by : P. Germain, J.C. Guary, P. Guéguénat and H. Métivier *Radioprotection - colloques*, April 1997, Vol. 32, C2, pp. 375-380.
- [25] Guéguénat P., 1988-1997
- ↓ Guéguénat P., Gandon R., Baron Y., Salomon J.C., Pentreath J., Brylinski J.M., Cabioch L.; 1988. " Utilisation de radionucléides artificiels (125Sb, 137Cs, 134Cs) pour l'observation (1983-1986) des déplacements de masses d'eau en Manche " In : *Radionucléides : A tool for oceanography*. Cherbourg 1-5 juin 1987, Ed. Guary, J.C.,
 - ↓ Guéguénat P., Salomon J.C., Wartel M., Cabioch L., Fraizier A.; 1993. " Transfer Pathways and Transit Time of Dissolved Matter in the Eastern English Channel Indicated by Space-Time Radiotracers Measurement and Hydrodynamic Modelling " *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36, pp. 477-494.
 - ↓ Guéguénat P., Bailly du Bois P., Gandon R., Salomon J.C., Baron Y., Léon R.; 1994. " Spatial and Temporal distribution (1987-91) of 125Sb used to trace pathways and transit times of waters entering the North Sea from the English Channel " *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39, pp. 59-74.
 - ↓ Guéguénat P., Herrmann J., Kershaw P., Bailly du Bois P., Baron Y.; 1997. " Artificial radioactivity in the English Channel and the North Sea " *Radionuclides in the Oceans, inputs and inventories* ", RADOc 96-97, Les Editions de Physique, Coordinators : P. Guéguénat, P. Germain, and H. Métivier pp. 121-154.
- [26] Bailly du Bois P., 1991-1999

- ↓ Bailly du Bois P., Guéguénat P., Gandon R., Léon R., Baron Y.; 1993. " Percentage contribution of inputs from the Atlantic, Irish Sea, English Channel and Baltic into the North Sea during 1988 : a tracer-based evaluation using artificial radionuclides " Netherlands Journal of Sea Research 31, 1, pp. 1-17.
- ↓ Bailly du Bois P., Salomon J.C., Gandon R., Guéguénat P.; 1995. " A quantitative estimate of English Channel water fluxes into the North Sea from 1987 to 1992 based on radiotracer distribution " Journal of Marine Systems Vol. 6 N° 5-6 pp 457-481.
- ↓ Bailly du Bois P., Guéguénat P.; " Quantitative assessment of dissolved radiotracers in the English Channel : sources, average impact of la Hague reprocessing plant and conservative behaviour (1983, 1986, 1988 and 1994). " Continental Shelf Research ; FluxManche II Dedicated Volume, Sous presse.

[27] Gandon R., Baron Y., Fraizier A., Boust D., Germain P., Guéguénat P.; 1994. " Incidences des procédés d'épuration appliqués aux effluents industriels sur le comportement chimique du ruthénium 106 dans l'environnement marin. Cas des rejets des usines de retraitement des combustibles irradiés de La Hague " Radioprotection 29, 3, pp. 339-361.

[28] Salomon J.C., Guéguénat P., Breton M.; 1991. " Mathematical model of 125Sb transport and dispersion in the Channel " In : Radionuclides in the study of marine processes. Norwich, UK, 10-13 september 1991, Ed. Kershaw J.P., Woodhead D.S. Elsevier Applied Science pp. 74-83.

[29] Patti F., Jeanmaire L., Masson M., Pinton Ph., Garcet M.; 1990. " Temporal variations of Iodine-127, Potassium-40 and Technetium-99 concentrations in Fucus serratus in the English Channel " Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles Vol. 142, n° 2, pp. 467-480.

[30] Masson M., Patti F.; 1991. " Données relatives à la variabilité des teneurs en technétium 99 dans le fucus et l'eau de mer sous l'influence de facteurs physiques et physiologiques " Rapport CEA R-5571.

[31] Sheppard SC, Johnson LH, Goodwin, Tait JC, Wuschke and Davison CC, Chlorine-36 in nuclear waste disposal - 1. Assessment results for used fuel with comparison to 129I and 14C, Waste Management, Vol. 16, n°7, pp. 607-614, 1996.

[32] Agence Internationale de l'Energie Atomique. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports series N° 364, IAEA, Vienne, Autriche.

[33] National Council on Radiation Protection and Measurements. Radiological Assessment : Predicting the Transport, Bioaccumulation, and Uptake by Man of Radionuclides Released to the Environment, NCRP Report N° 76, 1984.

ANNEXE DE LA PARTIE D

Tableau 7.1a : Facteurs de dilution proposés pour les rejets COGEMA :

	Bq/m ³ / TBq/a	Facteur de dilution par rapport à Goury
Facteur de dilution pour les espèces vivantes		
Littoral Beaumont-Hague (sauf Querqueville)	0,76	1
Querqueville	0,53	0,7
Large Hague	0,76	1
Les Huquets	3,4 ⊂ [1,5 ; 5,3]	Moy : 4,5 ⊂ [1,9 ; 6,7]
Diélette / Flamanville / Vauville	0,76	1
Le Rozel	0,61	0,8
Sciotot	0,53	0,7
Urville	0,53	0,7
Rade de Cherbourg	0,53	0,7
Brick	0,46	0,6
Est Cotentin	0,38	0,5
Barneville	0,31	0,4
Pirou → Hauteville / mer	0,23	0,3
Granville	0,15	0,2
Facteur de dilution pour les sédiments		
Zone littorale du cap de La Hague, du cap de Flamanville à Cherbourg	0,76	1
Autres zones du Nord-Cotentin	0,38	0,5

Tableau 7.1b : Facteurs de dilution proposés pour les rejets EDF :

	Bq/m ³ / TBq/a	Facteur de dilution par rapport à Flamanville
Zone Cap de Flamanville	3	1
Zone Cap de la Hague	1,5	0,5
Zone de Cherbourg	1,05	0,35
Zone de Carteret	0,6	0,2

Tableau 7.1c : Facteurs de concentration (l/kg frais) pour les mollusques filtreurs (Moules) :

Symbole	Elément	Valeur recommandée	Facteurs correctifs des moyennes	Facteurs correctifs des maxima	Ecart-types
H	Tritium	1	-	-	-
C	Carbone	5000	-	-	-
I	Iode	100	-	-	-
Ru	Ruthénium	600	0,2 - 1 ³⁷	0,8 - 3,5	50 %
Sb	Antimoine	20	0,5	2 – 6	30 %
Sr	Strontium	10	-	-	-
Cs	Césium	50	0,5	6	50 %
Co	Cobalt	2000	0,5-2	2 – 6	50 %
Tc	Technétium	400	-	-	-
Pu	Plutonium	3000	-	-	-
Am	Américium	1000	-	-	-
Cm	Curium	1000	-	-	-
Mn	Manganèse	10000	-	-	-
Ag	Argent	40000	mesures	51	-
Fe	Fer	20000	-	-	-
Mo	Molybdène	100	-	-	-
Ce	Cérium	1500	-	-	-
Zn	Zinc	80000	-	-	-
Zr	Zirconium	1000	-	-	-
Cl	Chlore	0.05	-	-	-
Ca	Calcium	1	-	-	-
Ni	Nickel	2000	-	-	-
Eu	Europium	7000	-	-	-
Se	Sélénium	6000	-	-	-
Np	Neptunium	400	-	-	-
Y	Yttrium	1000	-	-	-
Nb	Niobium	1000	-	-	-
Pa	Palladium	500	-	-	-
Cd	Cadmium	20000	-	-	-
Sn	Etain	50000	-	-	-
Te	Tellure	1000	-	-	-
Pm	Prométhéum	5000	-	-	-
U	Uranium	30	-	-	-
Be	Béryllium	2000	0,5-2	2 – 6	50 %
Rh	Rhodium	600	0,2-1	0,8 - 3,5	50 %
Rb	Rubidium	50	0,5	6	50 %
Sm	Samarium	5000	-	-	-
Pr	Praséodyme	1500	-	-	-
Tb	Terbium	3000	-	-	-

Les FC en italique sont ceux des analogues chimiques des radionucléides correspondants.

³⁷ Première valeur : jusqu'en 1990. Seconde valeur : après 1990

Tableau 7.1d : Facteurs de concentration (l/kg frais) pour les mollusques non filtreurs (Patelles) :

Symbole	Elément	Valeur recommandée	Facteurs correctifs des moyennes	Facteurs correctifs des maxima	Ecart-types
H	Tritium	1	-	-	-
C	Carbone	5000	-	-	-
I	Iode	100	-	-	-
Ru	Ruthénium	600	0,4	5	35 %
Sb	Antimoine	20	1,2	7	35 %
Sr	Strontium	10	0,4	2	-
Cs	Césium 134	50	3,4	38	50 %
	Césium 137	50	0,6	5	50 %
Co	Cobalt 60	2000	0,5 - 1,2	7	35 %
	Cobalt 58	2000	0,5	7,3	-
Tc	Technétium	400	-	-	-
	Plutonium	3000	0,6	7,6	35 %
Am	Américium	1000	-	-	-
Cm	Curium	1000	-	-	-
Mn	Manganèse	10000	1	7,6	-
Ag	Argent	40000	mesures	140	-
Fe	Fer	20000	-	-	-
Mo	Molybdène	100	-	-	-
Ce	Cérium	1500	3,1	67	-
Zn	Zinc	80000	0,35	1,7	-
Zr	Zirconium	1000	-	-	-
Cl	Chlore	0.05	-	-	-
Ca	Calcium	1	-	-	-
Ni	Nickel	2000	-	-	-
Eu	Europium	7000	-	-	-
Se	Sélénium	6000	-	-	-
Np	Neptunium	400	-	-	-
Y	Yttrium	1000	-	-	-
Nb	Niobium	1000	-	-	-
Pa	Palladium	500	-	-	-
Cd	Cadmium	20000	-	-	-
Sn	Etain	50000	-	-	-
Te	Tellure	1000	-	-	-
Pm	Prométhéum	5000	-	-	-
U	Uranium	30	-	-	-
Be	Béryllium	2000	0,5 – 1,2	7	35 %
Rh	Rhodium	600	0,4	0,5	35 %
Rb	Rubidium	50	0,6	5	50 %
Sm	Samarium	5000	-	-	-
Pr	Praséodyme	1500	3,1	67	-
Tb	Terbium	3000	-	-	-

Mesures exceptionnelles : Anse des Moulinets (facteur correctif de 55 pour le césium 137), Anse Saint-Martin (facteur correctif de 75 pour le césium 137).

Les FC en italique sont ceux des analogues chimiques des radionucléides correspondants.

Tableau 7.1e : Facteurs de concentration (l/kg frais) pour les poissons :

Symbole	Elément	Valeur recommandée	Facteurs correctifs des moyennes	Facteurs correctifs des maxima	Ecart-types
H	Tritium	1	-	-	-
C	Carbone	5000	-	-	-
I	Iode	15	-	-	-
Ru	Ruthénium	2	3,9	28	50 %
Sb	Antimoine	20	3,8	8	50 %
Sr	Strontium	5	0,6 - 1,2 ³⁸	1,5 - 1,8 ³⁸	25 %
Cs	Césium	400	0,2	3	50 %
Co	Cobalt	200	0,8 - 2 ³⁸	10	50 %
Tc	Technétium	80	-	-	-
Pu	Plutonium	100	-	-	-
Am	Américium	100	-	-	-
Cm	Curium	100	-	-	-
Mn	Manganèse	1000	-	-	-
Ag	Argent	4000	mesures	27	-
Fe	Fer	1000	-	-	-
Mo	Molybdène	20	-	-	-
Ce	Cérium	100	-	-	-
Zn	Zinc	5000	-	-	-
Zr	Zirconium	30	-	-	-
Cl	Chlore	0.05	-	-	-
Ca	Calcium	2	-	-	-
Ni	Nickel	1000	-	-	-
Eu	Europium	300	-	-	-
Se	Sélénium	6000	-	-	-
Np	Neptunium	10	-	-	-
Y	Yttrium	20	-	-	-
Nb	Niobium	30	-	-	-
Pa	Palladium	50	-	-	-
Cd	Cadmium	1000	-	-	-
Sn	Etain	50000	-	-	-
Te	Tellure	1000	-	-	-
Pm	Prométhéum	500	-	-	-
U	Uranium	1	-	-	-
Be	Béryllium	200	0,8 - 2 ³⁸	10	50 %
Rh	Rhodium	2	3,9	28	50 %
Rb	Rubidium	400	0,2	3	50 %
Sm	Samarium	500	-	-	-
Pr	Praséodyme	100	-	-	-
Tb	Terbium	60	-	-	-

Mesures exceptionnelles aux Huquets : 275, 64 pour le ruthénium 106.

Les FC en italique sont ceux des analogues chimiques des radionucléides correspondants.

³⁸ Première valeur : jusqu'en 1990. Seconde valeur : après 1990.

Tableau 7.1f : Facteurs de concentration (l/kg frais) pour les crustacés :

Symbole	Elément	Valeur Recommandée	Facteur correctifs des moyennes	Facteurs correctifs des maxima	Ecart-types
H	Tritium	1	-	-	-
C	Carbone	5000	-	-	-
I	Iode	100	-	-	-
Ru	Ruthénium	300	0,5	4	40 %
Sb	Antimoine	10	1,4	12	30 %
Sr	Strontium	5	1,3	1,6	10 %
Cs	Césium	100	0,4	6	50 %
Co	Cobalt	5000	0,5 – 1,3 ³⁹	6	30 %
Tc	Technétium	1300	-	-	-
Pu	Plutonium	500	-	-	-
Am	Américium	1000	-	-	-
Cm	Curium	1000	-	-	-
Mn	Manganèse	5000	-	-	-
Ag	Argent	3000	mesures	724	-
Fe	Fer	5000	-	-	-
Mo	Molybdène	100	-	-	-
Ce	Cérium	1500	-	-	-
Zn	Zinc	4000	-	-	-
Zr	Zirconium	500	-	-	-
Cl	Chlore	0.05	-	-	-
Ca	Calcium	5	-	-	-
Ni	Nickel	1000	-	-	-
Eu	Europium	1000	-	-	-
Se	Sélénium	5000	-	-	-
Np	Neptunium	100	-	-	-
Y	Yttrium	1000	-	-	-
Nb	Niobium	200	-	-	-
Pd	Palladium	10	-	-	-
Cd	Cadmium	10000	-	-	-
Sn	Etain	50000	-	-	-
Te	Tellure	1000	-	-	-
Pm	Prométhéum	1000	-	-	-
U	Uranium	10	-	-	-
Be	Béryllium	5000	0,5-1,3	6	50 %
Rh	Rhodium	300	0,5	4	40 %
Rb	Rubidium	100	0,4	6	30 %
Sm	Samarium	1000	-	-	-
Pr	Praséodyme	1500	-	-	-
Tb	Terbium	1000	-	-	-

Mesures exceptionnelles à l'extrémité de la conduite de rejet : facteurs correctifs de 12460 pour l'antimoine 125, 421 pour le césium 137, 359 pour le ruthénium 106, 117 pour le cobalt 60.

Les FC en italique sont ceux des analogues chimiques des radionucléides correspondants.

³⁹ Première valeur : jusqu'en 1990. Seconde valeur : après 1990.

Tableau 7.1g : Facteurs de concentration (l/kg frais) pour les algues :

Symbole	Elément	Valeur recommandée	Facteurs correctifs des moyennes	Facteurs correctifs des maxima	Ecart-types
H	Tritium	1	-	-	-
C	Carbone	5000	-	-	-
I	Iode	10000	1	4	25 %
Ru	Ruthénium	300	0,7	6	40 %
Sb	Antimoine	20	0,9	5	40 %
Sr	Strontium	40	0,4	0,8	30 %
Cs	Césium	50	0,7	2,3	30 %
Co	Cobalt 60	6000	0,6 - 1,1 ⁴⁰	3,6	30 %
	Cobalt 58 (avec rejet COGEMA mesuré)	6000	0,7	5,2	35 %
Tc	Technétium	30000	1,9	9	130 %
Pu	Plutonium	4000	1	14	20 %
Am	Américium	400	-	-	-
Cm	Curium	400	-	-	-
Mn	Manganèse	5000	1,1	3,6	40 %
Ag	Argent	5000	mesures	267	20 %
Fe	Fer	20000	-	-	-
Mo	Molybdène	100	-	-	-
Ce	Cérium	5000	0,5	1,4	60 %
Zn	Zinc	2000	9	27	35 %
Zr	Zirconium	2000	-	-	-
Cl	Chlore	0.05	-	-	-
Ca	Calcium	6	-	-	-
Ni	Nickel	2000	-	-	-
Eu	Europium	3000	-	-	-
Se	Sélénium	1000	-	-	-
Np	Neptunium	50	-	-	-
Y	Yttrium	1000	-	-	-
Nb	Niobium	3000	-	-	-
Pa	Palladium	100	-	-	-
Cd	Cadmium	5000	-	-	-
Sn	Etain	20000	-	-	-
Te	Tellure	10000	-	-	-
Pm	Prométhéum	3000	-	-	-
U	Uranium	100	-	-	-
Be	Béryllium	6000	0,6 – 1,1	3,6	35 %
Rh	Rhodium	300	0,7	6	40 %
Rb	Rubidium	50	0,7	2,3	30 %
Sm	Samarium	3000	-	-	-
Pr	Praséodyme	5000	0,5	1,4	60 %
Tb	Terbium	2000	-	-	-

Mesures exceptionnelles à l'anse des Moulinets : facteur correctif de 21 pour le césium 137.
Les FC en italique sont ceux des analogues chimiques des radionucléides correspondants.

⁴⁰ Première valeur : jusqu'en 1990. Seconde valeur : après 1990.

Tableau 7.1h : Kd (l/kg sec) pour les sédiments :

Symbole	Elément	Valeur Recommandée	Facteurs correctifs des moyennes	Facteurs correctifs des maxima	Ecart-types
H	Tritium	1	-	-	-
C	Carbone	2000	-	-	-
I	Iode	500	-	-	-
Ru	Ruthénium	5000	0,05 - 0,2 ⁴¹	0,8	50 %
Sb	Antimoine	400	0,2 - 0,6 ⁴¹	3,3	50 %
Sr	Strontium	30	3	25	50 %
Cs	Césium	1000	0,2	1,8	50 %
Co	Cobalt	40000 ⁴²	0,04	1,4	50 %
Tc	Technétium	100	-	-	-
Pu	Plutonium	10000 ⁴³	-	-	-
Am	Américium	30000	-	-	-
Cm	Curium	2000000	-	-	-
Mn	Manganèse	1000	-	-	-
Ag	Argent	1000	-	-	-
Fe	Fer	50000	-	-	-
Mo	Molybdène	100	-	-	-
Ce	Cérium	20000	-	-	-
Zn	Zinc	2000	-	-	-
Zr	Zirconium	3000	-	-	-
Cl	Chlore	0.03	-	-	-
Ca	Calcium	500	-	-	-
Ni	Nickel	100000	-	-	-
Eu	Europium	500000	-	-	-
Se	Sélénium	100000	-	-	-
Np	Neptunium	1000	-	-	-
Y	Yttrium	1000000	-	-	-
Nb	Niobium	500000	-	-	-
Pa	Palladium	5000000	-	-	-
Cd	Cadmium	2000	-	-	-
Sn	Etain	1000	-	-	-
Te	Tellure	1000	-	-	-
Pm	Prométhéum	2000000	-	-	-
U	Uranium	1000	-	-	-
Be	Béryllium	40000	0,04	1,4	50 %
Rh	Rhodium	5000	0,05 - 0,2 ⁴¹	0,8	50 %
Rb	Rubidium	1000	0,2	1,8	50 %
Sm	Samarium	2000000	-	-	-
Pr	Praséodyme	20000	-	-	-
Tb	Terbium	1000000	-	-	-

Les FC en italique sont ceux des analogues chimiques des radionucléides correspondants.

⁴¹ Première valeur : jusqu'en 1990. Seconde valeur : après 1990.

⁴² Facteur de transfert avec intégration ; période d'intégration de 5 ans.

⁴³ Jusqu'à l'année de rejet maximal. Après, contamination constante égale à la moyenne des valeurs mesurées dans l'environnement sur cette période.

P
A
R
T
I
E

E

ESTIMATION DES DOSES ET DU RISQUE DE LEUCÉMIE ASSOCIÉ

1. OBJECTIF

Le GT4 a pour objectif l'estimation des doses et du risque de leucémie associé. Ces estimations se situent dans le cadre de la double mission du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin :

- Mission 1 : apporter des éléments d'information complémentaire aux études épidémiologiques réalisées ou en cours dans le Nord-Cotentin, en estimant, à partir d'une reconstitution des expositions provenant de différentes sources de rayonnements ionisants (industrie nucléaire, examens médicaux, rayonnements naturels) le risque de leucémie attribuable à ces sources au cours de la période 1978 - 1996 pour les jeunes (0 - 24 ans) du canton de Beaumont-Hague.
- Mission 2 : éclairer les décisions à prendre sur la révision des textes réglementaires régissant le fonctionnement des usines de retraitement COGEMA - La Hague, en évaluant les expositions des groupes de population susceptibles d'être les plus exposés.

Le groupe a défini deux approches en termes de calcul dosimétrique et d'estimation du risque pour répondre à ces deux missions :

- Mission 1 : l'estimation du risque de leucémie pour la cohorte des individus de 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague pour la période 1978-1996, à partir des doses délivrées à la moelle osseuse reconstituées depuis la naissance,
- Mission 2 : l'estimation des doses individuelles pour des scénarios particuliers susceptibles de conduire à des expositions plus importantes que la moyenne.

L'ensemble des calculs réalisés par le GT4 est basé sur les résultats des travaux des trois autres groupes de travail et, notamment des travaux du GT1, pour le terme-source des rejets des installations nucléaires locales, et du GT3, pour la modélisation des transferts de radionucléides dans l'environnement jusqu'à l'homme.

Le rapport succinct du GT4 présente les principaux résultats de ces réflexions du GT4, à savoir :

- Mission 1 :
 - ✎ la reconstitution démographique de la cohorte des jeunes de 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague,
 - ✎ la modélisation des doses délivrées à la moelle osseuse utilisée pour la cohorte,
 - ✎ le choix des paramètres de mode de vie caractéristiques de la cohorte,
 - ✎ les modèles d'estimation de risque,
 - ✎ l'estimation des doses individuelles et collective délivrées à la moelle osseuse ainsi que l'estimation du risque de leucémie associé à l'ensemble des sources d'exposition (naturelles, médicales, retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin) pour la cohorte des jeunes de 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague,

- ⌞ l'estimation des doses individuelles délivrées à la moelle osseuse et l'estimation du risque individuel de leucémie associé à des scénarios de la cohorte correspondant à des comportements susceptibles de conduire à des expositions plus importantes que la moyenne,

- Mission 2 :

- ⌞ la modélisation des doses efficaces,
- ⌞ la définition des scénarios particuliers et les paramètres de mode de vie associés,
- ⌞ l'estimation des doses efficaces individuelles pour des scénarios particuliers susceptibles de conduire à des expositions plus importantes que la moyenne.

Les résultats complets du GT4 et notamment les annexes qui détaillent différents points techniques sont présentés dans le rapport détaillé du GT4.

2. CONTEXTE ÉPIDÉMIOLOGIQUE

2.1. Rappel des résultats épidémiologiques

Au total depuis 1989, huit études épidémiologiques s'intéressant au risque de cancer dans le Nord-Cotentin ou à proximité des usines de La Hague ont été publiées [Laurier 1999]. Parmi celles-ci, deux soulèvent des points, dans leurs résultats ou leurs conclusions, pouvant justifier l'intérêt d'une estimation de doses.

En 1995, l'équipe de JF Viel publiait les résultats d'une étude de l'incidence de la leucémie chez les 0-24 ans dans un rayon de 35 km autour des usines de La Hague [Viel *et al* 1995]. Cette étude suggérait un excès de leucémie dans la zone des 10 km (canton de Beaumont-Hague), à la limite de la significativité statistique (4 cas observés entre 1978 et 1992 pour 1,4 attendu).

En 1997, la même équipe publiait les résultats d'une étude cas-témoins cherchant à déterminer les facteurs (antécédents médicaux, expositions, comportements, modes de vie) associés au risque de leucémie chez les jeunes dans la région du Nord-Cotentin [Pobel et Viel 1997]. Cette étude comparait la reconstitution rétrospective des facteurs d'exposition d'un groupe de 27 enfants leucémiques à celle d'un groupe de 192 enfants non leucémiques présentant les mêmes caractéristiques. Au total, plus de 170 facteurs étaient étudiés. Parmi les résultats obtenus, trois types de comportement étaient trouvés associés statistiquement à une augmentation du risque de leucémie :

- la fréquentation des plages locales au moins une fois par mois par les mères durant leur grossesse ou par les enfants durant leur enfance,
- la consommation de poissons et fruits de mer locaux au moins une fois par semaine,
- la durée de résidence dans une maison en granit ou construite sur un sol granitique.

Afin de développer une méthode de travail pour apporter des éléments d'information aux deux études épidémiologiques précitées, le GT4 a effectué une analyse des études radioécologiques réalisées en Grande-Bretagne.

2.2. Synthèse des études radioécologiques effectuées en Grande-Bretagne

Des études radioécologiques ont été effectuées par le NRPB en Grande-Bretagne, à la suite d'excès de cas de leucémie de l'enfant observés à proximité de sites nucléaires : dans la ville de Thurso (à 10 km des usines de retraitement de Dounreay) en 1986 [Dionan 1986, rapport NRPB-R196], autour des usines d'armement d'Aldermaston et Burghfield (proches de la ville de Reading, dans la région d'Oxford) en 1987 [Dionan 1987, rapport NRPB-R202], et dans le village de Seascale (à 3 km des usines de retraitement de Sellafield) en 1995 [Simmonds 1995, rapport NRPB-R276]. Une étude de la dose à la population de Guernesey, due aux rejets des installations de La Hague et Flamanville, a également été effectuée en 1997 [Haywood 1997, rapport NRPB-R294].

Ces quatre exemples fournissent des éléments de réflexion pour la mise en place d'une étude radioécologique dans le Nord-Cotentin. Ils ont été analysés par le GT4 et ont servi de base pour construire la méthodologie du GT4. Dans chaque cas, les auteurs ont cherché à estimer les doses de la façon la plus réaliste possible, à partir d'une reconstitution des expositions et des comportements les plus "représentatifs" possibles de la population. L'approche et les résultats sont décrits dans la référence [Laurier et Rommens 1998].

2.3. Application au cas du Nord-Cotentin

L'objectif d'une évaluation radioécologique consiste en l'estimation de la dose associée à l'exposition aux rayonnements ionisants, de la façon la plus réaliste et la plus complète possible.

Dans les deux études épidémiologiques [Viel *et al* 1995] [Pobel et Viel 1997], les résultats sont relatifs au risque de leucémie. L'estimation radioécologique pertinente doit donc passer par une estimation de la dose à la moelle osseuse.

La réponse radioécologique au résultat de la première étude [Viel *et al* 1995] correspond à une estimation du nombre de cas de leucémie associés à cette dose. Il s'agit en effet de mettre en parallèle le nombre de cas réellement observés chez des individus de 0 à 24 ans dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1992 avec le nombre de cas que l'on attendrait dans cette même population en fonction de l'exposition aux radiations et de ce que l'on sait des effets des rayonnements ionisants. Une telle estimation nécessite le calcul de la dose collective de cette population (sa reconstitution explicitée au paragraphe 3.1 sera appelée « cohorte »), sur la base d'estimations reflétant le comportement et l'exposition moyens des individus la composant.

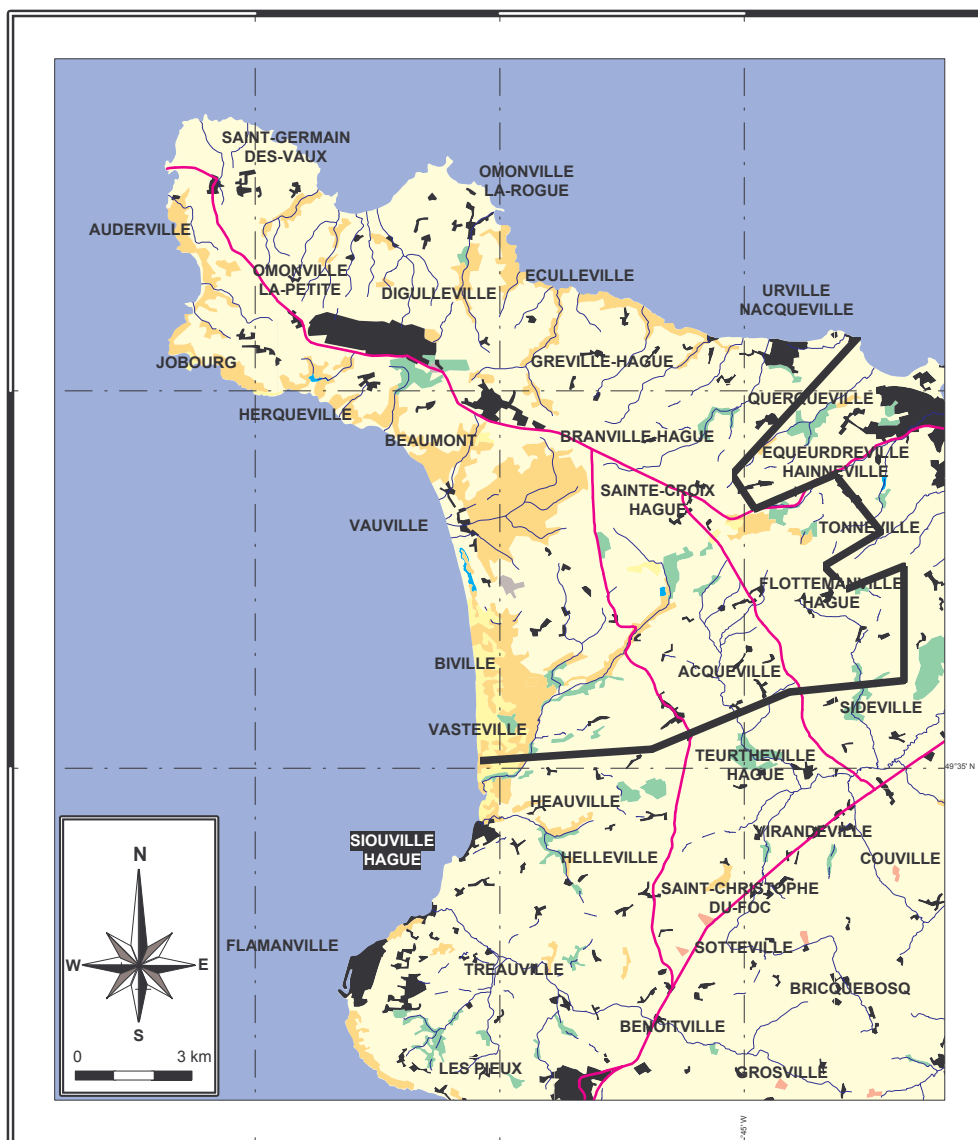
La réponse radioécologique aux résultats de la seconde étude [Pobel et Viel 1997] peut se limiter à une estimation de la dose associée à des comportements ou des modes de vie spécifiques sous la forme de scénarios (appelés par la suite " scénarios cohorte " - cf. Paragraphe 3.6) :

- fréquentation importante des plages locales par les enfants durant leur enfance,
- fréquentation importante des plages locales par les mères durant la grossesse,
- consommation importante de poissons et fruits de mer locaux,
- résidence dans une maison en granit.

Les approches correspondant à ces deux types de réponses doivent être dissociées. La méthodologie proposée en réponse à la première question est développée dans le chapitre 3 de ce rapport. L'approche de la seconde question est développée dans le chapitre 3.6.

3. MÉTHODOLOGIE RETENUE POUR L'ESTIMATION DE LA DOSE ET DU RISQUE DE LEUCÉMIE POUR LA " COHORTE " DES 0-24 ANS

L'excès de risque de leucémie suggéré par les résultats épidémiologiques concerne les individus de 0-24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague (cf. figure 3.a) entre 1978 et 1992 inclus. L'étude portera donc sur l'estimation de l'historique de la dose à la moelle osseuse et du risque de leucémie radio-induite dans cette population, étendue jusqu'en 1996 pour bénéficier des derniers enregistrements du registre de la Manche. Cette approche permettra de mettre en parallèle le nombre de cas observés chez des 0-24 ans dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 avec le nombre de cas que l'on attendrait dans cette même population en fonction de l'exposition aux radiations et de ce que l'on sait des effets des rayonnements ionisants.



BDCARTO registered trademark - copyright IGN 1997

Figure 3.a : Situation géographique du canton de Beaumont-Hague

3.1. Constitution de la “ cohorte des 0-24 ans ”

3.1.1 Objectif

Le canton de Beaumont-Hague est constitué de 19 communes. La taille de la population montre une évolution temporelle importante, avec une faible diminution des effectifs entre 1968 et 1975, puis une forte augmentation jusqu'en 1990 (données des recensements INSEE). Le nombre d'habitants était de 6046 au recensement de 1968, et de 10783 au recensement de 1990. L'effectif des individus de 0-24 ans résidant dans le canton varie de 2734 en 1968 à 4247 en 1990.

L'objectif est de reconstituer de la façon la plus précise possible, à partir des données existantes, la population des individus de 0-24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 inclus [Laurier *et al* 1998]. Pour tenir compte du fait que la dose est engagée et de la variation du risque de leucémie radio-induite avec l'âge, l'estimation de la dose et du risque associé à cette dose doit être effectuée pour chaque individu. Il ne suffit donc pas d'estimer seulement l'effectif de personnes résidant chaque année, mais de reconstituer le devenir d'une population fictive ayant vécu dans la zone (reconstitution des générations). Il ne s'agit pas non plus de rechercher des données individuelles réelles (travail qu'aurait nécessité une approche épidémiologique prospective) mais de reconstituer l'évolution d'une population dans le temps sur la base de données démographiques (approche d'évaluation de risque).

Cette reconstitution de la population des individus de 0-24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 inclus est dénommée "cohorte" dans le présent rapport. Cette reconstitution nécessite de considérer toutes les générations de 1954 (individus qui auront 24 ans en 1978) à 1996, soit 43 générations. Le principe de la constitution de la cohorte est présenté de façon schématique sur la figure 3.1.1.a.

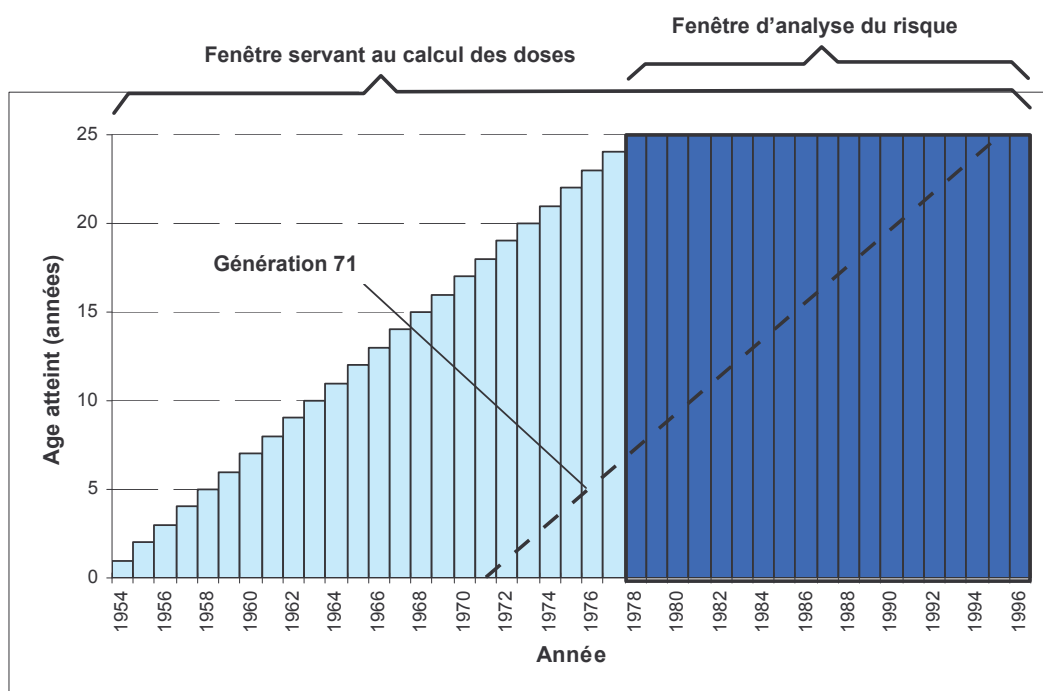


Figure 3.1.1.a : Schéma de reconstitution de la population des 0-24 ans pour l'estimation du risque de leucémie radio-induit dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996

3.1.2 Reconstitution basée sur les naissances

L'approche retenue dans les études radioécologiques anglaises du NRPB [Dionan 1986, Simmonds 1995, Laurier et Rommens 1998] repose sur la construction d'une "cohorte fictive", c'est-à-dire une reconstruction de la population des individus de 0-24 ans ayant résidé dans la zone d'étude. Pour recréer la dimension individuelle nécessaire à l'estimation du risque, il était supposé qu'un certain nombre d'individus naissent chaque année dans la zone d'étude et restaient dans cette zone jusqu'à leur 25^{ème} anniversaire ou jusqu'à la fin de la période d'étude. La taille de chaque génération était soit considérée fixe (à Dounreay [Dionan 1986]), soit basée sur les taux de naissance annuels (à Sellafield [Simmonds 1995]). Aucune correction n'était apportée pour refléter des migrations de ces individus vers la zone d'étude (arrivée d'individus non nés dans la zone d'étude) et en dehors de la zone d'étude (sortie d'individus nés dans la zone).

L'approche proposée ici est la suivante :

- La population des individus de 0-24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 est reconstituée à partir des générations d'individus estimées à l'aide des taux de naissance annuels. Pour inclure tous les individus ayant eu entre 0 et 25 ans durant la période de 1978 à 1996, il faut considérer tous les individus nés entre 1954 et 1996. Le nombre de naissances par commune et par an a été obtenu auprès de l'INSEE (figure 3.1.2.a).
- En l'absence d'information sur les migrations sortantes en dehors du canton, il est supposé que tout individu naissant dans la zone d'étude y réside jusqu'à son 25^{ème} anniversaire ou jusqu'à fin décembre 1996. Chaque individu est donc exposé durant toute sa période de présence. La somme des 43 générations constitue l'estimation de la population des individus de 0-24 ans du canton. On simule néanmoins la survenue de décès au sein de chaque génération, en appliquant les taux de mortalité toutes causes confondues de la population nationale.

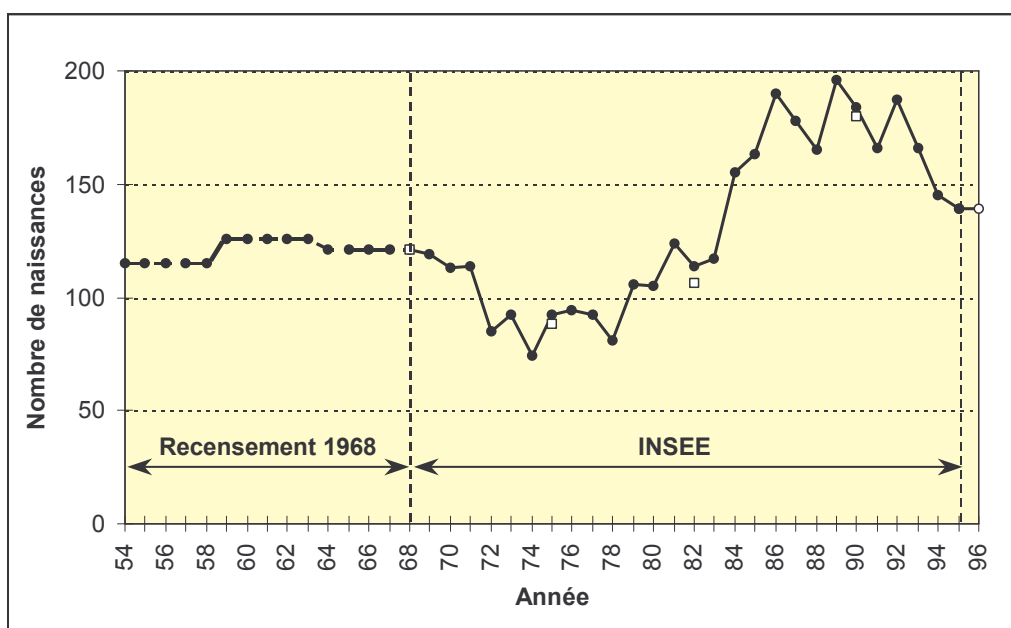


Figure 3.1.2.a : Naissances domiciliées dans le canton de Beaumont-Hague
NB : les carrés représentent les résultats des recensements de l'INSEE

La cohorte ainsi définie inclut 5506 individus (somme des naissances sur les 43 années). Chacun de ces individus est présent au moins 1 an durant la période de 1978 à 1996. Le nombre total d'années de présence (nombre de personnes-années) pour l'ensemble de ces individus entre 1978 et 1996 est de 56761.

3.1.3 Prise en compte des données de scolarisation

Un afflux important de travailleurs a eu lieu lors du “ Grand Chantier de La Hague ” entre 1982 et 1989. Cet afflux s'est traduit par une augmentation de la population du canton de Beaumont-Hague, mais celle-ci est difficile à évaluer à partir des données démographiques disponibles, car le grand chantier s'est tenu entre deux recensements.

Pour évaluer les variations de population, les données de scolarisation dans les établissements publics du canton de Beaumont-Hague ont été obtenues auprès de l'Inspection Académique de la Manche. Ces données traduisent une augmentation de la population du canton entre 1983 et 1986 (figure 3.1.3.a). Celle-ci est retrouvée dans les données de naissance (figure 3.1.2.a). Cette augmentation est observée de façon plus ou moins marquée dans toutes les classes d'âge. Elle est a priori attribuable à deux phénomènes distincts : le fort développement de la commune d'Urville-Nacqueville d'une part, et un afflux de population lors du Grand Chantier de La Hague d'autre part.

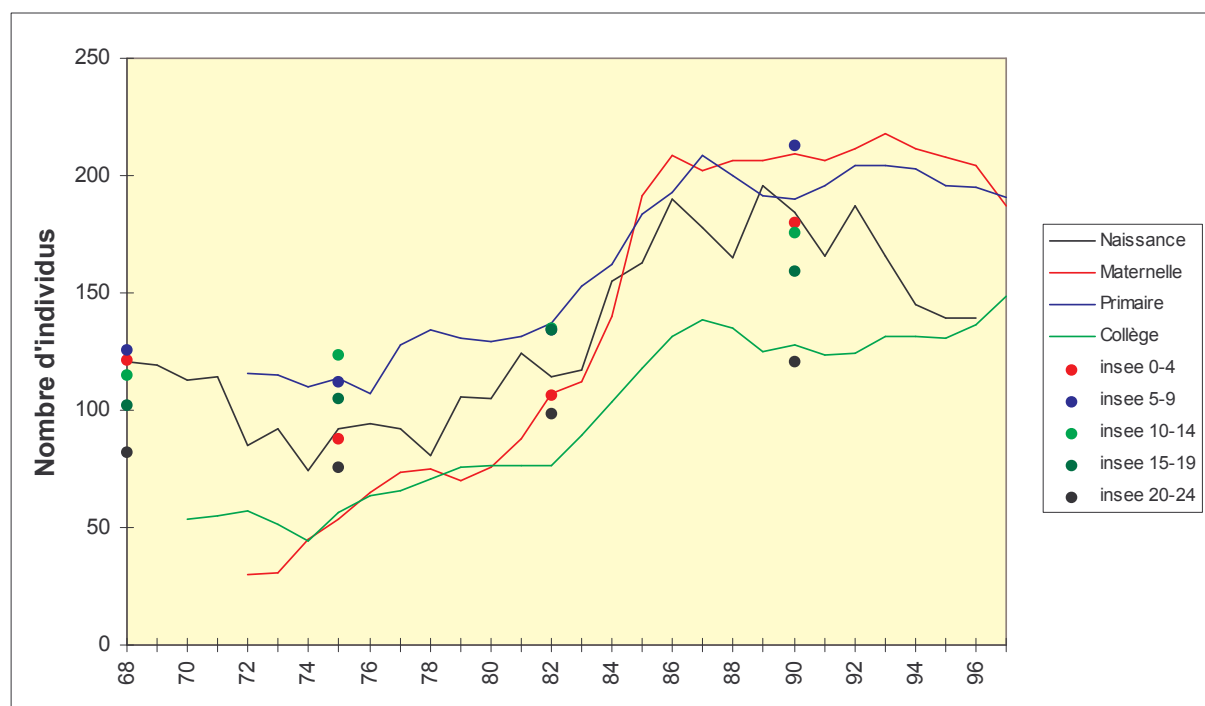


Figure 3.1.3.a : Données de scolarisation dans le canton de Beaumont-Hague

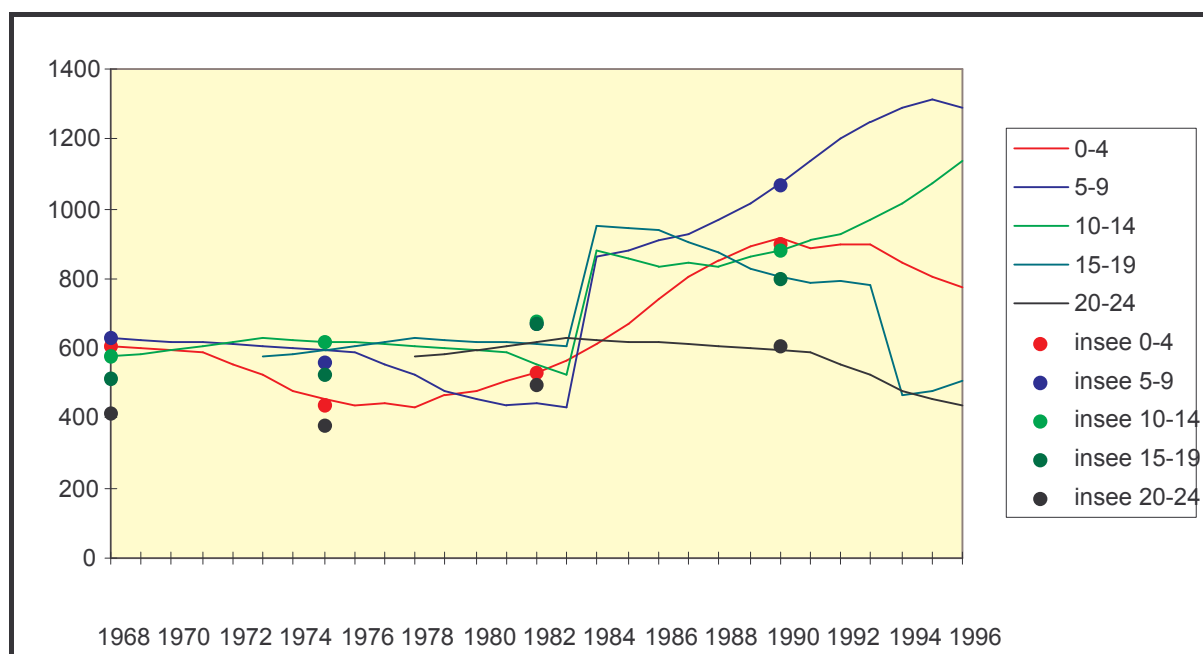
Cette augmentation de la population n'est pas répercutée dans l'estimation de notre population d'étude si l'on se base uniquement sur les données de naissance. La non prise en compte de cet afflux entraînerait une sous-estimation de notre population d'étude, et donc de la dose collective et du risque attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants. Une correction est proposée, par l'addition entre 1983 et 1986, d'individus non nés dans la zone. Un nombre fixe d'individus sera ajouté dans chacune des classes d'âge, ce nombre étant déterminé de façon à ce que les effectifs de la population d'étude s'ajustent au mieux aux données du recensement de 1990. L'hypothèse d'une augmentation ponctuelle en 1984 est faite⁴⁴, les effectifs proposés sont les suivants :

- pas de nouveaux arrivants entre 0 et 4 ans,
- 400 nouveaux arrivants à l'âge de 5 ans,
- 400 nouveaux arrivants à l'âge de 10 ans,

⁴⁴ Cette hypothèse a été faite pour limiter le nombre de calculs. Cependant, le choix de l'année 1984 conduit certainement à une légère surestimation des doses et du risque puisque l'afflux de nouveaux arrivants a lieu avant l'année pour laquelle les rejets des usines de retraitement ont eu l'impact dosimétrique le plus important (1985).

- 350 nouveaux arrivants à l'âge de 15 ans,
- pas de nouveaux arrivants dans la tranche d'âge 20-24 ans.

Le résultat de cette correction est présenté figure 3.1.3.b pour chaque classe d'âge. Il ressort un bon ajustement des effectifs aux données de recensement de 1990 (représentées par des points) pour les cinq classes d'âge. Cette correction ajoute 1150 individus à notre population d'étude. Le nombre d'années de présence apportées par ces individus est 13900. Le nombre total de personnes-années dans notre population d'étude entre 1978 et 1996 est de 70661.



Nota : Les courbes correspondent aux effectifs des classes d'âge reconstituées
Les points correspondent aux données des recensements INSEE

Figure 3.1.3.b : Effectif de la cohorte par classe d'âge après correction par l'afflux de nouveaux arrivants en 1984

L'afflux des travailleurs du Grand Chantier a été transitoire entre 1982 et 1989. Néanmoins, il n'a pas été envisagé de considérer une migration sortante des individus de la population d'étude. En effet, ni les données de naissance ni les données de scolarisation n'indiquent clairement une diminution des effectifs après 1989. Il est probable que, si un départ de population est survenu à la fin du Grand Chantier, celui-ci a été contrebalancé par une augmentation de la population dans certaines communes, en particulier à Urville-Nacqueville.

3.1.4 Prise en compte de la mortalité toutes causes

Pour tenir compte de la probabilité de décès d'un individu entre 0 et 24 ans, le taux de mortalité toutes causes confondues, correspondant à chaque génération a été appliqué à la cohorte. Les taux de mortalité ont été extraits des statistiques de mortalité de l'OMS [OMS 1998], et ont été transformés pour être applicables de façon longitudinale à chacune des générations de 1954 à 1996. Les taux de mortalité sont plus importants pour les premières années de vie (mortalité infantile) et pour les générations les plus anciennes.

L'impact de la prise en compte de la mortalité toutes causes sur l'ensemble de la cohorte se traduit par une diminution de 1,9% du nombre total de personnes-années. Les effectifs sont résumés dans le tableau 3.1.4.A.

Tableau 3.1.4.A : Taille de la cohorte reconstituée des 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996

	Individus natifs *	" Grand Chantier " **	Total
Individus	5506	1150	6656
Années de présence (personnes-années) entre 1978 et 1996	56761	13900	70661
Personnes-années après prise en compte de la mortalité	55437	13871	69308

* naissances des générations 1954 à 1996

** inclusion de nouveaux arrivants en 1984

La figure 3.1.4.a présente la taille de la cohorte reconstituée en fonction du temps. La diminution des effectifs en 1994 est due au fait que les nouveaux arrivants entrés à 15 ans en 1984 atteignent 25 ans en 1994. La figure illustre la forte sous-estimation qu'aurait entraîné la seule prise en compte des données de naissance. Bien que cette méthode ait été celle utilisée dans les études radioécologiques antérieures, il apparaît clairement dans le cas de la présente étude que la non prise en compte d'un afflux de nouveaux arrivants aurait entraîné une importante sous-estimation de la taille de la cohorte. Il apparaît un assez bon ajustement des effectifs par rapport aux effectifs réels indiqués par le recensement de 1990, bien qu'une légère sous-estimation des effectifs persiste par rapport au recensement de 1982. La taille finale de la cohorte reconstituée est de 69308 personnes-années. L'ordre de grandeur de cette population semble réaliste. En effet, sur la période 1978-1996 pour la population 0-24 ans, l'interpolation entre les recensements aboutit à un effectif de 69702 personnes-années.

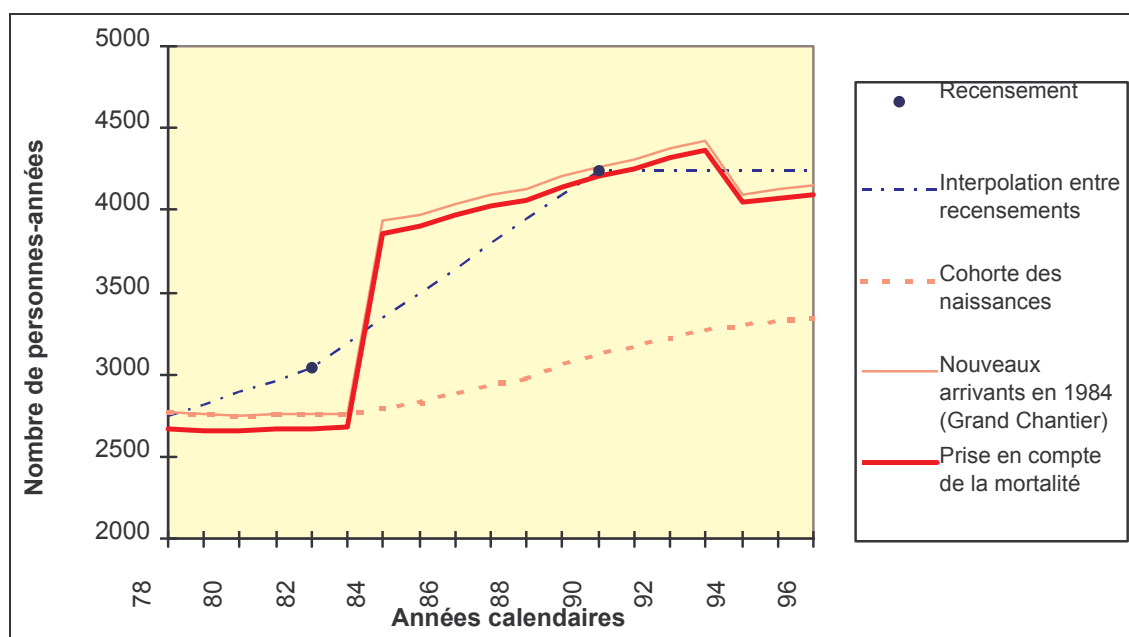


Figure 3.1.4.a : Effectif total de la cohorte après correction par un afflux de nouveaux arrivants en 1984 et prise en compte de la mortalité

Comme l'indique la figure 3.1.1.a, la cohorte se décompose en 2 fenêtres : de 1954 à 1996 pour le calcul de la dose due aux différentes sources d'exposition, et de 1978 à 1996 pour le calcul du risque dû aux doses reçues depuis la naissance (donc sur la période 1954-1996). Le Tableau 3.1.4.B suivant présente les personnes-années associées à chacune de ces fenêtres.

Tableau 3.1.4.B : Distribution du nombre de personnes-années au sein de la cohorte selon la période

Période	Personnes années	Application
1954-96	103215	Calcul de la dose due à l'ensemble des sources d'exposition
1966-96	94296	Calcul de la dose due aux installations nucléaires locales
1978-96	69308	Calcul du risque radio-induit

3.2. Modélisation des sources d'exposition de la cohorte

3.2.1 Voies d'exposition associées aux installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin

Les voies d'exposition suffisamment fréquentes pour être considérées comme réalistes pour la cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague ont été recensées. Celles prises en compte par le GT4 pour l'exposition de la cohorte sont les suivantes :

- Exposition externe :
 - ✎ par le panache,
 - ✎ par le dépôt sur les sols,
 - ✎ par le sable des plages,
 - ✎ par la baignade en mer,
- Exposition interne :
 - ✎ par inhalation du panache,
 - ✎ par inhalation du dépôt remis en suspension,
 - ✎ par inhalation des embruns,
 - ✎ par ingestion d'aliments terrestres et marins,
 - ✎ par ingestion par inadvertance d'eau de mer durant la baignade,
 - ✎ par ingestion par inadvertance de sol,
 - ✎ par ingestion par inadvertance de sable durant le temps passé à la plage.

Les aliments terrestres pris en compte dans la modélisation de l'exposition par ingestion sont les céréales, les légumes-feuilles (salades, épinards, ...), les légumes-racines (pommes de terre, carottes, ...), les légumes-fruits (haricots, tomates, pommes, poires, ...), la confiture, le cidre, le lait de vache et les produits laitiers dérivés (fromages, beurre, ...), les viandes de bœuf, mouton, porc, les volailles (incluant les lapins) et les œufs.

Les aliments marins sont les poissons, les crustacés et les mollusques. La consommation directe d'algues n'étant pas connue comme étant une pratique courante au plan local, elle ne peut être considérée comme réaliste pour la cohorte ; elle n'a donc pas été retenue pour cette étude.

Les aliments terrestres peuvent être contaminés par le panache et les dépôts liés aux rejets atmosphériques mais aussi par les embruns. L'épandage d'algues dans les jardins est une pratique ancienne mais encore répandue puisque l'étude faite par le CREDOC pour COGEMA montre que 7% de la population sondée du Nord-Cotentin épand des algues dans son jardin (13% pour les retraités) [CREDOC 1998]. Cette voie d'exposition sera donc prise en compte et appliquée à 25% de la cohorte⁴⁵.

⁴⁵ Le programme de calcul dosimétrique du GT4 ne permet pas aisément d'appliquer une voie d'exposition à une partie de la cohorte. Dans la pratique, cette voie d'exposition a donc été prise en compte pour l'ensemble de la cohorte mais avec un taux d'épandage d'algues à 25% de la valeur choisie.

Compte tenu de leur faible débit, l'utilisation d'eau des ruisseaux contaminés, notamment du ruisseau Sainte-Hélène, pour l'irrigation des cultures et des jardins potagers et l'abreuvement des animaux d'élevage n'est pas prise en compte pour la cohorte.

Les aliments marins peuvent être contaminés par l'intermédiaire des rejets liquides en mer.

La pratique de la pêche dans les ruisseaux locaux (ruisseau de la Sainte-Hélène, ruisseau des Combes, ruisseau des Moulinets, ...) est peu fréquente et ne peut donc être considérée comme réaliste pour l'ensemble de la cohorte. De même, la baignade dans ces ruisseaux n'est pas réaliste vu les faibles débits de ces cours d'eau. Depuis la généralisation de l'adduction d'eau sur l'ensemble du canton de Beaumont-Hague dans les années 50, la consommation de l'eau des ruisseaux est très peu probable. Ces voies d'exposition ne sont donc pas considérées pour la cohorte.

Cependant, certaines voies d'exposition non prises en compte pour la cohorte peuvent être envisagées pour une petite fraction de la population. Les habitants du canton ont signalé quelques enfants pataugeant à l'embouchure de la Sainte-Hélène. Des pêches électriques dans les ruisseaux locaux ont recensé des populations d'anguilles (Sainte-Hélène, Grand Bel, Rivière du Moulin, Linet ...) et, dans une moindre mesure, de truites (uniquement dans le ruisseau d'Herquemoulin). Ces voies d'exposition seront alors traitées ultérieurement dans le cadre de scénarios particuliers.

A noter que les voies d'exposition associées à la fréquentation des abords du site de La Hague et la fréquentation de l'Anse des Moulinets lors de marées mettant à découvert la canalisation de rejets, seront prises en compte ultérieurement dans le cadre de scénarios particuliers.

L'exposition *in utero* est prise en compte pour la cohorte. L'exposition *in utero* regroupe les principales voies d'exposition susceptibles d'atteindre le fœtus au cours de son développement prénatal⁴⁶, à savoir :

- l'exposition externe du fœtus au dépôt, au panache ou par immersion dans l'eau,
- l'exposition interne due à l'inhalation ou l'ingestion par la mère ; les transferts de radionucléides de la mère vers le fœtus se font via le placenta,
- l'exposition externe du fœtus par les radionucléides incorporés par la mère et déposés dans les tissus maternels.

Ces voies d'exposition sont modélisées dans le cadre du fonctionnement normal des installations du Nord-Cotentin mais aussi pour les incidents/accidents répertoriés par le GT1 (excepté l'exposition *in utero*).

⁴⁶ Les transferts de radionucléides de la mère à l'enfant via l'allaitement ne sont pas traités.

3.2.2 Concentrations dans l'environnement utilisées pour les calculs de doses délivrées à la moelle osseuse et de risque de leucémie

Par rapport aux études anglaises de Thurso [Dionan 1986] ou Seascale [Simmonds 1995] dans lesquelles les zones considérées se limitaient à une commune, la zone considérée ici est beaucoup plus étendue (19 communes). Une discussion s'est ouverte sur la nécessité de considérer la variation géographique de l'exposition sur les 19 communes. Afin de ne pas multiplier les estimations de dose effectuées sur des zones de surface et d'effectifs de population réduits, ce qui alourdirait considérablement les temps de calcul sans grand gain dans le cadre d'une estimation globale du risque, il a été décidé d'utiliser des estimations moyennes de la contamination de l'environnement dont les valeurs sont fournies par le GT3.

Pour *l'exposition externe au panache et l'inhalation du panache et des dépôts remis en suspension*, la concentration moyenne de l'air dans le canton de Beaumont-Hague est la moyenne des activités de l'air calculées dans chacune des 19 communes du canton pondérée par le nombre d'habitants âgés de 0 à 24 ans de chacune de ces communes. Une concentration moyenne annuelle est calculée pour chaque année de l'étude et pour chaque radionucléide.

Pour *l'exposition externe au dépôt sur les sols*, la concentration surfacique moyenne des sols du canton est calculée de la même façon que précédemment, pour chaque année de l'étude et pour chaque radionucléide.

Pour *les voies d'exposition liées aux sables des plages* (exposition externe, ingestion par inadvertance), quatre plages principales ont été recensées sur le canton de Beaumont-Hague (Vauville, Ecalgrain, Saint Martin, Querqueville). La confrontation des estimations des modèles aux résultats des mesures réalisées sur ces plages, effectuée par le GT3, montre une relative homogénéité des concentrations dans les sédiments marins pour l'ensemble du canton (excepté en 1979-80 pour l'Anse des Moulinets à cause de la rupture de la canalisation). Une concentration volumique moyenne annuelle pour le canton est utilisée pour chaque année et pour chaque radionucléide, en utilisant la modélisation préconisée par le GT3 pour calculer la concentration volumique en radionucléides dans les sédiments (à part pour l'euporium).

Pour *l'exposition par inhalation d'embruns*, le modèle TORIMA (Transfer Of Radionuclides In the Marine Aerosol) du NRPB a été utilisé afin d'estimer la contribution d'une telle exposition. Ce modèle est décrit dans le rapport détaillé final du GT3. Le modèle TORIMA n'est cependant pas applicable dans toutes les situations et notamment pour calculer l'activité des embruns sur la plage ou en mer. Les embruns sont donc pris en compte pour l'exposition par ingestion de produits terrestres contaminés par les dépôts d'embruns, mais l'inhalation des embruns est sous-estimée du fait de l'absence de modélisation de l'inhalation des embruns lorsqu'un individu se trouve sur la plage ou en mer.

Pour *les voies d'exposition liées à l'eau de mer* (baignade et ingestion d'eau par inadvertance), la confrontation des estimations des modèles aux résultats des mesures réalisées sur l'eau de mer à la côte montre qu'il y a peu de différences entre les concentrations de radionucléides dans les eaux de mer des différentes plages du canton. Le GT4, sur les propositions du GT3, utilise pour estimer la concentration moyenne des radionucléides dans l'eau de mer du canton, la moyenne des facteurs de dilution de chacune de ces plages, à savoir $0,53 \text{ Bq.m}^{-3}$ par TBq rejeté par an pour Querqueville et $0,76 \text{ Bq.m}^{-3}$ par TBq rejeté par an pour les trois autres plages, soit un facteur de dilution moyen pour la cohorte de $0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$ par TBq rejeté par an. La concentration moyenne annuelle de l'eau de mer est calculée pour chaque année de l'étude et pour chaque radionucléide.

En ce qui concerne *les poissons de mer*, l'analyse des mesures dans l'environnement réalisée par le GT2 ne permet pas de montrer s'il existe une différence importante de concentration entre les espèces de poissons, entre les résultats de mesures sur l'animal éviscéré ou sur les parties consommables, et entre les zones de pêche du Nord-Cotentin. Le GT4 utilise donc pour estimer la

concentration des poissons, la concentration moyenne des poissons des différentes zones de pêche du Nord-Cotentin (estimée par le GT3 à l'aide d'un facteur de dilution moyen pour la cohorte de $0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$ par TBq rejeté par an). Ces zones de pêche étant réparties sur l'ensemble des côtes du Nord-Cotentin, l'utilisation d'un modèle pour l'ensemble du Nord-Cotentin permet d'estimer la concentration moyenne des poissons consommés par les habitants du canton de Beaumont-Hague. La concentration moyenne annuelle des poissons est calculée pour chaque année de l'étude et pour chaque radionucléide.

Dans le cas des *mollusques*, deux catégories ont été identifiées : les mollusques filtreurs représentés par la moule et l'huître et les mollusques gastéropodes représentés par la patelle. Les laboratoires participant au GT2 ont réalisé moins de mesures dans les huîtres que dans les moules. Les consommateurs de patelles sont très peu nombreux. La moule a donc été considérée comme le mollusque représentatif de cette catégorie d'aliment pour la cohorte. Même si l'on ne peut exclure qu'une petite fraction du régime alimentaire en moules soit constituée de moules sauvages, les moules locales proviennent pour la majeure partie des deux zones de mytiliculture les plus proches (Blainville et Barfleur) qui sont situées en dehors du canton de Beaumont-Hague. Le lieu d'origine des moules retenu par le GT4 est le plus proche du canton, à savoir Barfleur. La concentration moyenne annuelle des mollusques est calculée pour chaque année de l'étude et pour chaque radionucléide en se basant sur les recommandations du GT3 pour les moules et pour Barfleur (facteur de dilution de $0,38 \text{ Bq.m}^{-3}$ par TBq rejeté par an)⁴⁷.

En ce qui concerne les *crustacés*, l'analyse des mesures dans l'environnement réalisée par le GT2 ne montre pas de différences importantes de concentration entre les espèces de crustacés (tourteau, araignée), entre les résultats de mesures animal entier ou uniquement les chairs, et entre les zones de pêche qui se répartissent tout au long de la côte du Nord-Cotentin. La consommation de crustacés locaux reposant essentiellement sur la pêche côtière, les zones de pêche considérées pour cette étude sont celles au large du canton de Beaumont-Hague uniquement. La concentration moyenne annuelle des crustacés est calculée pour chaque année de la période d'étude et pour chaque radionucléide (à l'aide d'un facteur de dilution moyen pour la cohorte de $0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$ par TBq rejeté par an).

Dans le cas des *aliments terrestres*, pour les *produits cultivés*, le dépôt est calculé de la même manière que pour l'exposition externe au dépôt (moyenne des dépôts de chaque commune pondérée par la population des individus de 0-24 ans). Ce dépôt est homogénéisé par labour et permet d'estimer la concentration moyenne dans les sols. A cette concentration, s'ajoute la concentration apportée par les embruns et par les épandages d'algues. Dans le cas de l'épandage, l'activité contenue dans les algues est considérée comme entièrement transférée au sol. Cette hypothèse majorante est retenue en l'absence de modélisation plus précise. Elle explique au moins en partie l'importance relative de cette voie de transfert pour certains radionucléides (par exemple le ^{99}Tc - voir paragraphe 3.1). En ce qui concerne les produits d'élevage ou issus de l'élevage, la pondération ne fait plus intervenir la population mais la superficie fourragère totale de chaque commune. Ce dépôt permet alors après homogénéisation par le labour de déduire la concentration moyenne dans les sols, puis dans les cultures fourragères servant d'alimentation aux animaux d'élevage et enfin dans les produits d'élevage ou issus de l'élevage. La concentration moyenne annuelle des aliments terrestres est calculée pour chaque année de la période d'étude et pour chaque radionucléide. Aucune modification des activités massiques des aliments n'est prise en compte du fait des préparations culinaires (épluchage, cuisson, ...).

⁴⁷ P. Barbey et M. Sené pensent que les mollusques de la ration alimentaire de la cohorte peuvent provenir des zones littorales du canton de Beaumont-Hague (coquilles Saint-Jacques, ormeaux, ...) et donc que le facteur de dilution devrait être $0,76 \text{ Bq.m}^{-3}$ par TBq rejeté par an). La majorité du GT4 n'a pas retenu cette hypothèse car les quantités de mollusques susceptibles d'être pêchées dans le canton de Beaumont-Hague semblent insuffisantes pour nourrir l'ensemble de la cohorte. L'effectif annuel de la cohorte étant d'environ 4000 individus, en tenant compte du taux d'autoconsommation des mollusques (75% - cf. Tableau 3.3.2.G), il faut environ 5700 kg.a^{-1} de chair de mollusques uniquement pour les individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague.

L'ensemble des concentrations dans l'environnement est fourni par le GT3 sous la forme d'une valeur moyenne annuelle estimée grâce à la modélisation et éventuellement à un facteur correctif dérivé de la confrontation modèle/mesures locales à appliquer à cette moyenne. L'utilisation de ces indicateurs synthétiques permet une estimation moyenne de la dose au sein de la cohorte. Cette même approche avait été utilisée dans les études antérieures du NRPB, y compris dans l'étude radioécologique autour des sites d'Aldermaston et Burghfield qui portait sur une zone très étendue (jusqu'à un rayon de 20 km) [Dionan 1987]. Des éléments concernant l'impact sur l'estimation de dose des variations géographiques des niveaux d'exposition sont présentés dans le chapitre 3 (dose calculée pour la zone de pêche des Huquets, au hameau de Pont-Durand).

3.2.3 Modélisation des accidents/incidents

Les trois accidents/incidents les plus significatifs identifiés par le GT1 ont été étudiés en termes d'impact dosimétrique. Il s'agit des relâchements de ^3H en 1976 dans le ruisseau de la Sainte-Hélène et dans l'atmosphère en provenance du stockage de déchets du Centre Manche, du percement de la conduite de rejet en mer des usines de retraitement de COGEMA en 1979-1980 et de l'incendie d'un silo de stockage de chemises graphites irradiées des usines de retraitement de COGEMA en 1981.

- Relâchements de ^3H du stockage de déchets radioactifs du Centre Manche

⌘ Relâchements de tritium dans le ruisseau Sainte-Hélène en 1976

Au cours d'une opération de contrôle, le Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants (SCPRI) avait mis en évidence des teneurs en tritium anormales dans les eaux du ruisseau de la Sainte-Hélène situé dans l'environnement proche du Centre Manche géré à l'époque par la société INFRATOME. Une campagne de prélèvements fut alors réalisée par le Service de Radioprotection de La Hague sur le site et dans l'environnement. Cette campagne a permis d'identifier l'origine de ce relâchement : la tranchée bétonnée TB2 dans laquelle des déchets tritiés avaient été stockés.

Cet incident n'est pas pris en compte dans l'étude de la cohorte des 0 à 24 ans car les voies d'exposition associées au ruisseau Sainte-Hélène (consommation de l'eau du ruisseau, irrigation des cultures, abreuvement des animaux, pêche dans ce ruisseau) ont été considérées par le GT4 comme peu fréquentes et donc peu vraisemblables à l'échelle de l'ensemble de la cohorte. Cependant cet incident est traité plus loin au travers des scénarios particuliers "Agriculteurs Sainte-Hélène" et "Pêcheurs Sainte-Hélène" (cf. Paragraphe 3) pour lesquels la dose efficace associée aux voies d'exposition concernant le ruisseau Sainte-Hélène en 1979 est estimée. Ces scénarios particuliers sont majorants par rapport à un éventuel calcul en 1976 car l'activité volumique moyenne de l'eau de la Sainte-Hélène pour le mois d'octobre 1976 (7400 Bq.l^{-1}) était inférieure à la valeur moyenne mesurée en 1979 au Pont-Durand. La valeur maximale de tritium en 1979 dans l'eau de la Sainte-Hélène est une conséquence directe de l'incident tritium de 1976 puisque cet incident a été à l'origine d'une contamination "chronique" en tritium des eaux de la Sainte-Hélène (cf. Rapport du GT1).

⌘ Relâchements de tritium dans l'atmosphère

L'opération de reprise des déchets tritiés présents dans la tranchée TB2 a donné lieu entre décembre 1977 et mars 1978 à des rejets atmosphériques de tritium dont l'activité totale a été estimée à 32 TBq. A titre de comparaison, les rejets de tritium dans l'atmosphère par l'usine de retraitement de COGEMA étaient de 2,3 TBq en 1977 et 4,4 TBq en 1978. L'impact dosimétrique de ces relâchements a été estimé à l'aide du modèle de transfert du tritium dans l'environnement terrestre préconisé par le GT3. Dans un premier temps, le GT4 a effectué un calcul de dose efficace pour estimer l'ordre de grandeur de l'impact de cet événement et en déduire, en fonction du niveau de dose, la nécessité ou non d'une analyse précise pour la cohorte.

La dose efficace a été calculée pour un groupe de population habitant dans la direction des vents dominants et donc susceptible d'être le plus exposé aux rejets tritiés dans l'atmosphère. Le tritium a été rejeté à une hauteur de 10 m. D'après les calculs de dispersion atmosphérique utilisant la méthode du GT3, le lieu de vie le plus exposé est le hameau " Es Clerges ". Le calcul de dose est donc effectué pour un groupe de population habitant, pendant toute la période du rejet (de décembre 1977 à mars 1978, soit 4 mois), dans ce hameau et consommant les produits alimentaires terrestres qui y sont cultivés. Le mode de vie (régime alimentaire, débit respiratoire, ...) retenu pour ces individus est le mode de vie moyen choisi pour les adultes de la cohorte (cf. Paragraphe 3.3). La dose efficace est de 6 μSv pour l'adulte. Pour des enfants, la dose efficace est du même ordre de grandeur. L'impact dosimétrique associé aux relâchements de tritium dans l'atmosphère est donc très faible. De plus, seule une faible fraction de la cohorte a pu être exposée au niveau évalué précédemment (habitants sous les vents dominants). Pour le reste de la cohorte, le niveau d'exposition est encore moindre. Au vu de ces considérations, le GT4 a décidé de négliger l'impact dosimétrique de ces relâchements sur la cohorte.

- Percement de la conduite de rejet en mer de COGEMA

Des prélèvements côtiers effectués au mois de décembre 1979 ont permis de déceler un percement de la conduite de rejet en mer des usines de retraitement de COGEMA. Ce percement a eu des conséquences sur la dispersion des radionucléides et a conduit à une augmentation de la radioactivité dans les espèces marines dans l'environnement proche du lieu de rupture, à savoir l'anse des Moulinets. COGEMA a effectué une analyse de cet événement dans la note technique COGEMA " Etude d'impact de l'établissement de La Hague. Note de synthèse ". Le GT4 a souhaité faire sa propre analyse de l'événement à la lumière des résultats de mesures fournis par le GT2. La collecte des résultats de mesures par le GT2 et leur analyse par le GT3 ont montré que les conséquences de la rupture sont limitées autour de l'anse des Moulinets. Sur la base des mesures disponibles pour certains radionucléides et pour certaines espèces marines, le GT3 a proposé une méthode de reconstitution des activités dans l'ensemble de l'environnement marin (cf. Rapport du GT3).

Dans un premier temps, cette méthode a été appliquée pour estimer les doses efficaces reçues pour deux groupes d'individus : la population moyenne (adultes et enfants) et les pêcheurs qui consomment plus de produits marins que la population moyenne. Dans un second temps, la prise en compte de cet accident dans l'évaluation des doses et du risque pour la cohorte est étudiée.

Le régime alimentaire, les taux d'autoconsommation des produits marins, les temps passés et toutes les caractéristiques individuelles sont les valeurs moyennes de la cohorte pour la population moyenne et celles des scénarios particuliers concernant des pêcheurs en mer pour les pêcheurs (cf. Paragraphe 3). La population moyenne et les pêcheurs sont supposés consommer les produits marins locaux venant uniquement de l'Anse des Moulinets même si la forte médiatisation de cet événement a pu conduire à une consommation plus faible des produits provenant de ce secteur. D'après le GT2, l'influence du percement de la conduite sur les résultats de mesures de l'activité dans l'environnement marin est mesurable durant le dernier trimestre de l'année 1979 et toute l'année 1980. Les doses efficaces associées à cet événement correspondent donc en 1979 à un calcul pour 1/3 de l'année (donc 1/3 du régime alimentaire) et en 1980 à un calcul pour l'année entière.

Les doses efficaces théoriques de l'adulte moyen et du pêcheur dont la ration en produits marins provient intégralement de l'anse des Moulinets sont respectivement 86 μSv en 1979 (septembre à décembre) et 267 μSv en 1980, 212 μSv en 1979 et 662 μSv en 1980. Pour les enfants, la dose efficace est du même ordre de grandeur.

Le GT4 a cherché à évaluer le nombre d'individu de la cohorte ayant pu être soumis aux conséquences radiologiques associées au percement de la conduite afin de quantifier en terme de risque pour la cohorte les conséquences du percement. Cette évaluation est très difficile car le GT4 n'a pas pu trouver d'informations concernant les tonnages de produits marins pêchés dans l'anse des Moulinets en 1979 et 1980. L'hypothèse qui a été retenue est basée sur la quantification des mètres linéaires de côte ayant été touchés par les relâchements. D'après

l'analyse des mesures d'activité dans l'environnement faite par le GT2, l'aire géographique (figure 3.2.3.a) touchée s'étend jusqu'à Herquemoulin (au Sud-Est) et Ecalgrain (au Nord-Ouest). Dans ces conditions et en exploitant une carte IGN, on obtient que 24% de la façade littorale du canton de Beaumont-Hague a été affectée par le percement de la conduite de rejet en mer de COGEMA. La contamination n'étant probablement pas homogène sur l'ensemble du secteur concerné, un facteur de réduction des concentrations dans l'environnement marin de 2 par rapport à l'Anse des Moulinets est adopté.

L'impact dosimétrique du percement de la conduite sur la cohorte est présenté dans le paragraphe 3.4.2. L'incrément de risque est présenté dans le paragraphe 3.5.4.



BDCARTO registered trademark - copyright IGN 1997

Figure 3.2.3.a : Carte de la zone touchée par le percement de la conduite

- Incendie du silo de COGEMA

Le 6 janvier 1981, une combustion attribuée à de l'uranium et du magnésium dans le silo de stockage de chemises graphites irradiées des usines de retraitement de COGEMA a conduit à des rejets radioactifs dans l'atmosphère. COGEMA a effectué une analyse de cet événement dans la note technique COGEMA " Etude d'impact de l'établissement de La Hague. Note de synthèse ". Le GT4 a souhaité faire sa propre analyse de l'événement à la lumière des résultats fournis par le GT2 . Notamment, certains résultats de mesures (cf . Rapport du GT2) montrent que le ^{137}Cs n'aurait pas été le seul radionucléide rejeté lors de cet incendie. En parallèle de l'analyse des résultats de mesures, le terme-source a fait l'objet d'une reconstitution par le GT1 (cf. Rapport du GT1). Sur la base de ce terme-source, un code de calcul de conséquences radiologiques de l'IPSN (ACCI38) [Thomassin 1999] a été mis en oeuvre pour estimer les activités dans l'environnement terrestre et les comparer aux résultats de mesures afin d'effectuer une estimation des doses reçues par la population locale.

Dans un premier temps, les calculs ont concerné le groupe de population *a priori* le plus exposé, car sous les vents dominants le jour de l'incendie. Ce premier calcul devait permettre notamment de confronter les prédictions du modèle aux résultats de mesures dans l'environnement collectés par le GT2. Dans un deuxième temps, après vérification de l'ajustement du modèle, la possibilité de prendre en compte l'impact dosimétrique de l'incendie sur l'ensemble de la cohorte a été étudiée.

La comparaison des estimations du code de calcul ACCI38 avec des résultats de mesure a été possible pour l'herbe et le lait car le GT2 dispose de mesures pour ces deux compartiments de l'environnement. La comparaison a porté essentiellement sur le ^{137}Cs et le ^{134}Cs en raison de la disponibilité de résultats de mesure. Quelques mesures de ^{90}Sr , ^{106}Ru et $^{239+240}\text{Pu}$ ont aussi été utilisées. Les calculs d'activités dans l'environnement et de doses effectués par ACCI38 sont limités à un an (année 1981) car, d'après le GT2 ; " l'incendie du silo a [...] provoqué un marquage de l'herbe [...] qui s'estompe en fin d'année 1981 " et "[...] les concentrations dans le lait retrouvent des niveaux proches de ceux qui précédaient l'incendie en fin d'année 1981 ". Les calculs sont réalisés à 1500 m du point de rejet, dans la direction des vents dominants le jour de l'incendie. Les principaux points de la comparaison modèle/mesures sont présentés dans les tableaux 3.2.3.A et 3.2.3.B.

Tableau 3.2.3.A : Confrontation des résultats de mesures dans l'herbe aux estimations d'ACCI38

LIEU	ORIGINE	RADIONUCLEIDE	MESURE		CALCUL (HYPOTHESE BASSE)	
			DATE	VALEUR	DATE	VALEUR
Herqueville	OPRI	^{137}Cs	7 janvier	$1,07 \cdot 10^4$ (Bq.kg ⁻¹)	7 janvier	$7,44 \cdot 10^3$ (Bq.kg ⁻¹)
		^{134}Cs	7 janvier	$1,59 \cdot 10^3$ (Bq.kg ⁻¹)	7 janvier	$1,14 \cdot 10^3$ (Bq.kg ⁻¹)
		$^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	7 janvier	$1,10 \cdot 10^1$ (Bq.kg ⁻¹)	7 janvier	1,39 (Bq.kg ⁻¹)
A ₈	COGEMA	^{137}Cs	12 janvier	$3,83 \cdot 10^3$ (Bq.m ⁻²)	12 janvier	$9,66 \cdot 10^3$ (Bq.m ⁻²)
		^{134}Cs	12 janvier	$3,85 \cdot 10^2$ (Bq.m ⁻²)	12 janvier	$1,47 \cdot 10^3$ (Bq.m ⁻²)
		^{106}Ru	12 janvier	$1,00 \cdot 10^3$ (Bq.m ⁻²)	12 janvier	$4,10 \cdot 10^3$ (Bq.m ⁻²)
A ₈	COGEMA	^{137}Cs	28 avril	$2,07 \cdot 10^2$ (Bq.m ⁻²)	28 avril	$4,50 \cdot 10^2$ (Bq.m ⁻²)
		^{134}Cs	28 avril	$2,07 \cdot 10^1$ (Bq.m ⁻²)	28 avril	$6,26 \cdot 10^1$ (Bq.m ⁻²)
		^{106}Ru	28 avril	$1,52 \cdot 10^2$ (Bq.m ⁻²)	28 avril	$1,77 \cdot 10^1$ (Bq.m ⁻²)
A ₈	COGEMA	^{137}Cs	10 août	6,66 (Bq.m ⁻²)	10 août	$2,67 \cdot 10^1$ (Bq.m ⁻²)
A ₈	COGEMA	^{137}Cs	24 novembre	$2,61 \cdot 10^1$ (Bq.m ⁻²)	24 novembre	5,51 (Bq.m ⁻²)
		^{134}Cs	24 novembre	1,9 (Bq.m ⁻²)	24 novembre	$6,39 \cdot 10^1$ (Bq.m ⁻²)

Tableau 3.2.3.B : Confrontation des résultats de mesures dans le lait aux estimations d'ACCI38

LIEU	ORIGINE	RN	MESURE (Bq.L ⁻¹)		CALCUL (HYPOTHESE BASSE), (Bq.L ⁻¹)	
			DATE	VALEUR	DATE	VALEUR
Sociétaire 2454	COGEMA	^{137}Cs	12 janvier	$8,41 \cdot 10^2$	12 janvier	$1,93 \cdot 10^3$
		^{134}Cs	12 janvier	$1,01 \cdot 10^2$	12 janvier	$2,93 \cdot 10^2$
		^{90}Sr	12 janvier	6,2	12 janvier	$2,03 \cdot 10^1$
	COGEMA	^{137}Cs	1 février	$3,31 \cdot 10^1$	1 février	$1,08 \cdot 10^3$
		^{134}Cs	1 février	3,3	1 février	$1,62 \cdot 10^2$
	COGEMA	^{137}Cs	1 mars	$1,17 \cdot 10^1$	1 mars	$4,83 \cdot 10^2$
		^{134}Cs	1 mars	1,2	1 mars	$7,02 \cdot 10^1$
	COGEMA	^{137}Cs	28 avril	6,7	28 avril	$9,00 \cdot 10^1$
		^{134}Cs	28 avril	< 0,9	28 avril	$1,25 \cdot 10^1$

En ce qui concerne l'herbe (tableau 3.2.3.A), il y a un bon accord entre le calcul du dépôt et les mesures dans l'herbe juste après l'incendie (7 janvier) pour les isotopes du césium (^{137}Cs et ^{134}Cs). Le calcul est inférieur de 30% à la mesure immédiatement après le dépôt alors qu'il lui est supérieur d'un facteur 3 à 4 jusqu'en août, pour redevenir inférieur d'un facteur 3 à 5 en novembre. Pour le $^{239+240}\text{Pu}$, le dépôt calculé de plutonium est environ 10 fois inférieur à la mesure. Pour les autres radionucléides du terme-source défini par le GT1, il n'y a pas de résultats de mesure. Les mesures disponibles ne permettent donc pas de remettre en cause les estimations d'ACCI38 en terme de dépôt et donc de dose reçue par exposition externe au dépôt.

Il n'existe pas de résultats de mesures dans l'air au moment du passage du panache dû aux rejets atmosphériques associés à l'incendie. Le bon accord mis en évidence au paragraphe précédent entre le dépôt et les mesures en césium indique que l'estimation du terme-source du GT1 en ^{137}Cs et dans une moindre mesure en $^{239+240}\text{Pu}$ n'est pas invraisemblable. Le terme-source du GT1 n'est pas remis en question et les doses par inhalation et par exposition externe au panache d'ACCI38 sont retenues par le GT4.

Pour le lait (tableau 3.2.3.B), le 12 janvier, les estimations d'ACCI38 sont supérieures d'un facteur 2 à 3 aux résultats de mesure pour le ^{137}Cs , ^{134}Cs et ^{90}Sr . Au 1^{er} février et au 1^{er} mars, le facteur est d'environ 30 à 40 et d'environ 15 le 28 avril, pour les isotopes du césium uniquement (pas de mesure de ^{90}Sr disponibles à ces dates). Le modèle conduit donc à des estimations plus importantes que les résultats de mesures dans le lait. Cependant, les résultats de mesures ne couvrant pas l'ensemble des aliments de la ration alimentaire, le GT4 décide de retenir les estimations d'ACCI38 par défaut pour effectuer les calculs de dose.

Bien que la confrontation modèle/mesures soit extrêmement limitée, le GT4 a choisi par défaut de retenir les estimations du modèle ACCI38 comme ordre de grandeur des doses reçues par les riverains les plus exposés aux conséquences dosimétriques de l'incendie du silo. Les résultats dosimétriques (doses efficaces) dus à l'incendie du silo pour les populations à 1500 m sont les suivants :

- 3,42 mSv pour un adulte,
- 2,68 mSv pour un enfant de 12 ans,
- 2,15 mSv pour un enfant de 1 an.

Les doses calculées par le modèle ACCI38 peuvent être comparées aux résultats d'une précédente étude réalisée par COGEMA et transmise au Groupe Radioécologie dans le cadre de la Commission Souleau [Beutier 1997]. Dans cette précédente analyse des conséquences dosimétriques de l'incendie du silo, la dose efficace avait été estimée pour l'enfant de 1 an sur la base de résultats de mesures moyennes mensuelles dans le lait pour le ^{137}Cs . L'enfant de 1 an était supposé consommer uniquement du lait provenant de la zone où les concentrations dans le lait étaient les plus élevées. La dose efficace pour l'année 1981 due à l'ingestion du ^{137}Cs du lait est estimé dans cette étude à 100 μSv . Ce niveau de dose est inférieur d'un facteur 10 environ à celui estimé à l'aide du modèle ACCI38 pour l'enfant de 1 an et la voie d'exposition ingestion. La non prise en compte d'autres radionucléides que le ^{137}Cs dans l'analyse de COGEMA ne suffit pas à expliquer la différence entre les deux calculs car le ^{137}Cs contribue à environ 3/4 de la dose totale par ingestion calculée par ACCI38. Le régime alimentaire de l'enfant de 1 an ainsi que le coefficient de dose par ingestion de ^{137}Cs sont identiques dans les deux calculs. La différence entre les évaluations de l'exploitant et les évaluations effectuées avec ACCI38 provient du fait que l'évaluation d'ACCI38 réalise une estimation théorique de la concentration en radionucléides à 1500 m sans considération de la présence ou non de vaches à cet endroit lors de l'incendie alors que l'évaluation de l'exploitant est effectuée à partir des niveaux mesurés dans le lait : le coefficient de transfert atmosphérique (CTA) aux pâturages n'est pas le CTA théorique calculé par ACCI38.

Cependant même si la confrontation des deux calculs montre que les estimations d'ACCI38, pour la voie d'exposition, le radionucléide et la classe d'âge considérés, sont enveloppes, cette

conclusion ne peut pas être élargie à l'ensemble des calculs réalisés sous ACCI38. En effet, pour les adultes, la contribution du ^{137}Cs à la dose totale est aussi d'environ 75% mais seulement 1/5 de la dose due au ^{137}Cs provient de l'ingestion de lait. En conclusion, même si le modèle ACCI38 surestime probablement les transferts de ^{137}Cs dans le lait, le recours à ce modèle est le seul moyen disponible pour le GT4 pour obtenir une évaluation complète de la dose (prise en compte de tous les radionucléides du terme-source, modélisation de l'ensemble des voies de transfert et d'exposition, possibilité de calcul à différentes distances du lieu de rejet) et l'appliquer à l'étude de la cohorte.

Malgré les limites de l'utilisation d'ACCI38, le GT4 décide, au vu des niveaux d'exposition, que l'influence de l'incendie sur l'ensemble de la cohorte des 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague mérite d'être quantifiée en termes de doses délivrées à la moelle osseuse et de risque de leucémie.

Il est donc nécessaire, en premier lieu, de quantifier la fraction de la cohorte touchée par les conséquences de l'incendie. D'après la météorologie du jour de l'incendie et les résultats de mesures dans l'environnement, les populations concernées par l'incendie sont principalement les personnes situées au Sud/Est du site (figure 3.2.3.b), à savoir essentiellement les habitants des communes d'Herqueville, Beaumont-Hague, Vauville et Biville situées respectivement à 2 km, 3,5 km, 6 km et 9,5 km du point de rejet. Le GT4 a considéré, pour simplifier les calculs, que les autres communes du canton de Beaumont-Hague étaient suffisamment éloignées du point de rejet ou de l'axe des vents dominants pour que leur contribution à la dose collective et au risque de leucémie pour la cohorte puisse être négligée. Tous les habitants des quatre communes prises en compte ne sont pas forcément concernés par les conséquences de l'incendie. Au vu de la carte de la figure 3.2.3.b, le GT4 retient par approximation :

- κ 100% des 0-24 ans de la commune d'Herqueville soit 20 personnes,
- κ 50% des 0-24 ans de la commune de Beaumont-Hague soit 321 personnes,
- κ 100% des 0-24 ans de la commune de Vauville soit 132 personnes,
- κ 100% des 0-24 ans de la commune de Biville soit 108 personnes.



BDCARTO registered trademark - copyright IGN 1997

Figure 3.2.3.b : Carte de la zone sous les vents dominants au moment des rejets associés à l'incendie du silo (6 janvier 1981)

Ces hypothèses conduisent à considérer qu'environ 20% de la cohorte a été concernée par les retombées de l'incendie. Ces individus ne sont cependant pas tous concernés par les mêmes niveaux d'exposition car les rejets ont été dilués et les concentrations dans l'air lors du passage du panache ainsi que les dépôts sur le sol décroissent en fonction de la distance au point de rejet et en fonction de l'écartement par rapport à l'axe des vents dominants. L'effet de décroissance en fonction de la distance a été pris en compte directement dans le code de calcul ACCI38 puisque des calculs de doses ont été faits pour les distances de 2 km, 3,5 km, 6 km et 9,5 km. Pour tenir compte de la décroissance par écartement de l'axe des vents dominants, une correction a été effectuée pour chacun des quatre calculs. La distribution des concentrations dans l'air et des dépôts au sol à une même distance du point de rejet est fonction de l'écartement de l'axe du panache. Cette fonction suit une loi gaussienne. Le calcul d'ACCI38 étant un calcul dans l'axe du panache, le facteur correctif introduit vise à ramener les résultats depuis la valeur maximale de la gaussienne (axe du panache) à la valeur moyenne. Le facteur correctif vaut 0,42 (il correspond à 3 écart-types de la gaussienne).

Après prise en compte de cette correction dans le code de calcul ACCI38, les doses par exposition externe à la moelle osseuse ont été calculées directement par le code de calcul. En ce qui concerne l'exposition interne, les incorporations annuelles par ingestion et par inhalation ont été extraites d'ACCI38 et intégrées dans le programme de calcul de dose du GT4 de manière à estimer les doses annuelles délivrées à la moelle osseuse. Ces calculs ont été réalisés sous ACCI38 pour les classes d'âge 1 an, 12 ans et adulte. Pour adapter ces résultats à la cohorte, le GT4 a assimilé les classes d'âge 5 ans, 10 ans et 15 ans à la classe d'âge 12 ans d'ACCI38.

L'impact dosimétrique de l'incendie du silo sur la cohorte calculé par cette approche qui reste très approximative est présenté dans le paragraphe 3.4.2. L'incrément de risque est présenté dans le paragraphe 3.5.3.

3.2.4 Modélisation des autres sources d'exposition

- Exposition médicale

L'exposition médicale est traitée directement en dose au paragraphe 3.4.

- Expositions artificielles dues aux retombées de l'accident de Tchernobyl et aux essais nucléaires atmosphériques

En ce qui concerne *les concentrations dans les différents compartiments de l'environnement issues des activités nucléaires hors installations du Nord-Cotentin (retombées de l'accident de Tchernobyl, essais atmosphériques d'armes nucléaires)*, les concentrations dans l'environnement utilisées dans cette étude ont été calculées à partir d'une modélisation développée par l'UNSCEAR et adaptée aux dépôts ayant eu lieu en France [UNSCEAR 1982] [UNSCEAR 1988].

- Expositions naturelles

Pour *la concentration de radon dans les habitations*, l'estimation utilisée est la moyenne arithmétique des mesures effectuées par l'IPSN dans le Nord-Cotentin dans le cadre des campagnes nationales de mesure du radon [Pirard *et al* in Métivier et Robé 1998]. Cette valeur est considérée comme stable sur la période d'étude.

L'exposition aux rayonnements cosmiques et telluriques est traitée directement en dose au paragraphe 3.4.

En ce qui concerne *l'incorporation de radionucléides naturels*, les concentrations des radionucléides naturels dans l'environnement sont issues d'une analyse des valeurs disponibles dans la littérature à l'exception du ^{210}Po pour lequel le GT2 a collecté et analysé des résultats de mesures. Les concentrations utilisées sont donc des valeurs moyennes pour la France ou le monde, en fonction des données existantes sauf pour le ^{210}Po pour lequel les résultats de mesures sont relatifs au Nord-Cotentin.

3.3. Définition des paramètres “ représentatifs ” de la cohorte

Les calculs de dose envisagés par le GT4 sont basés sur des voies d'exposition dont la modélisation fait appel à différents types de paramètres.

Certains *paramètres de la modélisation du GT4* ne s'appliquent pas directement à la population mais sont influencés par le mode de vie de la population :

- les facteurs de protection associés à l'habitat pour l'exposition externe au panache ou au dépôt,
- la remise en suspension des dépôts sur le sol pour l'exposition interne par inhalation.

Les *paramètres de mode de vie* caractérisent les comportements de la population :

- les budgets-temps pour l'exposition externe,
- les régimes alimentaires, les taux d'autoconsommation et les ingestions par inadvertance pour l'exposition interne par ingestion,
- les débits respiratoires pour l'exposition interne par inhalation.

Des valeurs ont été retenues pour chacun des paramètres listés ci-dessus pour les 81 radionucléides (cf. tableau 3.3.A), les cinq classes d'âge⁴⁸ et les différentes voies d'exposition pris

⁴⁸ Les 5 classes d'âge sont
 les “ 1 an ” (individus de 0 à 2 ans),
 les “ 5 ans ” (individus de 3 à 7 ans),
 les “ 10 ans ” (individus de 8 à 12 ans),
 les “ 15 ans ” (individus de 13 à 17 ans)

en compte par le GT4. Les valeurs retenues ont été définies pour la cohorte des individus de 0-24 ans et ne s'appliquent pas systématiquement pour les scénarios particuliers.

Tableau 3.3.A : Liste des 81 radionucléides pris en compte pour la cohorte

3H	93Mo	127mTe	236U
10Be	99Tc	127Te	238U
14C	93Zr	129I	237Np
36Cl	95Zr	131I	236Pu
41Ca	94Nb	133I	238Pu
54Mn	95Nb	134Cs	239Pu
55Fe	103Ru	135Cs	240Pu
57Co	106Ru	137Cs	241Pu
58Co	103mRh	137mBa	242Pu
60Co	106Rh	144Ce	241Am
59Ni	107Pd	144Pr	242Am
63Ni	110mAg	147Pm	242mAm
65Zn	113mCd	151Sm	243Am
75Se	124Sb	152Eu	242Cm
79Se	125Sb	154Eu	243Cm
85Kr	126Sb	155Eu	244Cm
87Rb	126mSb	203Hg	245Cm
89Sr	121mSn	232U	246Cm
90Sr	121Sn	233U	
90Y	126Sn	234U	
91Y	125mTe	235U	

3.3.1 Paramètres de la modélisation

- Taux de remise en suspension

Ce paramètre se situe à l'interface des travaux des GT3 et GT4 car il est pris en compte pour les transferts de radionucléides dans la biosphère à l'interface sol/air (travaux du GT3) et pour l'exposition interne par inhalation (travaux du GT4). La valeur pour ce paramètre a été discutée au sein du GT3 et validée par le GT4. La fourchette de valeurs proposées dans la littérature pour la remise en suspension est très vaste (10^{-3} à 10^{-13} m⁻¹). La valeur utilisée pour le facteur de remise en suspension par le GT4 est 10^{-8} m⁻¹, elle correspond à la valeur préconisée par [Besnus et Peres 1994] et [CCE 1996] pour l'ambiance générale.

- Facteur de protection

Deux facteurs de protection sont utilisés dans les calculs du GT4 : l'un associé à la protection vis-à-vis de l'exposition externe par le panache⁴⁹ et le second vis-à-vis de l'exposition externe par le dépôt. Ces facteurs permettent de tenir compte de la protection apportée par l'habitat à l'individu qui se trouve à l'intérieur (rapport de la dose délivrée lorsque l'individu se trouve à l'intérieur à la dose délivrée lorsque l'individu se trouve à l'extérieur). Ces paramètres sont donc couplés dans la modélisation au temps passé à l'intérieur. Les valeurs utilisées par le GT4 sont des moyennes nationales [Rommens 1998] :

- 0,15 pour l'exposition externe au panache,
- 0,05 pour l'exposition externe au dépôt.

3.3.2 Paramètres de mode de vie

et les "adultes" (individus de 18 à 24 ans).

⁴⁹ Le facteur de protection de l'habitat par rapport au panache n'est pas pris en compte pour les émetteurs β purs comme le ⁸⁵Kr par exemple car pour ces émetteurs la contribution à la dose des rayonnements lointains potentiellement arrêtés par l'habitat est négligeable.

- Régimes alimentaires

Pour ce qui est du régime alimentaire, la question s'est posée d'une évolution significative de ce régime au cours de la période d'étude (1954-1996). Pour répondre à cette interrogation, le GT4 a comparé les consommations alimentaires de la population agricole rurale en 1967 et en 1991 sur la base des données de l'INSEE [Nguyen Huu 1969] [Bertrand 1993]. Cette comparaison a montré que pour la majorité des catégories d'aliments considérées dans l'étude, la consommation a peu évolué.

Suite à cette comparaison, le GT4 a décidé de ne pas tenir compte de l'évolution dans le temps des régimes alimentaires mais d'utiliser un régime moyen pour la période d'étude. Ce choix est comparable à ceux faits par le NRPB pour les études britanniques pour lesquelles les comportements étaient considérés comme invariables dans le temps (même si certaines études ont considéré des périodes de plus de 40 ans [Simmonds 1995]).

Le régime alimentaire issu de l'enquête alimentaire effectuée en 1978 pour EDF autour du site de Flamanville répond le mieux aux besoins du GT4 [Mathieu et Mathieu 1978] car elle est basée sur une enquête locale réalisée à peu près au milieu de la période de l'étude (1954-1996). Les consommations des différentes catégories d'aliments issues de l'enquête sont présentées dans le tableau 3.3.2.A. Les valeurs de l'enquête autour du site de Flamanville sont cohérentes avec les valeurs issues de l'INSEE. La consommation de produits de la mer plus importante dans la région de Flamanville est liée à la situation maritime de la région. La consommation plus importante de légumes-racines est probablement une spécificité locale.

Tableau 3.3.2.A : Résultats de l'enquête alimentaire réalisée dans la région de Flamanville

Catégorie d'aliments	Enquête Flamanville (kg.a ⁻¹)
Céréales ⁵⁰	123
Lait	122
Produits laitiers ⁵¹	33
Pommes de terre	74
Légumes-racines	57
Légumes-fruits ⁵²	73
Légumes-feuilles	24
Viandes ⁵³	76
Oeufs	12
Poisson	23
Mollusques et crustacés	20
Cidre	38

En plus des aliments proposés dans le régime alimentaire du tableau 3.3.2.B, la référence [Mathieu et Mathieu 1978] cite une consommation locale importante de confiture. Ce point a été confirmé par des discussions entre certains membres du GT4 et des habitants du canton de Beaumont-Hague. Sur la base de ces informations, la confiture a été ajoutée à la liste des aliments

⁵⁰ Le régime alimentaire en céréales correspond à la somme des catégories " féculents " et " riz " de l'étude [Mathieu et Mathieu 1978].

⁵¹ Le régime en produits laitiers correspond à la somme des catégories " fromage-yaourts " et " beurre-crème " de l'étude [Mathieu et Mathieu 1978].

⁵² Le régime en légumes fruits correspond à la somme des catégories " fruits " et " légumes frais-fruits " de l'étude [Mathieu et Mathieu 1978].

⁵³ Le régime en viandes correspond à la somme des catégories " viande " et " charcuterie " de l'étude [Mathieu et Mathieu 1978].

pris en compte. Le régime moyen en confiture a été fixé pour l'adulte à deux cuillères à café par jour, soit 10 g par jour, soit 4 kg par an.

En ce qui concerne la viande, le régime alimentaire proposé pour la région de Flamanville ne prend pas en compte les différentes catégories de viandes utilisées en général pour évaluer l'impact dosimétrique (boeuf, porc, mouton, volailles). Pour distinguer les différentes catégories de viandes, le régime alimentaire en viande de l'enquête autour de Flamanville a été réparti selon les différentes catégories de viande en utilisant des ratios estimés à partir des régimes alimentaires de l'INSEE. Ces ratios ne sont pas différents en 1967 et en 1991. La répartition utilisée est la suivante :

- ↓ 28% de viande de boeuf,
- ↓ 2% de viande de mouton,
- ↓ 40% de viande de porc,
- ↓ 30% de viande de volaille (incluant la consommation de lapins).

Le régime alimentaire en mollusques et crustacés a été réparti en 1/3 pour les mollusques et 2/3 pour les crustacés. Ces ratios correspondent à ceux observés dans l'enquête du CREDOC pour COGEMA [Dufour 1998].

Les régimes alimentaires en légumes-racines et pommes de terre ont été regroupés sous l'appellation légumes-racines car la modélisation des transferts de radionucléides utilisée pour ces deux catégories d'aliments est la même.

Les individus de la cohorte sont supposés consommer de l'eau non contaminée par les rejets des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin. Cependant, le GT4 a choisi de fixer une consommation en eau dans l'éventualité de calculs des expositions naturelles qui nécessiteraient cette valeur. D'après l'enquête réalisée par le CREDOC [Dufour 1998], la consommation alimentaire d'eau pour l'ensemble de la population sondée est d'environ 1 l.j⁻¹ (cette valeur correspond à la somme des consommations de boissons froides, boissons chaudes, eau du robinet et eau minérale). Cette valeur est plus faible que la valeur citée en général dans la littérature qui est 1,5 l.j⁻¹ pour un adulte [Métivier et Roy 1997]. Cependant, la valeur locale a été préférée à la référence bibliographique. La part de l'eau minérale est d'environ ¼ soit 0,25 l.j⁻¹ [Dufour 1998].

Finalement, la consommation moyenne pour l'adulte pour la période d'étude retenue par le GT4 pour effectuer les calculs de dose est présentée dans le tableau 3.3.2.B.

Tableau 3.3.2.B : Régime alimentaire de l'adulte de la cohorte

Catégorie d'aliments	Régime de l'adulte de la cohorte (kg.a ⁻¹ ou l.a ⁻¹)
Eau de boisson	365
Céréales	123
Légumes-racines	131
Légumes-fruits	73
Légumes-feuilles	24
Confiture	4
Cidre	38
Viande de boeuf	21
Viande de mouton	2
Viande de porc	30
Volailles et lapins	23
Oeufs	12
Lait	122
Produits laitiers	33
Poissons marins	23
Mollusques	7
Crustacés	13

Ce régime alimentaire doit cependant être modulé en fonction des différentes classes d'âge de l'étude : " 1 an ", " 5 ans ", " 10 ans ", " 15 ans " et " adulte ". En l'absence de régimes français pour ces différentes classes d'âge, le GT4 s'est basé sur les régimes anglais correspondants [Garrow et al 1989] [Mills and Tyler 1992]. Les enquêtes anglaises fournissent les régimes pour les 6 mois-1an, les 10-11 ans, les 15-16 ans et l'adulte. La consommation de lait du nourrisson de 3 mois (0 à 6 mois) est issue de [Robinson 1996]. A partir de ces données, les ratios entre les régimes alimentaires anglais des différentes classes d'âge par rapport à l'adulte ont été calculés. Ces ratios ont été comparés à des fourchettes de valeurs issues d'un regroupement d'enquêtes alimentaires à l'échelle de la CCE [Van de Ven-Breken *et al* 1990]. Il n'a pas été possible de tirer de conclusions précises de cette confrontation car l'incertitude autour de ces ratios est importante. Les ratios dérivés des enquêtes anglaises sont les données les plus précises disponibles en termes de classes d'âge, de catégories d'aliments traitées. Le GT4 a donc choisi de les appliquer au régime alimentaire de l'adulte du canton de Beaumont-Hague pour estimer les régimes des enfants et des jeunes. Les rations alimentaires qui sont utilisées par la suite sont présentées dans le tableau 3.3.2.C pour toutes les classes d'âge.

Tableau 3.3.2.C : Régimes alimentaires des différentes classes d'âge de la cohorte

	Ration alimentaire en kg.a ⁻¹				
	1 an	5 ans	10 ans	15 ans	adulte
Céréales	19	65	111	123	123
Légumes-racines	16	63	109	142	131
Légumes-fruits	18	46	73	49	73
Légumes-feuilles	1,5	4	7	11	24
Confiture	1	3	5	4	4
Cidre	0	0	38	38	38
Viande de boeuf	2	8	14	14	21
Viande de mouton	0	0,5	1	2	2
Viande de porc	1	9	16	20	30
Volailles et lapins	1,5	6	11	12	23
Oeufs	3	7	10	11	12
Lait de vache	253	197	141	141	122
Produits laitiers	12	19	25	25	33
Poissons marins	2	6	10	10	23
Mollusques	0	0,5	1	1 ⁵⁴	7
Crustacés	0	1	2	2 ⁵⁵	13

- Taux d'autoconsommation⁵⁵

En ce qui concerne la détermination des taux d'autoconsommation, de même que pour les régimes alimentaires, le GT4 s'est basé principalement sur les résultats de l'enquête réalisée dans la région de Flamanville [Mathieu et Mathieu 1978]. Les taux d'autoconsommation qui en résultent ne sont donc pas spécifiques d'une classe d'âge. Les valeurs utilisées sont présentées dans le tableau 3.3.2.D.

⁵⁴ La différence entre le régime alimentaire de l'adolescent et celui de l'adulte en mollusques et crustacés semble importante. Elle provient de la technique de reconstitution des régimes alimentaires des enfants à partir de celui des adultes qui est approximative. Cette différence conduit à observer un décrochement des doses entre les classes d'âges 15 ans et adulte dès lors que les doses calculées intègrent une contribution non négligeable de l'exposition par ingestion de produits marins.

⁵⁵ Le taux d'autoconsommation est ici considéré comme la part des aliments d'origine locale mais pas forcément produits ou pêchés par le consommateur.

Tableau 3.3.2.D : Taux d'autoconsommation de la cohorte

Catégorie d'aliments	Taux d'autoconsommation (%)
Eau de boisson ⁵⁶	0
Céréales	0
Légumes-racines	60
Légumes-fruits	40
Légumes-feuilles	60
Confiture	84
Cidre ⁵⁷	100
Viande de boeuf	56
Viande de mouton	56
Viande de porc	56
Volailles et lapins	56
Oeufs	80
Lait	62
Produits laitiers ⁵⁸	30
Poissons marins	53
Mollusques ⁵⁹	75
Crustacés	53

- Ingestions par inadvertance

En l'absence de travaux français sur ce sujet, les valeurs retenues pour ce paramètre sont celles préconisées par le National Radiological Protection Board [Robinson 1996]. Elles sont présentées dans le tableau 3.3.2.E.

Tableau 3.3.2.E : Valeurs retenues par le GT4 pour les ingestions par inadvertance

Ingestion par inadvertance	1 an	5 ans	10 ans	15 ans	adulte
eau de mer (l.a ⁻¹)	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1
sable (g.a ⁻¹)	5	2	1	0,5	0,5
sol (g.a ⁻¹)	36,5	7,3	3,7	1,8	1,8

- Débits respiratoires

Les valeurs retenues pour ce paramètre sont celles proposées par la CIPR66 [ICRP66 1993]. Elles sont présentées dans le tableau 3.3.2.F. En ce qui concerne l'adulte, plusieurs valeurs sont proposées dans la CIPR66. La valeur utilisée par le GT4 est celle correspondant à la moyenne entre les femmes et les hommes qualifiés de "sedentary workers" par opposition aux travailleurs de force.

⁵⁶ Le taux d'autoconsommation de 0% pour l'eau de boisson indique que l'ingestion d'eau de la rivière n'est pas une voie d'exposition retenue pour la cohorte des 0-24 ans

⁵⁷ Par défaut, le taux d'autoconsommation de cidre a été fixé à 100%.

⁵⁸ Par défaut de valeur dans la référence [Mathieu et Mathieu 1978], la valeur utilisée est celle de l'enquête du CREDOC pour COGEMA [Dufour 1998] (moyenne des valeurs pour les catégories "beurre" et "fromage").

⁵⁹ Le taux d'autoconsommation de tous les produits de la mer est le même dans l'enquête [Mathieu et Mathieu 1978]. Après comparaison avec les valeurs de [Dufour 1998], la valeur pour les mollusques a été réévaluée à 75%, valeur de [Dufour 1998].

Tableau 3.3.2.F : Valeurs retenues par le GT4 pour les débits respiratoires

	débit respiratoire $\text{m}^3.\text{a}^{-1}$
1 an	1900
5 ans	3200
10 ans	5600
15 ans	6500
adulte	7300

- Budgets-temps

Les valeurs de budget temps retenues par le GT4 ne sont pas directement issues de la littérature. Cependant une recherche bibliographique a été menée et a permis d'extraire des valeurs sur lesquelles se sont appuyés les membres du GT4 lors de leurs discussions. Les valeurs retenues par le GT4 sont présentées dans le tableau 3.3.2.G.

En ce qui concerne le temps passé à la plage, le NRPB et la méthodologie européenne préconisent la valeur de 30 h.an^{-1} en moyenne pour un individu, toutes classes d'âge confondues. Le GT4 s'intéresse particulièrement aux classes d'âges jeunes (0 à 24 ans par définition de la cohorte) et à leur comportement dans le passé (période d'étude de 1954 à 1996). Il a considéré que les enfants et les jeunes fréquentaient plus la plage que l'individu moyen et a retenu la valeur de 100 h.a^{-1} pour le temps passé à la plage (incluant le temps passé à la pêche à pied) des 0 à 24 ans, ce qui correspond à environ 15 à 20 minutes de présence par jour durant toute l'année.

Le temps de baignade retenu par le GT4 est de 20 h.a^{-1} pour toutes les classes d'âge, c'est-à-dire " 20 minutes par jour pendant 2 mois ", sauf pour les " 1 an " qui se baignent moins fréquemment et pour lesquels le GT4 retient la valeur de 5 h.a^{-1} .

Le temps de présence en mer (promenade en bateau, pêche en mer ou sports nautiques) retenu par le GT4 est de 2 h.a^{-1} pour la classe d'âge " 1 an ", 5 h.a^{-1} pour la classe d'âge " 5 ans ", 10 h.a^{-1} pour la classe d'âge " 10 ans " et 25 h.a^{-1} pour les classes d'âge " 15 ans " et " adulte ". Ces valeurs ont été choisies sur la base des résultats de l'enquête du CREDOC pour COGEMA concernant les activités d'extérieur et d'intérieur dans le Nord-Cotentin [CREDOC 1998].

En ce qui concerne le temps de présence à l'intérieur, la valeur de 90% du temps est souvent citée dans la littérature pour les populations occidentales modernes. Le GT4 a considéré que les enfants et les jeunes de la période de l'étude (1954-1996) étaient plus souvent dehors, notamment pour leurs loisirs. La valeur de 7000 h.a^{-1} à l'intérieur (soit 80% du temps) a été retenue.

Tableau 3.3.2.G : Valeurs retenues par le GT4 pour les budgets-temps

Temps passé (h.a^{-1})		1 an	5 ans	10 ans	15 ans	adulte
à l'intérieur		7000 (80%)	7000 (80%)	7000 (80%)	7000 (80%)	7000 (80%)
à l'extérieur	à la baignade	5	20	20	20	20
	à la plage (dont pêche à pied)	100	100	100	100	100
	en mer	2	5	10	25	25

3.4. Estimation des expositions

3.4.1 Coefficients de dose *ex utero* et modélisation de l'exposition *in utero*

L'estimation du risque de leucémie nécessite de connaître les doses délivrées à la moelle osseuse au cours des années. Les coefficients de dose permettent, à partir des concentrations dans l'environnement et des paramètres de mode de vie, de calculer les doses reçues par la population. Différents coefficients de dose sont utilisés par le GT4 :

- ↓ les coefficients de dose par immersion dans l'air, dans l'eau ou due au dépôt sur le sol, pour l'exposition externe,
- ↓ les coefficients de dose par inhalation et par ingestion, pour l'exposition interne.

- Exposition externe *ex utero*

Pour l'exposition externe, la dose délivrée annuellement est simple à calculer puisqu'il n'y a pas d'incorporation. Deux sources principales de valeurs pour les coefficients de dose par exposition externe ont été identifiées par le GT4 : des valeurs américaines d'Oak Ridge National Laboratory publiées dans [Eckerman et Ryman 1993] et des valeurs allemandes publiées dans [Jacob et Rosenbaum 1990]. Les valeurs américaines ont été préférées car elles sont plus faciles d'utilisation du fait de leur intégration dans des bases de données à l'IPSN. Elles sont aussi plus complètes en termes de nombre de radionucléides traités. Les valeurs allemandes présentaient cependant l'avantage de prendre en compte l'effet de l'âge car des valeurs sont proposées pour plusieurs classes d'âge : " foetus ", " bébé " (2 mois), " enfant " (7 ans) et " adulte ". L'effet de l'âge qui est en fait essentiellement l'effet de la taille de l'individu traduisant la hauteur moyenne par rapport au sol est au maximum d'un facteur 3 d'après [Petoussi *et al* 1991].

Les valeurs utilisées par le GT4 sont issues de [Eckerman et Ryman 1993]. Dans le cas de l'exposition externe aux sédiments marins, l'activité des sédiments est connue sous la forme d'une activité massique et non d'un dépôt. Les coefficients de dose utilisés sont ceux correspondant à une épaisseur de sol infinie car le sable est brassé en permanence⁶⁰.

- Exposition interne *ex utero*

Dans le cas de l'exposition par ingestion ou par inhalation, les radionucléides incorporés peuvent se fixer dans les organes et tissus et délivrer des doses pendant des années. Les coefficients de dose publiés, en particulier par la CIPR [ICRP71 1996] [ICRP72 1996] pour l'inhalation des membres du public, [ICRP67 1993] [ICRP69 1995] [ICRP72 1996] pour l'ingestion des membres du public, sont des coefficients de " dose engagée " sur la vie entière. Ils fournissent le cumul sur la vie entière de la dose délivrée et ne permettent pas de savoir quelle fraction de cette dose est délivrée l'année de l'incorporation et quelles fractions sont délivrées les années suivantes.

En l'absence de données publiées susceptibles de servir de base à ce travail, le calcul des coefficients de dose délivrée annuellement à la moelle osseuse a été réalisé à partir des valeurs de coefficients de dose contenues dans la version " bêta3 " du CD-ROM des coefficients de dose de la CIPR fourni par le NRPB⁶¹. Cette version " bêta3 " n'est pas encore définitivement validée⁶². Les données fournies sont les doses à la moelle osseuse engagées à 1 an, 5 ans, 10 ans, 20 ans

⁶⁰ Pour les dépôts, les valeurs des coefficients de dose en $\text{Sv.s}^{-1} / \text{Bq.m}^{-3}$ d'Eckerman sont proposées pour une masse volumique du sol égale à 1600 kg.m^{-3} . Cette valeur de la masse volumique est également celle utilisée pour les sédiments marins dans le modèle de transfert et de calcul de dose.

⁶¹ Les coefficients de dose de la CIPR prennent en compte l'éventuelle contribution des radionucléides créés par décroissance radioactive après incorporation du radionucléide père.

⁶² Depuis, le CD-Rom a été validé par la CIPR [ICRP 1998]. Une vérification des valeurs de la version publiée du CD-Rom par rapport aux valeurs de la version " bêta3 " montre que ces valeurs sont identiques pour les radionucléides contribuant principalement à la dose collective délivrée à la moelle osseuse (^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{106}Ru , ^{137}Cs et ^{244}Cm par ingestion).

et 50 ans. Elles concernent six groupes d'âge à l'incorporation : 3 mois, 1 an, 5 ans, 10 ans, 15 ans et l'adulte. Le travail réalisé a consisté en :

- la saisie des valeurs fournies par le NRPB dans un fichier Microsoft® EXCEL 5.0.a,
- la programmation de feuilles de calcul permettant, pour chaque âge de l'individu, d'interpoler les coefficients de dose aux différents âges pour reconstituer la dose délivrée année par année. Les coefficients de dose engagée fournis par le NRPB correspondent à des doses cumulées à 1 an, 5 ans, ... Il est possible par interpolation linéaire d'estimer les coefficients de dose correspondant aux doses cumulées à chaque âge de l'individu (figure 3.4.1.a). La soustraction du coefficient de dose cumulée à l'année n-1 à celui à l'année n permet alors d'estimer le coefficient de dose correspondant à la dose délivrée durant l'année n (figure 3.4.1.b).

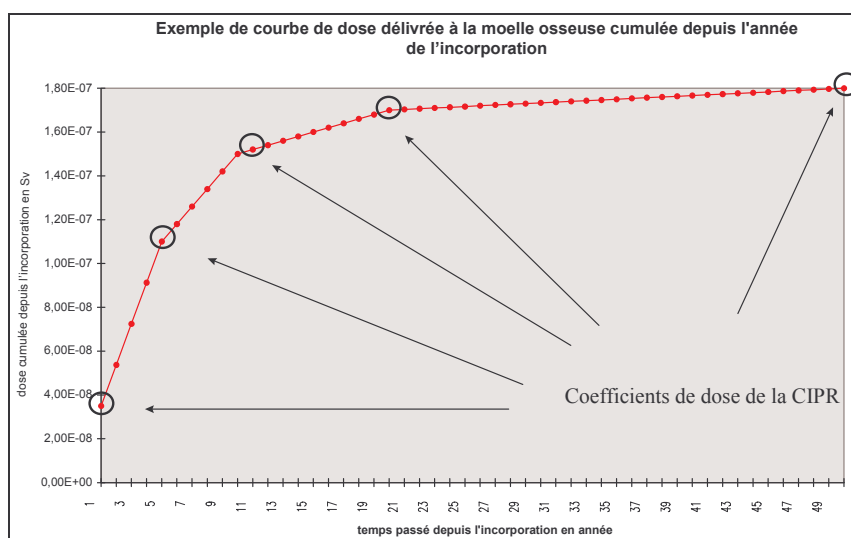


Figure 3.4.1.a : Exemple de courbe de dose cumulée en fonction du temps à la suite d'une incorporation de radionucléide l'année zéro (cas d'un radionucléide ayant une période biologique longue, par exemple le ^{90}Sr)

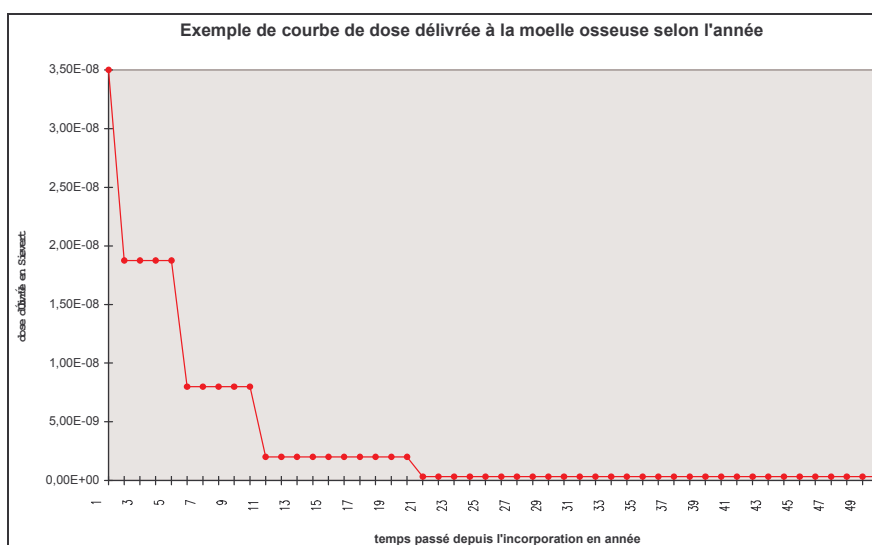


Figure 3.4.1.b : Exemple de courbe de dose annuelle délivrée à la moelle osseuse à la suite d'une incorporation de radionucléide l'année zéro (cas d'un radionucléide ayant une période biologique longue, par exemple le ^{90}Sr)

Pour les aérosols, les coefficients de dose par inhalation correspondent à des particules d'un diamètre aérodynamique moyen en activité (DAMA ou AMAD) de 1 μm , dont l'utilisation est préconisée par la CIPR 72 pour les individus du public [ICRP72 1996]. Le type d'absorption pulmonaire (F - clairance pulmonaire rapide, M - clairance pulmonaire moyenne ou S - clairance pulmonaire lente) retenu pour chaque aérosol est celui proposé par défaut dans la CIPR 72 ou si rien n'est proposé dans la CIPR 72, le type M conformément aux recommandations de la CIPR 71 [ICRP71 1996].

Pour le tritium, le coefficient de dose par inhalation choisi correspond à la répartition des rejets atmosphériques de tritium des usines de retraitement de COGEMA, c'est-à-dire 2/3 de tritium sous forme gazeuse HT et 1/3 de tritium sous forme d'eau tritiée HTO. Cette répartition est celle proposée par le GT1. Le coefficient de dose du tritium sous forme HTO est bien plus important que celui du tritium sous forme HT, mais la transformation du tritium HT en HTO n'a pas été retenue car cette transformation est très lente dans l'air d'après Belot [Belot *et al* 1996]. Cependant, on ne connaît pas l'influence des conditions météorologiques particulières du site de La Hague, notamment les brouillards stagnants, sur la vitesse de transformation dans l'air du tritium sous forme HT en vapeur d'eau tritiée HTO.

Pour l'ingestion, le coefficient de dose utilisé correspond à la forme OBT (organically bound tritium).

Les calculs de doses individuelles annuelles sont ensuite effectués pour chacune des voies d'exposition prises en compte, pour chaque classe d'âge et pour chaque année en utilisant les estimations des concentrations en radionucléides dans l'environnement.

- Exposition *in utero*

A défaut de la publication par la CIPR d'un bilan en cours concernant l'exposition du fœtus et notamment d'une base de données des coefficients de dose pour le fœtus, le GT4 et le Groupe Plénier ont choisi d'effectuer les calculs de doses à la moelle osseuse et de risque *in utero* selon deux modélisations provisoires :

- κ la première modélisation conduit à estimer de façon majorante les doses délivrées à la moelle osseuse du fœtus et l'incrément de risque de leucémie associé. Elle est appelée, dans la suite du rapport, " approche enveloppe ",
- κ la seconde modélisation correspond à celle utilisée par le NRPB pour l'étude autour de Sellafield [Simmonds *et al* 1995] à l'exception d'une adaptation concernant le ^{90}Sr .

Après la publication des travaux de la CIPR, les calculs du Groupe Radioécologie pourront être réactualisés sur la base des recommandations de la CIPR.

Approche enveloppe

Les trois voies d'exposition *in utero* sont modélisées de la façon suivante :

- L'exposition externe du fœtus durant les 9 mois de grossesse est assimilée à la dose délivrée à l'utérus de la mère. Cette approximation résulte d'un consensus international et a déjà été utilisée notamment dans l'étude de site de Sellafield [Simmonds *et al* 1995]. Le GT4 fait l'hypothèse supplémentaire que la dose à la moelle osseuse du fœtus est la même que la dose corps entier, ce qui est acceptable au vu de la taille du fœtus. Les coefficients de dose par exposition externe au panache, au dépôt et par immersion dans l'eau sont ceux du Federal Guidance 12 [Eckerman et Ryman 1993], conformément aux précédentes décisions du GT4 concernant l'exposition externe *ex utero*.

- L'exposition externe de la moelle osseuse du fœtus par les radionucléides déposés dans les tissus maternels est assimilée à la dose à l'utérus de la mère. Cette hypothèse a déjà été utilisée dans l'étude du site de Sellafield [Simmonds *et al* 1995]. Les coefficients de dose à l'utérus de la mère utilisés sont les valeurs du CD-Rom de la CIPR qui sont interpolées pour reconstituer les doses délivrées année après année, comme le GT4 l'a précédemment fait pour les coefficients de dose à la moelle osseuse. Seules sont prises en compte les incorporations de la mère durant l'année de la grossesse.
- L'exposition interne du fœtus est modélisée en utilisant les coefficients de dose à la moelle osseuse par ingestion et par inhalation du nourrisson de 3 mois de la CIPR [ICRP 1998]. Cette approche n'est pas irréaliste car les ratios muscle/os du fœtus et du nourrisson sont proches. Elle ne sous-estime pas la dose délivrée au fœtus car le nourrisson de 3 mois ne bénéficie pas de l'effet du placenta qui joue pour la grande majorité des radionucléides un rôle de protection en limitant le transfert des radionucléides. En effet, d'après [Simmonds *et al* 1995], les ratios des concentrations en radionucléides dans les tissus fœtaux par rapport aux tissus maternels sont inférieurs à 1 pour tous les radionucléides à l'exception du tritium sous forme d'eau tritiée (ratio : 1,4). Pour le tritium sous forme d'eau tritiée, l'estimation de dose est multipliée par 1,4 pour conserver le caractère enveloppe de la modélisation proposée.

Les valeurs des coefficients de dose par ingestion et par inhalation utilisés par le GT4 pour calculer les doses à la moelle osseuse du fœtus sont les valeurs issues du CD-Rom de la CIPR [ICRP 1998]. Ce sont les mêmes valeurs que celles utilisées pour le nourrisson de 3 mois de la cohorte des 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague. Elles permettent, notamment, de calculer les doses délivrées année après année par les isotopes à vie longue.

En ce qui concerne les incorporations de la mère avant la conception, la même approche est retenue. L'effet de ces incorporations sur le fœtus concerne uniquement les radionucléides pour lesquels les doses dues aux incorporations sont délivrées sur plusieurs années (par exemple le Sr, les transuraniens).

Approche du NRPB

Les trois voies d'exposition *in utero* sont modélisées de la façon suivante :

- L'exposition externe du fœtus durant les 9 mois de grossesse est modélisée de la même façon que précédemment.
- L'exposition externe de la moelle osseuse du fœtus par les radionucléides déposés dans les tissus maternels est modélisée de la même façon que précédemment.
- La modélisation des transferts via le placenta utilisée est celle décrite dans l'étude de site autour de Sellafield [Simmonds *et al* 1995]. La protection apportée par la barrière placentaire est modélisée par un ratio "concentration dans les tissus fœtaux/concentration dans les tissus maternels" (Cf/Cm), fonction du radionucléide. Des valeurs du ratio Cf/Cm sont proposées pour de nombreux radionucléides. Pour les radionucléides du terme-source défini par le GT1 qui ne sont pas cités dans [Simmonds *et al* 1995], la valeur de Cf/Cm prise par défaut est 1. Pour le ⁹⁰Sr, la valeur de Cf/Cm utilisée n'est pas la valeur de l'étude de site autour de Sellafield (0,4) mais la valeur citée dans [Fell *et al* 1998], à savoir 5. Les valeurs des coefficients de dose par ingestion et par inhalation utilisés pour calculer les doses à la moelle osseuse du fœtus sont les valeurs pour la mère (adulte) issues du CD-Rom de la CIPR [ICRP 1998]. Ce sont les mêmes valeurs que celles utilisées pour les 18 à 24 ans (classe d'âge "adulte") de la cohorte des 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague. Les incorporations de la mère avant la grossesse (23 premières années de vie) et l'année de la grossesse sont prises en compte.

Dans les deux approches, il est supposé que la mère est présente dans le canton de Beaumont-Hague depuis sa naissance. Elle a donc incorporé des radionucléides à vie longue qui délivrent des doses au fœtus lors de la grossesse. L'âge de procréation est supposé être de 24 ans. Ce

choix a été fait car il simplifie la réalisation des calculs puisque les coefficients de dose sont déjà disponibles pour les âges de 0 à 24 ans du fait des calculs de doses *ex utero* de la cohorte. De plus, cette hypothèse est relativement réaliste compte-tenu du caractère rétrospectif de la reconstruction dosimétrique effectuée et du fait que l'âge moyen de procréation des femmes en France était de l'ordre de 28 ans en 1994 [OMS 1998].

Les modélisations décrites ici ont été retenues pour présenter une première estimation des doses et du risque associés à l'exposition *in utero* dans l'attente de la publication des travaux de la CIPR concernant l'exposition *in utero*.

Ces modélisations étant provisoires, elles n'ont pas été mises en œuvre pour d'autres sources d'exposition (naturelles, retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl) que celle associée aux rejets des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin (hors incidents/accidents). L'exposition *in utero* est donc prise en compte pour l'ensemble des grossesses de 1966 à 1995, c'est-à-dire l'ensemble des naissances de 1967 à 1996. Les populations arrivées lors du Grand Chantier ne sont pas concernées par cette voie d'exposition. Au total sur les 6656 individus de la cohorte, environ 60% prennent une dose *in utero* due aux rejets de routine des installations industrielles du Nord-Cotentin.

Les résultats en termes de doses à la moelle osseuse et de risque de leucémie sont présentés respectivement dans les paragraphes 3.4.2. et 3.5.3.

3.4.2 Résultats dosimétriques

Les calculs de doses à la moelle osseuse dues aux installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin réalisés par le GT4 sont effectués à l'aide d'une programmation Microsoft® EXCEL 5.0.a décrite dans la référence [Merle-Szeremeta et Rommens 1998], sauf pour l'exposition *in utero* décrite dans le paragraphe précédent. La programmation réalise dans un premier temps le calcul des activités inhalées et ingérées annuellement à partir des activités dans les milieux marin et terrestre fournies par le GT3 [GT3 du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin 1999]. Dans un deuxième temps, la programmation calcule les doses individuelles et collectives en intégrant des modules de calcul Microsoft® EXCEL développés par le CEPN [Degrange 1999].

La programmation Microsoft® EXCEL a fait l'objet d'une procédure d'assurance qualité décrite dans la référence [Rommens et Drombry 1998].

- Doses *ex utero* dues aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin

▮ Doses individuelles *ex utero* (hors incidents/accidents)

L'évolution des doses individuelles à la moelle osseuse cumulées est présentée sur la figure 3.4.2.a pour les générations nées de 1954 à 1996. La dose individuelle à la moelle osseuse cumulée varie entre 4 μSv pour la génération née en 1996 et 77 μSv pour la génération née en 1971. La génération dont la dose individuelle cumulée est la plus importante est celle née en 1971 car 25 années d'exposition sont prises en compte dans le cumul dosimétrique (de 1971 à 1995) dans la période où l'impact dosimétrique des rejets des usines de retraitement a été le plus important. Les générations les plus récentes ont la dose individuelle la plus faible car peu d'années interviennent dans le cumul dosimétrique puisque la période de cumul s'arrête en 1996. De même, les générations nées de 1954 à 1966 ont été exposées en réalité pendant moins de 25 ans car les rejets de la première installation industrielle nucléaire du Nord-Cotentin (l'usine de retraitement de COGEMA) ont débuté en 1966.

Quel que soit l'âge de l'individu, la courbe de dose délivrée présente sensiblement la même allure avec un pic en 1985, au moment où les rejets en mer des usines de retraitement ont été les plus importants en terme d'activité.

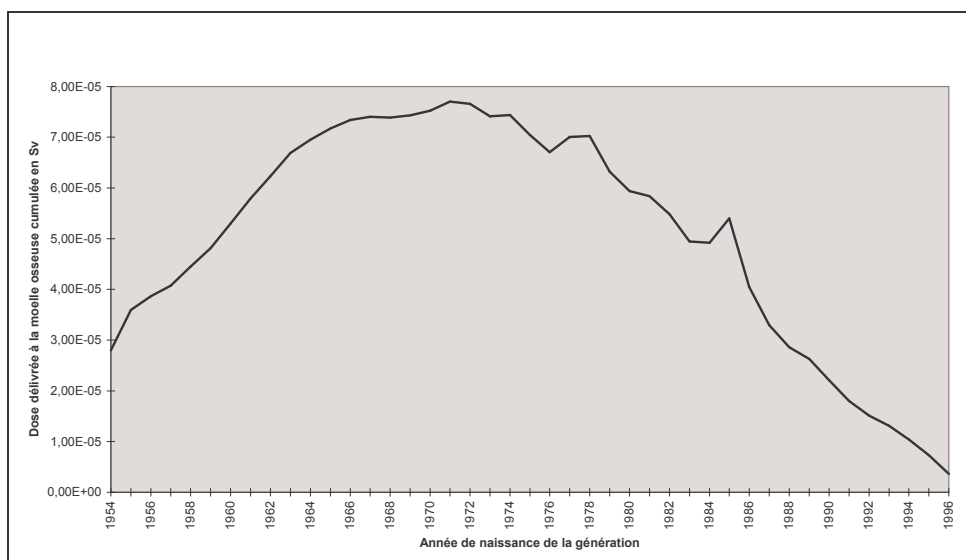


Figure 3.4.2.a : Evolution de la dose individuelle *ex utero* cumulée sur les 24 premières années et délivrée à la moelle osseuse pour chaque génération de la cohorte dues aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin

↖ Doses collectives *ex utero* hors incidents/accidents

La dose collective due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin pour l'ensemble de la cohorte des 0-24 ans pour la période 1966-1996 s'élève à 0,30 h.Sv. La figure 3.4.2.b présente la contribution des radionucléides et des voies d'exposition.

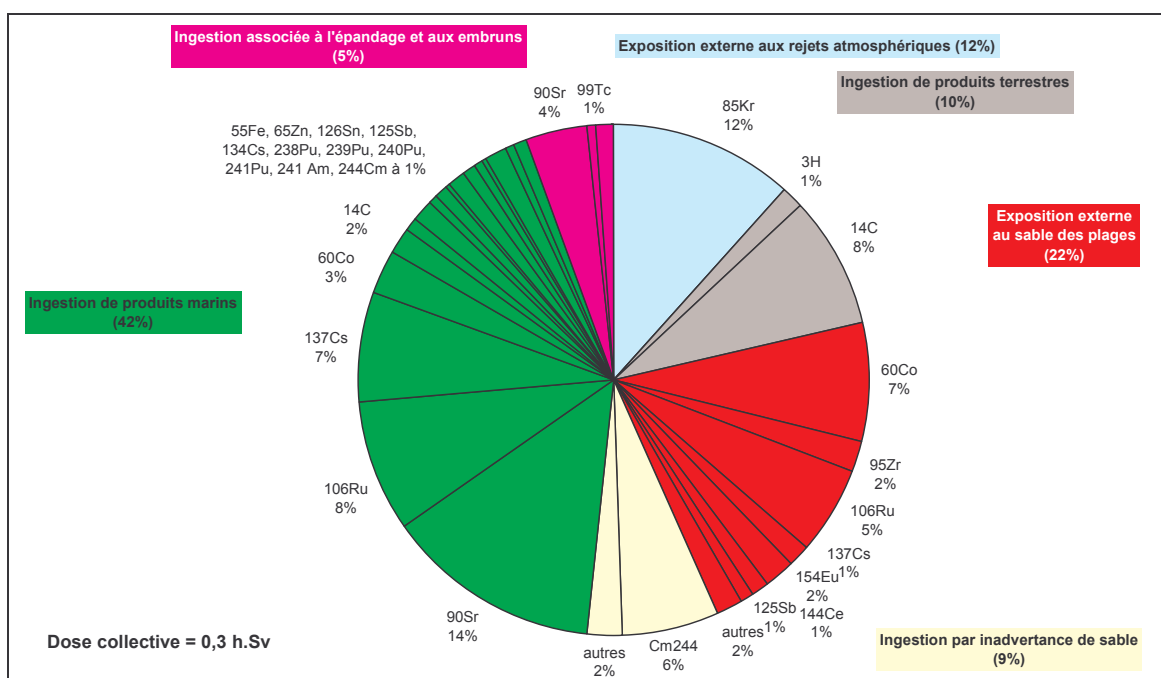


Figure 3.4.2.b : Contribution des radionucléides et des voies d'exposition à la dose collective *ex utero* délivrée à l'ensemble de la cohorte sur la période 1966-1996 due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin

Les voies d'exposition prépondérantes pour la dose sont l'ingestion de produits marins (42% principalement dus au ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{60}Co et ^{14}C) et l'exposition externe au sable des plages (22% principalement dus au ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{95}Zr et ^{154}Eu). Les autres voies d'exposition présentant une contribution non négligeable sont l'exposition externe au panache des rejets atmosphériques

(12% principalement dus au ^{85}Kr), l'ingestion de produits terrestres (10% principalement dus au ^{14}C), l'ingestion par inadvertance de sable (9% principalement dus au ^{244}Cm) et l'ingestion due à l'épandage d'algues et aux embruns (5% principalement dus au ^{90}Sr).

De manière générale, la dose délivrée à la moelle osseuse est déterminée par les rejets en mer des usines de retraitement (figure 3.4.2.b). Cependant, l'activité rejetée en mer ayant beaucoup diminué à la fin des années 1980, la contribution des radionucléides rejetés dans l'atmosphère et des voies d'exposition associées gagne en importance dans les années 1990.

Les contributions des différents radionucléides à la dose collective délivrée à la moelle osseuse dues aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin ne présentent pas toutes le même degré de fiabilité.

Pour certains radionucléides des rejets en mer (^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{125}Sb et ^{60}Co), le GT2 a effectué une analyse des résultats de mesures dans de nombreux compartiments de l'environnement et le GT3 a ainsi pu réaliser une confrontation modèle/mesure approfondie.

En ce qui concerne les voies d'exposition associées aux rejets dans l'atmosphère, les GT2 et GT3 ont signalé le peu de mesures disponibles. Cependant, les radionucléides qui contribuent le plus à la dose collective ont été étudiés aussi précisément que possible. Les rejets dans l'atmosphère de ^{85}Kr ont notamment été réévalués par le GT1 et le ^{14}C a fait l'objet, au sein du GT3, d'une confrontation modèle/mesures élargie aux résultats de mesures les plus récents.

En ce qui concerne l'exposition par ingestion par inadvertance, le GT4 a souhaité vérifier la vraisemblance du niveau de dose à la moelle osseuse obtenu du fait de la contribution du ^{244}Cm (ingestion par inadvertance de sable des plages). A cette fin, une confrontation des estimations du modèle du GT3 aux résultats de mesures du GT2 concernant le ^{244}Cm dans les sédiments marins a été effectuée. La quasi absence de résultats de mesure disponibles pour le ^{244}Cm dans les sédiments marins ne permet malheureusement pas de conclure sur la vraisemblance de la contribution du ^{244}Cm pour la voie d'exposition par ingestion par inadvertance. Par défaut les estimations du modèle fournies par le GT3 sont utilisées pour les calculs de doses et de risque.

- Doses *ex utero* dues à l'ensemble des sources d'exposition

↖ Doses individuelles ex utero

Une étude essentiellement bibliographique a été réalisée pour estimer l'exposition des populations du Nord-Cotentin aux expositions d'origine naturelle, médicale et artificielles lointaines (accident de Tchernobyl, essais atmosphériques d'armes nucléaires). Les différentes sources d'exposition traitées sont :

- l'exposition médicale,
- l'exposition aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl,
- l'exposition au radon,
- l'exposition aux rayonnements cosmiques,
- l'exposition aux rayonnements telluriques,
- l'exposition par incorporation de radionucléides naturels.

Exposition médicale (diagnostic)

En dépit d'estimations nationales et internationales sur les doses qui peuvent être reçues au cours d'un examen donné et pour un équipement précis, il existe très peu de littérature concernant les doses reçues par les populations dans leur ensemble. La seule référence française à une dose à la moelle osseuse [Maccia *et al* 1988] cite un équivalent de dose à la moelle osseuse de 0,74 mSv

par an basé sur une enquête des pratiques médicales des Français en 1982. A défaut de meilleures estimations (une enquête locale est en cours de préparation), la valeur proposée pour l'exposition médicale de la population du Nord-Cotentin est de 0,74 mSv par an à la moelle osseuse.

Cette valeur ne représente qu'une moyenne pour la population qui n'a pas forcément de signification dans la réalité. En effet, la majorité des individus est beaucoup moins exposée que ce niveau moyen et pour certains individus la dose annuelle peut être beaucoup plus importante, par exemple la dose efficace associée à une urographie intraveineuse est en moyenne en France de 11 mSv [Maccia 1993].

Exposition due aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl

La même modélisation a été utilisée pour estimer l'exposition due aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et l'exposition aux retombées de l'accident de Tchernobyl. Cette modélisation est celle préconisée par l'UNSCEAR [UNSCEAR 1993]. Les dépôts de radionucléides utilisés pour les calculs sont :

- ceux reconstitués à partir du bilan des retombées des essais réalisés par l'UNSCEAR à l'issue des derniers tirs chinois [UNSCEAR 1982] ; les retombées des essais peuvent être considérées comme homogènes sur le territoire français ;
- ceux publiés par l'UNSCEAR pour les retombées de Tchernobyl [UNSCEAR 1988] ; les retombées sont considérées comme homogènes pour la région Ouest de la France.

Les doses délivrées à la moelle osseuse ont évolué dans le temps (Figure 3.4.2.c). Les estimations de ces doses sont présentées dans le tableau 3.4.2.A.

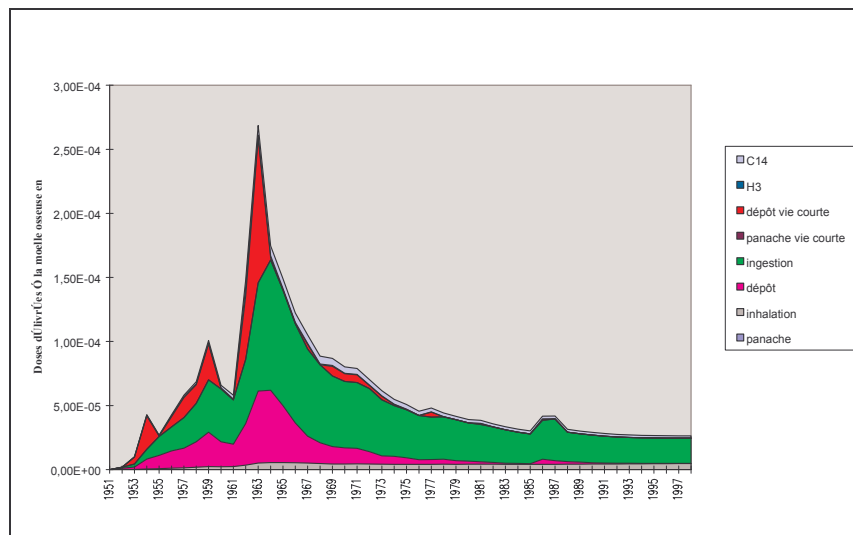


Figure 3.4.2.c : Doses individuelles délivrées à la moelle osseuse du fait des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl

Tableau 3.4.2.A : Doses délivrées annuellement à la moelle osseuse du fait des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl pour la population du Nord-Cotentin.

	Dose en mSv		Dose en mSv		Dose en mSv
1954	0,04	1970	0,08	1986	0,04
1955	0,03	1971	0,08	1987	0,04
1956	0,04	1972	0,07	1988	0,03
1957	0,06	1973	0,06	1989	0,03
1958	0,07	1974	0,06	1990	0,03
1959	0,10	1975	0,05	1991	0,03
1960	0,07	1976	0,05	1992	0,03
1961	0,06	1977	0,05	1993	0,03
1962	0,15	1978	0,04	1994	0,03
1963	0,27	1979	0,04	1995	0,03
1964	0,18	1980	0,04	1996	0,03
1965	0,15	1981	0,04		
1966	0,12	1982	0,04		
1967	0,11	1983	0,03		
1968	0,09	1984	0,03		
1969	0,09	1985	0,03		

Expositions naturelles

Les doses à la moelle osseuse retenues pour la population du Nord-Cotentin sont résumées dans le tableau 3.4.2.B.

Tableau 3.4.2.B : Doses délivrées annuellement à la moelle osseuse par les principales sources d'exposition naturelle des populations du Nord-Cotentin

Voies d'exposition		Doses à la moelle osseuse (mSv.a ⁻¹)
Radon		0,33
Cosmique		0,27
Tellurique		0,41
Incorporation de radionucléides naturels	40K	0,27 en fonction de l'âge se reporter au tableau 3.4.2.C 0,022
	210Po	
	210Pb	
	226Ra	
	228Ra	
	14C	

Tableau 3.4.2.C : Doses en mSv délivrées annuellement à la moelle osseuse de 0 à 24 ans par incorporation (les descendants générés après l'incorporation sont pris en compte)

Age	²³⁸ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²²⁴ Ra	Total
0-1	1,27E-03	1,41E-03	4,00E-03	0,13	0,30	1,54	1,70E-03	0,17	4,80E-03	5,50E-03	2,16
1-2	2,76E-04	2,95E-04	1,65E-03	0,02	0,16	0,49	7,28E-04	0,13	1,14E-03	8,50E-04	0,80
2-3	2,90E-04	3,14E-04	1,77E-03	0,02	0,18	0,49	7,84E-04	0,15	1,21E-03	8,50E-04	0,85
3-4	2,96E-04	3,29E-04	1,87E-03	0,02	0,18	0,52	8,35E-04	0,16	1,26E-03	7,90E-04	0,89
4-5	3,21E-04	3,54E-04	2,01E-03	0,03	0,20	0,52	9,00E-04	0,18	1,35E-03	7,90E-04	0,94
5-6	3,06E-04	3,40E-04	1,27E-03	0,02	0,18	0,52	6,23E-04	0,11	7,30E-04	7,90E-04	0,83
6-7	3,20E-04	3,51E-04	1,33E-03	0,02	0,18	0,52	6,55E-04	0,12	7,60E-04	7,90E-04	0,84
7-8	3,34E-04	3,61E-04	1,39E-03	0,03	0,18	0,52	6,88E-04	0,12	7,90E-04	7,90E-04	0,85
8-9	3,16E-04	3,40E-04	1,33E-03	0,03	0,15	0,52	6,70E-04	0,12	6,68E-04	6,80E-04	0,82
9-10	3,24E-04	3,49E-04	1,32E-03	0,03	0,15	0,52	6,72E-04	0,13	6,41E-04	6,80E-04	0,83
10-11	3,25E-04	3,54E-04	1,00E-03	0,03	0,15	0,52	5,04E-04	0,11	5,14E-04	6,80E-04	0,81
11-12	3,31E-04	3,59E-04	9,63E-04	0,03	0,15	0,52	4,91E-04	0,11	4,77E-04	6,80E-04	0,81
12-13	3,36E-04	3,65E-04	9,24E-04	0,03	0,15	0,52	4,78E-04	0,11	4,40E-04	6,80E-04	0,81
13-14	4,22E-04	4,53E-04	9,39E-04	0,05	0,17	0,31	4,74E-04	0,12	4,46E-04	9,00E-04	0,65
14-15	4,47E-04	4,78E-04	9,66E-04	0,05	0,18	0,31	4,73E-04	0,15	4,37E-04	9,00E-04	0,69
15-16	4,71E-04	5,04E-04	9,92E-04	0,06	0,19	0,31	4,73E-04	0,17	4,28E-04	9,00E-04	0,73
16-17	4,96E-04	5,29E-04	1,02E-03	0,06	0,20	0,31	4,73E-04	0,19	4,19E-04	9,00E-04	0,76
17-18	5,21E-04	5,55E-04	1,05E-03	0,07	0,21	0,31	4,73E-04	0,21	4,10E-04	9,00E-04	0,80
18-19	3,56E-04	3,72E-04	9,85E-04	0,05	0,17	1,21	4,73E-04	0,20	3,12E-04	2,55E-04	1,63
19-20	3,48E-04	3,54E-04	9,58E-04	0,04	0,16	1,21	4,85E-04	0,17	3,05E-04	2,55E-04	1,58
20-21	3,39E-04	3,34E-04	7,97E-04	0,04	0,14	1,21	4,31E-04	0,15	2,98E-04	2,55E-04	1,54
21-22	3,30E-04	3,17E-04	7,56E-04	0,03	0,13	1,21	4,40E-04	0,12	2,92E-04	2,55E-04	1,49
22-23	3,20E-04	3,01E-04	7,16E-04	0,03	0,12	1,21	4,48E-04	0,10	2,85E-04	2,55E-04	1,46
23-24	3,26E-04	3,19E-04	7,37E-04	0,03	0,12	1,21	4,56E-04	0,09	2,85E-04	2,55E-04	1,45

Mise en perspective des niveaux d'exposition *ex utero* dus aux différentes sources d'exposition

Les doses individuelles à la moelle osseuse dues aux expositions naturelles, médicales et aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sont mises en perspective des doses individuelles à la moelle osseuse dues aux installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin sur la figure 3.4.2.d pour l'ensemble des générations. Cependant, le GT4 souligne que les différentes sources d'exposition n'ont pas été étudiées avec la même précision ; l'analyse a été très précise concernant les voies d'exposition par les installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin et plus globale concernant les autres sources d'exposition et notamment l'exposition médicale pour laquelle peu d'éléments sont actuellement disponibles⁶³. De plus, les habitudes de vie pouvant conduire à des niveaux d'exposition dus aux sources d'exposition autres que les rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin plus importants que ceux cités précédemment (par exemple la fréquence des déplacements en avion pour l'exposition aux rayonnements cosmiques ou le fait de fumer pour l'incorporation de radionucléides naturels) n'ont pas été pris en compte pour le calcul des doses délivrées à la moelle osseuse de l'ensemble de la cohorte.

⁶³ Le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin et le Professeur Spira ont initié la création d'un groupe de travail pour étudier les expositions de la population du Nord-Cotentin aux rayonnements ionisants d'origine médicale. Ce groupe de travail est constitué de représentants de l'OPRI, de l'INSERM, de l'IPSN et d'experts spécialisés sur ce sujet. Les travaux de ce groupe de travail ne sont pas encore disponibles (les premiers éléments sont prévus pour la fin 1999).

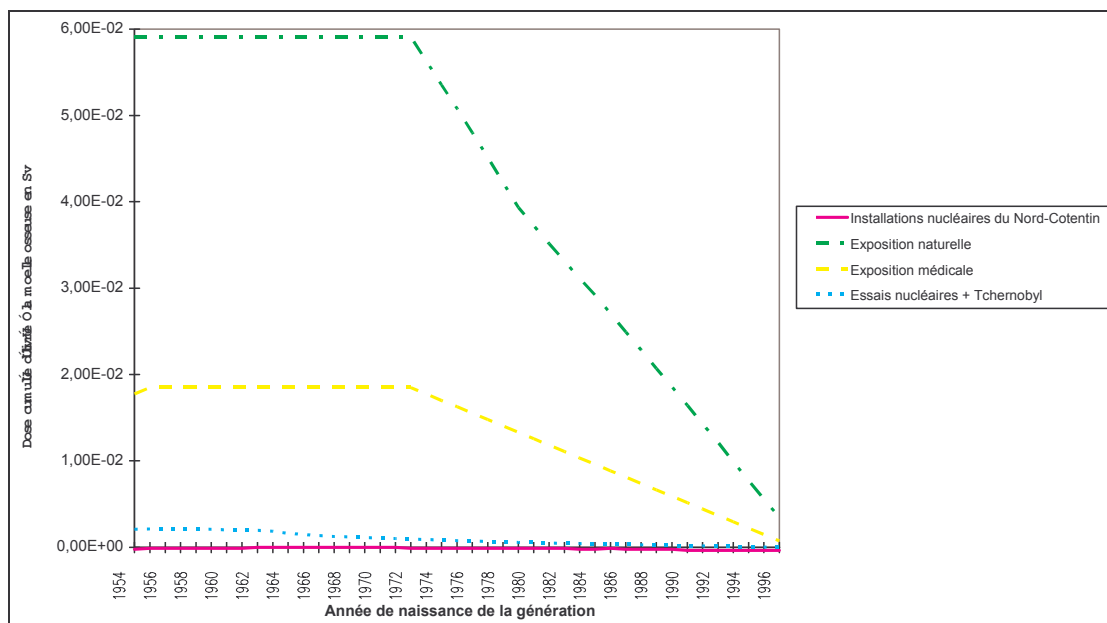


Figure 3.4.2.d : Doses individuelles *ex utero* cumulées à la moelle osseuse dues à l'ensemble des sources d'exposition en fonction de la génération (la contribution des installations nucléaires du Nord-Cotentin correspond à l'exposition *ex utero* aux rejets de routine)

Sur la figure 3.4.2.d, les doses individuelles cumulées diminuent à partir de la génération née en 1973 car le cumul des doses n'est plus effectué sur 25 années d'exposition. En effet, les générations nées après 1973 sortent de la cohorte en 1996, avant d'avoir atteint 25 ans.

Doses collectives ex utero

L'évolution au cours du temps de la dose collective à la moelle osseuse reçue par l'ensemble de la cohorte est présentée sur la figure 3.4.2.e. La dose collective à la moelle osseuse due à toutes les sources d'exposition varie de 0,5 h.Sv en 1954 à 13,8 h.Sv en 1993.

Les courbes augmentent régulièrement de 1954 à 1978 du fait de l'entrée tous les ans de nouveaux individus dans la cohorte (voir figure 3.1.1.a). Elles sont ensuite à peu près stables (car l'effectif de la cohorte est stable - voir figure 3.1.4.a) jusqu'en 1984 où l'afflux des arrivants du Grand Chantier conduit à une augmentation brutale de la dose collective en 1984. De 1984 à 1994, l'évolution des courbes suit celle de l'effectif de la cohorte (voir figure 3.1.4.a). En 1994, les courbes diminuent brutalement car les individus de 15 ans, arrivés au moment du Grand Chantier, atteignent 25 ans et sortent donc de la cohorte.

La courbe correspondant aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl présente deux petites bosses ; la première, visible dans les années 1962 à 1966, est la conséquence des tirs plus nombreux effectués en 1962 ; la seconde en 1986 et 1987 est due aux retombées de l'accident de Tchernobyl (voir aussi la figure 3.4.2.c). La contribution des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin ne démarre qu'en 1966 avec les premiers rejets des usines de retraitement de COGEMA.

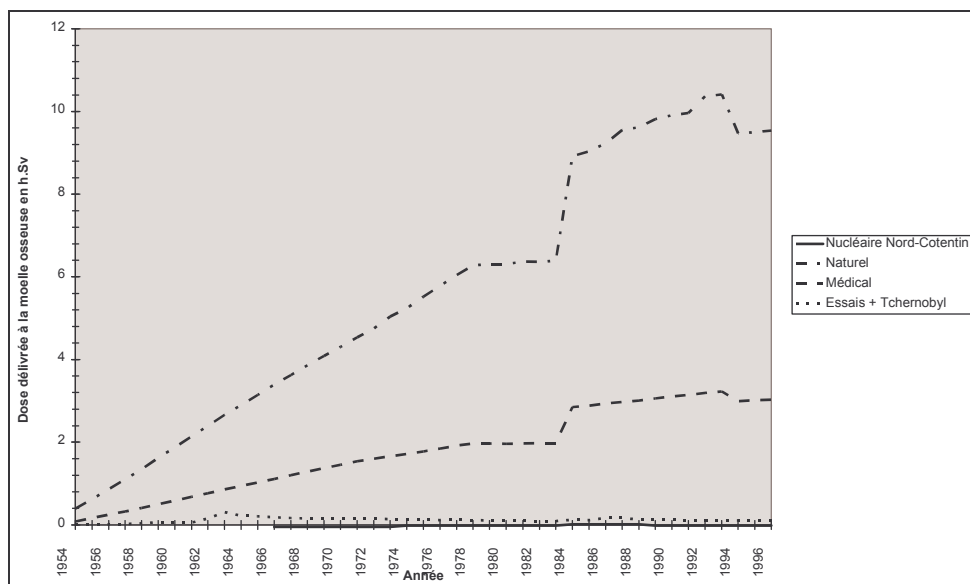


Figure 3.4.2.e : Evolution de la dose collective *ex utero* à la moelle osseuse due à l'ensemble des sources d'exposition pour chaque année

La dose collective totale pour la période 1954-1996 vaut 322 h.Sv. Les contributions des différentes sources d'exposition à la dose collective totale apparaissent sur les figures 3.4.2.e et 3.4.2.f. La source d'exposition prépondérante est l'exposition naturelle avec une contribution d'environ 3/4, soit 241 h.Sv. La principale voie d'exposition naturelle est l'ingestion de ^{210}Po (21% de la dose collective totale) principalement via l'ingestion de produits marins. L'exposition médicale est une source d'exposition non négligeable (24% de la dose collective totale, soit 76 h.Sv). L'exposition due aux retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl contribue pour environ 2% (5 h.Sv). Enfin, les rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin contribuent pour moins de 0,1% (0,30 h.Sv).

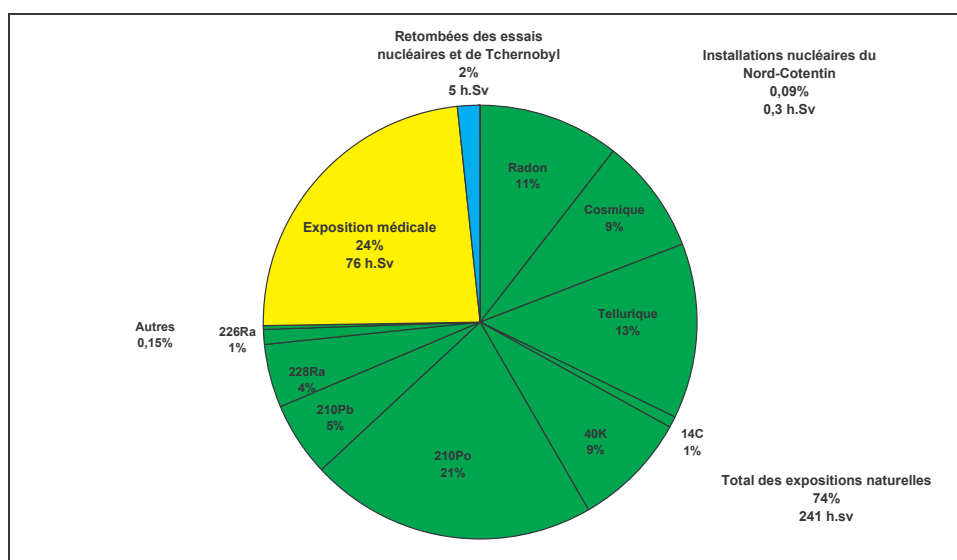


Figure 3.4.2.f : Contribution des différentes sources d'exposition à la dose collective *ex utero* délivrée à la moelle osseuse (la contribution des installations nucléaires du Nord-Cotentin correspond à l'exposition *ex utero* aux rejets de routine)

Doses ex utero dues aux incidents/accidents

Percement de la conduite

Les doses individuelles et collective à la moelle osseuse dues au percement de la conduite ont été calculées selon la modélisation présentée dans le paragraphe 3.2.3.

Pour la cohorte, la dose collective à la moelle osseuse ajoutée par le percement de la conduite est de 0,04 h.Sv (par rapport à 0,30 h.Sv en fonctionnement normal). La contribution des voies d'exposition et des radionucléides est présentée sur la figure 3.4.2.g. L'ingestion (principalement due au ^{90}Sr et ^{106}Ru) contribue pour près de 50% à la dose à la moelle osseuse due au percement de la conduite. L'exposition externe (principalement due au ^{106}Ru et ^{125}Sb) contribue pour environ 25%, l'ingestion par inadvertance de sable sur les plages (principalement due au ^{244}Cm) pour environ 16% et l'ingestion due à l'épandage d'algues et aux embruns (principalement ^{90}Sr) contribuent pour environ 11%

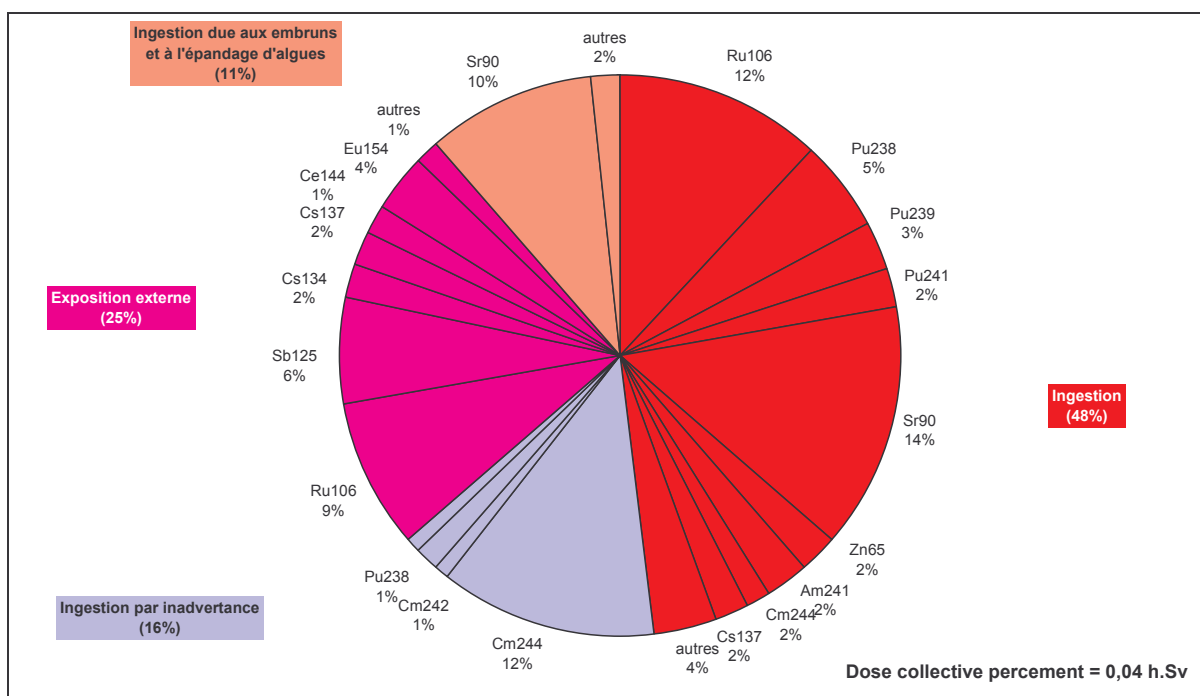


Figure 3.4.2.g : Contribution des principaux radionucléides à la dose collective *ex utero* délivrée à la moelle osseuse ajoutée par le percement de la conduite

Incendie du silo

Les doses individuelles et collective à la moelle osseuse dues à l'incendie du silo en 1981 ont été calculées selon la modélisation présentée dans le paragraphe 3.2.3.

Pour la cohorte, la dose collective à la moelle osseuse ajoutée par l'incendie du silo est de 0,14 h.Sv (par rapport à 0,30 h.Sv en fonctionnement normal). La contribution des voies d'exposition et des radionucléides est présentée sur la figure 3.4.2.h. L'ingestion de produits terrestres (principalement due au ^{137}Cs , ^{90}Sr et ^{134}Cs) contribue pour environ 64% à la dose à la moelle osseuse due à l'incendie du silo. L'exposition externe au panache et au dépôt (principalement due au ^{137}Cs et ^{134}Cs) contribue pour environ 35% et l'inhalation pour environ 1%.

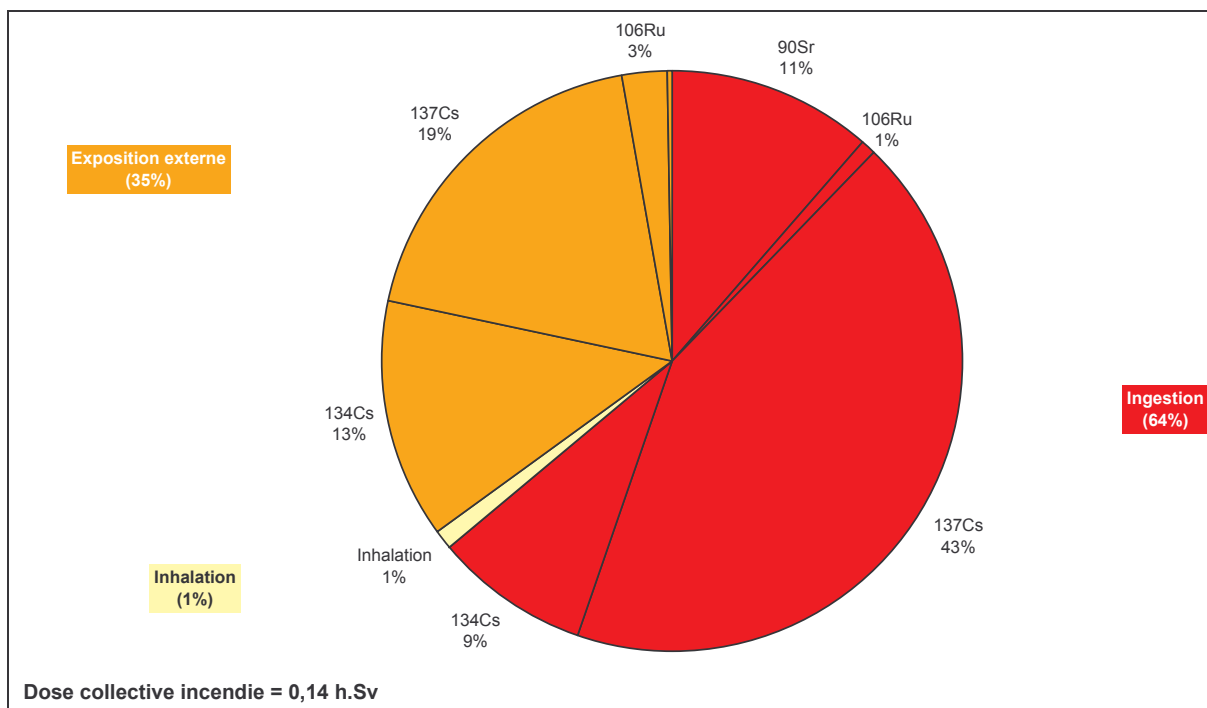


Figure 3.4.2.h : Contribution des principaux radionucléides à la dose collective *ex utero* délivrée à la moelle osseuse ajoutée par l'incendie du silo

Autres incidents/accidents

Parmi les six incidents/accidents répertoriés par le GT1, le GT4 a réalisé des calculs dosimétriques pour les trois les plus significatifs en terme d'activité rejetée : incendie du silo (dose efficace et dose délivrée à la moelle osseuse), percement de la conduite (dose efficace et dose délivrée à la moelle osseuse) et relâchement de tritium (dose efficace uniquement).

Les trois autres incidents/accidents ne concernent que l'usine de retraitement de COGEMA. Les activités rejetées étant beaucoup plus faibles, le GT4 a considéré que la prise en compte de ces incidents/accidents ne remettrait pas en cause l'ordre de grandeur de la dose collective délivrée à la moelle osseuse de la cohorte et n'a donc pas reconstitué les impacts dosimétriques correspondants.

Doses dues à l'exposition *in utero* du fait des rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin

Les doses individuelles et collective à la moelle osseuse dues à l'exposition *in utero* ont été calculées selon les deux modélisations présentées dans le paragraphe 3.2.3. La CIPR n'ayant pas publié de bilan concernant la modélisation de l'exposition du fœtus, la première modélisation mise en œuvre par le GT4 est une modélisation enveloppe dénommée ci-après approche « enveloppe ». Seule la dose collective est présentée pour l'approche « enveloppe ». Les calculs réalisés avec la deuxième modélisation dénommée ci-après approche « NRPB⁶⁴ » sont plus réalistes mais le modèle utilisé n'a pas fait l'objet d'un consensus international. Les calculs réalisés avec l'approche « NRPB » sont détaillés en doses individuelles et en dose collective. L'estimation de risque correspondante est présentée au paragraphe 3.5.3.

⁶⁴ Cette modélisation a effectivement été utilisée par le NRPB pour l'étude autour de Sellafield à l'exception d'une modification introduite par le Groupe Radioécologie concernant le ⁹⁰Sr (cf. Paragraphe 3.2.3).

Approche « enveloppe »

La dose collective délivrée à la moelle osseuse du fait de l'exposition *in utero* due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin est estimée par l'approche « enveloppe » à 0,15 h.Sv. La contribution des voies d'exposition *in utero* et des principaux radionucléides est présentée sur la figure 3.4.2.i. La voie d'exposition principale (95%) est l'exposition interne du fœtus du fait des incorporations de la mère.

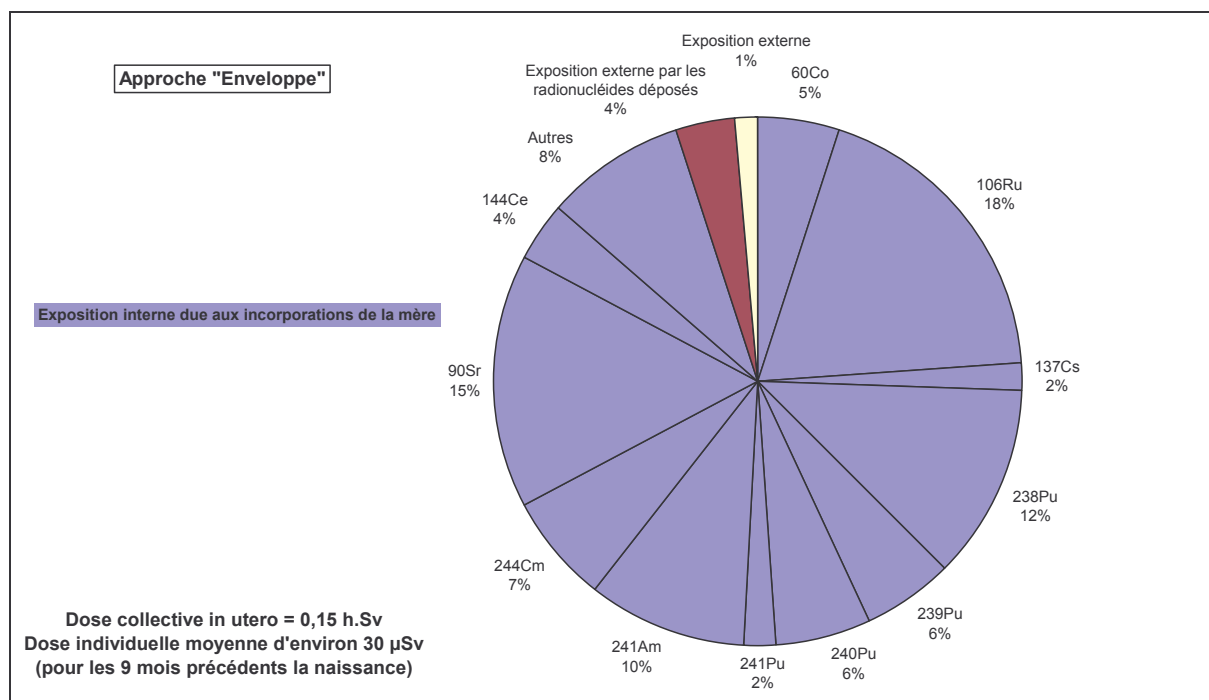
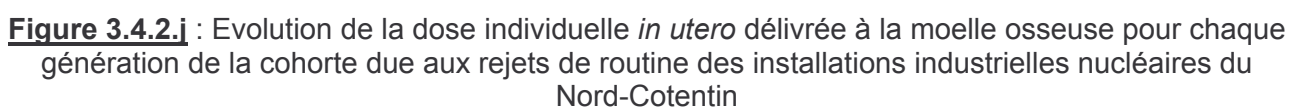


Figure 3.4.2.i : Contribution des voies d'exposition *in utero* et des principaux radionucléides à la dose collective délivrée à la moelle osseuse due à l'exposition *in utero*

Approche « NRPB »

L'évolution de la dose individuelle délivrée à la moelle osseuse du fait de l'exposition *in utero* due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires est présentée sur la figure 3.4.2.j. La première génération exposée *in utero* est celle née en 1967 qui a été exposée en 1966, première année de rejet des usines de retraitement de COGEMA. La dose individuelle *in utero* délivrée à la moelle osseuse varie selon les générations entre 0,3 µSv pour la génération 1967 et 10 µSv pour la génération 1972. Le pic en 1972 est dû essentiellement à une augmentation des rejets en mer en ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs de COGEMA en 1971. Celui des années 1985-1986 s'explique par l'activité rejetée en mer par COGEMA qui a été plus importante dans le milieu des années 1980.



Exposition externe due à l'exposition externe de la mère (12%)

Exposition externe due aux radionucléides déposés dans les tissus maternels (29%)

Exposition interne due aux incorporations de la mère (59%)

Approche "NRPB" adaptée pour le ^{90}Sr

Dose collective in utero = 0,02 h.Sv
Dose individuelle moyenne d'environ 4 μSv
(pour les 9 mois précédents la naissance)

Radionucléide	Pourcentage
^{90}Sr	41%
^{137}Cs	8%
^{106}Ru	8%
^{134}Cs	1%
^{137}Cs	11%
^{60}Co	2%
^{14}C	5%
Autres	2%
^{106}Ru	2%
^{60}Co	2%
^{85}Kr	2%
^{154}Eu	1%
Autres	3%
^{134}Cs	1%
^{106}Ru	1%
^{137}Cs	1%
^{90}Sr	1%
^{60}Co	2%
^{125}Sb	1%
^{65}Zn	1%
^{14}C	4%
Autres	2%

Figure 3.4.2.k : Contribution des voies d'exposition *in utero* à la dose individuelle délivrée à la moelle osseuse due à l'exposition *in utero*

Comparaison avec les résultats des études radioécologiques antérieures

Etude autour de Sellafield

Comme présenté au chapitre 1, l'approche retenue pour l'évaluation des doses et du risque dans le canton de Beaumont-Hague s'est inspirée de la revue des études antérieures effectuées en Grande-Bretagne. Le tableau 3.4.2.D présente une comparaison des résultats de ces études en termes de doses collectives.

Tableau 3.4.2.D : Mise en parallèle des résultats avec ceux des études radioécologiques britanniques antérieures

	Seascale (Sellafield) [COMARE 96]	La Hague 1999
Période	1945-92	1966-96
Effectif	1348	6656
Personnes-années (PA)	≈ 25300 *	94296
Dose collective		
rejets de routine (<i>in utero et ex utero</i>)	2,39 h.Sv	0,32 h.Sv
Dose collective pour 100 000 PA		
rejets de routine (<i>in utero et ex utero</i>)	9,45 h.Sv	0,34 h.Sv

* : approximation

Le calcul des doses collectives a été rapporté à 100 000 personnes-années, pour rendre comparable des résultats obtenus sur des cohortes de tailles différentes. Il existe un facteur environ 30 entre les doses collectives pour 100 000 PA à Seascale et à La Hague. Cette différence est normale car de nombreux paramètres sont différents entre les deux études : la dispersion, les transferts dans l'environnement, les modes de vie et surtout les activités rejetées en mer. En effet, l'activité rejetée à Sellafield a été, dans le passé, beaucoup plus importante que celle rejetée par l'usine de retraitement de COGEMA. Par exemple ; l'activité totale rejetée en mer à Sellafield pour l'année maximale (1975) a été 10 fois plus importante que celle rejetée par COGEMA pour l'année maximale (1985).

Rapport de la Commission « Souleau »

Les résultats dosimétriques présentés par la Commission « Souleau » ne concernaient que le corps entier (dose efficace engagée). Ils ne sont donc pas comparables avec les estimations dosimétriques réalisées par le Groupe Radioécologie pour la cohorte qui concerne les doses délivrées à la moelle osseuse. Par contre, une mise en perspective est proposée pour les scénarios particuliers (cf. Paragraphe 4).

3.5. Estimation du nombre de cas attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants

L'étape ultime de l'évaluation radioécologique est, à partir de l'ensemble des doses à la moelle osseuse, d'estimer le nombre de cas que l'on peut attribuer à l'exposition aux rayonnements ionisants dans la cohorte des jeunes de 0-24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague.

Le risque de leucémie radio-induit au sein de la cohorte est estimé pour la période 1978-1996. En effet, cette période est la seule pour laquelle des données épidémiologiques sur l'incidence des leucémies existent chez les jeunes de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague. Pour permettre une comparaison de nos résultats avec ces données, seules les années de contribution au risque entre 1978 et 1996 sont comptabilisées. Néanmoins, le risque de leucémie radio-induit estimé sur ces années dépend de l'ensemble des expositions reçues depuis la naissance, c'est à dire depuis

1954 pour certains individus. Cette étape d'estimation de risque nécessite l'application de coefficients de risque issus de la littérature.

3.5.1 Coefficients du risque de leucémie associé à la dose à la moelle osseuse

Pour effectuer l'estimation du risque de leucémie à partir de la dose délivrée à la moelle osseuse pour chaque individu de la cohorte, il est nécessaire de disposer de coefficients de risque :

- pour l'exposition pendant l'enfance (*ex utero*),
- pour l'exposition pendant la grossesse (*in utero*).

Une revue des modèles existant dans la littérature a été effectuée.

Pour estimer le risque associé à l'exposition durant l'enfance (*ex utero*), deux modèles peuvent être considérés : celui du rapport V du BEIR [BEIR 1990] ou celui du rapport de l'UNSCEAR de 1994 [UNSCEAR 1994]. Les deux modèles sont utilisés pour estimer le risque de leucémie, ce qui permet de confronter les estimations obtenues.

Dans les deux cas, les coefficients sont dérivés de l'étude des survivants d'Hiroshima-Nagasaki. Les deux modèles permettent de prendre en compte les variations du risque en fonction de l'âge à l'exposition et du temps écoulé depuis l'exposition. Les deux modèles supposent un délai de latence de 2 ans entre l'exposition et le risque ; c'est-à-dire qu'une dose délivrée à un âge donné n'entraîne aucun excès de risque pendant les deux années qui suivent l'exposition. Le modèle BEIR V fournit des excès de risque relatif (ERR) par unité de dose à la moelle osseuse, qui doivent être multipliés par le taux de base d'incidence de leucémie pour obtenir une estimation du nombre de cas. Cette approche permet d'adapter les estimations de nombre de cas à l'incidence de base du pays. Elle a été utilisée par le NRPB dans l'étude radioécologique autour de Sellafield [Simmonds *et al* 1995, COMARE 1996]. Le modèle UNSCEAR 94 fournit directement des excès de risque absolu (ERA) d'incidence [Preston 1994] par unité de dose à la moelle osseuse, et ne nécessite donc pas de disposer de données d'incidence de base.

Les deux modèles ont été appliqués pour estimer le risque de leucémie radio-induit au sein de la cohorte. Néanmoins, nous avons privilégié les résultats du modèle UNSCEAR 94 pour les raisons suivantes :

- le modèle de l'UNSCEAR 94 est plus récent que celui du BEIR V,
- le modèle UNSCEAR 94 repose sur des coefficients estimés sur des données d'incidence de leucémie chez les survivants d'Hiroshima et Nagasaki, alors que le modèle du BEIR V repose sur des données de mortalité, et nécessite l'hypothèse que le risque de décès soit semblable au risque d'incidence de leucémie,
- le modèle UNSCEAR 94 est un modèle de risque additif : il suppose que le risque de leucémie radio-induit est indépendant du risque de base, hypothèse qui apparaît de plus en plus vraisemblable dans les données du suivi des survivants d'Hiroshima et Nagasaki,
- le modèle du BEIR V nécessite de disposer de l'incidence de base des leucémies pour le calcul du risque radio-induit. En France, nous ne disposons pas d'un enregistrement systématique des leucémies, et les données fournies par FRANCIM, même si elles sont d'un grand intérêt, ne constituent qu'une estimation de l'incidence de base à partir des données des registres locaux et des données de mortalité.

Les estimations de risque présentées dans le présent rapport seront donc effectuées grâce au modèle UNSCEAR 94.

Pour estimer le risque de leucémie associé à l'exposition *in utero*, le modèle retenu est issu des résultats de l'Oxford Survey of Childhood Cancer (OSCC) [Muirhead 1989]. Deux formes sont disponibles : un modèle d'estimation du risque relatif, utilisé par le NRPB dans l'étude radioécologique autour de Sellafield [Simmonds 1995], et un modèle d'estimation de risque absolu, proposé par le NRPB pour l'estimation du risque dans la population anglaise [NRPB 1993] [Doll 1997]. Ces deux formes seront couplées respectivement au modèle du BEIR V (estimation par modèle de risque relatif) et au modèle UNSCEAR 94 (estimation par modèle de risque absolu). Les estimations de risque présentées dans le présent rapport sont effectuées en appliquant la forme additive du modèle de risque *in utero*.

Notons que l'application des modèles de risque du BEIR V, de l'UNSCEAR 94 et de l'OSCC dans le cadre de la présente estimation de risque repose sur plusieurs hypothèses dont les principales sont rappelées ci-dessous :

- ces modèles sont utilisables tel quels dans le cadre d'une estimation de risque,
- les modèles retenus sont sans seuil : il est donc supposé que toute dose à la moelle osseuse entraîne une augmentation du risque de leucémie,
- les modèles BEIR V et UNSCEAR 94, dérivés de l'étude des survivants d'Hiroshima et Nagasaki dans laquelle l'exposition était instantanée avec une dose moyenne de quelques centaines de mSv, sont applicables à une population exposée de façon chronique à de faibles doses et débits de dose ; on fait ici l'hypothèse que la forme linéaire-quadratique des modèles dispense d'utiliser un facteur correcteur pour passer aux faibles doses et débits de dose,
- les survivants d'Hiroshima et Nagasaki ont été essentiellement exposés à des rayonnements à faible transfert d'énergie linéique (TEL) : on suppose que les modèles sont également applicables à l'estimation du risque associé aux rayonnements à fort TEL.

3.5.2 Procédure de calcul du risque de leucémie

L'implémentation de ces modèles de calcul du risque de leucémie devait répondre à plusieurs critères :

- vérification de la qualité et validation des procédures,
- compatibilité des modules de calcul de risque avec les sorties des modules de calcul de doses à la moelle osseuse,
- rapidité et souplesse d'utilisation pour répondre au besoin du grand nombre de calculs à effectuer (risque par voie d'exposition, par radionucléide, par génération ...),
- capacité de considérer des informations diverses (doses, population, incidence) sur des matrices de données standardisées (43 générations x 25 âges),
- facilité de sortie des résultats sous la forme de tableaux ou de graphiques.

Pour répondre à ces différents critères, il a été décidé d'utiliser la formulation des modèles de risque déjà existante dans le logiciel ASQRAD [Degrange *et al* 1997]. Le logiciel ASQRAD a été développé par le CEPN et le NRPB pour effectuer des estimations du risque de mortalité par cancer sur la vie entière attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants. La base de données d'ASQRAD intègre déjà les coefficients de risque du BEIR V et UNSCEAR 94. Par contre, le logiciel a dû être complété pour permettre la mise en oeuvre des modèles *in utero*. Le logiciel a aussi dû être modifié pour estimer les risques d'incidence et non plus de mortalité. On signalera enfin que le logiciel ASQRAD intègre une modification du modèle UNSCEAR 94 introduite pour permettre une meilleure adéquation des évaluations de risque vie entière avec les évaluations correspondantes publiées dans le rapport UNSCEAR 94 : un facteur correcteur de 0,5 année sur le délai depuis l'exposition a été appliqué au modèle UNSCEAR 94 par rapport à l'équation initiale.

Les procédures de calcul de risque élaborées à l'aide du logiciel ASQRAD ont ensuite été intégrées sous EXCEL, à la suite du programme de calcul de doses.

Une étape de vérification des résultats a été effectuée au sein du GT4 : vérification interne (vis-à-vis des sorties du logiciel ASQRAD) et externe (vis-à-vis de feuilles de calcul reprenant simplement les équations des modèles du BEIR V et UNSCEAR 94).

3.5.3 Résultats des calculs du risque de leucémie attribuable à l'exposition

Ce chapitre présente les résultats des estimations du risque de leucémie associé aux doses à la moelle osseuse, pour la cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague. Par construction, le risque est évalué seulement sur la fenêtre de temps entre 1978 et 1996.

Risque de leucémie associé à l'exposition durant l'enfance (*ex utero*) dû aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin.

Risque individuel ex utero dû aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires

Le risque de leucémie au niveau individuel correspond à la probabilité de survenue d'une leucémie. Cette probabilité peut être calculée pour chaque individu de chaque génération, pour chaque année d'âge.

La figure 3.5.3.a présente le risque cumulé de 0 à 24 ans (ou jusqu'à l'âge de la sortie en 1996 si inférieur à 24 ans) pour un individu de chacune des 43 générations. Le risque le plus élevé est observé pour les générations 1970 à 1980, car ce sont celles qui présentent le plus grand nombre d'années de présence (et donc de contribution au risque) sur la période 1978-1996.

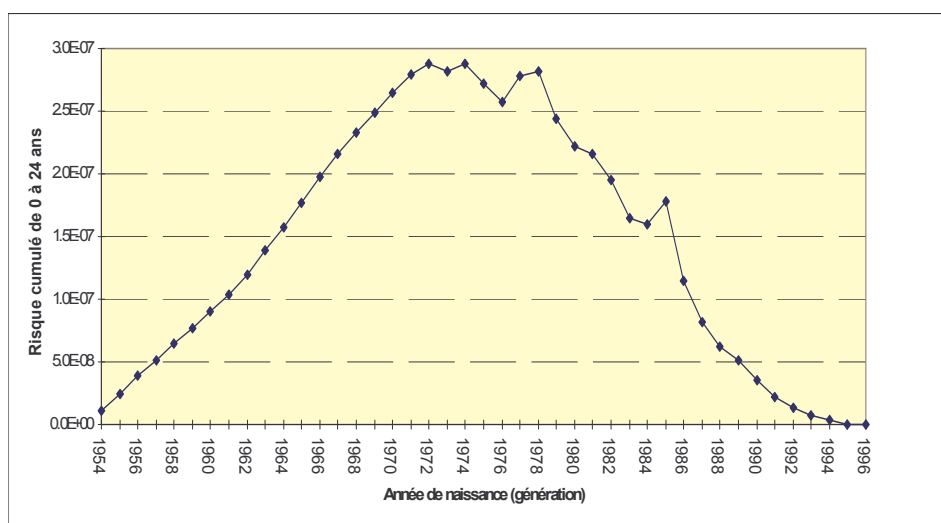


Figure 3.5.3.a : Risque individuel cumulé entre 1978 et 1996 associé aux expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*) dues aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin, par génération

Risque collectif ex utero dû aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires

Le risque au niveau collectif se traduit par un nombre de cas de leucémie, obtenu par le produit du risque individuel et du nombre d'individus, pour chaque année calendaire entre 1978 et 1996 et chaque classe d'âge atteint.

Le nombre total de cas de leucémie estimé chez les 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague pour la période de 1978 à 1996 associé aux expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*) dues aux installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin est 0,0009.

La figure 3.5.3.b présente la proportion du risque correspondant à chaque voie d'exposition. Cette figure est à mettre en parallèle avec la figure 3.4.2.b qui présente la proportion de la dose collective associée à chaque voie d'exposition. Notons que 87% du risque est dû à la voie marine. Il est d'ailleurs surprenant que l'ingestion par inadvertance de sable sur les plages représente 14% du risque total (voir discussion sur l'estimation de la dose due au ^{244}Cm , chapitre 3.4.2).

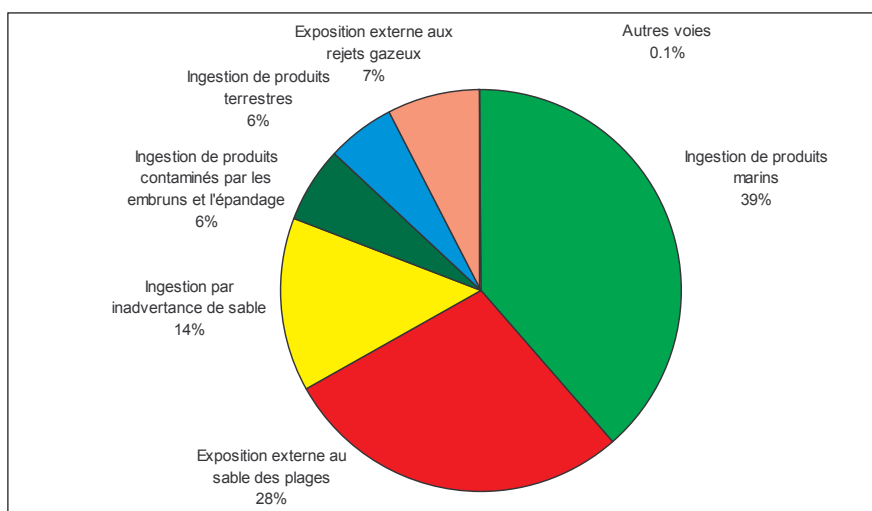


Figure 3.5.3.b : Répartition du risque de leucémie associé aux expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*) dues aux rejets de routine des installations nucléaires du Nord-Cotentin en fonction des voies d'exposition (cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague, 1978-1996)

La figure 3.5.3.c présente la distribution du risque au sein de la cohorte en fonction de la période. Le risque le plus élevé est estimé dans les années 1987 à 1993. Ces sept années contribuent pour 50% au risque collectif total de la cohorte.

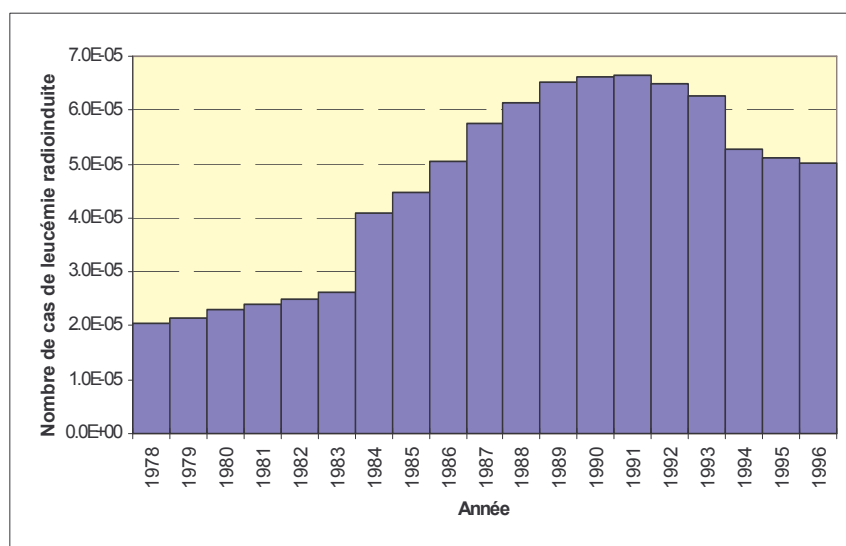


Figure 3.5.3.c : Nombre de cas de leucémie associé aux expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*) dues aux rejets de routine des installations nucléaires du Nord-Cotentin au sein de la cohorte en fonction de l'année

Risque de leucémie associé à l'exposition durant l'enfance (*ex utero*) dû à l'ensemble des sources d'exposition

Risque individuel ex utero dû à l'ensemble des sources

La figure 3.5.3.d présente, pour l'exposition durant l'enfance (*ex utero*) à chacune des sources, le risque cumulé de 0 à 24 ans (ou jusqu'à l'âge de la sortie en 1996 si inférieur à 24 ans) pour un individu de chacune des 43 générations. Le risque croît jusqu'à la génération 1972, puis décroît, du fait essentiellement de la durée de présence (et donc de la contribution au risque) sur la période 1978-1996.

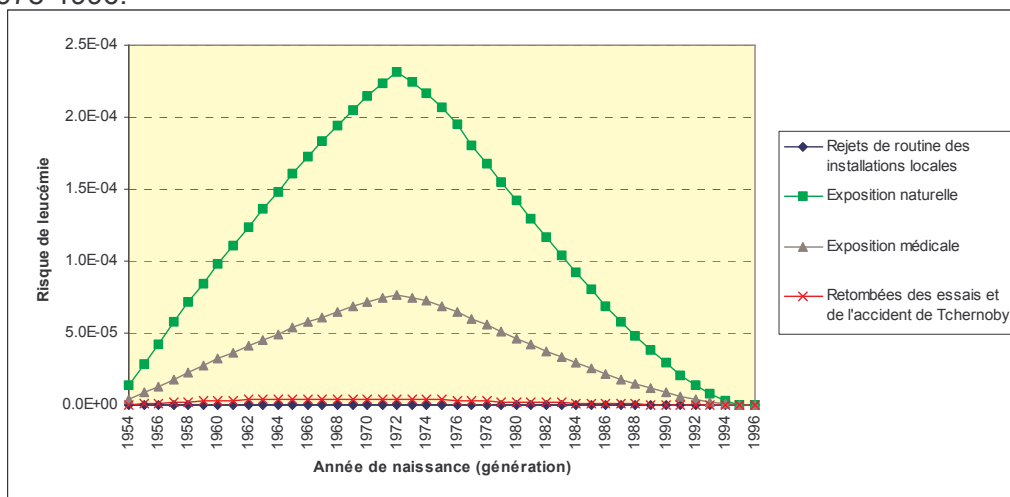


Figure 3.5.3.d : Risque individuel cumulé entre 1978 et 1996 associé aux expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*) dues aux différentes sources d'exposition, par génération

Risque collectif ex utero dû à toutes les sources d'exposition

Le nombre total de cas au sein de la cohorte attribuable à l'exposition aux rayonnements ionisants durant l'enfance (*ex utero*) dans le Nord-Cotentin est **0,835**. La figure 3.5.3.e présente la proportion associée à chaque source d'exposition. Cette figure est à mettre en parallèle avec la figure 3.4.2.f qui présente la proportion de la dose collective associée à chaque source d'exposition. L'exposition naturelle et l'exposition médicale sont les principaux contributeurs au risque (respectivement 74% et 24%). Les installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin contribuent au risque collectif pour 0,1%.

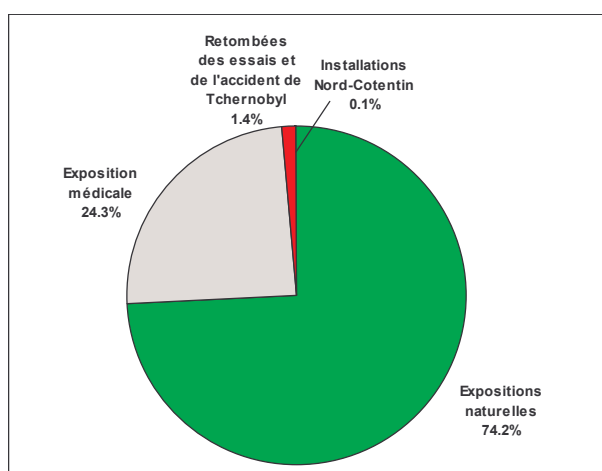


Figure 3.5.3.e : Répartition du risque de leucémie associé aux expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*) en fonction des sources d'exposition (cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague, 1978-1996)

La figure 3.5.3.f présente la contribution de chacune des années entre 1978 et 1996 et chacune des sources d'exposition au nombre de cas de leucémie calculé.

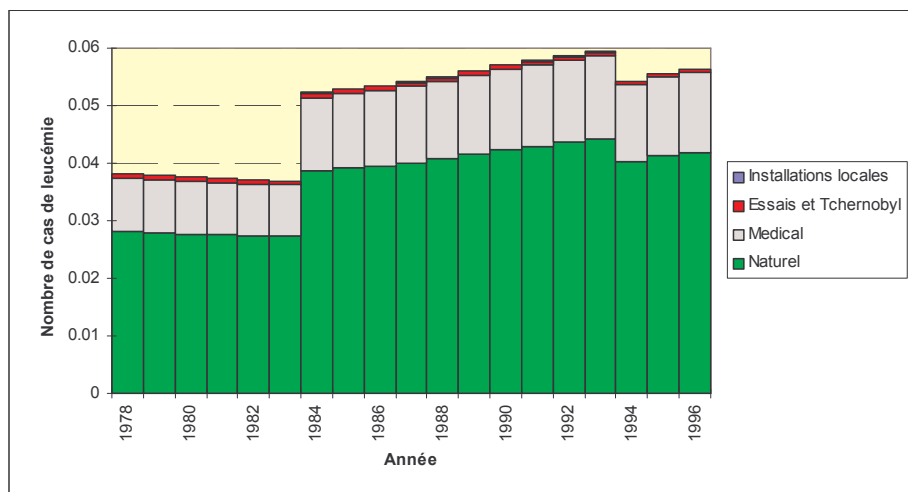


Figure 3.5.3.f : Nombre de cas de leucémie associé aux expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*) dues à chacune des sources d'exposition au sein de la cohorte en fonction de l'année (la contribution des installations nucléaires du Nord-Cotentin correspond à l'exposition *ex utero* aux rejets de routine)

Risque de leucémie dû aux incidents/accidents

Percement de la conduite

Le nombre de cas de leucémie radio-induit estimé sur la période 1978-1996 est de 0,0001 cas, soit environ 16% du nombre de cas estimé pour les rejets de routine des installations nucléaires locales.

Incendie du silo

Il est supposé que seuls les individus des communes de Beaumont-Hague, Biville, Herqueville et Vauville ont été exposés aux conséquences de l'incendie du silo. Le nombre de cas de leucémie radio-induit ainsi estimé sur la période 1978-1996 est de 0,0004 cas, soit environ 40% du risque collectif estimé pour les rejets de routine des installations industrielles nucléaires locales. La commune de Beaumont-Hague contribue pour 72% au risque collectif de la cohorte ajouté par l'incendie du silo.

Risque de leucémie associé à l'exposition durant la grossesse (*in utero*) dû aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin

Seule l'approche d'estimation de la dose au fœtus dérivée du "modèle NRPB" (voir chapitre 3.4.1) a été retenue pour l'estimation du risque de leucémie radio-induit associé.

Risque individuel

La figure 3.5.3.g présente le risque cumulé de 0 à 24 ans (ou jusqu'à l'âge atteint par l'individu en 1996 lorsque cet âge est inférieur à 24 ans) dû à l'exposition *in utero* pour un individu de chacune des 43 générations. Cette figure est à mettre en parallèle de la figure 3.4.2.j qui présente la dose individuelle *in utero* délivrée à la moelle osseuse pour un individu de chacune des 43 générations. Aucun risque n'apparaît pour les individus nés avant 1967 puisque les rejets ont débuté en 1966. L'augmentation du risque pour la génération 1972 correspond à l'augmentation transitoire de l'activité rejetée en mer en 1971. Le risque associé à l'exposition reçue durant la grossesse est maximal pour les individus nés entre 1983 et 1986.

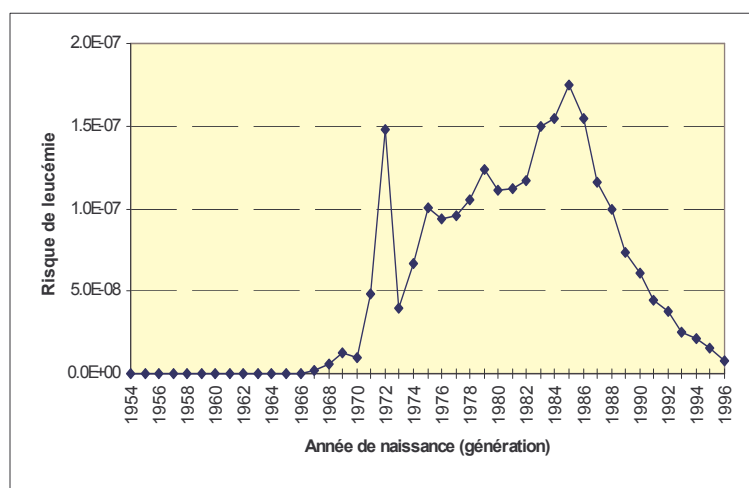


Figure 3.5.3.g : Risque individuel cumulé jusqu'à 24 ans associé à l'exposition *in utero* due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin, par génération

Risque collectif

Rappelons que seuls les individus nés à partir de 1987 dans le canton de Beaumont-Hague ont été exposés aux rejets de routine des installations nucléaires locales durant la grossesse (les nouveaux arrivants sont par définition nés en dehors de la zone exposée aux rejets de routine des installations nucléaires du Nord Cotentin). L'effectif contribuant au risque pour l'exposition *in utero* est ainsi de 3937 individus, soit 59% de l'effectif total de la cohorte.

Le nombre total de cas de leucémie estimé chez les 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague pour la période de 1978 à 1996 associé à l'exposition durant la grossesse (*in utero*) due aux rejets de routine des installations nucléaires du Nord-Cotentin est 0,0003 (approche NRPB – voir paragraphe 3.4.1). La somme du risque lié à l'exposition *in utero* et à l'exposition *ex utero* aboutit à un nombre de cas attribuable aux rejets de routine des installations nucléaires locales de 0,0012 (tableau 3.5.3.A).

Tableau 3.5.3.A : Nombre de cas de leucémie dû à l'exposition *in utero* et durant l'enfance (*ex utero*) aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires locales (cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague, 1978-1996)

	Nombre de cas estimé	Pourcentage
Exposition <i>ex utero</i>	0,0009	75%
Exposition <i>in utero</i>	0,0003	25%
Total	0,0012	

Discussion

Les estimations de risque effectuées dans le cadre de ce travail reposent sur plusieurs hypothèses dont les principales sont rappelées ci-dessous.

- Les résultats d'estimation de risque dépendent directement des résultats des calculs de doses à la moelle, et donc de l'ensemble des étapes permettant les calculs de doses.
- L'approche suppose que toute dose délivrée à la moelle osseuse entraîne un risque de leucémie, même si une telle relation n'est pas démontrée. C'est le cas par exemple pour l'existence d'un risque associé à de très faibles doses délivrées à de très faibles débits de dose, ou pour l'existence d'un risque de leucémie associé à l'exposition au radon, mais inversement, il n'existe pas non plus de consensus pour rejeter ces hypothèses. Notons par

ailleurs que les résultats ne permettent pas de discuter l'existence d'une relation de causalité entre les expositions et le risque de leucémie, puisque celle-ci est implicitement supposée.

- Les modèles de risque utilisés sont apparus comme les meilleurs actuellement disponibles dans le cadre d'une estimation de risque. Néanmoins, il faut noter que ces modèles (*in utero* et *ex utero*) ont été élaborés sur des populations essentiellement exposées à des expositions externes à faible transfert d'énergie linéique (TEL) et à des débits relativement élevés. Les estimations de risque effectuées reposent sur l'hypothèse que ces modèles sont également adaptés à l'estimation du risque pour des rayonnements à haut TEL, à des doses et des débits de doses faibles, et pour toutes les voies et sources d'exposition.
- Le calcul du risque collectif a nécessité la reconstitution d'une "cohorte" des individus du canton de Beaumont-Hague ayant eu entre 0 et 24 ans entre 1978 et 1996. Cette reconstitution ne constitue qu'une estimation de la population réelle, mais elle a été effectuée de façon à fournir des effectifs concordants avec ceux des données de l'INSEE. Notons que la non prise en compte d'un afflux de population vers 1984 aurait entraîné une sous-estimation du risque de l'ordre de 20%.
- En absence de précision sur la localisation précise des cas de leucémie observés dans les études épidémiologiques, les estimations des expositions et du risque ont porté sur l'ensemble du canton de Beaumont-Hague, pour lequel un excès de risque avait été suggéré [Viel 1995]. Cette zone est large en comparaison des études radioécologiques anglaises antérieures (le village de Seascale pour l'étude à proximité de Sellafield [Simmonds 1995], la ville de Thurso pour l'étude à proximité de Dounreay [Dionan 1986]). Notre approche suppose que, pour un âge et une année donnée, les doses sont reçues de façon homogène par tous les individus de la cohorte reconstituée.

Les estimations de risque ont été effectuées de la façon la plus réaliste et complète possible. Néanmoins, les différentes étapes qui conduisent aux estimations de risque ont nécessité de nombreuses hypothèses et approximations, qui impliquent une incertitude autour des résultats finaux, difficilement quantifiable sur l'ensemble.

Le tableau 3.5.3.B présente la synthèse des résultats obtenus au sein de la cohorte pour les expositions reçues durant l'enfance (*ex utero*). Le tableau présente également ces résultats rapportés à 100 000 personnes-années, notation classique des taux d'incidence en épidémiologie.

Tableau 3.5.3.B : Risque de leucémie attribuable à l'exposition durant l'enfance (*ex utero*), pour chacune des sources d'exposition (cohorte des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague, 1978-1996)

	Nombre de cas estimé dans la cohorte	%	Risque pour 100 000 personnes années
Installations nucléaires locales			
Rejets de routine	0,0009	0,10%	0,0012
Percement de la conduite	0,0001	0,02%	0,0002
Incendie du silo	0,0004	0,04%	0,0005
Total	0,0014	0,16%	0,0019
Exposition naturelle	0,619	74,13%	0,893
Exposition médicale	0,203	24,31%	0,293
Exposition due aux essais et à l'accident de Tchernobyl	0,012	1,44%	0,017
Total	0,835		1,205

L'estimation du risque de leucémie radio-induit associé à l'exposition due aux installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin durant l'enfance (*ex utero*) dans la population des jeunes de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 fournit un nombre de cas de

0,0014. Ce risque est dû pour 64% aux rejets de routine et pour 36% aux deux accidents (perçement de la conduite et incendie du silo).

Le risque associé à l'exposition due aux installations nucléaires du Nord-Cotentin apparaît plus de 500 fois inférieur à celui dû aux autres sources d'exposition. En effet, l'estimation du risque de leucémie radio-induit dans la population des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 aboutit à un nombre de cas de 0,835 pour l'exposition due à l'ensemble des sources durant l'enfance (*ex utero*). Ce risque est attribuable pour 74% à la radioactivité naturelle et 24% à l'exposition médicale diagnostique aux rayonnements ionisants. Notons néanmoins que le degré de détail dans l'estimation des doses dues aux autres sources est bien inférieur à celui apporté pour les installations nucléaires locales, et cette estimation ne sert qu'à donner un référentiel au risque dû aux installations industrielles nucléaires locales.

Le résultat de 0,0014 cas attribuable à l'exposition due aux installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin durant l'enfance (*ex utero*) est une estimation moyenne. Sur la base de cette estimation moyenne, on peut calculer la probabilité de survenue d'1, 2, 3 cas ou plus de leucémie radio-induite (sur la base d'une loi de Poisson). Comme l'indique la figure 3.5.3.h, il y a 999 chances sur mille que cela se traduise par la survenue d'aucun cas. La probabilité de survenue d'un cas radio-induit est de 1,4 sur mille. La probabilité de survenue de deux cas ou plus est inférieure à 1 pour un million.

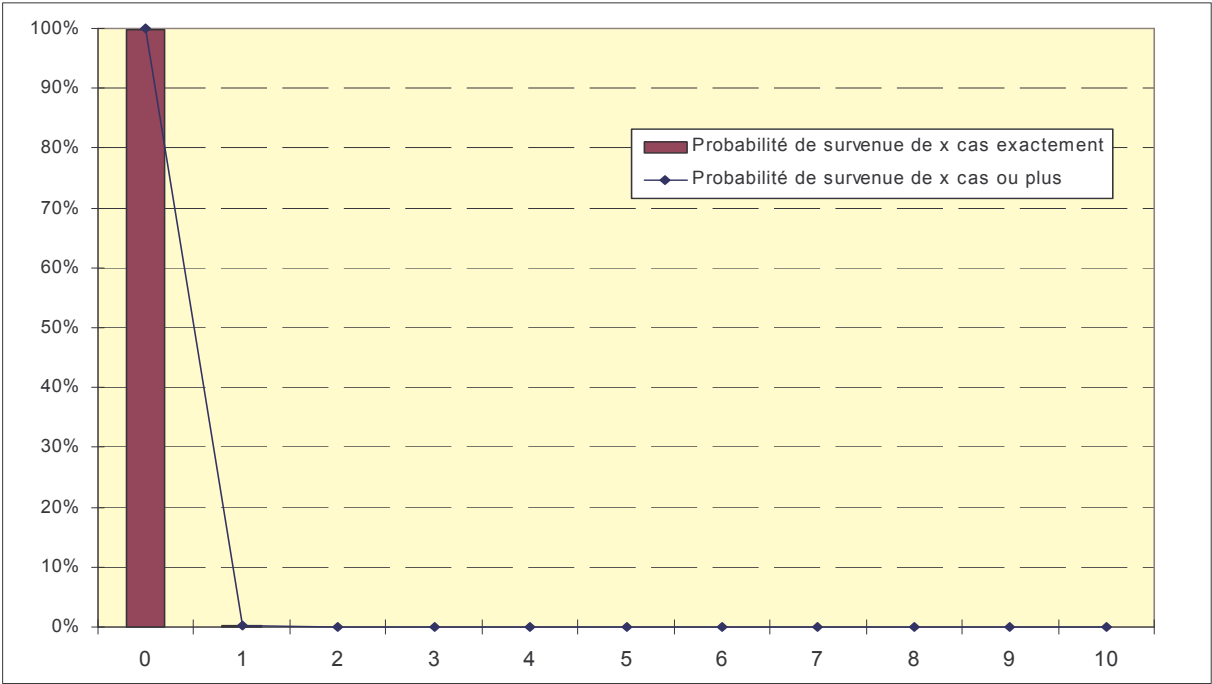


Figure 3.5.3.h : Probabilité de survenue d'un nombre de cas x suivant une distribution de Poisson de moyenne 0,0014

Etant donné le risque moyen estimé à partir des doses dues aux installations locales reconstituées par le groupe Radioécologie Nord-Cotentin, la probabilité de survenue d'un cas est de 1,4 pour mille. On peut donc considérer qu'il est peu probable que même un cas puisse être attribuable aux

installations nucléaires locales dans la population des 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague sur la période 1978-1996. A supposer que le risque moyen estimé soit multiplié par un facteur 35, la probabilité d'attribuer 1 cas aux expositions dues aux installations nucléaires locales resterait inférieure à 5 %, seuil de significativité retenu en épidémiologie.

Une estimation du risque de leucémie associé à la dose délivrée *in utero* a été réalisée pour les rejets de routine des installations nucléaires locales. Les résultats montrent que sur l'ensemble de la cohorte, la dose *in utero* augmente le nombre de cas estimé de l'ordre de 33%. Le nombre total de cas attribuable à l'exposition *in utero* et à l'exposition *ex utero* aux rejets de routine des installations nucléaires locales de 0,0012. De même que précédemment, il existe une distribution statistique de la probabilité de survenue d'un nombre entier de cas de leucémie associée à cette estimation moyenne. Néanmoins, on peut considérer qu'il est peu probable que même un cas puisse être attribuable aux doses *in utero* et *ex utero* dues aux rejets de routine des installations nucléaires locales dans la population des 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague sur la période 1978-1996.

Comparaison avec les résultats des études radioécologiques antérieures

Comme présenté au chapitre 1, l'approche retenue pour l'estimation du risque dans le canton de Beaumont-Hague s'est inspirée de la revue des études antérieures effectuées en Grande-Bretagne. Le tableau 3.5.3.C présente une comparaison des résultats de ces études en termes d'estimation du risque moyen attribué aux rejets de routine des installations.

Tableau 3.5.3.C : Mise en parallèle de l'estimation du risque moyen attribué aux rejets de routine des installations (doses *in utero* et *ex utero*) avec celles des études radioécologiques britanniques antérieures

	Thurso (Dounreay) [Dionan 86]	Seascale (Sellafield) [COMARE 96]	Beaumont-Hague (install. nucléaires du Nord- Cotentin **))
Période	1950-84	1945-92	1978-96
Effectif	4550	1348	6656
Personnes-années	74750	≈ 25300 *	69308
Nombre de cas radio-induit estimé au sein de la cohorte	0,004 ^a	0,020 ^a	0,0012 ^b
Risque de leucémie pour 100 000 personnes-années	0,005 ^a	0,079 ^a	0,002 ^b

* : approximation ** : usine de retraitement de La Hague, centrale de Flamanville, arsenal de Cherbourg

a : leucémies + lymphomes non Hodgkiniens, modèle de risque relatif

b : leucémies, modèle de risque additif

Le calcul du risque a été rapporté à 100 000 personnes-années, pour rendre comparable des résultats obtenus sur des cohortes de tailles différentes. Le risque de leucémie radio-induit attribuable aux rejets de routine est environ 40 fois plus élevé dans l'étude de Seascale que dans l'étude du groupe Nord Cotentin. Cette différence est cohérente avec les estimations de dose ; la dose à la moelle moyenne estimée au sein de la cohorte de Seascale est environ 30 fois plus importante que celle estimée au sein de la cohorte de Beaumont-Hague. Comparé à l'étude de Thurso, le risque de leucémie radio-induit attribuable aux rejets de routine apparaît du même ordre de grandeur (facteur de l'ordre de 2,8 entre les résultats des deux études).

Les résultats du groupe Nord Cotentin apparaissent donc tout à fait concordants avec ceux des études radioécologiques antérieures.

Mise en parallèle avec les données épidémiologiques

Le nombre de cas de leucémie observés dans le canton de Beaumont-Hague chez les 0-24 ans entre 1978 et 1996 est de 4 [Viel et Pobel 1995] [Guizard *et al* 1997].

Le nombre de cas attendus est le nombre de cas que l'on aurait si les taux d'incidence de leucémie étaient identiques à ceux enregistrés ailleurs en France (dits taux de référence). Le nombre de cas attendus sur la période 1978-1996 calculé par Guizard *et al* est de 2,07 [Guizard *et al* 1997]. Cette estimation est proche du nombre de cas attendus de 1,91, que nous obtenons en appliquant les taux de référence nationaux fournis par FRANCIM dans notre cohorte.

Par rapport à notre estimation de cas attendus, le nombre calculé de cas en excès chez les 0-24 ans dans le canton de Beaumont-Hague sur la période 1978-1996 est donc de 2,1 cas (4 moins 1,9). Néanmoins, la probabilité de survenue de 4 cas ou plus lorsque l'on en attend 1,9 en moyenne est de 12 % (figure 3.5.3.i). Cette probabilité est supérieure au seuil de significativité de 5%, retenu par convention en épidémiologie. On ne peut donc pas rejeter l'hypothèse que cet excès de cas puisse être dû au hasard. Néanmoins, même si elle n'est pas statistiquement significative, l'incidence des leucémies sur la période 1978-1996 dans le canton de Beaumont-Hague reste élevée par rapport à celle attendue d'après les taux de référence, ce qui a justifié la prolongation du suivi de l'incidence des leucémies dans la région d'une part, et la mise en place du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin d'autre part.

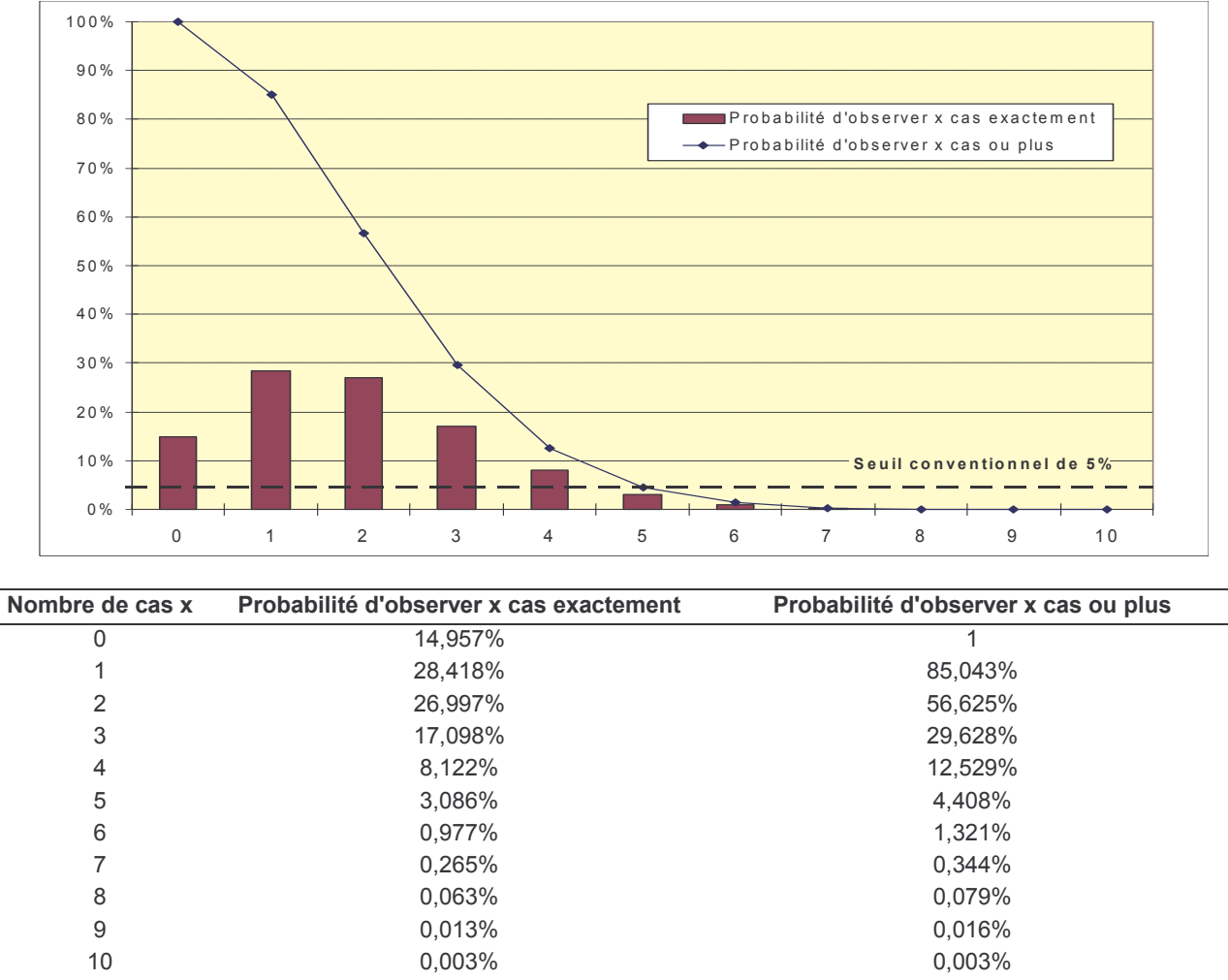


Figure 3.5.3.i : Probabilité d'observer un nombre de cas x suivant une distribution de Poisson de moyenne 1,9

Sur la même période, le travail du groupe Radioécologie Nord-Cotentin aboutit à un nombre de cas de leucémie estimé attribuable à l'exposition durant l'enfance (*ex utero*) due aux installations industrielles nucléaires locales de 0,0014. La probabilité qu'un cas ou plus puisse être expliqué par l'exposition due aux installations nucléaires locales est de 1,4 pour mille. Elle est de l'ordre de 1

pour un million pour l'explication de 2 cas ou plus. **Il est donc très peu probable que l'exposition due aux installations nucléaires locales puisse contribuer de façon notable à l'explication de l'incidence élevée de leucémie observée chez les 0-24 ans dans le canton de Beaumont-Hague sur la période 1978-1996.**

Les résultats peuvent également être mis en perspective par rapport à l'incidence moyenne des leucémies en France. Le risque annuel moyen de leucémie en France chez les 0-24 ans est aujourd'hui de l'ordre de 2,5 cas pour 100 000 personnes (données FRANCIM pour l'année 1995). Le taux moyen de leucémie obtenu en appliquant les taux FRANCIM de 1978 à 1996 à notre cohorte est de 2,8 pour 100 000 personnes-années. A titre de comparaison, le risque de leucémie attribuable à l'exposition due aux installations nucléaires locales estimé dans la cohorte est de 0,002 pour 100 000 personnes-années. Le risque de leucémie attribuable à l'exposition due aux installations nucléaires locales est donc faible (près d'un facteur 1400) en regard du risque moyen de survenue d'une leucémie en France.

Le nombre de cas de leucémie estimé dans la cohorte, attribuable à l'ensemble des sources d'exposition, est de 0,835. Sur la base de cette estimation moyenne, la probabilité de survenue d'un cas est de 36%, et celle de survenue de 2 cas exactement est de 15%. On peut donc considérer que la radioactivité toutes sources confondues peut jouer un rôle dans l'explication d'une part de l'incidence des leucémies observée chez les 0-24 ans dans le canton de Beaumont-Hague. Néanmoins, rappelons que l'estimation du risque associé aux autres sources a été effectué pour servir de comparaison au risque associé aux installations locales, et que le degré de précision apporté à ces estimations a été bien moindre, notamment pour l'exposition naturelle et l'exposition médicale qui contribuent pour plus de 98% au risque total estimé sur la cohorte. Notons de plus que ces expositions existent également à l'échelle nationale.

3.6. Scénarios “ Cohorte ”

Suite à une étude descriptive suggérant l'existence d'un agrégat de cas de leucémie chez les jeunes résidant à proximité de La Hague [Viel *et al* 1995], les mêmes auteurs ont publié début 1997 les résultats d'une étude épidémiologique cas-témoins ayant pour objet de rechercher les facteurs pouvant être associés au risque de leucémie dans le Nord-Cotentin [Pobel et Viel 1997]. Dans cette étude, quatre facteurs de risque montraient une association statistiquement significative avec le risque de leucémie :

- la fréquentation des plages locales par les enfants durant leur enfance,
- la fréquentation des plages locales par les mères durant leur grossesse,
- la fréquence de consommation de poissons et de fruits de mer locaux,
- la durée de résidence des enfants dans une maison en granit.

Le GT4 a décidé de construire quatre scénarios au sein de la cohorte précédemment décrite afin d'estimer la dose à la moelle osseuse associée à chacun des quatre facteurs. Ces scénarios sont dénommés "scénarios cohorte". Une approche simple et identique pour les quatre scénarios a été retenue, en multipliant par un facteur 2 ou 5 les expositions associées aux comportements impliqués dans chaque scénario par rapport à l'exposition moyenne retenue pour la cohorte. L'estimation du risque individuel supplémentaire associé à chacun des quatre scénarios est effectué pour un individu de la génération 1971 sur la période 1978-1996, toutes autres choses restant égales par ailleurs. Seuls ces quatre scénarios cohorte ont été considérés. D'autres scénarios étaient envisageables, mais n'ont pas été traités sous la forme de “ scénarios cohorte ” car traités dans les “ scénarios particuliers ” (voir paragraphe 4).

3.6.1 Scénario "fréquentation des plages locales par les enfants durant leur enfance"

Résultats des études épidémiologiques

Dans l'étude cas-témoins autour de La Hague, Pobel et Viel observent une augmentation significative du risque de leucémie avec la fréquentation des plages locales par les enfants durant leur enfance [Pobel et Viel 1997]. La fréquentation était découpée en six classes : jamais, seulement durant les vacances, moins d'une fois par mois, entre une fois par mois et une fois par semaine, entre une fois par semaine et une fois par jour, presque tous les jours. Tous les cas et les témoins avaient fourni une réponse. Une augmentation du risque apparaît sur l'ensemble des six classes. La probabilité que cette association puisse être due au hasard est inférieure à 1% ($p < 0,01$). Le risque est 2,9 fois plus élevé dans le groupe fréquentant la plage plus d'une fois par mois comparativement au groupe fréquentant les plages moins d'une fois par mois (Risque relatif = 2,9, Intervalle de Confiance à 95% (IC95%) = [1,05 - 8,7]).

Dans l'étude cas-témoins sur le cluster de Seascale [Gardner *et al* 1990], le risque relatif avec la fréquentation des plages était de 0,6, (Non Significatif, IC95%=[0,2 - 1,6]). Dans l'étude cas-témoins autour de Dounreay [Urquhart *et al* 1991], un risque significatif à 5% ($p=0,04$) était observé avec la fréquentation des plages locales par les enfants, mais comme il reposait sur 5 cas seulement, il a été considéré comme non concluant par les auteurs.

Description du scénario

Dans la cohorte, la fréquentation des plages est estimée en nombre d'heures par an et non en termes de fréquence. Quatre comportements sont susceptibles d'être modifiés par une fréquentation intensive des plages locales :

- le temps de présence sur les plages locales : cette durée est estimée à 100 h.a⁻¹ pour la cohorte,
- le temps de baignade : cette durée est estimée pour la cohorte à 5 h.a⁻¹ pour les "1 an", et 20 h.a⁻¹ pour les autres classes d'âge,
- l'ingestion d'eau de mer par inadvertance : le taux d'ingestion pour la cohorte est estimé à 0,05 l.a⁻¹ pour les "1 an", et 0,1 l.a⁻¹ pour les autres classes d'âge,
- l'ingestion de sable par inadvertance : le taux d'ingestion pour la cohorte est estimé à 5 g.a⁻¹ pour les "1 an", 2 g.a⁻¹ pour les "5 ans", 1 g.a⁻¹ pour les "10 ans" et 0,5 g.a⁻¹ pour les plus de 15 ans.

Pour refléter une fréquentation intensive des plages, l'estimation des doses à la moelle osseuse associées à ces quatre comportements est effectuée en supposant que les paramètres sont 2 fois et 5 fois plus élevés que ceux de la cohorte. Le tableau 3.6.1.A présente la comparaison des valeurs ainsi obtenues par rapport aux résultats de l'enquête du CREDOC pour COGEMA sur les activités d'extérieur et d'intérieur dans le Nord-Cotentin [CREDOC 1998].

Tableau 3.6.1.A : Comparaison des caractéristiques du scénario cohorte " fréquentation des plages par les enfants " aux résultats de l'enquête du CREDOC

h.a ⁻¹	Cohorte				CREDOC 1998	
	âge	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5	âge	95 ^e perc.
Fréquentation des plages locales	0-24 ans	100	200	500	0-24 ans	125 à 360 *
Temps de baignade	1 an	5	10	25	< 3 ans	11
	5-24 ans	20	40	100	3-24 ans	24 à 53 **

* fréquentation des plages Nord-Côte Ouest + ramasser coquillages, crevettes, algues, ... dans la zone Nord-Côte Ouest + se promener en bord de mer dans la zone Nord-Côte Ouest , 95^e percentile selon les classes d'âge [CREDOC 1998]

** se baigner en mer dans la zone Côte - La Hague, 95^e percentile selon les classes d'âge [CREDOC 1998]

Le scénario x2 donne des valeurs proches de celles obtenues dans l'enquête CREDOC de 1998 pour les 95^{èmes} percentiles, alors que le scénario x5 entraîne une surestimation des durées de présence qui encadre la borne supérieure des résultats de l'enquête CREDOC. Pour illustration,

une durée de présence sur les plages locales de 500 h.an⁻¹ correspond approximativement à 1 h 20 par jour, pendant toute l'année.

Résultats

Les doses individuelles associées aux scénarios cohorte " fréquentation des plages par les enfants " sont présentées dans le tableau 2.6.1.B pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.1.B : Doses individuelles délivrées à la moelle osseuse cumulée de 0 à 24 ans pour un individu de la génération 1971 du scénario cohorte " fréquentation des plages par les enfants "

Source d'exposition	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
Rejets de routine des installations locales : exposition externe due aux rejets en mer	20 µSv	39 µSv	95 µSv
ingestion sable et eau de mer	2 µSv	4 µSv	10 µSv
autres voies d'exposition	55 µSv	55 µSv	55 µSv
Total	77 µSv	98 µSv	160 µSv
Augmentation en %	-	27%	108%
Exposition naturelle *	59 mSv	59 mSv	59 mSv
Exposition médicale	18,5 mSv	18,5 mSv	18,5 mSv
Retombées des essais et de l'accident de Tchernobyl	1 mSv	1 mSv	1 mSv
Total	78,6 mSv	78,6 mSv	78,7 mSv
Augmentation en %	-	0,03%	0,10%

Le risque individuel associé aux scénarios cohorte " fréquentation des plages par les enfants " est présenté dans le tableau 3.6.1.C pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.1.C : Risque individuel associé aux scénarios cohorte " fréquentation des plages par les enfants "

Source d'exposition	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
Rejets de routine des installations locales	$2,80.10^{-7}$	$3,70.10^{-7}$	$6,56.10^{-7}$
Augmentation en %		32%	135%
Exposition naturelle	$2,23.10^{-4}$	$2,23.10^{-4}$	$2,23.10^{-4}$
Exposition médicale	$7,43.10^{-5}$	$7,43.10^{-5}$	$7,43.10^{-5}$
Retombées des essais et de l'accident de Tchernobyl	$4,32.10^{-6}$	$4,32.10^{-6}$	$4,32.10^{-6}$
Total	$3,02.10^{-4}$	$3,02.10^{-4}$	$3,03.10^{-4}$
Augmentation en %		0,03%	0,12%

3.6.2 Scénario "fréquentation des plages locales par les mères durant la grossesse"

Résultats des études épidémiologiques

Dans l'étude cas-témoins autour de La Hague, Pobel et Viel observent une augmentation significative du risque de leucémie avec la fréquentation des plages locales par les mères durant la grossesse [Pobel et Viel 1997]. La fréquentation était découpée en six classes : jamais, seulement durant les vacances, moins d'une fois par mois, entre une fois par mois et une fois par semaine, entre une fois par semaine et une fois par jour, presque tous les jours. Une réponse était fournie pour 23 cas (85%) et 186 témoins (97%). Une augmentation du risque apparaît sur l'ensemble des six classes ($p < 0,01$). Le risque est 4,5 fois plus élevé dans le groupe fréquentant les plages locales plus d'une fois par mois comparativement au groupe fréquentant les plages moins d'une fois par mois (Risque relatif = 4,5, IC95%=[1,5 - 15,2]).

Description du scénario

Deux comportements sont susceptibles d'être modifiés par une fréquentation intensive des plages locales durant la grossesse :

- le temps de présence sur les plages locales : cette durée est estimée à 100 h.an^{-1} dans la cohorte,
- le temps de baignade : cette durée est estimée à 20 h.an^{-1} pour les adultes de la cohorte.

Pour refléter une fréquentation intensive des plages durant la grossesse, l'estimation des doses au fœtus associées à ces deux comportements est effectuée en supposant que les paramètres sont 2 fois et 5 fois plus élevés que ceux de la cohorte. Une durée de présence sur les plages locales de 500 h.a^{-1} correspond approximativement à 1 h 30 chaque jour des 9 mois de grossesse. Le tableau 3.6.2.A présente la comparaison des valeurs ainsi obtenues par rapport aux résultats de l'enquête du CREDOC pour COGEMA sur les activités d'extérieur et d'intérieur dans le Nord-Cotentin [CREDOC 1998].

Tableau 3.6.2.A : Comparaison des caractéristiques du scénario cohorte " fréquentation des plages par les mères " aux résultats de l'enquête du CREDOC

h.a ⁻¹	Cohorte				CREDOC 1998	
	âge	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5	âge	95 ^e perc.
Fréquentation des plages locales	15-24 ans	100	200	500	25-44 ans	196-218 *
Temps de baignade	15-24 ans	20	40	100	25-44 ans	10 à 20 **

* fréquentation des plages Nord-Côte Ouest + ramasser coquillages, crevettes, algues, ... dans la zone Nord-Côte Ouest + se promener en bord de mer dans la zone Nord-Côte Ouest , 95^e percentile selon les classes d'âge [CREDOC 1998]

** se baigner en mer dans la zone Côte - La Hague, 95^e percentile selon les classes d'âge [CREDOC 1998]

Notons que dans le tableau 3.6.3.A, les classes d'âges ne coïncident pas avec celles de l'étude du CREDOC : l'âge des mères dans la cohorte est pris comme la classe d'âge maximum (15-24 ans) alors que les valeurs du CREDOC sont données pour un adulte jeune (25-44 ans). Le scénario x2 donne des valeurs proches de celles obtenues dans l'enquête CREDOC de 1998 pour les 95^{èmes} percentiles, alors que le scénario x5 entraîne une surestimation des durées de présence.

Résultats

Les doses individuelles délivrées à la moelle osseuse associées aux scénarios cohorte “ fréquentation des plages par les mères ” est présenté dans le tableau 3.6.2.B pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.2.B : Doses individuelles délivrées à la moelle osseuse cumulées de 0 à 24 ans pour un individu de la génération 1971 du scénario cohorte “ fréquentation des plages par les mères ”

Exposition aux rejets de routine des installations locales	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
<i>in utero</i>	3,6 µSv	3,8 µSv	4,5 µSv
Augmentation en %		6%	25%
<i>ex utero</i>	77 µSv	77 µSv	77 µSv
Total	80,6	80,8	81,5
Augmentation en %		0,2%	1,1%

Le risque individuel associé aux scénarios cohorte “ fréquentation des plages par les mères ” est présenté dans le tableau 3.6.2.C pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.2.C : Risque individuel associé aux scénarios cohorte “ fréquentation des plages par les mères ”

Exposition aux rejets de routine des installations locales	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
<i>in utero</i>	$4,85 \cdot 10^{-8}$	$5,13 \cdot 10^{-8}$	$5,98 \cdot 10^{-8}$
Augmentation en %		6%	23%
<i>ex utero</i>	$2,80 \cdot 10^{-7}$	$2,80 \cdot 10^{-7}$	$2,80 \cdot 10^{-7}$
Total	$3,28 \cdot 10^{-7}$	$3,31 \cdot 10^{-7}$	$3,39 \cdot 10^{-7}$
Augmentation en %		1%	3%

Dans ce scénario, le risque associé à l'exposition due aux rejets de routine des installations locales augmente, du fait de l'exposition *in utero*. Le risque associé à l'exposition durant l'enfance aux rejets de routine des installations locales reste identique par ailleurs. Il apparaît que le risque associé à l'exposition *in utero* reste inférieur au risque associé à l'exposition *ex utero*, même pour une fréquentation des plages par les mères très importante (1h30 par jour durant toute la grossesse dans le scénario x5). Dans le scénario x5, l'augmentation totale du risque individuel associé à l'exposition due aux rejets de routine des installations locales est seulement de 3% par rapport à l'individu moyen de la cohorte.

Par ailleurs, le risque associé à l'exposition aux autres sources (naturelle, médicale, retombées des essais atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl) reste constant (celui-ci n'est pas représenté dans le tableau 3.6.2.C car l'exposition *in utero* n'est pas considérée pour ces sources). L'augmentation du risque associé à une fréquentation intensive des plages par les mères durant la grossesse est très faible en comparaison du risque associé à l'ensemble des sources d'exposition.

3.6.3 Scénario "consommation de poissons et de fruits de mer locaux"

Résultats des études épidémiologiques

Dans l'étude cas-témoins autour de La Hague, Pobel et Viel observent une augmentation significative du risque de leucémie avec la fréquence de consommation de poissons et de fruits de mer locaux [Pobel et Viel 1997]. La fréquence était découpée en six classes : jamais, seulement durant les vacances, moins d'une fois par mois, entre une fois par mois et une fois par semaine, entre une fois par semaine et une fois par jour, presque tous les jours. Tous les cas et les témoins avaient fourni une réponse. Une augmentation du risque apparaît sur l'ensemble de ces six classes ($p < 0,01$). Le risque est 2,7 fois plus élevé (à la limite de la significativité statistique) dans

le groupe consommant des poissons et des fruits de mer locaux plus d'une fois par semaine comparativement au groupe en consommant moins d'une fois par semaine (Risque relatif = 2,7, IC95%=[0,9 - 9,5]).

Ce résultat n'est pas corroboré par les études antérieures : dans l'étude cas-témoins de Seascale [Gardner *et al* 1990], le risque relatif était de 1,2 (non significatif, IC95%=[0,5 - 3,0]) avec la consommation de poisson, et de 1,1 (non significatif, IC95%=[0,1 - 7,9]) avec la consommation de fruits de mer. Dans l'étude autour de Dounreay [Urquhart *et al* 1991], les risques relatifs associés à ces deux facteurs étaient largement inférieurs à 1 et non significatifs.

Description du scénario

Trois comportements sont susceptibles d'être modifiés par une consommation élevée de poissons et de fruits de mer locaux :

- la consommation de poissons,
- la consommation de crustacés,
- la consommation de mollusques.

Pour refléter une consommation élevée de poissons et de fruits de mer locaux, l'estimation des doses à la moelle associées à ces trois comportements est effectuée en supposant que les paramètres sont 2 fois et 5 fois plus élevés que ceux de la cohorte. Le tableau 3.6.3.A présente la comparaison des valeurs ainsi obtenues par rapport aux résultats de l'enquête du CREDOC pour COGEMA sur le comportement alimentaire dans le Nord-Cotentin [Dufour 1998].

Tableau 3.6.3.A : Comparaison des caractéristiques du scénario cohorte " consommation de produits de la mer " aux résultats de l'enquête du CREDOC

kg.a ⁻¹	âge	Cohorte			CREDOC 1998	
		Cohorte	Scénario x2	Scénario x5	âge	95 ^e perc. *
Consommation de poisson	1 an	2	4	10	< 2 ans	6,5
	5 ans	6	12	30	2-14 ans	41,7
	10-15 ans	10	20	50		
	15-24 ans	23	46	115	15-34 ans	23,5
Consommation de crustacés	1 an	0	0	0	< 2 ans	0
	5 ans	1	2	5	2-14 ans	20,8
	10-15 ans	2	4	10		
	15-24 ans	13	26	65	15-34 ans	35,4
Consommation de mollusques	1 an	0	0	0	< 2 ans	0
	5 ans	0,5	1	2,5	2-14 ans	4,1
	10-15 ans	1	2	5		
	15-24 ans	7	14	35	15-34 ans	4,1

* consommation de produits marins de la zone Nord-Côte Ouest, 95^e percentile chez les seuls consommateurs [Dufour 1998]

Les 95^{èmes} percentiles des quantités consommées de produits marins locaux dans l'enquête CREDOC de 1998 sont intermédiaires entre les valeurs obtenues pour le scénario x2 et le scénario x5. Néanmoins, il semble que le scénario x5 corresponde à une consommation extrême peu vraisemblable : en effet, la quantité de poissons, crustacés et mollusques locaux ingérée selon ce scénario par les 15-24 ans est de 590 g.j⁻¹.

D'autre part, le pourcentage de consommation de produits locaux est estimé pour la cohorte à 53% pour les poissons et les crustacés, et 75% pour les mollusques. On pourra également considérer que 100% de la consommation est d'origine locale.

Résultats

Les doses individuelles délivrées à la moelle osseuse associées aux scénarios cohorte “consommation de produits de la mer” sont présentées dans le tableau 3.6.3.B pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.3.B : Doses individuelles délivrées à la moelle osseuse cumulée de 0 à 24 ans pour un individu de la génération 1971 du scénario cohorte “consommation de produits de la mer”

Source d'exposition	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
Rejets de routine des installations locales :			
ingestion de produits marins	36 µSv	129 µSv	322 µSv
autres voies d'exposition	41 µSv	41 µSv	41 µSv
Total	77 µSv	170 µSv	363 µSv
Augmentation en %	-	121%	371%
Exposition naturelle *	59 mSv	76 mSv	129 mSv
Augmentation en %	-	29%	119%
Exposition médicale	18,5 mSv	18,5 mSv	18,5 mSv
Retombées des essais et de l'accident de Tchernobyl	1 mSv	1 mSv	1 mSv
Total	78,6 mSv	95,7 mSv	148,9 mSv
Augmentation en %	-	22%	89%

* : accroissement dû à l'ingestion de plomb 210 et de polonium 210

Le risque individuel associé aux scénarios cohorte “consommation de produits de la mer” est présenté dans le tableau 3.6.3.C pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.3.C : Risque individuel associé aux scénarios cohorte “consommation de produits de la mer”

Source d'exposition	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
Rejets de routine des installations locales	$2,65 \cdot 10^{-7}$	$6,15 \cdot 10^{-7}$	$1,34 \cdot 10^{-6}$
Augmentation en %		132%	403%
Exposition naturelle *	$2,23 \cdot 10^{-4}$	$2,78 \cdot 10^{-4}$	$4,44 \cdot 10^{-4}$
Augmentation en %		24%	99%
Exposition médicale	$7,43 \cdot 10^{-5}$	$7,43 \cdot 10^{-5}$	$7,43 \cdot 10^{-5}$
Retombées des essais et de l'accident de Tchernobyl	$4,32 \cdot 10^{-6}$	$4,32 \cdot 10^{-6}$	$4,32 \cdot 10^{-6}$
Total	$3,02 \cdot 10^{-4}$	$3,57 \cdot 10^{-4}$	$5,24 \cdot 10^{-4}$
Augmentation en %		18%	73%

* : accroissement dû à l'ingestion de plomb 210 et de polonium 210

Dans ce scénario, le risque associé à l'exposition due aux rejets de routine des installations locales augmente, mais également le risque dû à l'exposition naturelle, en raison du ^{210}Pb et ^{210}Po contenu dans les mollusques et les crustacés. L'augmentation du risque global est alors notable : + 18% pour le scénario x2 et + 73% pour le scénario x5. Néanmoins, même si l'augmentation du risque associé aux installations nucléaires locales est très forte (+135% pour le scénario x2 et + 413% pour le scénario x5), la part de cette source d'exposition dans le risque total reste peu importante (moins de 0,3% dans le scénario x5).

3.6.4 Scénario "résidence dans une maison en granit"

Résultats des études épidémiologiques

Dans l'étude cas-témoins autour de La Hague, Pobel et Viel observent un risque relatif très élevé avec la durée de résidence des enfants dans une maison en granit ou construite sur un sol granitique. Le risque de leucémie augmente de 18% par année de résidence (risque relatif de 1,18 par an, IC95%=[1,1 - 1,4]).

Dans leur discussion, les auteurs suggèrent une relation entre l'exposition au radon domestique et le risque de leucémie [Pobel et Viel 1997]. Cette interprétation n'est pas en accord avec les données de la littérature épidémiologique, qui ne permettent pas de conclure à l'existence d'une association entre l'exposition au radon et le risque de leucémie [Lubin *et al* 1998].

Description du scénario

Dans la cohorte, chaque individu est supposé résider au même endroit de sa naissance à sa sortie de la cohorte (25^{ème} anniversaire ou décembre 1996). Il n'est donc pas possible de faire varier la durée de résidence. Néanmoins, l'impact de la concentration de radon dans l'habitat et de l'exposition aux rayonnements telluriques sur la dose à la moelle osseuse peut être évalué.

L'exposition au radon au sein de la cohorte est estimée à partir de la moyenne des données de la campagne de mesures des niveaux de radon dans l'habitat dans le département de la Manche, soit 74 Bq.m⁻³ (43 mesures). Nous proposons d'estimer les doses à la moelle osseuse associées à la résidence durant toute l'enfance dans des habitations dont la concentration de radon serait de 2 ou 5 fois le niveau moyen, soit respectivement 148 Bq.m⁻³ et 370 Bq.m⁻³. Cette valeur correspond approximativement à la valeur du 95^{ème} percentile de la distribution de la concentration de radon domestique dans le département de la Manche (301 Bq.m⁻³).

L'exposition tellurique de la cohorte est assimilée à l'exposition moyenne française, à savoir 0,41 mSv.a⁻¹. Nous proposons de multiplier par 2 et 5 ce niveau moyen, soit respectivement 0,82 mSv.a⁻¹ et 2,05 mSv.a⁻¹.

Résultats

La concentration de radon dans l'air ne fournit pas directement la dose. Le calcul de dose nécessite l'estimation des quantités d'air inhalées et du transfert à la moelle osseuse. Les données sur ce sujet sont malheureusement divergentes. Selon le modèle dosimétrique choisi, les estimations de doses à la moelle osseuse varient d'un ordre de grandeur (tableau 3.6.4.A). La valeur proposée par le GT4 correspond au modèle [Richardson *et al* 1991]. Elle est cohérente avec le choix de l'estimation de l'exposition moyenne au radon de la cohorte.

Tableau 3.6.4.A : Doses délivrée à la moelle osseuse pour les scénarios cohorte "résidence dans une maison à concentration élevée en radon"

	Concentration en radon	Fourchette des modèles dosimétriques	Valeur proposée par le GT4
	Bq.m ⁻³	mSv.a ⁻¹	mSv.a ⁻¹
cohorte	74	0,06-0,6	0,33
scénario x2	148	0,12-1,2	0,66
scénario x5	370	0,3-3	1,65

Les doses individuelles délivrées à la moelle osseuse associées aux scénarios cohorte "résidence dans une maison en granit" sont présentées dans le tableau 3.6.4.B pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.4.B : Doses individuelles délivrées à la moelle osseuse cumulée de 0 à 24 ans pour un individu de la génération 1971 du scénario cohorte “ résidence dans une maison en granit ”

Source d'exposition	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
Exposition due au radon	8,25 mSv	16,5 mSv	41,25 mSv
Exposition tellurique	10,25 mSv	20,2 mSv	51,25 mSv
Total	18,5 mSv	37 mSv	92,5 mSv
Augmentation %		100%	400%
Rejets de routine des installations locales	77 µSv	77 µSv	77 µSv
Autres expositions naturelles	40,5 mSv	40,5 mSv	40,5 mSv
Exposition médicale	18,5 mSv	18,5 mSv	18,5 mSv
Retombées des essais et de l'accident de Tchernobyl	1 mSv	1 mSv	1 mSv
Total	78,5 mSv	97 mSv	152,5 mSv
Augmentation %		24%	94%

Le risque individuel associé aux scénarios cohorte “résidence dans une maison en granit” est présenté dans le tableau 3.6.4.C pour un individu de la génération 1971.

Tableau 3.6.4.C : Risque individuel associé aux scénarios cohorte “ résidence dans une maison en granit ”

Source d'exposition	Cohorte	Scénario x2	Scénario x5
Exposition due au radon	$3,31.10^{-5}$	$6,63.10^{-5}$	$1,66.10^{-4}$
Exposition tellurique	$4,12.10^{-5}$	$8,24.10^{-5}$	$2,06.10^{-5}$
Augmentation %		100%	401%
Rejets de routine des installations locales	$2,80.10^{-7}$	$2,80.10^{-7}$	$2,80.10^{-7}$
Autres expositions naturelles	$1,49.10^{-4}$	$1,49.10^{-4}$	$1,49.10^{-4}$
Exposition médicale	$7,43.10^{-5}$	$7,43.10^{-5}$	$7,43.10^{-5}$
Retombées des essais et de l'accident de Tchernobyl	$4,32.10^{-6}$	$4,32.10^{-6}$	$4,32.10^{-6}$
Total	$3,02.10^{-4}$	$3,77.10^{-4}$	$6,00.10^{-4}$
Augmentation %		25%	98%

Dans ce scénario, le risque associé à l'exposition au radon augmente ainsi que l'exposition tellurique, le risque associé aux autres sources restant identique par ailleurs. Il apparaît que, vivre durant toute son enfance dans une maison dont la concentration en radon est 5 fois plus élevée que la moyenne du département de la Manche entraîne un doublement du risque individuel de leucémie radio-induit par rapport à une habitation de concentration moyenne.

3.6.5 Bilan des scénarios cohorte

Dans leur étude cas-témoins de 1997, D. Pobel et J.F. Viel concluaient que leurs résultats "apportent des arguments convaincants en faveur de l'existence d'un rôle causal de l'exposition environnementale aux radiations dans l'incidence de la leucémie chez l'enfant". En particulier, trois facteurs de risque étaient associés au risque de leucémie (la fréquence de fréquentation des plages par les enfants, la fréquence de fréquentation des plages par les mères durant la grossesse, et la fréquence de consommation de poissons et de fruits de mer locaux), ce qui les amenait à suggérer un lien avec l'exposition radioactive marine [Pobel et Viel 1997].

L'étude radioécologique montre que le risque collectif associé aux expositions dues aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires locales au sein de la cohorte des 0-24 ans du

canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 est associé à plus de 90% à la voie d'exposition marine au sens large (exposition externe aux sédiments et au sable, ingestion de produits marins, ingestion de sable par inadvertance, ingestion de produits contaminés par les embruns ou par l'épandage d'algues).

Trois scénarios ont été élaborés pour évaluer l'impact de certains comportements associés à cette voie d'exposition sur le risque de leucémie :

- Le scénario "fréquentation des plages locales par les enfants durant leur enfance" montre que même une fréquentation intensive des plages (1h20 par jour pour le scénario x5) durant toute l'enfance n'augmente pas le risque de leucémie radio-induite de façon notable.
- Le scénario "fréquentation des plages locales par les mères durant la grossesse" montre que même une fréquentation intensive des plages (1h30 par jour pour le scénario x5) durant la grossesse n'augmente pas le risque de leucémie radio-induite de façon notable.
- Dans le scénario "consommation de poissons et de fruits de mer locaux", un individu qui consommerait une grande quantité de produits de la mer locaux (jusqu'à 590 g par jour) verrait son risque radio-induit augmenter de 73% environ, mais cette augmentation est due essentiellement à l'augmentation de la dose occasionnée par l'ingestion de radionucléides d'origine naturelle (pour près de 100 %).

Un autre facteur était associé au risque de leucémie dans l'étude cas-témoins : la durée de résidence dans une maison en granit ou construite sur un sol granitique. Dans leur discussion, les auteurs suggéraient que cette association pouvait refléter une liaison entre le risque de leucémie et l'exposition au radon [Pobel et Viel 1997].

Le scénario "Résidence dans une maison en granit" montre un accroissement important du risque avec le niveau de concentration en radon : vivre dans une maison avec une concentration de radon de 370 Bq.m^{-3} et une exposition tellurique multipliée par 5 (scénario x5) entraîne une augmentation du risque de près de 100% par rapport au risque pour une habitation de concentration moyenne (74 Bq.m^{-3}). Cette augmentation du risque est due pour moitié à l'augmentation de l'exposition tellurique et pour moitié au radon. Néanmoins, ce résultat ne permet en aucun cas de discuter d'un lien causal entre l'exposition au radon et le risque de leucémie chez les jeunes, association par ailleurs non établie au niveau épidémiologique.

Le nombre de cas estimé précédemment ne prend pas en compte l'ensemble de la variabilité de la dose reçue au sein de la cohorte, mais repose plutôt sur l'utilisation de valeurs moyennes, les plus représentatives possibles de l'exposition de la cohorte. Néanmoins, une telle approche ne permet pas de refléter l'incertitude autour de cette estimation. En effet, un grand nombre d'approximations et d'hypothèses sont faites aux différentes étapes de l'évaluation. Une première approche de la sensibilité du modèle a été présentée au travers des scénarios "cohorte". Cette analyse a permis de tester la sensibilité du modèle de calcul de dose à certains paramètres de mode de vie mais ne prend pas en compte toute les sources de variabilité du modèle (équations, autres paramètres, ...). Une deuxième approche de la sensibilité est maintenant envisagée afin de mettre en perspective les estimations de doses moyennes pour la cohorte avec les doses associées à des situations particulières (construction de "scénarios particuliers") susceptibles de conduire à des expositions supérieures à celles obtenues pour la cohorte.

4. VARIATION DE LA DOSE EN FONCTION DE SCÉNARIOS PARTICULIERS

Le GT4 a identifié différents scénarios particuliers correspondant à des situations susceptibles de conduire à des expositions plus importantes que l'exposition moyenne. Les doses efficaces associées à ces scénarios particuliers ont été estimées. Elles peuvent être mises en perspective

avec la dose efficace annuelle calculée pour le scénario moyen qui correspond à l'exposition de l'adulte moyen du canton de Beaumont-Hague.

Les scénarios particuliers identifiés par le GT4 peuvent être classés en deux groupes : les scénarios particuliers « chroniques » pour lesquels la dose efficace est calculée pour une année d'exposition :

- pêcheurs dans la zone des Huquets,
- agriculteurs habitant au lieu-dit Pont-Durand,
- pêcheurs dans la zone de Goury (scénario présenté dans le rapport détaillé),
- adultes habitant à Digulleville (scénario présenté dans le rapport détaillé),
- agriculteurs habitant dans la zone des 1500 m (scénario présenté dans le rapport détaillé),

et les scénarios particuliers « occasionnels » pour lesquels la dose efficace est calculée pour une occurrence de l'action :

- pêcher en “ champ proche ” du point de rejet en mer,
- pratiquer des activités près de la conduite de rejet dans l'Anse des Moulins,
- utiliser l'eau du ruisseau Sainte-Hélène au Pont-Durand,
- pêcher dans le ruisseau Sainte-Hélène au Pont-Durand,
- jouer à l'embouchure du ruisseau Sainte-Hélène,
- se promener en clôture du Centre Manche.

Les doses associées à ces scénarios peuvent être mises en perspective de celle associée au :

- scénario moyen.

Des éléments d'informations concernant les expositions associées à la consommation de produits à base d'algues et les transports de combustibles irradiés sont donnés.

De plus, des calculs de doses efficaces ont été effectués pour éclairer les pouvoirs publics à propos du choix de groupes de référence dans le cadre de l'instruction réglementaire de l'étude d'impact déposée par COGEMA. Ces calculs sont explicités dans la “ Note explicative des calculs de doses efficaces aux groupes de référence rédigée pour le Groupe Plénier du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin ”, en annexe du rapport détaillé du GT4.

4.1. Scénario moyen

4.1.1 Description du scénario moyen

L'objectif du calcul de dose pour le scénario moyen est de définir le niveau moyen de la dose efficace, cette valeur pouvant ensuite servir de référence pour les doses calculées pour d'autres scénarios particuliers.

Les paramètres de mode de vie (temps passé, régime alimentaire, taux d'autoconsommation, ...) utilisés pour ce calcul sont ceux de l'adulte moyen (tableau 4.1.1.A). Les valeurs des concentrations dans les environnements terrestre et marin correspondent aux valeurs utilisées pour les estimations de dose de la cohorte. Ce sont les valeurs moyennes fournies par le GT3. Les voies d'exposition prises en compte sont l'ingestion de produits marins et terrestres, l'ingestion par inadvertance de sol, de sable et d'eau de mer, l'inhalation du panache et des particules remises en suspension, les voies d'exposition associées aux embruns, l'exposition externe au dépôt et au panache.

Tableau 4.1.1.A : Valeurs des paramètres de mode de vie pour le scénario moyen, le scénario " Pêcheurs aux Huquets " et le scénario " Agriculteurs au Pont-Durand "

	Scénario moyen	Pêcheurs aux Huquets	Agriculteurs au Pont-Durand
Régime alimentaire			
crustacés	13 kg.a ⁻¹	61 kg.a ⁻¹	13 kg.a ⁻¹
mollusques	7 kg.a ⁻¹	31 kg.a ⁻¹	7 kg.a ⁻¹
poisson	23 kg.a ⁻¹	67 kg.a ⁻¹	23 kg.a ⁻¹
lait	122 kg.a ⁻¹	122 kg.a ⁻¹	297 kg.a ⁻¹
produits laitiers	33 kg.a ⁻¹	33 kg.a ⁻¹	78 kg.a ⁻¹
bœuf	21 kg.a ⁻¹	21 kg.a ⁻¹	30 kg.a ⁻¹
mouton	2 kg.a ⁻¹	2 kg.a ⁻¹	2 kg.a ⁻¹
porc	30 kg.a ⁻¹	30 kg.a ⁻¹	43 kg.a ⁻¹
volailles	23 kg.a ⁻¹	23 kg.a ⁻¹	32 kg.a ⁻¹
œuf	12 kg.a ⁻¹	12 kg.a ⁻¹	25 kg.a ⁻¹
légumes-feuilles	24 kg.a ⁻¹	24 kg.a ⁻¹	55 kg.a ⁻¹
légumes-racines	131 kg.a ⁻¹	131 kg.a ⁻¹	265 kg.a ⁻¹
légumes-fruit	73 kg.a ⁻¹	73 kg.a ⁻¹	178 kg.a ⁻¹
céréales	123 kg.a ⁻¹	123 kg.a ⁻¹	123 kg.a ⁻¹
confiture	4 kg.a ⁻¹	4 kg.a ⁻¹	10 kg.a ⁻¹
cidre	38 kg.a ⁻¹	38 kg.a ⁻¹	170 kg.a ⁻¹
Ingestion par inadvertance			
sol	1,8 g.a ⁻¹	1,8 g.a ⁻¹	1,8 g.a ⁻¹
sable	0,5 g.a ⁻¹	0,5 g.a ⁻¹	0,5 g.a ⁻¹
eau de mer	0,1 l.a ⁻¹	0,1 l.a ⁻¹	0,1 l.a ⁻¹
Débit respiratoire	7300 m ³ .a ⁻¹	9200 m ³ .a ⁻¹	9200 m ³ .a ⁻¹
Taux de remise en suspension	10 ⁻⁸ m ⁻¹	10 ⁻⁸ m ⁻¹	4.10 ⁻⁷ m ⁻¹
Temps passé			
à l'extérieur	1750 h.a ⁻¹	2400 h.a ⁻¹	3500 h.a ⁻¹
à la baignade	20 h.a ⁻¹	20 h.a ⁻¹	20 h.a ⁻¹
à la plage	100 h.a ⁻¹	100 h.a ⁻¹	100 h.a ⁻¹
à manipuler des engins de pêche	-	2400 h.a ⁻¹	-

4.1.2 Résultats

Les calculs de dose ont été effectués pour chaque année entre 1966 et 1996. L'évolution des doses est présentée sur la figure 4.1.2.a. Le GT4 s'est plus particulièrement intéressé à deux années : 1985 et 1996, 1985 ayant été l'année où les rejets en mer des usines de retraitement de COGEMA ont été les plus importants en activité et 1996 ayant été l'année où les rejets dans l'atmosphère des usines de retraitement de COGEMA ont été les plus importants. La dose efficace totale pour le scénario moyen est 18 µSv en 1985. Elle est essentiellement due aux radionucléides rejetés en mer (¹⁰⁶Ru, ⁹⁹Tc et ¹⁵⁴Eu). En 1996, la dose efficace totale pour le scénario moyen est 5 µSv due principalement aux radionucléides rejetés dans l'atmosphère (⁸⁵Kr, ¹⁴C et ¹²⁹I) car entre 1985 et 1996 les rejets dans l'atmosphère ont augmenté alors que ceux en mer ont diminué. La contribution des principaux radionucléides à la dose efficace totale est présentée pour 1985 et 1996 sur les figures 4.1.2.b et 4.1.2.c. La voie d'exposition prépondérante est l'ingestion (81% de la dose en 1985 et 70% en 1996), les 20 à 30% restant étant principalement dus à l'exposition externe (au dépôt en 1985 et au panache en 1996).

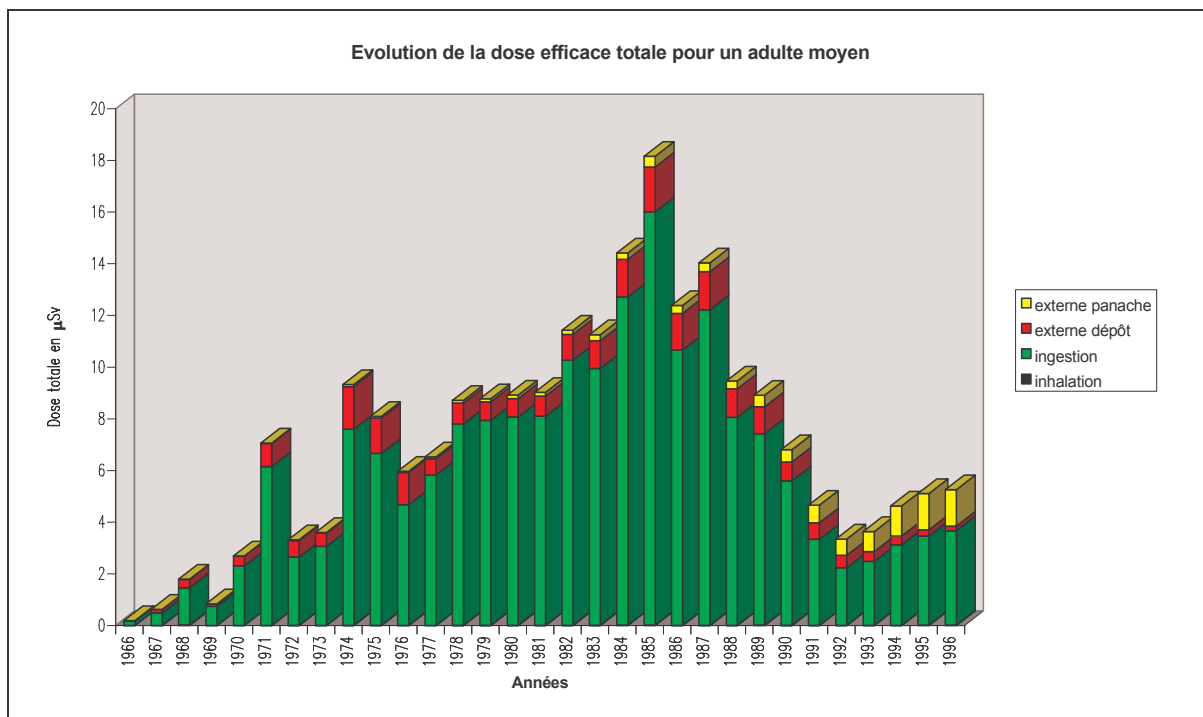


Figure 4.1.2.a : Evolution de la dose efficace de l'adulte du scénario moyen en fonction du temps

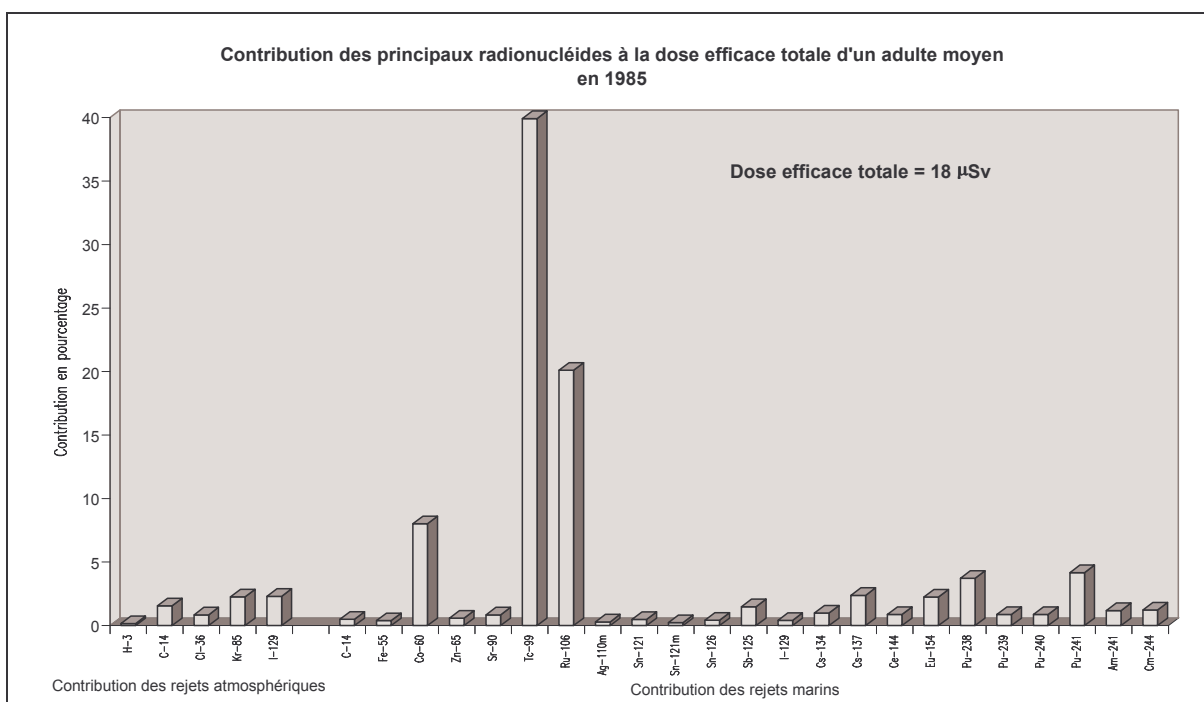


Figure 4.1.2.b : Contribution des principaux radionucléides à la dose efficace de l'adulte du scénario moyen en 1985⁶⁵

⁶⁵ L'adulte moyen est supposé exposé aux voies d'exposition associées à l'épandage d'algues (voir paragraphe 3.2.2), d'où la contribution importante du ⁹⁹Tc.

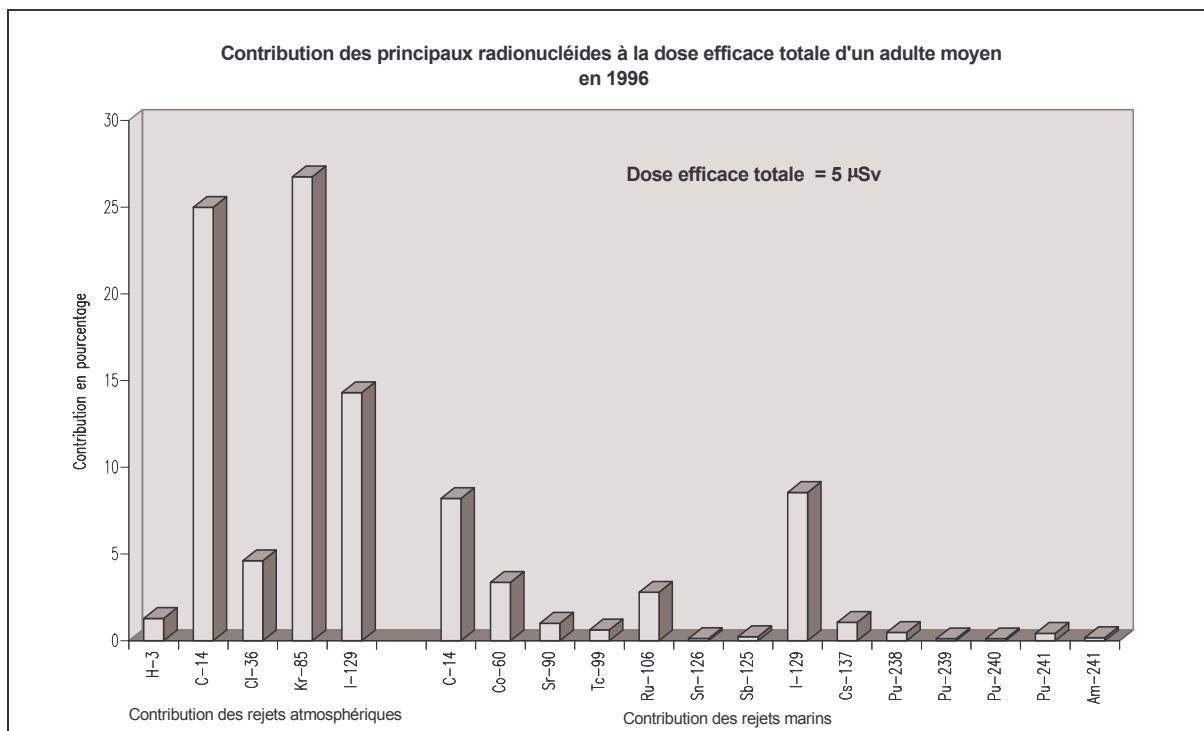


Figure 4.1.2.c : Contribution des principaux radionucléides à la dose efficace de l'adulte du scénario moyen en 1996

4.1.3 Etude de sensibilité par rapport aux paramètres définis par le GT3

Pour certains paramètres du modèle de transfert dans le milieu terrestre, le GT3 a proposé différentes valeurs. L'ensemble des calculs de doses efficace ou à la moelle osseuse présentés jusqu'ici ont été réalisés avec les valeurs des paramètres recommandées par le GT3. L'objectif de ce paragraphe est de présenter l'influence sur la dose du choix entre les valeurs proposées par le GT3. Afin de ne pas multiplier les calculs, le GT4 a choisi de faire ces calculs de sensibilité sur le scénario moyen pour l'année 1996. La sensibilité du calcul de dose est examinée pour les cas de calcul préconisés par le GT3 :

- valeur du rapport de captation par temps sec à 0,25 pour tous les végétaux au lieu de 0,5 pour les légumes-feuilles et les légumes-fruits, 0,7 pour les légumes-racines et l'herbe et 0,9 pour les céréales, le maïs ensilage et le foin (CAS 1),
- ration alimentaire d'une volaille de plein air : 100 g.j⁻¹ d'herbe, 35 g.j⁻¹ de céréales et 0,1 l.j⁻¹ d'eau au lieu de 60 g.j⁻¹ de céréales et 0,2 l.j⁻¹ d'eau (CAS 2),
- coefficient de transformation des fruits en confiture à 0,8 au lieu de 0,5 et coefficient de transformation du lait en produits laitiers à 9 pour tous les radionucléides au lieu de 8,2 pour les isotopes du strontium, 2,3 pour les isotopes de l'iode et 1 pour les autres radionucléides (CAS 3),
- valeurs du facteur de transfert racinaire du foin multipliées par 5 pour tous les radionucléides (CAS 4).

Tous les autres paramètres du calcul restent inchangés.

Les écarts des doses efficaces associées à chaque cas de calcul par rapport au calcul de référence pour le scénario moyen (dose efficace totale de 4 µSv en 1996) apparaissent dans le tableau 4.1.3.A.

Tableau 4.1.3.A : Sensibilité du calcul de dose efficace aux paramètres identifiés par le GT3

	Ecart en %
CAS 1	- 9 %
CAS 2	+ 1 %
CAS 3	+ 12 %
CAS 4	+ 0,01 %

La dose efficace est donc peu sensible à la ration alimentaire des volailles (CAS 2) et très peu sensible aux facteurs de transfert racinaire du foin (CAS 4). Par contre, des écarts de l'ordre de 10% sont obtenus en fonction du choix pour le rapport de captation par temps sec (CAS 1) et les coefficients de transformation des produits alimentaires (CAS 3). Les calculs du GT4 présentés dans ce rapport utilisent les valeurs de rapport de captation conduisant à la dose efficace la plus importante parmi les deux hypothèses proposées par le GT3. Par contre, les valeurs des coefficients de transformation utilisées par le GT4 conduisent à la dose efficace la plus basse parmi les deux hypothèses proposées par le GT3.

4.2. Scénario particulier “Pêcheurs dans la zone des Huquets”

4.2.1 Description du scénario “ Pêcheurs aux Huquets ”

Le régime alimentaire et les taux d'autoconsommation des pêcheurs de ce scénario particulier ont été établis à partir des résultats de l'enquête autour de Flamanville [Mathieu et Mathieu 1978] (Tableau 4.1.1.A). Cette référence a déjà été largement utilisée par le GT4 dans le choix des rations alimentaires et des taux d'autoconsommation de la cohorte. Contrairement à l'approche qui a prévalu pour la cohorte, les rations retenues pour les produits marins pour le scénario “Pêcheurs” ne sont pas des rations moyennes mais des rations de “gros consommateurs”. En effet, les pêcheurs locaux ont été considérés comme les individus les plus susceptibles de consommer en grande quantité des produits marins. Le GT4 a donc choisi de retenir le régime du percentile 95 des consommateurs de produits marins (moyenne des consommations plus deux fois l'écart-type de la distribution des consommations fournies dans [Mathieu et Mathieu 1978]). En ce qui concerne les produits alimentaires terrestres, les rations alimentaires sont les rations moyennes de l'adulte. En effet, il aurait été irréaliste de considérer que les pêcheurs sont des “gros mangeurs de tous les produits alimentaires”. Les taux d'autoconsommation sont aussi ceux de l'adulte moyen.

En l'absence d'étude particulière concernant le temps passé à la manipulation des engins de pêche (ce paramètre intervient dans la modélisation de l'exposition externe), la valeur d'usage de 2400 h.a^{-1} soit environ 7 h.j^{-1} (27% du temps) a été retenue.

Le débit respiratoire des pêcheurs utilisé est la valeur préconisée par la CIPR 66 pour les “outdoor workers” (travailleurs en extérieur). Les taux d'ingestion par inadvertance de sol, sable et eau de mer sont ceux de l'adulte moyen (cf. Scénario moyen).

Les valeurs des concentrations dans l'environnement marin correspondent à celles de la zone des Huquets. Le GT3 a montré que, si l'on exclut le champ proche de l'émissaire de rejet en mer, la zone des Huquets est la zone de pêche la plus exposée aux rejets liquides en mer des usines de retraitement de COGEMA. L'année 1985 a été retenue car c'est l'année pour laquelle les rejets liquides en mer ont été les plus importants.

Les valeurs des concentrations dans l'environnement terrestre utilisées sont celles correspondant à la commune d'Auderville, les pêcheurs considérés dans ce scénario étant supposés habiter à Goury. Cependant, pour l'année 1985, le choix de la commune de résidence parmi les 19 communes du canton ne modifie pas sensiblement la dose.

4.2.2 Résultats

Les doses efficaces ont été calculées pour l'ensemble de la période d'étude : 1966-1996. L'évolution des doses est présentée sur la figure 4.2.2.a. L'année 1985 est l'année pour laquelle la dose efficace est la plus importante (226 μSv) pour le scénario " Pêcheur aux Huquets ". La voie d'exposition prépondérante est l'ingestion de produits marins (88%), les 12% restant étant dus à l'exposition externe au dépôt. La contribution des principaux radionucléides est présentée sur la figure 4.2.2.b. Le ^{106}Ru est le principal contributeur à la dose (près de 40%).

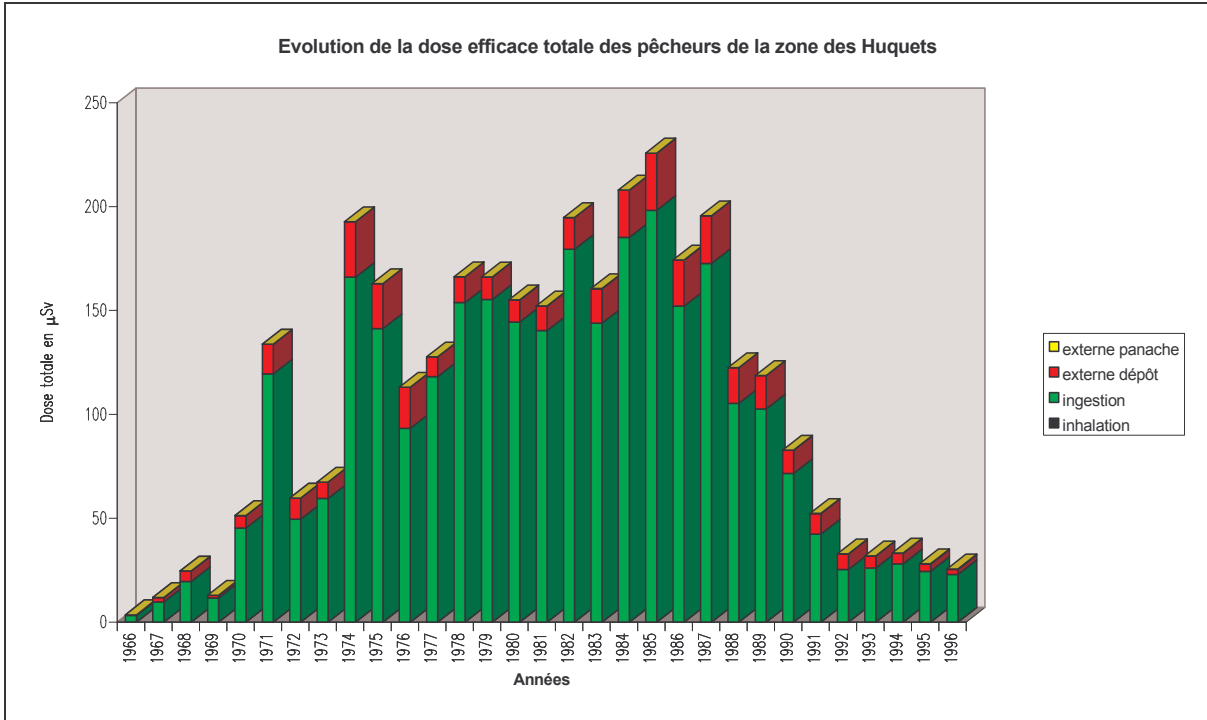


Figure 4.2.2.a : Evolution de la dose efficace individuelle pour les pêcheurs aux Huquets en fonction du temps

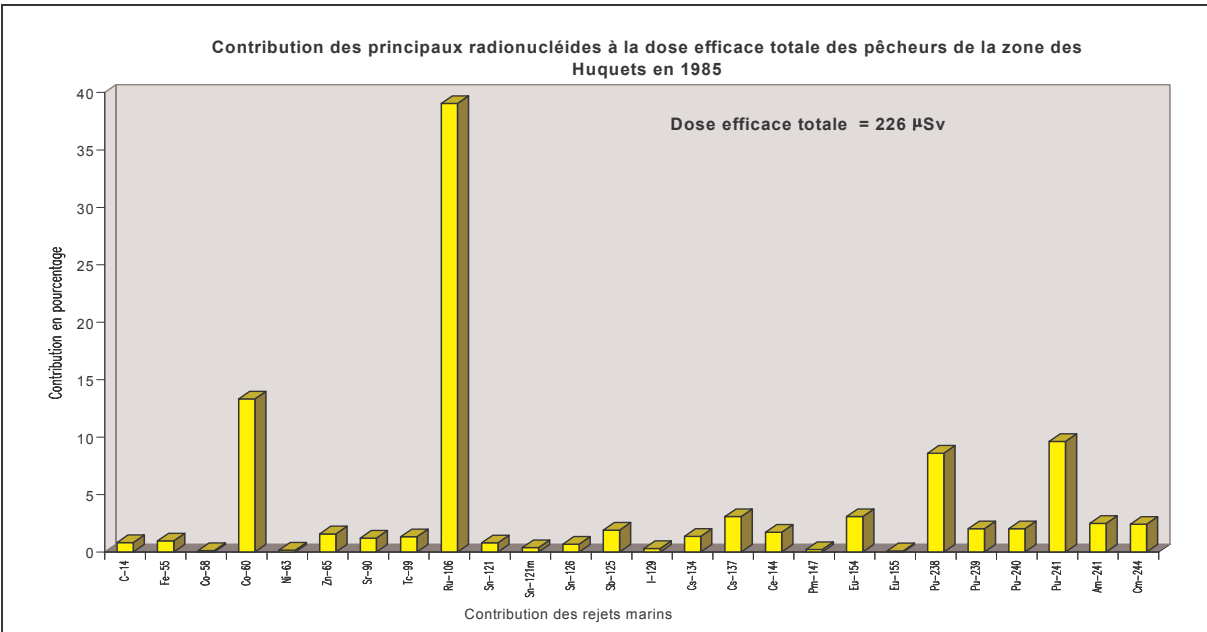


Figure 4.2.2.b : Contribution des principaux radionucléides à la dose efficace individuelle des pêcheurs aux Huquets en 1985

4.3. Scénario particulier “Agriculteur habitant au Pont-Durand”

4.3.1 Description du scénario “Agriculteur au Pont-Durand”

Le régime alimentaire et les taux d'autoconsommation des agriculteurs de ce scénario particulier ont été établis à partir des résultats de l'enquête autour de Flamanville [Mathieu et Mathieu 1978] (Tableau 4.1.1.A). Les rations retenues pour les produits terrestres pour le scénario “Agriculteurs” sont des rations de “gros mangeurs”. En effet, les agriculteurs locaux ont été considérés comme les individus les plus susceptibles de consommer en grande quantité des produits terrestres issus de l'agriculture locale. Le GT4 a donc choisi de retenir le régime du percentile 95 des consommateurs des produits terrestres (moyenne des consommations plus deux fois l'écart-type de la distribution des consommations fournies dans [Mathieu et Mathieu 1978]). En ce qui concerne les produits alimentaires marins, les rations alimentaires sont les rations moyennes de l'adulte. En effet, il aurait été irréaliste de considérer que les agriculteurs sont des “gros mangeurs de tous les produits alimentaires”. Les taux d'autoconsommation sont aussi ceux de l'adulte moyen.

En l'absence d'étude particulière concernant le temps passé à l'extérieur par les agriculteurs (ce paramètre intervient dans la modélisation de l'exposition externe), la valeur d'usage de 3500 h.a^{-1} , soit environ 10 h.j^{-1} (40% du temps), a été retenue.

Le débit respiratoire des agriculteurs utilisé est la valeur préconisée par la CIPR 66 pour les “outdoor workers” (travailleurs en extérieur). Les taux d'ingestion par inadvertance de sol, de sable et d'eau de mer sont ceux de l'adulte moyen.

Les valeurs des concentrations dans l'environnement terrestre correspondent au hameau du Pont-Durand. L'étude des roses des vents par temps sec et par temps de pluie, reconstituées par le GT3 pour la période 1992-1997, montre que le hameau le plus exposé aux dépôts des radionucléides rejetés par l'usine de retraitement de COGEMA est le hameau de Pont-Durand car il est situé sous les vents dominants par temps de pluie. L'année 1996 a été retenue car c'est l'année pour laquelle les rejets atmosphériques des usines ont été les plus importants.

Les valeurs des concentrations dans l'environnement marin utilisées sont les valeurs moyennes utilisées pour la cohorte.

4.3.2 Résultats

Les doses efficaces ont été calculées pour l'ensemble de la période d'étude : 1966-1996. L'évolution des doses est présentée sur la figure 4.3.2.a. L'année 1996 est l'année pour laquelle la dose efficace est la plus importante ($59 \mu\text{Sv}$) pour le scénario “Agriculteur au Pont-Durand”. Les voies d'exposition prépondérantes sont l'ingestion (77%) et l'exposition externe par le panache (20% correspondant à la contribution du ^{85}Kr). La contribution des principaux radionucléides est présentée sur la figure 4.3.2.b. L' ^{129}I , le ^{14}C et le ^{85}Kr apportent les principales contributions à la dose (respectivement environ 45%, 30% et 20%).

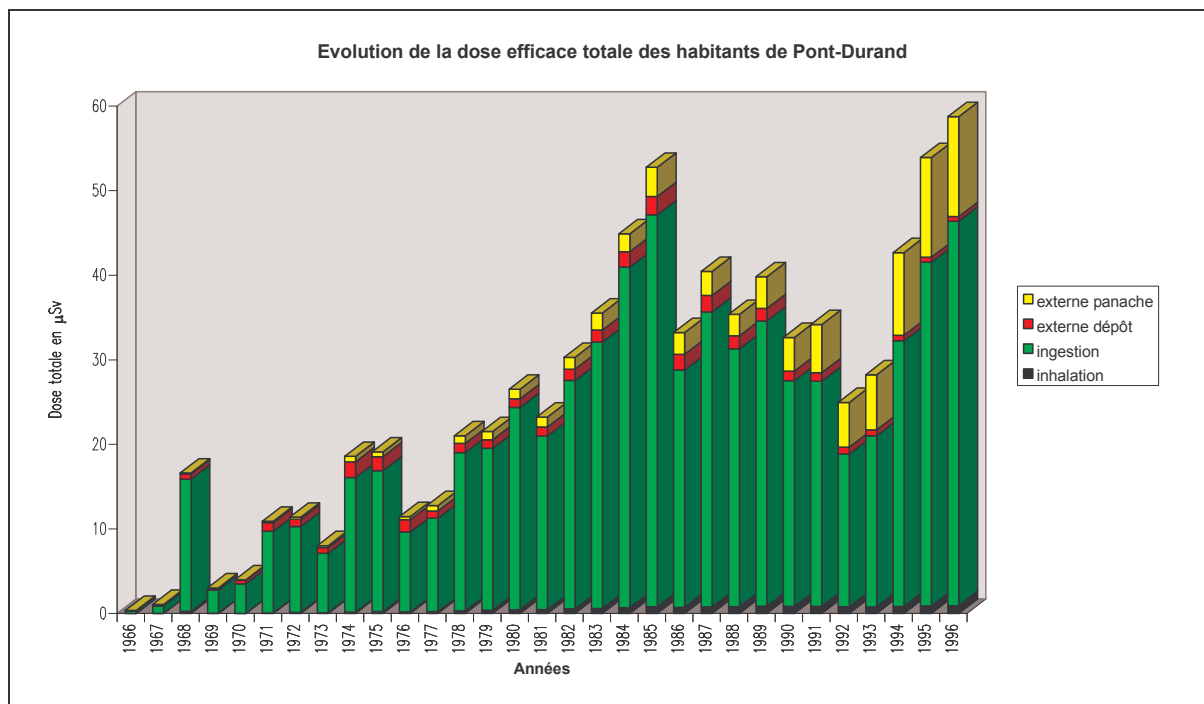


Figure 4.3.2.a : Evolution de la dose efficace individuelle pour les agriculteurs de Pont-Durand en fonction du temps

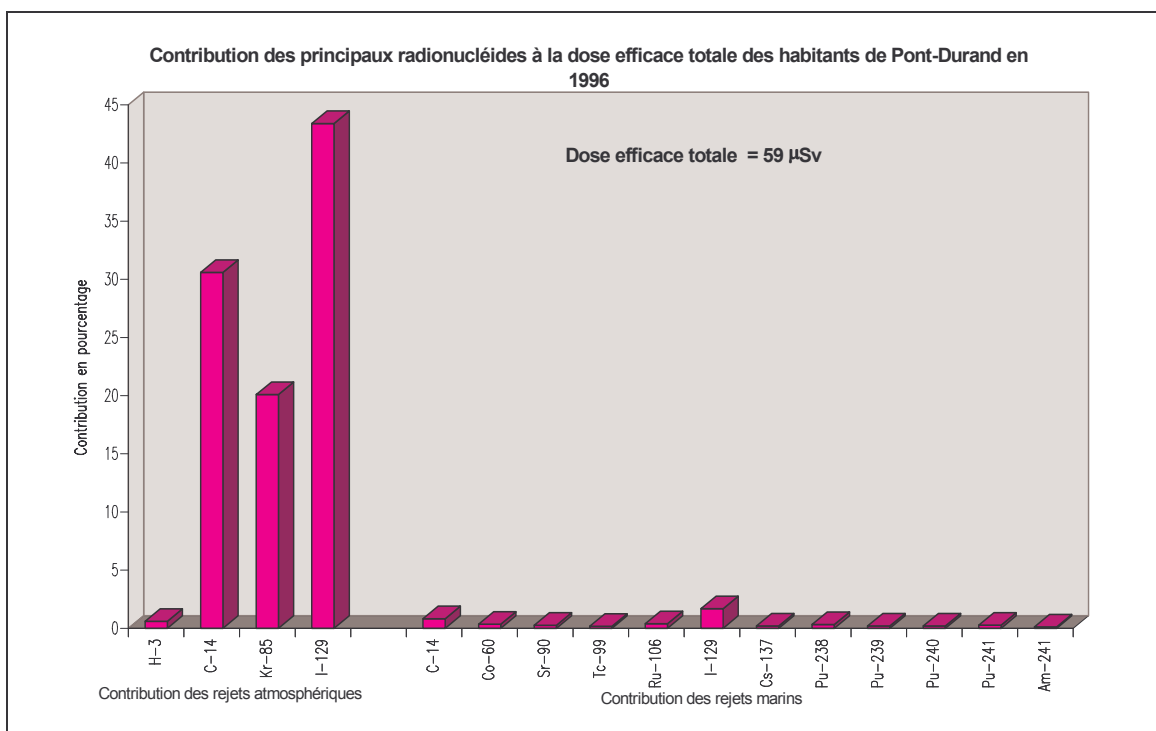


Figure 4.3.2.b : Contribution des principaux radionucléides à la dose efficace individuelles pour les agriculteurs de Pont-Durand en 1996

4.4. Scénarios particuliers “Pratiquer des activités près de la conduite de rejet en mer de COGEMA”

Les rejets d'effluents liquides des usines de retraitement de La Hague sont effectués via un émissaire marin de cinq kilomètres, dont l'extrémité se trouve à environ deux kilomètres de la côte par trente mètres de fond. A l'occasion des grandes marées, quelques mètres de cette canalisation sont découverts à marée basse dans l'Anse des Moulinets. Jusqu'à l'été 1997, un dépôt de tartre fixé sur la paroi intérieure de la conduite et contenant des radionucléides, a engendré un débit de dose à proximité immédiate de celle-ci. Des travaux de détartrage ont été entrepris durant l'été 1997 afin de décoller et récupérer ce tartre et donc de réduire le débit de dose de la conduite de rejet⁶⁶.

4.4.1 Fréquence d'émersion de la conduite de rejet

Le niveau de la mer ne dépend pas du seul coefficient des marées. Il est très largement influencé par les conditions météorologiques, en particulier la force du vent et sa direction, ainsi que la pression atmosphérique. Dans certaines conditions météorologiques, la conduite de rejet peut se découvrir à partir d'un coefficient de marée d'environ 105. En analysant les coefficients de marée extraits de l'annuaire des marées du Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (SHOM) entre 1994 et 1998, le nombre d'heures de découverte de la conduite dans la journée a été estimé par le GT4 à environ 23 heures en moyenne par an.

4.4.2 Irradiation due à la conduite de rejet

Des mesures de débit de dose ont été faites au contact et à proximité de la conduite de rejet en mer. Ces mesures ont été effectuées lorsque la tuyauterie était émergée (mesures dans l'air) et immergée (mesures dans l'eau). Les résultats de ces mesures sont présentés dans le tableau 4.4.2.A.

Tableau 4.4.2.A : Résultats des mesures de débit de dose effectuées autour de la conduite de rejet par COGEMA en 1997 (en $\mu\text{Sv.h}^{-1}$)

MESURES DANS L'AIR⁶⁷	
au contact de la conduite ⁶⁸	300-350
à 1 m	120
à 5 m	18
à 10 m	5
à 20 m	<1
sur le bas de cale bétonnée	1
sur les plots de béton du coflexip	15
MESURES DANS L'EAU⁶⁹	
à 20 cm	90
à 50 cm	5
à 70 cm	<1

⁶⁶ Globalement, les opérations de détartrage ont entraîné une diminution de la contamination de la conduite mais certaines mesures ponctuelles peuvent encore présenter des débits de dose de l'ordre de quelques centaines de $\mu\text{Sv.h}^{-1}$ du fait d'incrustations de tartre résiduelles.

⁶⁷ Ces mesures ont été réalisées à l'aide d'un Scintomat.

⁶⁸ Des mesures au contact de la conduite ont aussi été réalisées par l'OPRI et la CRII-RAD. Les débits de dose mesurés sont du même ordre de grandeur que ceux présentés dans le tableau 4.4.2.A.

⁶⁹ Ces mesures ont été réalisées à l'aide d'un Télétector.

4.4.3 Description des scénarios particuliers “ Pratiquer des activités près de la conduite de rejet en mer de COGEMA ”

Les populations et les pratiques susceptibles de conduire à une exposition externe sont présentées dans le tableau 4.4.3.A.

Tableau 4.4.3.A : Caractéristiques des scénarios “ Pratiquer des activités près de la conduite de rejet en mer de COGEMA ”

CAS	POPULATION	LOCALISATION	DURÉE
1	pêcheur ou promeneur près de la conduite émergée		10 minutes
2	promeneur près de la conduite émergée		30 minutes
3	pêcheur à pied	sur le bas de cale	15 minutes
		autour des plots de béton	30 minutes
4	promeneur sur le sentier des douaniers	en haut de la cale	
5	promeneur sur la “ plage ” (dans l'anse)	à 20 m de la conduite émergée	1 heure
6	plongeur (conduite immergée)	à 50 cm de la conduite	30 minutes

Le chemin des douaniers est un sentier pédestre relativement fréquenté mais à l'écart de toute influence de la conduite de rejet (cas n°4). L'Anse des Moulinets, où se situe la conduite de rejet, est d'un accès peu propice à sa fréquentation. En effet, pour y parvenir il est nécessaire de descendre un sentier abrupt et de s'écarter du chemin des douaniers. Les quelques personnes fréquentant régulièrement cette zone sont des pêcheurs à pied locaux. L'Anse des Moulinets en elle-même présente peu d'intérêt pour cette activité. Les pêcheurs transitent par cette anse pour pêcher à l'Ouest vers le Nez de Voidries, où la pêche à pied effectuée est principalement celle de l'ormeau (mollusque).

4.4.4 Résultats

Les doses efficaces associées aux scénarios particuliers définis précédemment sont présentées dans le tableau 4.4.4.A.

Tableau 4.4.4.A : Doses efficaces associées aux scénarios “ Pratiquer des activités près de la conduite de rejet en mer de COGEMA ”

CAS	POPULATION	DÉBIT DE DOSE en $\mu\text{Sv.h}^{-1}$	IMPACT en μSv	pour une durée de
1	pêcheur ou promeneur près de la conduite émergée	120	20	10 minutes
2	promeneur près de la conduite émergée	15	7,5	30 minutes
3	pêcheur (bas de cale)	1	2,75	15 minutes
	pêcheur (plots béton)	5		30 minutes
4	promeneur sur le sentier des douaniers	bruit de fond naturel (0,1 à 0,2 $\mu\text{Sv.h}^{-1}$)	pas d'impact	
5	promeneur sur la “ plage ” (dans l'anse)	en moyenne <1	<1	1 heure
6	plongeur (conduite immergée)	5	2,5	30 minutes

Les débits de dose pris en compte sont ceux mesurés en 1997. La conduite ayant été changée en 1980-1981, ceux-ci peuvent être considérés comme majorant pour la période 1980-1997. Les calculs de dose ont été effectués pour les six cas. Si certains groupes de personnes réalisent ces activités plus d'une fois par an, les doses doivent être multipliées par la fréquence pour obtenir les doses annuelles reçues.

4.5. Scénario particulier “Pêcher en champ proche de l'émissaire des rejets en mer des usines de retraitement de COGEMA”

4.5.1 Problématique

L'impact dosimétrique lié à l'exposition par la voie marine pour la cohorte est déterminé en retenant le facteur de dilution de $0,76 \text{ Bq/m}^3$ par TBq/a rejeté, estimé pour la zone de Goury (le port de Goury est situé à 7 km de l'émissaire de rejet en mer de COGEMA). De plus, le GT4 a réalisé un calcul pour le groupe de pêcheurs dans la zone des Huquets (située à 1 km de l'émissaire). Pour ce calcul, un facteur correctif moyen du facteur de dilution a été pris en compte ($3,42 \text{ Bq/m}^3$ par TBq/a rejeté).

Les calculs précédents ne permettent cependant pas de rendre compte de la situation radioécologique dans les quelques hectares centrés sur l'extrémité de la conduite. La question se pose donc de connaître l'influence du “champ proche” (défini comme la zone dans un rayon de 300 m autour de l'émissaire) sur la faune marine et, par là même, son incidence en terme de dose efficace engagée.

4.5.2 Description du scénario “Champ proche”

La méthodologie proposée est la suivante :

1. En 1997, des analyses ont été effectuées par le laboratoire de l'ACRO sur huit échantillons de chairs de crustacés prélevés en “champ proche” par GREENPEACE [ACRO 1997a] [ACRO 1997b]. A la même époque, une mesure a été réalisée par l'OPRI sur un crabe [OPRI 1997]. Ce résultat de mesure est également pris en compte.
2. A partir des activités massiques mesurées pour certains radionucléides, l'activité volumique de ces radionucléides dans l'eau du “champ proche” est déterminée en utilisant les facteurs de concentration établis par le GT3⁷⁰. Cette opération est menée pour chacun des radionucléides quantifiés et pour chaque échantillon.
3. Le ratio de ces activités volumiques sur celles établies dans la zone de Goury pour la cohorte permet d'établir un facteur correctif moyen du facteur de dilution pour chaque échantillon en faisant la moyenne des facteurs correctifs correspondant à chaque radionucléide mesuré.
4. Ce facteur correctif moyen appliqué aux activités volumiques de la zone de Goury estimées en 1996 pour les radionucléides non mesurés par l'ACRO et par l'OPRI permet de reconstituer les activités volumiques de l'eau du “champ proche” et d'en déduire les activités massiques des crustacés pour tous les radionucléides du terme-source du GT1.
5. Une démarche identique à celle qui précède est appliquée pour l'année 1985, année pour laquelle les rejets liquides en mer des usines de retraitement de COGEMA ont été les plus importants.

⁷⁰ Les facteurs correctifs établis à partir de chaque radionucléide mesuré dans un échantillon montrent une bonne cohérence entre eux puisque les ratios calculés au point 3 pour les différents radionucléides sont proches (facteur 1 à 7). Cette constatation confirme les choix du GT3 en termes de valeurs pour les facteurs de concentration. Il existe cependant une exception, pour l'¹²⁵Sb, observée dans chaque échantillon où ce radionucléide est présent. Une valeur de 300 l.kg^{-1} (valeur proche de la valeur haute de la fourchette fournie par le GT3 pour ce paramètre) au lieu de 10 l.kg^{-1} semble plus adaptée au vu des résultats. C'est le choix qui a été retenu pour la suite des calculs concernant le scénario “champ proche”.

6. Les doses dues à l'éventuelle ingestion d'un crabe ou d'un kg de chair de crabe présentant les activités massiques reconstituées ont ensuite été calculées pour deux classes d'âge : les enfants de 7 à 12 ans et les adultes⁷¹.

4.5.3 Résultats

Les résultats en doses efficaces engagées sont présentés dans le tableau 4.5.3.A. Tous les prélèvements analysés ont été pris en compte, y compris un échantillon dont les activités sont inférieures à la limite de détection (en partie pour une insuffisance de chairs pour cet échantillon). Les niveaux d'exposition sont très variables selon les échantillons. Si ces mêmes échantillons avaient été prélevés dans le "champ proche" en 1985, leur consommation aurait conduit à des niveaux de dose significativement plus importants qu'en 1996, dépassant 1 mSv avec certaines hypothèses. Ces hypothèses doivent cependant être considérées avec prudence car la présence de faune marine est très rare dans le "champ proche" du fait de forts courants marins. De plus, le mouillage, le dragage et le chalutage sont interdits dans cette zone.

La distinction entre deux années (1985 et 1996) traduit avant tout la différence quantitative entre les rejets effectués en mer par COGEMA qui sont environ 20 fois plus élevés en 1985 qu'en 1996. Mais elle traduit aussi la différence qualitative due à la composition des rejets. Cette dernière constatation explique les différences de résultats entre les deux classes d'âges :

- en 1996, la dose reçue par les enfants de 7 – 12 ans est 60 % plus élevée que celle reçue par les adultes,
- en 1985, cette même dose est 116 % plus importante pour les 7 – 12 ans que pour les adultes.

Par rapport à 1996, on note en 1985 une contribution à la dose plus importante pour certains radionucléides (notamment ⁶⁰Co, ¹²⁵Sb, les isotopes du plutonium, ²⁴¹Am et ²⁴⁴Cm).

Seule la voie d'exposition par ingestion de crustacés a pu être étudiée par le GT4 car les seuls prélèvements de faune marine disponibles dans le "champ proche" sont ceux de crustacés du fait notamment du peu d'animaux marins supportant les forts courants marins régnant dans cette zone.

Tableau 4.5.3.A : Doses efficaces en mSv dues à différentes hypothèses d'ingestion de crustacés en champ proche pour les 7-12 ans et les adultes, en 1985 et 1996

	doses pour 1 kg de crustacé		doses pour un échantillon moyen	
	1985	1996	1985	1996
	7-12 ans	adulte	7-12 ans	adulte
	0,354	0,014	0,080	0,003
	0,163	0,009	0,037	0,002

4.6. Scénario particulier "Utiliser l'eau du ruisseau Sainte-Hélène au Pont-Durand"

4.6.1 Description du scénario " Utiliser l'eau du ruisseau Sainte-Hélène "

⁷¹ Initialement deux autres hypothèses de consommation des crustacés du "champ proche" avaient été proposées par P. Barbey : la consommation par un adulte moyen et par un pêcheur de l'ensemble de la ration de crustacés en provenance du "champ proche". Ces deux hypothèses ont été considérées comme peu vraisemblables par la majorité du GT4 et les calculs de dose correspondants n'ont donc pas été effectués. P. Barbey considère que l'hypothèse d'un pêcheur consommant exclusivement des crustacés provenant du "champ proche" est effectivement peu vraisemblable mais il n'écarte pas la possibilité d'une consommation de crustacés provenant uniquement du "champ proche" pour un adulte moyen.

M. Sené considère que les deux hypothèses de consommation de crustacés du « champ proche » donnaient une approche de la variabilité de la dose en fonction de certaines hypothèses alimentaires ou de comportement.

Ce scénario correspond à un usage local de l'eau du ruisseau Sainte-Hélène susceptible d'engendrer un grand nombre de voies de transfert. L'activité maximale de l'eau est mesurée au Pont-Durand, point correspondant à un débit faible du ruisseau (de l'ordre de 10 l.s^{-1}) permettant difficilement des prélèvements pour l'irrigation. Le transfert de radionucléides par l'eau d'irrigation vers les produits végétaux n'est donc pas considéré dans ce calcul, de même que l'ingestion d'eau de la Sainte-Hélène par les agriculteurs⁷². Seul le transfert par l'eau d'abreuvement des animaux contenant des matières en suspension (MES) auxquelles sont associés des radionucléides est considéré car cette voie d'exposition a été considérée par le GT4 comme la plus réaliste.

Les rations alimentaires des animaux sont celles recommandées par le GT3 du Groupe Radioécologie, celle des agriculteurs provient de l'enquête INSEE 1991 pour la population agricole vivant dans la ZEAT (Zone d'Etude d'Aménagement du Territoire) du Bassin Parisien comprenant le Nord-Cotentin [Bertrand 1993]. L'autarcie est considérée comme totale pour les denrées produites sur l'exploitation, c'est-à-dire que 100% du régime alimentaire de l'homme et des rations des animaux sont produits localement.

4.6.2 Activités de l'eau de la Sainte-Hélène

Les valeurs maximales de mesures d'activité en tritium de l'eau de la Sainte-Hélène (moyennes annuelles) proviennent de prélèvements localisés au lieu-dit Pont Durand où il existe actuellement une ferme. Le groupe d'agriculteurs considéré dans ce scénario particulier est situé à cet endroit. L'année correspondant à la valeur maximale des moyennes annuelles en tritium est 1979 avec une valeur de $8\,330 \text{ Bq.l}^{-1}$ (11/11 valeurs significatives). Pour cette même année, les mesures (moyennes annuelles) en β total et en α total ne sont pas significatives.

Un premier calcul concerne donc l'année 1979 avec uniquement des rejets tritiés et un deuxième calcul présente les résultats pour l'année 1986, seule année où existent, en plus des rejets tritiés, des moyennes annuelles comprenant au moins $\frac{3}{4}$ de valeurs significatives pour les mesures β total et les mesures α total.

Tableau 4.6.2.A : Activités mesurées dans la Sainte-Hélène au lieu-dit Pont-Durand (point R6 de l'ANDRA)

Année	^3H (Bq.l^{-1})	β total (Bq.l^{-1})	α total (Bq.l^{-1})
1979	8330	-	-
1986	1060	1,11	0,12

L'activité β total correspond principalement au ^{137}Cs ($0,67 \text{ Bq.l}^{-1}$) et au $^{106}\text{RuRh}$ ($0,29 \text{ Bq.l}^{-1}$). Pour l'activité α , les pourcentages en ^{238}U , ^{235}U et ^{226}Ra de l'activité mesurée le 20/10/86, à savoir respectivement 32%, 60% et 8%, sont utilisés pour le calcul.

4.6.3 Résultats

La dose totale reçue par les agriculteurs de ce scénario particulier a été estimée à 10^{-2} mSv ($10 \mu\text{Sv}$) en 1979 et $3 \cdot 10^{-3} \text{ mSv}$ ($3 \mu\text{Sv}$) en 1986.

La limitation principale de ce calcul est l'absence de résultats de mesures d'activité dans la Sainte-Hélène avant 1976 pour le tritium et avant 1973 pour les activités α et β . De plus, la répartition de l'activité α n'est basée que sur un seul résultat de mesure en 1986 à la cascade de la Brasserie.

⁷² La dose efficace pour un adulte qui aurait bu un litre d'eau de la Sainte-Hélène une fois dans l'année en 1979 serait $0,15 \mu\text{Sv}$.

Cependant l'activité α ne contribue que très faiblement à la dose du fait des faibles transferts des actinides aux produits animaux⁷³.

Ce scénario particulier doit être combiné avec le scénario particulier "Agriculteurs habitant au Pont-Durand" pour tenir compte des différentes voies d'exposition auxquelles peuvent être soumis ces agriculteurs (exposition via les rejets dans l'atmosphère des usines de retraitement et exposition via les relâchements du Centre Manche).

4.7. Scénario particulier "Pêcher dans le ruisseau Sainte-Hélène au Pont-Durand"

4.7.1 Situation de l'activité piscicole locale

L'ANDRA a fait réaliser une étude de caractérisation des peuplements piscicoles dans quatre ruisseaux autour du Centre Manche (la Sabine, les Roteures (affluent de la Vallée), la Sainte-Hélène et le Grand Bel). Cette étude repose sur plusieurs sources d'information :

- reconnaissance des cours d'eau,
- pêche électrique par l'ANDRA (1995) et le Conseil Supérieur de la Pêche (1989, 1990, 1991),
- entretiens avec les pêcheurs locaux.

Ces ruisseaux sont classés en première catégorie piscicole (salmonidés dominants). Cependant, seules des anguilles ont été pêchées en 1989 et 1995 dans la Sainte-Hélène (en aval), le Grand Bel et les Roteures. La Sabine présente une population de truites fario, suite à des alevinages. Les ruisseaux du Grand Bel et de la Sainte-Hélène, exutoires potentiels du Centre-Manche, ne présentent aucun intérêt halieutique et la pression de pêche est quasi nulle. Les facteurs limitant le développement de la truite dans ces deux cours d'eau sont, d'une part les débits insuffisants, d'autre part certaines pollutions (ponctuelles agricoles, pollution chimique accidentelle dans les Roteures du fait d'un industriel local, ...).

4.7.2 Description du scénario "Pêcher dans le ruisseau Sainte-Hélène"

Malgré la faible pression de pêche, le GT4 a souhaité connaître la dose associée à l'éventuelle consommation d'un poisson provenant de la Sainte-Hélène. Les hypothèses considérées pour le temps passé au bord de l'eau pour la pêche et/ou la promenade et pour la consommation de poissons sont décrites dans le tableau 3.7.2.A.

Tableau 4.7.2.A : Hypothèses pour le scénario particulier "Pêcher dans le ruisseau Sainte-Hélène"

Temps passé au bord de l'eau	Consommation de poissons
1 h.a ⁻¹	cas unitaire 1 anguille (100g)

Les voies d'exposition prises en compte dans ce scénario particulier sont l'ingestion de poissons pêchés au lieu-dit Pont-Durand (qui se trouve en amont du ruisseau où les activités volumiques de l'eau les plus élevées sont détectées) et l'exposition externe aux sédiments du ruisseau au même endroit. Des expositions unitaires (1 h.a⁻¹, 1 anguille) ont été retenues comme pour d'autres scénarios particuliers ("Conduite de rejet" par exemple). Si certaines personnes passent plus de temps ou consomment plus de poissons, les doses doivent être multipliées en proportion pour obtenir la dose annuelle reçue.

⁷³ Le GT4 a notamment vérifié que les niveaux d'activité en isotopes du plutonium et de l'américium qui ont pu être mesurés dans les sédiments de la Sainte-Hélène certaines années avaient un impact dosimétrique très faible.

L'activité massique des poissons et des sédiments est estimée à partir de l'activité de l'eau au Pont-Durand (cf. Paragraphe 4.6.2.) en 1979 et en 1986. Les valeurs pour le facteur de transfert des radionucléides de l'eau vers les poissons et les valeurs des coefficients de répartition des radionucléides entre l'eau et les sédiments (K_D) sont celles préconisées par l'AIEA conformément aux recommandations du GT3, sauf pour le K_D du ^{137}Cs pour lequel la valeur recommandée par le GT3 est de $10\,000\text{ l.kg}^{-1}\text{ sec}$.

4.7.3 Résultats

La dose correspondant à l'ingestion d'une anguille en 1986 est d'environ $2\text{ }\mu\text{Sv}$ (due au ^{137}Cs). La contribution des émetteurs α est très faible. La dose reçue par exposition externe pour une heure d'exposition est de $0,4\text{ }\mu\text{Sv}$ en 1986.

4.8. Scénario particulier "Jouer à l'embouchure de la Sainte-Hélène"

4.8.1 Description du scénario " Jouer à l'embouchure de la Sainte-Hélène "

Il est fait l'hypothèse d'un groupe d'enfants (5 ans), jouant au niveau de l'embouchure de la Sainte-Hélène, susceptibles d'ingérer par inadvertance de l'eau et des sédiments et de subir aussi une exposition externe. Les valeurs correspondant au temps de baignade, aux taux d'ingestion par inadvertance d'eau et de sédiments sont les valeurs précédemment utilisées par le GT4 pour les enfants de la classe d'âge " 5 ans " de la cohorte, à savoir 100 h.a^{-1} de baignade à l'embouchure de la Sainte-Hélène, $0,1\text{ l.a}^{-1}$ d'eau de la rivière et 2 g.a^{-1} de sédiments de la Sainte-Hélène ingérés par inadvertance.

4.8.2 Activités de l'eau de la Sainte-Hélène

Les seules valeurs (correspondant à $\frac{3}{4}$ de valeurs significatives) disponibles sont présentées dans le tableau 4.8.2.A.

Tableau 4.8.2.A : Activités mesurées dans l'eau à l'embouchure de la Sainte-Hélène par l'IPSN/LERFA

Année	$^3\text{H (Bq.l}^{-1}\text{)}$	$^{137}\text{Cs (Bq.l}^{-1}\text{)}$
1987	254*	0,155 (6/6 mesures significatives)
1991	180 (2/2 mesures significatives)	0,009 (8/8 mesures significatives)

* : aucune valeur en tritium n'est disponible à l'embouchure, la valeur mesurée au point R6 (mesure ANDRA) a donc été divisée par 5 pour tenir compte de la dilution entre R6 et l'embouchure.

Comme pour le scénario précédent, les activités massiques des sédiments à l'embouchure de la Sainte-Hélène sont déduites de l'activité de l'eau en utilisant les K_D recommandés par le GT3.

4.8.3 Résultats

La dose reçue par les enfants pour ce scénario particulier provient essentiellement de l'exposition externe au ^{137}Cs des sédiments et elle est estimée à environ $0,5\text{ }\mu\text{Sv}$ en 1991 et $10\text{ }\mu\text{Sv}$ en 1987.

4.9. Scénario particulier "Se promener en clôture du Centre Manche"

4.9.1 Description du scénario " Se promener en clôture du Centre-Manche "

Etant donnée la configuration des installations du Centre Manche, la seule promenade “ publique ” envisageable historiquement suit la clôture Est et Nord puisque la clôture Ouest est en limite des installations de COGEMA.

Ce tracé est composé de trois tronçons Sud-Est, Nord-Est et Nord. Sur chacun de ces tronçons sont posés des dosimètres thermoluminescents. Les valeurs correspondant à la moyenne des dosimètres de chaque tronçon sont retenues pour le calcul. Les valeurs de mesures dosimétriques utilisées proviennent des mesures réalisées par l'ANDRA de 1985 à 1996 car les données antérieures ne sont pas exploitables (changement de codage des dosimètres et difficultés pour les localiser). Les débits de dose retenus pour le promeneur le long de son parcours sont ceux enregistrés par les dosimètres, sans autre effet d'atténuation (par exemple par la distance). Les débits de dose mesurés par l'ANDRA incluent la contribution des expositions d'origine naturelle (rayonnements cosmiques et telluriques) dont le niveau moyen évalué est d'environ $0,1 \mu\text{Gy.h}^{-1}$.

Le temps de promenade est calculé à partir de la distance parcourue : le tronçon Nord est long d'environ 200 m, chacun des deux autres tronçons en fait le double. Sur la base d'une vitesse de marche de 5 km.h^{-1} , le temps de parcours du tronçon Nord-Est de 2,4 minutes, arrondi à 3 minutes. Le temps de promenade pour chacun des deux autres tronçons est alors de 6 minutes, ce qui conduit à un temps de promenade total de 15 minutes, réaliste pour un parcours d'une telle distance (1000 m).

4.9.2 Résultats

La dose maximale reçue par promenade est inférieure à $0,5 \mu\text{Sv}$ et correspond à novembre 1985. Il faut noter que l'on observe une très nette évolution à la baisse des débits de dose en limite de clôture au cours du temps : ils sont aujourd'hui inférieurs à $0,1 \mu\text{Gy.h}^{-1}$ (100 nGy.h^{-1}) à comparer aux débits de dose moyens mesurés dans la région qui oscillent entre 70 et 110 nGy.h^{-1} .

L'estimation de dose associée au scénario particulier “ Se promener en clôture du Centre Manche ” conduit à une valeur faible en regard du bruit de fond dû à la radioactivité naturelle. Le calcul présenté est majorant car les résultats de mesures utilisés sont systématiquement les valeurs maximales et aucun effet atténuateur n'est considéré. Cependant la limite du calcul réalisé réside dans la limitation des données disponibles pour effectuer ce calcul : absence de données avant 1985 alors que les débits de dose mesurés en clôture ont diminué depuis et manque de données pour certains dosimètres, notamment en 1985.

4.10 Consommation de produits à base d'algues

Aucune information permettant de supposer la consommation directe d'algues par des populations locales pendant la période 1966-1996 n'a été trouvée par le GT4. Le GT4 a donc considéré comme irréaliste un tel scénario particulier d'exposition. Cependant, il a souhaité étudier les voies d'exposition potentielles associées à la pratique industrielle locale d'extraction de gélifiants à partir d'algues en partie récoltées sur des plages sous l'influence des rejets en mer des usines de retraitement de COGEMA (*Chondrus crispus* et *Laminaria digitata*). Une collaboration a été établie avec l'industriel SKW Biosystèmes exploitant l'usine de Carentan et un plan d'expérimentation a été construit. Les objectifs sont d'étudier le devenir au cours des procédés industriels du ^3H , du ^{14}C et surtout de l' ^{129}I connu pour être particulièrement accumulé par les algues et de mesurer les concentrations des différents radionucléides détectables dans les trois produits finis issus de ces procédés et dans les sous-produits de fabrication. L'approche retenue est très proche d'une précédente expérience publiée en 1989 [Masson *et al* 1989]. Le calendrier de cette expérimentation n'étant pas compatible avec celui du Groupe Plénier, le GT4 ne dispose pas pour l'instant d'informations supplémentaires par rapport à celles publiées en 1989 qui montraient que :

- pour le ^{99}Tc , le ^{106}Ru et le ^{60}Co , plus de 93% de la radioactivité initiale est éliminé par le procédé d'extraction,

- les faibles traces de ^{137}Cs , ^{125}Sb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ et ^{54}Mn ont disparu dans le produit final,
- 56% du ^{90}Sr se retrouvent dans l'un des produits finis (acide alginique produit à partir des laminaires).

Cette étude avait conclu à un impact dosimétrique négligeable pour les populations consommatrices de ces produits du fait de la dilution importante des radionucléides depuis la matière première algale jusqu'à l'homme.

4.11 Transports de combustibles irradiés

Les limites réglementaires d'intensité de rayonnement (2 mSv.h^{-1} au contact du colis et $0,1 \text{ mSv.h}^{-1}$ à 1 mètre dans le cas général [AIEA 1983]) montrent que les transports de matériaux radioactifs peuvent être une source d'exposition non négligeable. Cependant, le GT4 a décidé de ne pas traiter de scénario particulier d'exposition associé aux transports de matières radioactives depuis et vers l'usine de retraitement de COGEMA car ces voies d'exposition sont en cours d'analyse dans d'autres structures de travail comme le groupe de travail "Trafic du combustible usé" issu du Conseil National Hygiène et Sécurité et des Conditions de Travail (CNHSCT) de la SNCF. Deux documents [OPRI/IPSN 1998] [IPSN/CEPN/GRS 1997] présentant les informations disponibles concernant les estimations de doses au public (les cheminots étant considérés comme des membres du public par opposition aux travailleurs du secteur nucléaire) ont été distribués aux membres du Groupe Plénier. Dans le rapport OPRI/IPSN, les niveaux d'exposition par expédition auxquels sont soumis les cheminots (membres du public a priori les plus susceptibles d'être exposés puisqu'ils interviennent sur les colis ou à proximité) varient entre $1,8 \mu\text{Sv}$ et $4,1 \mu\text{Sv}$ selon les actions réalisées ("exploitation", "traction", "matériel"). Même si ces actions peuvent être répétées plusieurs fois au cours de l'année par le même individu, le rapport conclut que les doses reçues par les cheminots sont très faibles dans les conditions normales de travail. Les documents diffusés ne répondent cependant pas à toutes les interrogations exprimées par certains membres du Groupe Plénier comme l'exposition du public sur les quais en gare de Valognes ou l'exposition du conducteur d'une voiture qui suivrait ou doublerait un transport routier mais le GT4 souhaite que ces questions soient traitées par les structures de travail spécialisées évoquées précédemment.

4.12 Bilan de l'étude des scénarios particuliers

Les doses efficaces associées aux scénarios particuliers sont récapitulées dans le tableau 4.12.A.

Tableau 4.12.A : Récapitulatif des doses efficaces associées aux scénarios particuliers

Description du scénario particulier			Dose associée
individu du canton	Scénario moyen 1985	/an	18 µSv
	Scénario moyen 1996	/an	5 µSv
scénarios chroniques	Pêcheurs dans la zone des Huquets 1985	/an	226 µSv
	Agriculteurs au Pont-Durand 1996	/an	59 µSv
	Adulte habitant dans la zone des 1500m 1996	/an	24 µSv
groupes de référence⁷⁴	Pêcheurs de Goury 1985	/an	41 µSv
	Habitants de Digulleville 1996	/an	6 µSv
scénarios occasionnels	Pêcher près de la Conduite	/occurrence	20 µSv
	Se promener près de la Conduite	/occurrence	7,5 µSv
	Pêcher bas de cale et plots béton	/occurrence	2,75 µSv
	Se promener à l'anse des Moulinets	/occurrence	< 1 µSv
	Plonger près de la conduite	/occurrence	2,5 µSv
	Consommer un crabe (250 g) du champ proche 1985	/occurrence	313 µSv (7-12 ans)
	Utiliser l'eau de la Sainte-Hélène 1979	/occurrence	10 µSv
	Utiliser l'eau de la Sainte-Hélène 1986	/occurrence	3 µSv
	Pêcher dans la Sainte-Hélène 1979	/occurrence	0,015 µSv
	Pêcher dans la Sainte-Hélène 1986	/occurrence	2 µSv
	Jouer à l'embouchure de la Sainte-Hélène 1987	/occurrence	10 µSv
	Jouer à l'embouchure de la Sainte-Hélène 1991	/occurrence	0,5 µSv
	Se promener près du Centre Manche	/occurrence	0,5 µSv

La dose efficace reçue par la population locale a évolué dans le temps sur environ un ordre de grandeur, du fait principalement de l'évolution des activités rejetées par COGEMA.

Une activité professionnelle conduisant notamment à une consommation plus importante d'aliments locaux associée à une pratique de cette activité dans les zones les plus exposées aux rejets des usines de retraitement de COGEMA (hors champ proche) a pu conduire à des doses efficaces 10 fois supérieures à celle reçue par l'individu moyen habitant dans le canton de Beaumont-Hague (scénarios chroniques).

La pratique de comportements particuliers (par exemple l'utilisation de l'eau du ruisseau Sainte-Hélène, la fréquentation des abords de la Sainte-Hélène ou la promenade autour du Centre Manche) conduit à des incréments de dose inférieurs ou au maximum de l'ordre de grandeur de la dose efficace associée au scénario moyen (scénarios occasionnels) sauf pour le scénario " Pêcher en champ proche " pour lequel l'incrément de dose peut être beaucoup plus important mais ce dernier scénario est très peu fréquent du fait de l'interdiction de mouillage et de dragage

⁷⁴ Les groupes de référence ont été définis par COGEMA.

en champ proche et de la très faible présence de faune marine en champ proche à cause des forts courants locaux.

Les doses efficaces calculées pour les scénarios particuliers sont mises en perspective des résultats précédemment publiés par la Commission « Souleau » dans le tableau 4.12.B. Les doses efficaces présentées par la Commission « Souleau » résultaient d'estimations faites par les exploitants : groupes de référence et modèle de calcul dosimétrique des exploitants.

Tableau 4.12.B : Récapitulatif des doses efficaces associées aux scénarios particuliers

Description du scénario particulier			Dose associée
individu du canton	Scénario moyen 1985	/an	18 µSv
	Scénario moyen 1996	/an	4 µSv
scénarios chroniques	Pêcheurs aux Huquets 1985	/an	226 µSv
	Agriculteurs au Pont-Durand 1996	/an	51 µSv
Commission « Souleau »	Evaluation maximale théorique ⁷⁵ 1985	/an	112 µSv
	Evaluation maximale théorique 1996	/an	23 µSv

5. CONCLUSION

Méthodologie

La méthodologie bâtie par le GT4, pour répondre aux deux missions du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin développe deux approches :

- Mission I : la reconstitution de la cohorte des individus de 0 à 24 ans du canton de Beaumont-Hague, l'estimation des doses à la moelle osseuse reçues par ces individus dues à l'ensemble des sources d'exposition sur la période 1954-1996 de façon à estimer le risque de leucémie associé sur la période 1978-1996,
- Mission II : la recherche de scénarios particuliers correspondant à des expositions plus importantes du fait de niveaux d'exposition localement plus importants ou de comportements particuliers de la population locale.

Les deux approches ont été modélisées de la même façon en terme d'estimation des activités rejetées par les installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin, de dispersion et de transferts des radionucléides dans l'environnement. Par contre, les paramètres caractérisant le mode de vie ou la situation géographique des individus sont spécifiques de chacune des deux approches ainsi que les indicateurs dosimétriques calculés : doses délivrées annuellement à la moelle osseuse pour les individus de la cohorte et doses efficaces engagées sur la vie de l'individu pour les scénarios particuliers. Les doses collectives et le risque de leucémie ont été quantifiés uniquement pour la première approche (étude de la cohorte).

⁷⁵ L'évaluation maximale théorique de la Commission « Souleau » correspond à la somme des estimations dosimétriques pour les différents groupes de référence des exploitants et pour les années considérées.

Limites

Les valeurs d'activité rejetée par les installations et la modélisation de la dispersion et des transferts dans l'environnement, utilisées par le GT4 comme entrées du modèle dosimétrique, sont issues des travaux des autres groupes de travail (GT1 pour les activités rejetées, GT2 pour les résultats de mesures dans l'environnement et GT3 pour les meilleures estimations des concentrations en radionucléides dans l'environnement). Les calculs de doses et de risque cumulent donc les limites propres au GT4 et les limites des travaux des précédents groupes de travail. L'ensemble de ces incertitudes n'a pu être prise en compte.

De plus, certains points spécifiques des missions du GT4 ont fait l'objet de difficultés particulières. Les principales difficultés ont porté sur les points suivants :

- la modélisation des voies d'exposition associées aux embruns (utilisation du modèle empirique TORIMA sans validation préalable à la situation spécifique du Nord-Cotentin),
- la modélisation des accidents (difficultés de calage du modèle utilisé du fait de l'absence de résultats de mesures pour de nombreux radionucléides),
- la modélisation de l'exposition *in utero* (modélisations provisoires en attendant la publication des travaux de la CIPR).

Des difficultés supplémentaires liées au caractère historique de la reconstitution de doses et de risque du GT4 se sont posées (manque de certaines données pour le passé concernant notamment les modes de vie et les effectifs).

Les autres sources d'exposition (naturelles, médicales, ...) ont été traitées afin de comparer leurs niveaux d'exposition à ceux dus aux installations nucléaires industrielles du Nord-Cotentin. Cette analyse a mis en évidence la faiblesse des informations disponibles concernant l'exposition médicale et la divergence importante des modèles dosimétriques de calcul de dose à la moelle osseuse pour le radon dans la littérature. L'étude de ces sources d'exposition a donc été moins poussée et a servi uniquement à mettre en perspective les résultats associés aux installations industrielles nucléaires locales.

Toutes les difficultés citées ont fait l'objet de discussions au sein du groupe de travail et ont été résolues de façon consensuelle sauf pour les points ayant fait l'objet de réserves de la part des membres du GT4 qui sont signalées dans le présent rapport.

Etude de la cohorte des jeunes de 0-24 ans

Le GT4 a développé un modèle d'estimation des doses individuelles et collectives permettant de réaliser l'ensemble des calculs nécessaires pour reconstituer les doses individuelles et collectives délivrées à la moelle osseuse, à partir des estimations des concentrations dans l'environnement fournies par le GT3. Les paramètres du modèle concernant les effectifs de la cohorte, les modes de vie en fonction de l'âge (régime alimentaire, taux d'autoconsommation, temps passés à différentes activités) ont été définis par le GT4 à partir des données bibliographiques existantes au niveau local ou d'hypothèses retenues de façon consensuelle. Les coefficients de dose à la moelle osseuse ont été reconstitués à partir de valeurs fournies par le NRPB et validées par la CIPR. Les doses individuelles et collectives délivrées à la moelle osseuse ont ainsi pu être calculées pour toutes les générations nées entre 1954 et 1996.

La dose collective délivrée à la moelle osseuse durant l'enfance (*ex utero*) due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin est de 0,30 h.Sv pour l'ensemble de la cohorte pour la période 1954-1996. S'y ajoutent les contributions des deux principaux incidents/accidents de COGEMA, à savoir 0,04 h.Sv pour le percement de la conduite de rejet en mer de COGEMA (1979-1980) et 0,14 h.Sv pour l'incendie du silo de COGEMA (1981).

La dose collective délivrée à la moelle osseuse durant la grossesse (*in utero*) n'a été estimée que pour les expositions dues aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin car une modélisation provisoire a été retenue en attendant les travaux de la CIPR concernant la modélisation de l'exposition du fœtus. La contribution de la dose collective délivrée à la moelle osseuse *in utero* est de 0,02 h.Sv.

Ces niveaux d'exposition ont été mis en perspective avec les doses délivrées à la moelle osseuse du fait de l'ensemble des sources d'exposition (naturelles, médicales, retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl)⁷⁶. La dose collective délivrée à la moelle osseuse du fait de l'ensemble des sources d'exposition est de 322 h.Sv pour la période 1954-1996 dont 74% sont dus aux expositions naturelles, 24% sont dus à l'exposition médicale, 2% sont dus aux retombées des essais et à l'accident de Tchernobyl et 0,1% est dû aux installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin.

L'indicateur final de l'évaluation de risque de leucémie pour la cohorte est le nombre de cas de leucémie calculé dans l'optique d'une comparaison avec les résultats des études épidémiologiques disponibles sur la période 1978-1996.

Le risque de leucémie associé aux expositions aux rayonnements ionisants a été estimé pour les jeunes de 0 à 24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996. Pour cela, une cohorte incluant 6656 individus a été reconstituée, chacun étant supposé rester dans le canton jusqu'à son 25^{ème} anniversaire ou jusqu'au 1^{er} Janvier 1997 (selon la première de ces deux dates). Le cumul des années de présence entre 1978 et 1996 est de 69308 personnes-années. Le risque de leucémie est estimé en appliquant des modèles de risque absolu aux doses calculées à la moelle osseuse.

Les résultats obtenus sont des estimations moyennes du risque au sein de la cohorte. Ces estimations ont été effectuées de la façon la plus réaliste possible, mais une certaine incertitude existe autour de ces estimations moyennes, qui n'a pu être quantifiée. Notons de plus que l'approche suppose que toute dose délivrée à la moelle osseuse entraîne un risque de leucémie. Les résultats ne constituent donc pas des éléments pouvant intervenir dans la discussion de la relation existant entre l'exposition aux rayonnements ionisants et le risque de leucémie. Mais supposant cette relation, ils apportent des éléments quantitatifs permettant d'évaluer la plausibilité d'une explication de l'incidence élevée observée chez les jeunes de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 par les rejets des installations nucléaires du Nord Cotentin.

Le nombre de cas radio-induit estimé dans la population des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 associé à l'exposition due aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin durant l'enfance (*ex utero*) est de 0,0009. La prise en compte des expositions dues aux accidents survenus en 1979 (perçement de la conduite) et en 1981 (incendie du silo) porte ce nombre de cas estimé à 0,0014. Sur la base de cette estimation moyenne, la probabilité de survenue d'un cas radio-induit associé à l'exposition due aux rejets des installations industrielles nucléaires du Nord-Cotentin est égale à 1,4 pour 1000. Il est donc très peu probable que l'exposition due aux installations nucléaires locales puisse entraîner une augmentation observable en terme d'incidence de leucémie.

Le nombre de cas radio-induit estimé dans la population des individus de 0-24 ans du canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996 associé à l'ensemble des sources d'exposition durant l'enfance (*ex utero*) est de 0,835. Ce risque est attribuable pour 74% à la radioactivité naturelle et 24% à l'exposition médicale diagnostique aux rayonnements ionisants. Notons que ces sources existent également à l'échelle nationale. Le risque associé aux expositions dues aux installations nucléaires locales apparaît donc plus de 500 fois inférieur au risque attribuable aux autres sources.

La prise en compte de la dose délivrée *in utero* augmente le nombre de cas attribuable à l'exposition due aux rejets de routine des installations nucléaires locales d'environ 33%. Le nombre

⁷⁶ La fosse des Casquets n'a pas fait l'objet d'une étude spécifique. Cependant, les résultats de mesures ayant servi à valider les modèles de transferts dans l'environnement incluaient une éventuelle contribution provenant de cette source.

total de cas attribuable aux rejets de routine des installations nucléaires locales est alors de 0,0012.

Les résultats des estimations du risque de leucémie obtenues par le Groupe radioécologie Nord Cotentin sont cohérents avec les résultats des études radioécologiques anglaises antérieures.

A titre d'analyse de sensibilité, des scénarios ont évalué l'impact de comportements plus pénalisants en terme de dose sur le risque individuel. Les comportements considérés sont ceux relevés dans l'étude cas-témoins de D. Pobel et J.F. Viel publiée en 1997 (temps passé à la plage, consommation de poissons, mollusques et crustacés locaux).

Trois scénarios ont été élaborés pour évaluer l'impact de certains comportements associés à cette voie d'exposition sur le risque de leucémie :

- Le scénario "fréquentation des plages locales par les enfants durant leur enfance" montre que même une fréquentation intensive des plages (1h20 par jour pour le scénario x5) durant toute l'enfance n'augmente pas le risque de leucémie radio-induite de façon notable.
- Le scénario "fréquentation des plages locales par les mères durant la grossesse" montre que même une fréquentation intensive des plages (1h30 par jour pour le scénario x5) durant la grossesse n'augmente pas le risque de leucémie radio-induite de façon notable.
- Dans le scénario "consommation de poissons et de fruits de mer locaux", un individu qui consommerait une grande quantité de produits de la mer locaux (jusqu'à 590 g par jour) verrait son risque radio-induit augmenter de 73% environ, mais cette augmentation est due essentiellement à l'augmentation de l'exposition naturelle (pour près de 100 %).

Un autre facteur était associé au risque de leucémie dans l'étude cas-témoins : la durée de résidence dans une maison en granit ou construite sur un sol granitique. Dans leur discussion, les auteurs suggéraient que cette association pouvait refléter une liaison entre le risque de leucémie et l'exposition au radon [Pobel et Viel 1997].

Le scénario "Résidence dans une maison en granit" montre un accroissement important du risque avec le niveau de concentration en radon : vivre dans une maison avec une concentration de radon de 370 Bq.m⁻³ et une exposition tellurique multipliée par 5 (scénario x5) entraîne une augmentation du risque de près de 100% par rapport au risque pour une habitation de concentration moyenne (74 Bq.m⁻³). Cette augmentation du risque est due pour moitié à l'augmentation de l'exposition tellurique et pour moitié au radon. Néanmoins, ce résultat ne permet en aucun cas de discuter d'un lien causal entre l'exposition au radon et le risque de leucémie chez les jeunes, association par ailleurs non établie au niveau épidémiologique.

Scénarios particuliers

L'approche " scénarios particuliers " a conduit à identifier des scénarios moyens, des scénarios chroniques et des scénarios occasionnels pour lesquels les doses efficaces individuelles ont été quantifiées (cf. Tableau 4.12.A). Les principales conclusions sont les suivantes :

- la dose efficace reçue par la population locale a évolué dans le temps sur environ un ordre de grandeur, du fait principalement de l'évolution des activités rejetées par COGEMA ; l'exposition aux rejets de routine des installations industrielles nucléaires est la plus importante dans les années 1985 car les rejets en mer ont été les plus importants à cette période ;
- une activité professionnelle (agriculture ou pêche) conduisant notamment à une consommation plus importante d'aliments locaux associée à une pratique de cette activité dans les zones les plus exposées aux rejets des usines de retraitement de COGEMA (hors champ proche) a pu conduire à des doses efficaces 10 fois supérieures à celle reçue par l'individu moyen habitant dans le canton de Beaumont-Hague (scénarios chroniques) ;

- des comportements particuliers (par exemple l'utilisation de l'eau du ruisseau Sainte-Hélène, la fréquentation des abords de la Sainte-Hélène ou la promenade autour du Centre Manche) conduisent à des incréments de dose au maximum de 2 fois la dose efficace associée au scénario moyen (scénarios occasionnels). Fait exception le scénario " Pêche en champ proche " pour lequel l'incrément de dose peut être beaucoup plus important mais ce comportement est très peu fréquent de par l'interdiction de mouillage et de dragage en champ proche et la très faible présence de faune marine en champ proche à cause des forts courants locaux.

6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACRO, ACROnique du Nucléaire, n°38, 3^{ème} trimestre 1997a.
- ACRO, ACROnique du Nucléaire, n°39, 4^{ème} trimestre 1997b.
- AIEA, Normes fondamentales de radioprotection - Editions de 1982, Collection Sécurité N°9, Agence Internationale de l'Energie Atomique, Vienne, 1983.
- Beaugelin-Seiller K, Renaud P, Conséquences radioécologiques des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl dans le département de la Manche, Rapport DPPE/SERE/LERCM 98/018, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Cadarache, 1998.
- Belot Y, Roy M, Métivier H, Le tritium, de l'environnement à l'homme, Collection IPSN, Les éditions de Physique, Les Ulis, 1996.
- Bertrand M, Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991, INSEE RESULTATS N°262-263, Consommation et modes de vie N°54-55, ISSN 0998-4720, ISBN 2-11-066133-X, 1993.
- Besnus F et Peres JM, Contamination of surfaces by resuspended material, ECP1 Project, Contrat COSU-CT 93.0039, Rapport SERGD 95/28, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, 1994.
- Beutier D, Etude d'impact de l'établissement de La Hague. Note de synthèse, Note Technique COGEMA NT/0083 11/V/97.0070/Rév .0, Montigny le Bretonneux, 1997.
- Board on Radiation Effects Research. Health effects of exposure to low levels of ionising radiations. Committee on the biological effects of ionising radiations. National Research Council, ed. Washington, D.C.: National Academy Press, 1990. (BEIR V).
- Commission des Communautés Européennes, Contamination of surfaces by resuspended material, Final Report of ECP1 Project, Contrat COSU-CT 93.0039, Rapport EUR n°16527 - EN, 1996.
- Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment. The incidence of cancer and leukaemia in young people in the vicinity of the Sellafield site, West Cumbria: Further studies and an update of the situation since the publication of the report of the Black Advisory Group in 1984. United Kingdom, London: Department of Health, 1996. (COMARE IV).
- CREDOC, Les activités d'extérieur et d'intérieur dans le Nord-Cotentin, Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie, Paris, 1998.
- Degrange JP, Schneider T, Muirhead C, Haylock R, ASQRAD : un logiciel pour l'évaluation du risque radiologique, Radioprotection, Vol. 32, n°2, pp. 237-244, 1997.
- Degrange JP, Documentation des modules de calcul de doses individuelles et collectives réalisées dans le cadre des travaux du GT4 du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Note 98-22, CEPN, Fontenay-aux-Roses, 1999.
- Dionan J, Muirhead CR, Wan SL, Wrixon AD. The risks of leukemia and other cancers in Thurso from radiation exposure. Board NRP, ed. United Kingdom, London: HMSO, 1986. (NRPB-R196).
- Dionan J, Wan SL, Wrixon AD. Radiation doses to members of the public around AWRE, Aldermaston, ROF, Burghfield and AERE, Harwell. Board NRP, ed. United Kingdom, London: HMSO, 1987. (NRPB-R202).
- Doll R, Wakeford R. Risk of childhood cancer from fetal irradiation. Br J Radiol 1997; 70: 130-139.
- Dufour A, Enquête sur la consommation alimentaire dans le Nord-Cotentin pour COGEMA, Centre de Recherche pour l'Etude et l'Observation des Conditions de vie, Paris, 1998.
- Eckerman KF and Ryman JC. External exposure of radionuclides in air, water and soil, Federal Guidance Report 12, EPA Report 402-R-93-081, Washington Dc, 1993.
- Fell TP, Harrison JD, Leggett RW, A model for the transfer of calcium and strontium to the fetus, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 79, N°1-4, pp. 311-315, 1998.
- Gardner MJ, Snee MP, Hall AJ, Powell CA, Downes S, Terrell JD. Results of case-control study of leukaemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in West Cumbria. BMJ 1990;300:423-9.
- Garrow JS *et al*, The diets of British schoolchildren, Department of Health, Report on Health and Social Subjects, Her Majesty's Stationery Office, London, 1989.
- Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Rapports définitifs des GT1, GT2 et GT3, 1999.
- Guizard AV, Spira A, Troussard X, Collignon A, ARKM, Incidence des leucémies de 0 à 24 ans dans le Nord-Cotentin. Revue Epidémiol Santé Publ, 45 :530-5, 1997.
- Haywood SM, Cabianca T, Cooper JR, et al. Assessment of doses and risks posed to the Bailiwick of Guernsey by the nuclear industry. Board NRP, ed. United Kingdom, Chilton: HMSO, 1997. (NRPB-R294).
- ICRP66, Human respiratory tract model for radiological protection, International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 1993.

- ICRP67, Age-dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides : Part 2. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 1993.
- ICRP69, Age-dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides : Part 3. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 1995.
- ICRP71, Age-dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides : Part 4. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 1996.
- ICRP72, Age-dependent doses to members of the public from intakes of radionuclides : Part 5. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, 1996.
- ICRP. The ICRP Database of dose coefficients : Workers and members of the public - Version 1.0, Pergamon, 1998.
- IPSN/CEPN/GRS, Transport risk assessment study for reprocessing waste materials to be returned from France to Germany, Rapport GRS - 141, 1997.
- Jacob P, Rosenbaum H, Calculation of organ doses from environmental gamma rays using human phantoms and Monte-Carlo methods Part II : Radionuclides distributed in the air or deposited on the ground, GSF, Neuherberg, 1990.
- Laurier D, Rommens C, Etudes radioécologiques du risque associé à l'exposition environnementale aux rayonnements ionisants en Grande Bretagne. Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Note Technique SEGR/LEADS/98-74, Août 1998.
- Laurier D, Rommens C, Baron Y, Estimation de la population des 0-24 ans ayant résidé dans le canton de Beaumont-Hague entre 1978 et 1996, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Note Technique SEGR/LEADS/98-97, Oct 1998.
- Laurier D, Leucémies chez les moins de 25 ans autour d'installations nucléaires en France et à l'étranger : revue des études épidémiologiques descriptives. Radioprotection 1999 ; sous presse.
- Lubin JH, Linet MS, Boice JD, Jr., et al. Case-control study of childhood acute lymphoblastic leukemia and residential radon exposure. J. Natl. Cancer Inst. 1998;90:294-300.
- Maccia C, L'irradiation diagnostique de la population française, Actes de la IVème Conférence Internationale de l'ACOMEN (extraits), Grenoble, 5-6-7 mai 1993.
- Maccia C, Benedittini M, Lefaure C, Fagnani F. Doses to patients from diagnostic radiology in France, Health Physics Vol. 54, No. 4, pp. 39-408, 1988.
- Masson M, Germain G, Eyssautier B, Grauby A, Evolution de la radioactivité de produits marins des Côtes de la Manche au cours de la transformation agro-alimentaire (algues) ou au cours de la préparation culinaire (moules), Seminar on Radioactivity transfer during food processing and culinary preparation, Cadarache (France), 18-21 septembre 1989.
- Mathieu PY, Mathieu C, Etude du régime alimentaire des habitants de la région de Flamanville, Etude faite à la demande de la Section de Radioécologie du CEN Cadarache, Bureau d'étude de géographie et d'écologie appliquée, 1978.
- Merle-Szeremeta A et Rommens C, Description du calcul de doses - GT4 du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Note Technique SEGR/SAER/99-36 Indice 1, 1999.
- Métivier H et Roy M, Dose efficace liée à la consommation d'eau minérale naturelle par l'adulte et le nourrisson, Radioprotection, Vol.32, n°4, 1997.
- Mills A, and Tyler H, Food and nutrient intakes of British infants aged 6-12 months, MAAF, London, 1992.
- Muir CS, Waterhouse J, Mack T, Powell J, Whelan SL. Cancer incidence in five continents - Vol V. France, Lyon: IARC, 1987. (IARC Scientif. Pub. n°88).
- Muirhead CR, Kneale GW. Pre-natal irradiation and childhood cancer. J Radiol Prot 1989; 9: 209-212.
- Nguyen Huu T, Liautard Y, Richard D, Conditions de vie et consommation alimentaire des français - Année 1967, Les Collections de l'INSEE, Ménages, Collection N°2 (C2), classement INSEE M1, 1969.
- NRPB. Estimates of late radiation risks to the UK population. Documents of the NRPB, 4, n° 4, 15-157, 1993.
- OPRI, Rapport de synthèse sur l'usine de La Hague, OPRI, Le Vésinet, 16 juillet 1997.
- OPRI/IPSN, Evaluation de l'exposition externe aux rayonnements ionisants des agents de la SNCF - Valognes le 16 septembre 1998, rapport OPRI/IPSN, 08/10/98.
- OMS, Banque de données électronique de l'OMS, 1998.
- Petoussi N, Jacob P, Zankl M, Saito K, Organ doses for fetuses, babies, children and adults from environmental gamma rays, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 37, N°1, pp. 31-41, 1991.
- Pirard P, Robé MC, Roy M in Métivier H, Robé MC, Le radon de l'environnement à l'homme. Collection IPSN, EDP Sciences, Les Ulis, 1998.
- Pobel D, Viel JF. Case-control study of leukaemia among young people near La Hague nuclear reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited. BMJ 1997;314:101-106.
- Preston DL, Kusumi S, Tomogura M et al. Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part III: leukaemia, lymphoma and multiple myeloma, 1950-87. Radiat Res 1994; 137: S68-S97.
- Richardson RB, Eatough JP, Henshaw DL. Dose to red bone marrow from natural radon and thoron exposure. The British Journal of Radiology, 64, pp. 608-624, 1991.
- Robinson CA, Memorandum - Generalised habit data for radiological assessments, NRPB M636, Chilton, 1996.
- Rommens C, Etudes d'impact radiologique autour des sites nucléaires - Une revue des données de mode de vie - 1ère partie : Les budgets temps et autres paramètres (hors alimentaires), Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Note Technique SEGR/SAER/98-84 Indice 1, Fontenay-aux-Roses, 1998.
- Rommens C et Drombry C, Mise en oeuvre de l'Assurance Qualité dans les calculs du GT3 (Milieu terrestre) et du GT4, Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Note Technique SEGR/SAER/98-107 Indice 1, Fontenay-aux-Roses, 1998.

- Simmonds JR, Robinson CA, Philipps AW, Muirhead CR, Fry F. Risks of leukemia and other cancers in Seascale from all sources of ionising radiation exposure. Board NRP, ed. United Kingdom, Chilton: HMSO, 1995. (NRPB-R276).
- Thomassin A. ACCI38 - Notice Théorique, Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire, Note Technique SEGR/SAER/98-61 Indice 1, Fontenay-aux-Roses, 1999.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiation. New York: United Nations, 1982.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risks of ionising radiation. New York: United Nations, 1988.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiation. New York: United Nations, 1993. (UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes).
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiation. New York: United Nations, 1994. (UNSCEAR 1994 Report to the General Assembly, with scientific annexes).
- Urquhart JD, Black RJ, Muirhead MJ, et al. Case-control study of leukaemia and non-Hodgkin's lymphoma in children in Caithness near the Dounreay nuclear installation. *BMJ* 1991;302:687-92.
- Van de Ven-Breken TJ, Brenot J, Bonnefous S, Noordijk H, Leenhouts HP, Consumption of food in EC countries CEC - research programme Post Chernobyl - Action 5 : underlying data for derived emergency reference levels, 1990.
- Viel JF, Pobel D, Carre A. Incidence of leukaemia in young people around the La Hague nuclear waste reprocessing plant: a sensitivity analysis. *StatMed* 1995;14:2459-2472.

**A
N
N
E
X
E
S**

**G
É
N
É
R
A
L
E
S**

ANNEXES GÉNÉRALES

Annexe 1	Lettres de mission
Annexe 2	Composition du groupe plénier et des groupes de travail
Annexe 3	Intitulé complet des sigles
Annexe 4	Remarques ou réserves de membres du Groupe ou d'associations extérieures
Annexe 5	<p>Lettres adressées à la présidente du Groupe de la part :</p> <ul style="list-style-type: none">- des exploitants nucléaires ayant contribué à l'établissement du terme source (GT1),- des responsables de laboratoires ayant contribué à l'établissement de l'inventaire (GT2) <p>confirmant leur accord sur les données présentées.</p>

ANNEXE 1

Paris le 25 AOUT 1997

Madame,

Nous vous remercions d'avoir accepté la présidence du groupe radioécologie dont nous avons décidé la mise en place à la suite des recommandations du "Comité scientifique pour une nouvelle étude épidémiologique dans le Nord Cotentin", qui a été présidé par le Professeur Charles SOULEAU à la demande de nos prédécesseurs.

Vos objectifs seront les suivants :

- dresser un inventaire des rejets radioactifs liquides et gazeux effectués par les installations nucléaires dans le Nord Cotentin ;
- faire un bilan de la surveillance de la radioactivité des différents milieux de l'environnement et produits de la chaîne alimentaire ;
- faire un bilan des doses délivrées aux populations les plus exposées en y incluant les doses dues aux expositions naturelle et médicale ;
- estimer le risque associé aux doses reçues.

Nous avons bien conscience de l'importance du travail nécessaire pour mener à bien cette tâche mais nous tenons, en tout état de cause à disposer d'un rapport d'étape de votre groupe dans les six mois.

Madame Annie SUGIER
Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
B.P. 6
92265 FONTENAY aux ROSES Cédex

De plus, conformément au rapport qui nous a été remis le 1er juillet par le "Comité scientifique pour une nouvelle étude épidémiologique dans le Nord Cotentin", nous vous demandons que vous réalisiez en premier lieu les travaux suivants :

- faire le point des connaissances sur le comportement des radionucléides dans l'environnement pour vérifier les estimations des exploitants ;
- établir les comparaisons nécessaires entre les résultats des mesures et les modèles de transfert dans l'environnement ;
- évaluer de la façon la plus réaliste possible la dose reçue par les personnes les plus exposées.

Nous souhaitons, sur ces trois points, disposer d'un document de votre groupe sous quatre mois.

Vous maintiendrez la composition du groupe telle qu'elle a été initialement établie et vous pourrez auditionner toute personne ou organisme pouvant contribuer à vos travaux.

Si une évolution de la composition présente du groupe vous apparaissait nécessaire, vous voudrez bien nous la soumettre en temps opportun.

Nous vous prions d'agréer, Madame, l'expression de nos salutations les meilleures.

Dominique VOYNET



Bernard KOUCHNER



**La Ministre de l'Aménagement
du Territoire et de l'Environnement**

Le Secrétaire d'Etat à la Santé

Paris, le 27 NOV. 1997

Objet : Groupe radioécologie Nord-Cotentin.

P.J.: 1

Madame la Directrice,

Dans votre lettre du 1^{er} octobre, vous nous faites part de la méthode de travail que vous avez choisie afin de mener à bien la mission que nous avons confiée au groupe *Radioécologie Nord-Cotentin* dont `vous assurez la présidence. De plus. vous soumettez à notre attention une proposition d'élargissement de la composition du groupe.

Cette ouverture nous semble en effet souhaitable tout en veillant à maintenir la capacité du groupe à travailler de manière productive.

Nous approuvons la proposition d'élargissement telle que vous la formulez (cf. Annexe 1). Elle nous apparaît donner également satisfaction à la demande que nous avons reçue de Monsieur CAZENEUVE, Président de la Commission Spéciale et Permanente d'Information de La Hague. Nous notons aussi la présence de trois experts étrangers parmi les membres du groupe plénier, ce qui répond bien à notre souci d'ouverture sur la communauté scientifique européenne.

Nous vous rappelons enfin que les résultats de vos travaux devront être disponibles en temps utile pour être pris en compte dans les procédures de révision des textes régissant le fonctionnement de l'usine COGEMA de La Hague en 1998.

Nous vous prions de croire, Madame la Directrice, à l'assurance de notre considération.

Dominique VOYNET



Bernard KOUCHNER



Madame Annie SUGIER.

Directrice Déléguée à la Protection
Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
B.P. 6

92265 FONTENAY-AUX-ROSES Cédex

IPSN - - 1.12.97 - O6720

ANNEXE 2

COMPOSITION DU GROUPE RADIOÉCOLOGIE NORD-COTENTIN

MEMBRES DU GROUPE PLÉNIER			
Nom	Application	Nom	Application
Mme AMIARD-TRIQUET	CNRS	M. Le CORRE / M. GUILMIN *	EdF
M. AUVERLOT	ANDRA	Mme HERBELET	OPRI
M. BARBEY	ACRO	M. LAURENT	COGEMA
M. BARON	GEA	M. LORTHIOIR	IPSN
Mme BRETHERAU	IPSN	M. MURITH	OFSP
M. BURKART	BFS	M. PASQUIER	OPRI
M. LEDENVIC / M. CALMET *	IPSN	Mme ROMMENS	IPSN
M. CHAREYRON / M. DESBORDES *	CRII-RAD	Mme SENÉ	CSPI
M. CROUAIL	CEPN	Mme SUGIER (Présidente)	IPSN
Mme SARFATI / Mme DECOBERT *	COGEMA	Mme VALENTIN-RANC	ANDRA
M. BEROUX / M DELISLE *	EdF	M. WRIXON	NRPB
M. GERMAIN	IPSN	M. ZERBIB	CSPI
M. GOUMONDY	IPSN		

* Monsieur CALMET a remplacé Monsieur LEDENVIC à partir de mars 1999

* Monsieur GUILMIN a remplacé Monsieur Le CORRE à partir de mars 1999

* Madame DECOBERT a remplacé Madame SARFATI à partir d'octobre 1998

* Monsieur DELISLE a remplacé Monsieur BEROUX à partir d'octobre 1998

* Monsieur DESBORDES a remplacé Monsieur CHAREYRON à partir de juin 1999

MEMBRES DU GT1			
Nom	Application	Nom	Application
Mme BAGANZ	COGEMA	M. LEBAR	COGEMA
M. BARBEY	ACRO	M. GOUMONDY (secrétaire)	IPSN
M. BOURCIER	EdF	Mme ROMMENS	IPSN
M. DIANA	OPRI	Mme SENÉ	CSPI
M. DURET	ANDRA	M. ZERBIB (animateur)	CSPI

MEMBRES DU GT2			
Nom	Application	Nom	Application
Mme AMIARD-TRIQUET	CNRS	Mme HERBELET	OPRI
M. BARON	GEA	M. KALIMBADJIAN	COGEMA
M. BEUTIER	NUSYS	M. KLEIN	ISTE
M. CHAREYRON	CRII-RAD	M. LE CORRE	EdF
M. CLAREBOUT	ACRO	M. MASSON	IPSN
M. DURET	ANDRA	M. PETRON	LDA
M. FIEVET	IPSN	M. PIGREE	ACRO
M. GERMAIN (animateur- secrétaire)	IPSN	Mme ROMMENS	IPSN
M. GUARY	CSPI	Mme SICLET	EdF

MEMBRES DU GT3			
Nom	Application	Nom	Application
M. AMIARD	CNRS	M. DUBOIS	COGEMA
M. BAILLY DU BOIS	IPSN	Mme LECLERC-CESSAC	ANDRA
M. BOILLEY	ACRO	M. LEDENVIC	IPSN
M. BORDIER	COGEMA	Mme LISSORGUES	EdF
M. CALMET (animateur-secrétaire)	IPSN	M. MARCHAND	EdF
Mme DELLERO	NUSYS	Mme MERLE-SZEREMETA	IPSN
M. DESBORDES	CRII-RAD	Mme ROMMENS	IPSN
		Mme SICLET	EdF

MEMBRES DU GT4			
Nom	Application	Nom	Application
Mme BAGANZ	COGEMA	Mme HUBERT	EdF
M. BARBEY	ACRO	M. LAURIER	IPSN
M. BARON	GEA	M. LE BAR	COGEMA
Mme BRETHEAU (animateur-secrétaire)	IPSN	Mme LECLERC-CESSAC	ANDRA
		M. LEDENVIC	IPSN
Mme DELLERO	NUSYS	Mme LISSORGUES	EdF
M. DESBORDES	CRII-RAD	Mme MERLE-SZEREMETA	IPSN
Mme DOMBRY-RINGEARD	IPSN	Mme ROMMENS	IPSN
M. HARTMANN	EdF	Mme SENÉ	CSPI

ANNEXE 3

INTITULE COMPLET DES SIGLES

ACRO	A ssociation pour le C ontrôle de la R adioactivité dans l' O uest
ANDRA	A gence N ationale pour la gestion des D échets R adioactifs
CNRS	C entre N ational de la R echerche S cientifique
CRII-RAD	C ommission de R echerche et d' I nformation I ndépendantes sur la RAD ioactivité
CSPI - CNAM - INTECHMER	C ommission S péciale et P ermanente d' I nformation près l'établissement de La Hague - C onservatoire N ational des A rts et M étiers - I nstitut des T ECHniques de la M ER
EDF - DSRE	E lectricité D e F rance - D épartement S écurité R adioprotection E nvironnement
EDF - DER	E lectricité D e F rance - D irection des E tudes et R echerches
GEA - MARINE NATIONALE	G roupe E tudes A tomiques - M arine N ationale
IPSN/LERFA	I nstitut de P rotection et de S ûreté N ucléaire/ L aboratoire d' E tudes R adioécologiques de la F açade A tlantique
IPSN/DPHD	I nstitut de P rotection et de S ûreté N ucléaire/ D épartement de P rotection de la santé de l' H omme et de D osimétrie
LDA 50	L aboratoire D épartemental d' A nalyses de la M anche
OPRI	O ffice de P rotection contre les R ayonnements I onisants

ANNEXE 4

Pierre BARBEY

Conseiller scientifique de l'ACRO

Membre du Comité Radioécologie Nord-Cotentin

Travaux du Comité Radioécologie Nord Cotentin Réserves et remarques de l'ACRO

07 juillet 1999

Le texte qui suit a été présenté à la dernière réunion plénière du Groupe Radioécologie Nord Cotentin. Pour certaines de ces réserves ou remarques, l'idée sous-tendue a pu être prise en compte à travers les amendements apportés au projet de « Note de synthèse » discuté ce 07 juillet et accepté dans sa version finale par le représentant de l'ACRO. Néanmoins, pour une compréhension claire des points de divergence, nous avons souhaité sa publication intégrale en annexe au document de synthèse.

1 - Le comité Radioécologie Nord Cotentin a travaillé pendant 2 ans pour tenter de reconstituer, de façon rétrospective, les doses de radiations reçues par la population de La Hague du fait des installations nucléaires du Nord Cotentin. Une de ses missions (exposées en détail dans la note de synthèse) a conduit le Comité à calculer le risque de leucémie pour les jeunes de 0 à 24 ans durant la période de 1978 à 1996.

2 - Deux éléments méritent d'être soulignés car ils soulignent l'aspect novateur de la démarche souhaitée à l'origine par les Ministres de tutelle et la Présidente du Comité :

- cette étude serait menée de façon approfondie en recherchant sans cesse l'exhaustivité,
- malgré des réticences initiales, des représentants associatifs seraient associés à ce travail.

3 - La présence du mouvement associatif ne doit pas masquer l'important déséquilibre qui existe entre les différents groupes d'acteurs en terme de moyens matériels, de potentiel humain (le bénévolat et ses limites...), d'outils d'évaluation et même d'expérience dans un domaine traditionnellement réservé aux opérateurs et aux milieux institutionnels. C'est là une des raisons de l'attitude de réserve que le milieu associatif doit conserver.

Réserves sur le calcul du risque :

4 – Les résultats auxquels le Comité aboutit peuvent être de façon très réduite résumés en deux points :

- pour l'approche « cohorte », le risque calculé de leucémie du aux installations nucléaires est de 0,0017 (risque absolu) à 0,0021 (risque relatif)⁷⁷ ;
- pour l'approche « scénarios particuliers », certaines situations traitées ont pu conduire à des niveaux de dose engagée de quelques centaines de μSv voir de l'ordre du mSv.

⁷⁷ Chiffres extraits du rapport GT4 (version finale).

5 - Notre principale réserve porte sur la démarche « réaliste » retenue par le Comité pour la reconstitution des doses reçues par la cohorte et le risque qui en découle. Nous continuons à penser qu'en matière de radioprotection, toute évaluation d'impact sanitaire doit être menée de façon conservatrice car en l'absence de la mesure précise de l'incertitude liée au calcul « réaliste », seul la démarche « enveloppe » garanti qu'elle contient la vraie valeur de l'impact.

6 - Il est vraisemblable qu'il y a eu sur-interprétation de la Directive Européenne. Comme cela est apparu à maintes reprises dans les discussions au sein du Comité, le « *réalisme* » doit-il être compris comme le « *plausible* » ou le « *prouvé* » ? Cette divergence essentielle peut être illustrée par un exemple concret. Le Comité a choisi de retenir que toute la consommation de mollusques des habitants de La Hague (pointe Nord-Ouest) provient de Saint Vaast La Hougue (côte Est). Pourquoi ? Parce que l'on a pas la preuve que la production de mollusques dans la région de La Hague puisse satisfaire les besoins de la consommation. Adieu brelins noirs, brelins coques (buccins), patelles que l'on pêche à pied ; exit les bancs d'ormeaux et de coquilles saint jacques (cf. P.J) exploités par les pêcheurs locaux ainsi que les bulots et les seiches... Ces pratiques existent pourtant bel et bien et, d'un point de vue rétrospectif, elles ont joué un rôle non seulement comme loisir prisé dans la région mais aussi comme complément bien utile pour des revenus modestes. Il ne s'agit pas d'un simple détail compte tenu de la contribution de la voie « ingestion marine » à la dose.

Au passage, et pour cette même raison, il convient de souligner que la ration « mollusques » de la classe d'âge 15 ans est nettement sous-estimée (7 fois inférieure à celle de l'adulte !).

7 — La comparaison effectuée par le GT3 entre les modèles environnementaux et les moyennes annuelles de mesures dans l'environnement a permis d'avoir une certaine confiance dans la modélisation du devenir des rejets marins, à l'exception notable de quelques radionucléides, pourtant importants en terme de dose (C14 par ex.), et du champ proche. En revanche, pour les rejets atmosphériques, les mesures de Kr85 ont permis de préciser les limites de validité des modèles généralement utilisés, mais n'ont pas permis de proposer une alternative totalement validée en dehors des limites de validité du modèle. Les valeurs issues de la littérature étant parfois très dispersées, les choix du groupe sont souvent arbitraires. L'ACRO se déclare donc incompétente pour juger des modèles aériens et pense que ceux utilisés par le Comité ne peuvent en l'état devenir des références.

Enfin, il convient de noter que pour ce qui concerne la contamination des nappes phréatiques, les modèles d'écoulement n'ont pas pu être étudiés.

8 - En définitive, plusieurs éléments soulignés ci-après justifient notre principale interrogation, objet de nos réserves :

8 - 1. Il apparaît clairement qu'un grand nombre de paramètres interviennent pour le calcul de la dose et du risque associé et que pour la plupart d'entre eux existe une marge d'incertitude.

8 - 2. Cette marge d'incertitude peut être importante (un facteur 10 et parfois plus), notamment pour des paramètres qui ont des conséquences directes en terme de dose.

8 - 3. Malgré un important travail réalisé pour modéliser la voie d'exposition aux rejets atmosphériques, le Comité est conscient des lacunes qui existent pour calculer l'impact en milieu terrestre.

8 - 4. L'exposition in utero, à travers la dose délivrée au fœtus, pourrait contribuer de façon significative au risque. Mais là encore la modélisation est entachée d'une forte incertitude : entre les premières estimations (calcul enveloppe) et les corrections « réalistes » actuelles, il y a un facteur 10...

8 - 5. Au-delà de ces incertitudes, il y a des manques connus ou inconnus. Ainsi, l'impact des embruns est intégré pour la voie ingestion mais pas pour la voie inhalation par défaut de modèle. La dose reçue in utero du fait des accidents n'a pas été calculée. Par ailleurs, le Comité, dans le souci très positif de rechercher l'exhaustivité, a ajouté près de 40 radionucléides à ceux établis par les exploitants ; rien cependant ne permet d'écarter l'hypothèse que l'on passe à côté d'autres radionucléides non identifiés qui pourraient contribuer à la dose. Enfin, concernant les réacteurs, le terme source a été considéré égal à

0 pour certains radionucléides parce que « *inférieur à la limite de détection* ». Cependant, compte tenu du débit de rejet, il est vraisemblable qu'en valeur cumulée annuelle, on écarte du bilan une activité réelle mais non quantifiée en raison du mode de contrôle actuel.

L'incertitude globale qui accompagne le calcul de dose et de risque associé est vraisemblablement grande (surtout dans la démarche d'une approche « réaliste ») mais n'a pu être calculée ; aussi, quels arguments fiables avons-nous pour affirmer que l'on ne peut se tromper d'un facteur 30, c'est-à-dire que la marge supérieure de l'incertitude est inférieure à ce facteur ? A partir de ce facteur, compte tenu d'un risque de $2,1 \cdot 10^{-3}$ (relatif), la probabilité d'expliquer 1 cas de leucémie par l'exposition aux installations nucléaires devient supérieure à 5% et cesse d'être liée au seul fait du hasard.

Réserves sur les scénarios

9 - Pour la constitution de scénarios particuliers, si la démarche est ici plus enveloppe, elle n'en garde pas moins un caractère minorant eu égard aux données de temps d'exposition ou de quantités consommées retenues ; il appartiendra à chacun de retenir les valeurs qui lui semblent plus adaptées [cf. temps d'exposition à la canalisation ou à proximité du site ANDRA ou quantité de crustacés pêchés en champ proche...].

10 - Néanmoins, pour ce qui est de l'état de l'environnement au Nord du CSM, là encore l'option « réalisme » a conduit à écarter la consommation d'eau contaminée et l'arrosage de jardins par cette même eau⁷⁸. D'un point de vue rétrospectif, des calculs sont effectués sur différentes années jusqu'en 1979. Dès lors que des points d'eau chez des particuliers (puits, lavoir, abreuvoir...) apparaissent encore marqués 20 ans après, comment peut-on écarter avec tant d'assurance ces voies d'exposition que l'exploitant lui-même prenait en compte dans l'approche réglementaire de ses dossiers ?

Réserves/Remarques particulières

11 - La présentation des résultats devrait clairement indiquer les limites de nos investigations.

Tout d'abord, le Comité n'avait pas pour mission de traiter de l'ensemble des cancers (ce qui pourrait être une demande ou une interrogation des populations locales). Ensuite, le calcul de risque pour les leucémies ne porte que sur une période de vie donnée et sur une population donnée (terme de la mission suite aux travaux de J.F. Viel). En ce sens, cette évaluation limitée ne peut traduire à elle seule l'impact sanitaire des installations nucléaires du Nord Cotentin.

12 - Pour ce qui est des seules leucémies, le risque est déduit du calcul de la dose collective pour les jeunes du canton de Beaumont-Hague. Il importe de souligner qu'il s'agit d'une dose collective partielle au regard de l'influence globale des installations (pour répondre à l'approche « cohorte »). Afin de déterminer la dose collective globale (dans un but certes différent), il conviendrait de prendre en compte la fraction de la radioactivité consommée par d'autres populations, que celle étudiée pour le canton de Beaumont-Hague, pour arriver à une estimation plus complète de l'impact sanitaire⁷⁹.

13 - Bien qu'il ne relevait pas de la compétence du Comité de traiter de l'élaboration des modèles de risque, il convient là encore de souligner quelques points qui incitent toujours à un jugement pour le moins nuancé :

⁷⁸ Ce choix explique, pour l'essentiel, la différence entre les résultats présentés ici (10 µSv) et ceux présentés par le Comité SOULEAU (75 µSv).

⁷⁹ voir le débat que nous avons eu sur les bancs de mollusques, dont nous avons souligné l'existence locale, mais qui n'ont pas été retenus dans les rations alimentaires car cette production serait censée être exportée...

- La relation dose / effet est largement déduite des études sur les survivants d'H-N pour lesquels le mode d'exposition est relativement différent de celui des expositions environnementales (dose forte aiguë vs dose faible chronique..) ;
- Pour le calcul du risque, on ne prend pas en compte d'autres facteurs de risque pouvant agir en synergie ; pourtant aujourd'hui l'approche multifactorielle est un point fort de la compréhension de l'émergence des cancers.

14 - La représentation en % de l'ensemble des sources d'exposition aux radiations souligne l'importance du naturel et du médical par rapport aux installations nucléaires. Cette représentation est discutable compte tenu de l'incertitude qui existe sur l'exposition médicale (4 fois plus importante ici que dans l'étude anglaise). En l'absence d'étude précise, le Comité a retenu l'estimation actuelle de la moyenne nationale. La transposition sur une population plus rurale mais aussi ne concernant que les jeunes (tendance à moins solliciter les structures médicales...) et surtout dans une optique rétrospective (absence d'examens contribuant fortement à la dose tels le scanner...) tend vraisemblablement à majorer cette fois les doses reçues par les examens diagnostiques.

15 - En conclusion, il nous semble important de souligner, par ces réserves, les incertitudes qui existent sur le calcul du risque et les limites de l'exercice afin d'éviter toute conclusion tranchée et sans appel. La difficulté qui existe à établir une relation de cause à effet ne constitue pas pour autant la preuve de l'absence de cette relation causale. Ce regard critique (autocritique) ne doit pas pour autant masquer l'importance du travail réalisé au cours de ces deux années et sa dimension novatrice (sur ces points, nous partageons totalement les commentaires exprimés par la Présidente du Comité). Enfin, il peut être admis qu'un réel débat s'est instauré entre les différents acteurs et que certaines des propositions que nous avons formulées ont pu être prises en compte soit dans l'approche cohorte, soit dans l'approche scénarios.

Pièce jointe

Bien que des bancs de coquilles St jacques existent en bordures des côtes de La Hague, très peu de mesures ont été réalisées sur ces indicateurs dans le milieu des années 80. Pour la catégorie des mollusques, la plupart des laboratoires contrôlent des patelles. Cependant, dans les résultats du SPR Cogema, on trouve une analyse de coquilles St jacques pêchées à Auderville en 1984. Le tableau ci-dessous (dernière colonne) permet d'observer le décalage qui existe entre cette activité réelle à Auderville et l'activité calculée à Barfleur, choix retenu par le Comité comme lieu de prélèvements.

		Goury 1985	Goury 1985	Barfleur 1985	Auderville 1984	ratio
	F.C.	Act. (Bq/m3)	Act. (Bq/kg)	Act. (Bq/kg)	Act. (Bq/kg)	Auderville / Barfleur
	mollusques	Eau de mer	mollusques	mollusques	Coq St Jacq	
54Mn	10000	1,55E-01	1,55E+00	7,75E-01	4,10E+00	5,3
58Co	2000	3,49E-01	6,98E-01	3,49E-01	4,10E+00	11,7
60Co	2000	1,17E+01	2,34E+01	1,17E+01	2,80E+01	2,4
65Zn	80000	9,30E-02	7,44E+00	3,72E+00	1,40E+01	3,8
106RuRh	600	6,66E+02	4,00E+02	2,00E+02	8,00E+02	4,0
110mAg	40000	1,02E-02	4,08E-01	2,04E-01	2,20E+01	107,8
125Sb	20	8,31E+01	1,66E+00	8,31E-01	4,40E+00	5,3
134Cs	50	6,24E+00	3,12E-01	1,56E-01	2,60E+00	16,7
137Cs+Ba	50	4,48E+01	2,24E+00	1,12E+00	2,80E+01	25,0
144Ce+Pr	1500	3,32E+00	4,98E+00	2,49E+00	2,40E+01	9,6

A View from the Foreign Experts

The reports of an increase in incidence of leukemia amongst young persons in the Nord Cotentin clearly necessitated a thorough study of the radiological situation. Such studies are by no means straightforward. They require the input of professionals from a range of scientific disciplines such as reactor physics, radiochemistry, ecology, radiation dosimetry and radiation biology. Even then, the information available will inevitably be incomplete. Judgments will be required and any quantitative results will be subject to uncertainties. Nevertheless, in spite of their limitations, they facilitate understanding and are of considerable assistance to decision makers. They also help to provide an appropriate perspective for the public.

In the context of this particular study, we, as the three foreign experts, wish to record that they regard the endeavours of the Groupe Radioécologie Nord Cotentin, which was set up by the Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement and the Secrétaire d'Etat à la Santé as substantial. Although similar studies have been undertaken in other countries, we consider that this particular study has a number of unique features :

- its attempt to be as exhaustive as possible in the development of information on the radioactive discharges, over a large number of years, from all the relevant nuclear sites in the area, and in reviewing the data on the levels of radioactivity in the environment; and
- its thoroughness in the review of the models of the behaviour of radionuclides in the environment to be used in the calculation of radiation dose.

The uniqueness of the composition of the Groupe also has to be recognised, comprising as it does, individuals from the various interested groups, viz, operators, regulators, and independent environmental associations. Even we, as foreign experts, found ourselves in the unique position of being able to assist in work that was very much a national matter. We greatly respect the openness of those who took the decision to invite us and the freedom that we were given to assist with the work. In particular, one of us (Christophe Murith) provided assistance in the interpretation of environmental measurements and undertook a series of measurements in the vicinity of the nuclear installations; another (Werner Burkart) provided assistance with the modeling of the movement of radionuclides in the environment, radiation dosimetry and radiation biology; the third (Antony Wrixon) provided a link with the NRPB, a body that had undertaken a number of similar studies around nuclear installations in the United Kingdom.

As observers of what was essentially a national matter, we also wish to note that we were very impressed by the way in which the various groups represented were able to work together under circumstances in which the debate was not far removed from public scrutiny. We would also wish to record that we were impressed by Mme Sugier's leadership of the group; we consider that she led the group in a most professional and sensitive way.

We consider that the final results of radiation doses and risks of radiation-induced leukemia to young persons living in the Beaumont-Hague district are robust and should be seen as best estimates on the basis of present knowledge. These results indicate that the nuclear installations have contributed little to the radiological risk and would not lead to any observable increase in health effects. The group clearly recognised that results are subject to some uncertainty, and although attempts were made to reduce these to a minimum, they nevertheless remain. There may be some value in undertaking further specific studies to refine the knowledge of some of the parameters and the calculational models used. However, we believe that such further studies are unlikely to change dramatically the conclusions implicit in the results. In this context, we note that the UK studies were confronted with similar problems of uncertainty in their calculations of the risks of radiation-induced leukemia around nuclear installations. These studies produced similar results to those in the present study, but no comprehensive uncertainty analysis was considered necessary.

On the other hand, we consider that the study clearly shows the significance of exposures from medical practices and natural sources of radiation. The calculations of exposures from these sources were based on much less information than those from the nuclear installations. Furthermore, it is well known that both types of exposure vary considerably from one region to another and even within a region. We therefore consider that they both would undoubtedly be worthy of further investigation to determine their magnitude more precisely and eventually what be done to reduce them.

Finally, we note that the group identified a number of possible reference or critical groups. Such groups comprise those who are considered as receiving the highest exposures and are therefore of particular interest in the context of ensuring that members of the public are not exposed to excessive levels. Because the group identified a number of possible reference groups in addition to those already identified by the operators and the regulators, we would recommend that further work be done to determine more precisely what are the actual reference groups and to seek agreement on these with all concerned. This would necessitate studies of habits as well as measurements of radioactivity in the environment.

L'avis d'experts étrangers

L'observation d'un nombre élevé de cas de leucémie parmi les jeunes sujets dans le Nord Cotentin a conduit à réaliser une étude complète de la situation radiologique. De telles études sont loin d'être simples. Elles nécessitent la participation d'experts travaillant dans de nombreux domaines scientifiques tels que la neutronique, la radiochimie, l'écologie, la radiodosimétrie et la radiobiologie. Ceci étant, les informations disponibles sont forcément incomplètes. Des expertises sont nécessaires et tout résultat quantitatif est associé à des incertitudes. Néanmoins, en dépit de leurs limites, elles facilitent la compréhension et fournissent une aide aux décideurs. Elles contribuent également à fournir une perspective adéquate pour le public.

Dans le cadre de l'étude en question, nous, en tant qu'experts étrangers, considérons qu'un effort considérable a été fourni par le Groupe Radioécologie Nord Cotentin, mis en place par la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et le Secrétaire d'Etat à la Santé. Même si des études similaires ont été effectuées dans d'autres pays celle-ci est à notre avis « unique » quant aux aspects suivants :

- sa recherche de l'exhaustivité des informations sur les rejets radioactifs, sur de nombreuses années, émanant de tous les sites nucléaires environnants, ainsi que des données sur les niveaux de radioactivité dans l'environnement ; et
- l'examen très complet des modèles représentant le comportement des radionucléides dans l'environnement, destinés à être utilisés pour le calcul des doses.

La composition également « unique » du Groupe mérite d'être soulignée, puisqu'elle comporte des personnes faisant partie des différents groupes concernés, notamment des exploitants, des organismes réglementaires et des associations écologiques indépendantes. Nous aussi, en tant qu'experts étrangers, avons eu le privilège unique de pouvoir participer à des travaux d'intérêt essentiellement national. Nous avons infiniment de respect pour l'ouverture d'esprit de ceux qui nous ont invités et pour la liberté qui nous a été accordée dans l'exécution de nos travaux. Plus particulièrement, l'un d'entre nous (Christophe Murith) a contribué à l'interprétation de mesures effectuées dans l'environnement et a réalisé une série de mesures à proximité des installations nucléaires ; un autre (Werner Burkart) a contribué à la modélisation du transfert des radionucléides dans l'environnement, à la dosimétrie et à la radiobiologie ; grâce au troisième (Antony Wrixon) un lien s'est forgé avec le NRPB, organisme qui a conduit de nombreuses études similaires dans l'environnement immédiat des installations nucléaires au Royaume Uni.

En tant qu'observateurs dans un contexte principalement national, nous souhaitons également déclarer que nous avons été très impressionnés par la façon dont les différents groupes concernés ont su travailler ensemble dans des circonstances où le débat était suivi de très près par le public. Nous souhaitons également faire savoir que nous avons été impressionnés par la façon dont Mme Sugier a présidé le Groupe ; nous considérons qu'elle l'a fait avec professionnalisme et beaucoup de tact.

Nous considérons que les résultats définitifs des doses d'irradiation et des risques de leucémie dus à l'irradiation pour les jeunes habitant le canton de Beaumont-Hague sont solides et devraient être considérés comme les meilleures estimations au regard des connaissances actuelles. Ces résultats démontrent que les installations nucléaires contribuent très peu au risque radiologique et ne conduiraient à aucune augmentation notable des effets sanitaires. Il est clair que le Groupe était conscient de l'incertitude des résultats, et même si tout a été mis en oeuvre afin de la réduire au maximum, elle subsiste néanmoins. Il pourrait s'avérer utile d'effectuer des études précises complémentaires dans le but de d'affiner la connaissance de certains paramètres et modèles de calcul utilisés. Cependant, nous pensons que de telles études complémentaires ne sont pas susceptibles de modifier de façon importante les conclusions suggérées par les résultats. Dans ce contexte, nous notons que les études effectuées au Royaume Uni ont été confrontées à de pareils problèmes d'incertitude lors du calcul des risques de leucémie imputable à l'irradiation dans les environs des installations nucléaires. Ces études ont fourni des résultats semblables à ceux de la

présente étude, mais l'on n'a pas estimé nécessaire d'effectuer une analyse globale de l'incertitude.

D'autre part, nous estimons que la présente étude montre clairement l'impact des expositions dues aux pratiques médicales et aux sources naturelles. Les calculs des doses reçues du fait de ces sources s'appuyaient sur une quantité moindre d'informations que ceux concernant les installations nucléaires. Or, les deux types d'exposition varient considérablement d'une région à l'autre, voire au sein d'une même région. Nous estimons donc qu'il serait souhaitable de les étudier de façon plus approfondie dans le but de déterminer leur importance avec plus de précision et, à long terme, de trouver un moyen de les réduire.

Enfin, nous notons que le Groupe a défini un certain nombre de groupes de population critiques possibles. De tels groupes incluent ceux qui sont estimés recevoir la dose la plus élevée et sont donc particulièrement intéressants lorsqu'il s'agit de s'assurer que le public n'est pas exposé à des niveaux excessifs. Etant donné que le Groupe a identifié un certain nombre de groupes de population critiques possibles différents de ceux déjà identifiés par les exploitants et les organismes réglementaires, nous recommandons la réalisation de travaux complémentaires afin de déterminer les groupes critiques réels et de parvenir à un accord avec toutes les parties concernées. Ceci impliquerait des études des habitudes de vie tout autant que des mesures de la radioactivité dans l'environnement.

ANNEXE 5