

AREVA NC

ÉTABLISSEMENT DE LA HAGUE

ÉTUDE D'IMPACT

0. Introduction
1. Résumé non technique
2. Description du projet
3. Aspects pertinents de l'état actuel de l'environnement
4. État initial des facteurs susceptibles d'être affectés par le projet
5. Incidences du projet sur l'environnement
6. Analyse de la vulnérabilité du projet à des risques d'accidents majeurs
7. Principales solutions de substitution examinées
8. Mesures prévues pour éviter, réduire ou compenser les effets négatifs notables du projet
9. Modalités de suivi des mesures d'évitement, de réduction et de compensation proposées



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

11. Auteurs de l'étude d'impact

SOMMAIRE

| | |
|--|-----------|
| 10.1. INTRODUCTION..... | 6 |
| 10.2. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT RADIOLOGIQUE SUR L'HOMME | 7 |
| 10.2.1. Schéma général du calcul de l'impact radiologique..... | 7 |
| 10.2.1.1. Principales étapes de la méthode..... | 7 |
| 10.2.1.2. Définition des unités utilisées..... | 11 |
| 10.2.1.3. Origine des paramètres retenus | 12 |
| 10.2.2. Collecte des données relatives aux rejets | 14 |
| 10.2.2.1. Composition des rejets liquides et gazeux..... | 14 |
| 10.2.2.2. Quantités considérées | 16 |
| 10.2.3. Estimation de la dispersion dans le milieu naturel..... | 16 |
| 10.2.3.1. Dispersion marine | 16 |
| 10.2.3.2. Dispersion atmosphérique | 19 |
| 10.2.4. Estimation du transfert dans le milieu naturel | 24 |
| 10.2.4.1. Milieu marin..... | 24 |
| 10.2.4.2. Milieu terrestre | 27 |
| 10.2.5. Définition des groupes de référence | 38 |
| 10.2.5.1. Modes alimentaires dans le Nord-Cotentin..... | 39 |
| 10.2.5.2. Groupe de référence soumis principalement aux rejets liquides..... | 44 |
| 10.2.5.3. Groupe de référence soumis principalement aux rejets gazeux..... | 46 |
| 10.2.6. Calcul des impacts des rejets liquides et gazeux..... | 48 |
| 10.2.6.1. Coefficients de dose utilisés..... | 48 |
| 10.2.6.2. Méthode de calcul pour les rejets liquides | 52 |
| 10.2.6.3. Méthode de calcul pour les rejets gazeux..... | 55 |
| 10.2.7. Application de la méthode aux rejets de l'établissement | 60 |
| 10.2.7.1. Composition des rejets liquides et gazeux..... | 60 |
| 10.2.7.2. Paramètres résultants | 60 |
| 10.2.7.3. Calcul théorique aux autorisations de rejet..... | 62 |
| 10.2.8. Analyse de sensibilité | 71 |
| 10.2.8.1. Principaux facteurs d'incertitude | 71 |
| 10.2.8.2. Comparatifs des régimes alimentaires avec l'enquête INCA 2..... | 74 |



10.3. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT RADIOLOGIQUE SUR L'ENVIRONNEMENT..... 75

| | |
|--|-----------|
| 10.3.1. Schéma général du calcul de l'impact radiologique sur l'environnement | 75 |
| 10.3.1.1. Principales étapes de la méthode | 76 |
| 10.3.1.2. Niveaux d'approche | 77 |
| 10.3.1.3. Interprétation du quotient de risque | 79 |
| 10.3.2. Données d'entrée pour les évaluations relatives à l'établissement de la Hague | 79 |
| 10.3.2.1. Niveau d'approche retenu | 79 |
| 10.3.2.2. Débit de dose sans effet | 79 |
| 10.3.2.3. Paramétrage de l'outil ERICA | 80 |
| 10.3.3. Définition du terme source | 81 |
| 10.3.3.1. Radionucléides pris en compte | 81 |
| 10.3.3.2. Quantités considérées | 82 |
| 10.3.3.3. Durée de fonctionnement | 82 |
| 10.3.4. Dispersion dans le milieu naturel et choix des points d'étude | 83 |
| 10.3.4.1. Milieu marin | 83 |
| 10.3.4.2. Milieu terrestre | 83 |
| 10.3.5. Évaluation du risque pour l'environnement | 86 |
| 10.3.5.1. Milieu marin | 86 |
| 10.3.5.2. Milieu terrestre | 86 |
| 10.3.6. Analyse de sensibilité | 87 |

10.4. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIÉS AUX REJETS CHIMIQUES 89

| | |
|---|-----------|
| 10.4.1. Évaluation des émissions de substances chimiques | 90 |
| 10.4.1.1. Rejets liquides en mer | 90 |
| 10.4.1.2. Rejets liquides dans les ruisseaux | 90 |
| 10.4.1.3. Rejets gazeux | 91 |
| 10.4.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition | 92 |
| 10.4.2.1. Caractérisation de l'environnement | 92 |
| 10.4.2.2. Choix des substances d'intérêt sanitaire | 92 |
| 10.4.2.3. Voies d'exposition et schéma conceptuel | 93 |
| 10.4.3. Évaluation de l'état des milieux | 93 |

| | |
|--|------------|
| 10.4.4. Évaluation prospective des risques sanitaires | 94 |
| 10.4.4.1. Relations doses-réponses (sélection des VTR)..... | 94 |
| 10.4.4.2. Caractérisation des expositions | 95 |
| 10.4.4.3. Caractérisation des risques..... | 101 |
| 10.4.5. Application de la méthode aux rejets de l'ensemble de l'établissement | 102 |
| 10.4.5.1. Évaluation des émissions de substances chimiques..... | 102 |
| 10.4.5.2. Évaluation des enjeux et voies d'exposition : choix des substances d'intérêt sanitaire..... | 105 |
| 10.4.5.3. Évaluation de l'état des milieux..... | 105 |
| 10.4.5.4. Relations doses-réponses (sélection des VTR)..... | 106 |
| 10.4.5.5. Détermination des concentrations dans l'environnement | 108 |
| 10.4.5.6. Définition des scénarios d'exposition et quantification des expositions | 109 |
| 10.4.5.7. Caractérisation des risques..... | 110 |
| 10.4.6. Application de la méthode aux rejets de substances chimiques objet du projet..... | 112 |
| 10.4.6.1. Évaluation des émissions de substances chimiques..... | 112 |
| 10.4.6.2. Évaluation des enjeux et voies d'exposition : choix des substances d'intérêt sanitaire..... | 112 |
| 10.4.6.3. Évaluation de l'état des milieux..... | 112 |
| 10.4.6.4. Relations doses-réponses (sélection des VTR)..... | 112 |
| 10.4.6.5. Détermination des concentrations dans l'environnement | 113 |
| 10.4.6.6. Définition des scénarios d'exposition et quantification des expositions | 114 |
| 10.4.6.7. Caractérisation des risques..... | 115 |
| 10.4.7. Analyse des incertitudes | 115 |
| 10.4.7.1. Identification des sources d'incertitude | 115 |
| 10.4.7.2. Étude de comparaison de concentrations menée en 2009 | 117 |
| 10.4.7.3. Comparatifs des régimes alimentaires avec l'enquête INCA 2..... | 119 |

10.5. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX LIÉS AUX REJETS CHIMIQUES 120

| | |
|---|------------|
| 10.5.1. Évaluation des émissions de substances chimiques | 121 |
| 10.5.1.1. Rejets liquides en mer..... | 121 |
| 10.5.1.2. Rejets liquides dans les ruisseaux..... | 121 |
| 10.5.1.3. Rejets gazeux | 121 |
| 10.5.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition..... | 122 |
| 10.5.2.1. Choix des milieux étudiés | 122 |
| 10.5.2.2. Choix des substances | 123 |
| 10.5.2.3. Schéma conceptuel..... | 123 |



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| | |
|---|------------|
| 10.5.3. Évaluation des dangers (définition des PNEC) | 124 |
| 10.5.3.1. Recherche bibliographique | 124 |
| 10.5.3.2. Évaluation du danger : méthodologie générale | 124 |
| 10.5.3.3. Approche qualitative..... | 126 |
| 10.5.4. Évaluation de l'état chimique des milieux | 126 |
| 10.5.5. Évaluation des expositions (calcul des PEC) | 127 |
| 10.5.5.1. Concentrations aux Huquets dues aux rejets liquides en mer..... | 127 |
| 10.5.5.2. Concentrations dans l'anse des Moulinets dues aux rejets indirects en mer (eaux usées) | 129 |
| 10.5.5.3. Concentration dans les ruisseaux dues aux rejets d'eaux pluviales | 129 |
| 10.5.5.4. Concentrations dues aux dépôts atmosphérique | 129 |
| 10.5.6. Caractérisation du risque | 129 |
| 10.5.6.1. Cas des substances à effet toxique potentiel | 130 |
| 10.5.6.2. Cas des substances eutrophisantes | 130 |
| 10.5.6.3. Cas des substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines..... | 130 |
| 10.5.7. Application de la méthode aux rejets de l'établissement | 131 |
| 10.5.7.1. Évaluation des émissions de substances chimiques..... | 131 |
| 10.5.7.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition : substances étudiées..... | 133 |
| 10.5.7.3. Évaluation des dangers (définition des PNEC)..... | 134 |
| 10.5.7.4. Évaluation de l'état chimique des milieux | 136 |
| 10.5.7.5. Évaluation des expositions (calcul des PEC)..... | 136 |
| 10.5.7.6. Caractérisation du risque | 139 |
| 10.5.8. Application de la méthode aux rejets de substances chimiques objet du projet | 142 |
| 10.5.8.1. Évaluation des émissions de substances chimiques..... | 142 |
| 10.5.8.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition : substances étudiées..... | 142 |
| 10.5.8.3. Évaluation des dangers (définition des PNEC)..... | 142 |
| 10.5.8.4. Évaluation de l'état chimique des milieux | 143 |
| 10.5.8.5. Évaluation des expositions (calcul des PEC)..... | 143 |
| 10.5.8.6. Caractérisation du risque | 144 |
| 10.6. MÉTHODES UTILISÉES POUR L'ÉVALUATION DES FLUX LIÉS AU PROJET | 145 |
| 10.7. DESCRIPTION DES ÉVENTUELLES DIFFICULTÉS RENCONTRÉS | 146 |



10.1. INTRODUCTION

L'objet du présent chapitre est de présenter les principes et les méthodes de calcul sur lesquels reposent :

- les estimations d'impact présentées dans le § 4.6.5 « État initial des impacts de l'établissement ». *Note : les rejets radiologiques et chimiques liés au projet liquides et gazeux sont nuls ou négligeables comme présenté au § 2.4. C'est pourquoi les méthodes d'estimation d'impact n'ont pas été appliquées au projet ;*
- l'évaluation des flux liés au projet présentés au § 2.4 « Types et quantités de résidus et émissions liés au projet » (voir ci-après au § 10.6).

Les méthodes d'évaluation d'impact présentées s'appuient largement sur les travaux du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (**GRNC**), qui a mené plusieurs études successives, sur l'impact radiologique d'abord, puis sur l'évaluation des risques sanitaires liés aux rejets chimiques.



Le **Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC)** a été mis en place en 1997 par les ministères chargés de la Santé et de l'Environnement. Sa composition a évolué au fil des années.

Initialement centré sur le domaine nucléaire, le groupe a élargi sa compétence à l'impact des rejets chimiques. Plus de 50 experts d'organismes et de compétences divers ont été impliqués : institutionnels, associatifs, industriels (opérateurs des installations nucléaires), experts d'organismes étrangers, afin de mener une analyse critique multidisciplinaire.

Le GRNC est composé d'un groupe plénier et d'un groupe de travail. En 2010, la composition de ces groupes comporte :

- des organismes spécialisés : **IRSN** (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire), **CEPN** (Centre d'Études sur l'Évaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire), **INERIS** (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) ;
- des associations : **ACRO** (Association pour le Contrôle de la Radioactivité de l'Ouest), **GSIE** (Groupement des Scientifiques pour l'Information sur l'Énergie Nucléaire) ;
- des acteurs locaux : **CLI** (Commission Locale d'Information) ;
- des exploitants nucléaires : **AREVA NC**, **ANDRA**, **CEA**, **Marine Nationale** ;
- des experts français et étrangers : le service d'écotoxicologie du **CNRS**, **OFSP** (Suisse).



10.2. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT RADIOLOGIQUE SUR L'HOMME

10.2.1. Schéma général du calcul de l'impact radiologique

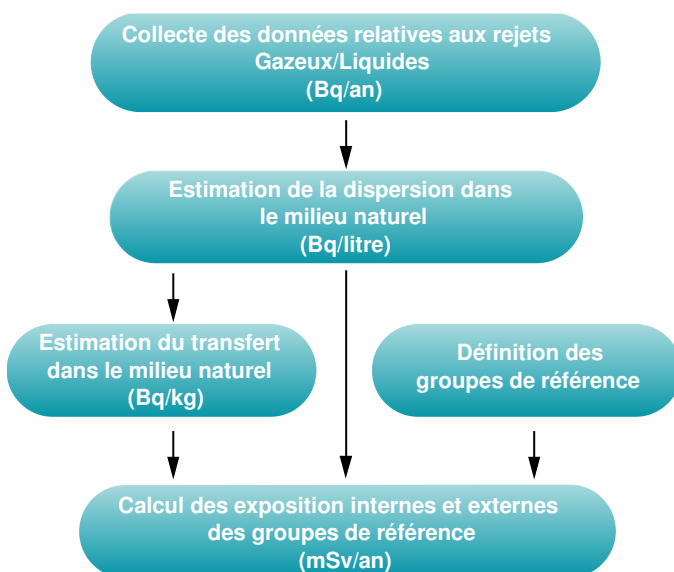
La méthodologie présentée pour le calcul de l'impact des rejets radioactifs de l'établissement ainsi que les paramètres associés sont ceux issus des travaux du GRNC qui ont été formalisés en 2003 au travers d'un outil informatique (ACADIE) développé conjointement par l'IRSN et AREVA.

Une actualisation des paramètres de la méthode a été effectuée début 2014, afin d'intégrer de nouvelles données météorologiques.



IRSN (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire) : établissement public expert en matière de recherche et d'expertise sur les risques nucléaires et radiologiques.

10.2.1.1. Principales étapes de la méthode



La méthode utilisée consiste tout d'abord à évaluer la radioactivité dans les différents compartiments de l'environnement, en fonction de la connaissance des rejets liquides et gazeux et de leur dispersion dans le milieu.

Les impacts dosimétriques sont ensuite calculés en envisageant l'ensemble des voies par lesquelles la radioactivité peut atteindre l'homme (air, dépôt, alimentation, etc.), en prenant en compte le mode de vie et les composantes du régime alimentaire.

Les principales étapes de la méthode sont présentées ci-dessous, puis détaillées dans les paragraphes 10.2.2 et suivants.

1. Collecte des données relatives aux rejets

Le comportement des éléments rejetés dans le milieu est examiné en fonction de la nature des rejets : rejets gazeux pour le milieu terrestre, rejets liquides pour le milieu marin.

2. Estimation de la dispersion

La dispersion des radionucléides rejetés dans l'environnement est calculée à l'aide de modèles physiques de dispersion dans le milieu marin et dans l'atmosphère.

3. Transfert dans le milieu naturel

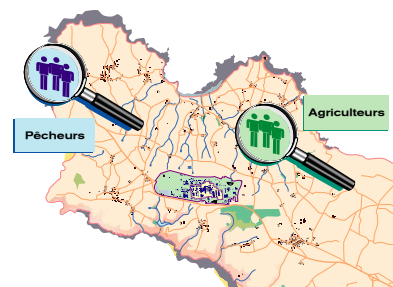
Le calcul des transferts dans le milieu naturel permet d'identifier des concentrations de radionucléides (exprimées en Bq/kg) dans la faune et la flore marines et terrestres.

4. Définition des groupes de référence

L'évaluation de l'impact dosimétrique par type de rejets (gazeux ou liquides) est faite, par précaution, pour un groupe représentatif de la population la plus particulièrement exposée. Un tel groupe de population est appelé « Groupe de référence ».

Dans l'environnement de l'établissement de la Hague, le partage des rejets radioactifs de l'établissement en deux flux bien distincts, l'un liquide concernant directement l'écosystème marin, l'autre gazeux concernant l'écosystème terrestre amène à définir **deux groupes de référence** :

- un groupe plus particulièrement soumis à l'impact des rejets liquides. Le lieu de référence retenu pour ce groupe de pêcheurs est **Goury** ;
- un groupe plus particulièrement soumis à l'impact des rejets gazeux. Le lieu de référence retenu pour ce groupe d'agriculteurs est **Digulleville**.



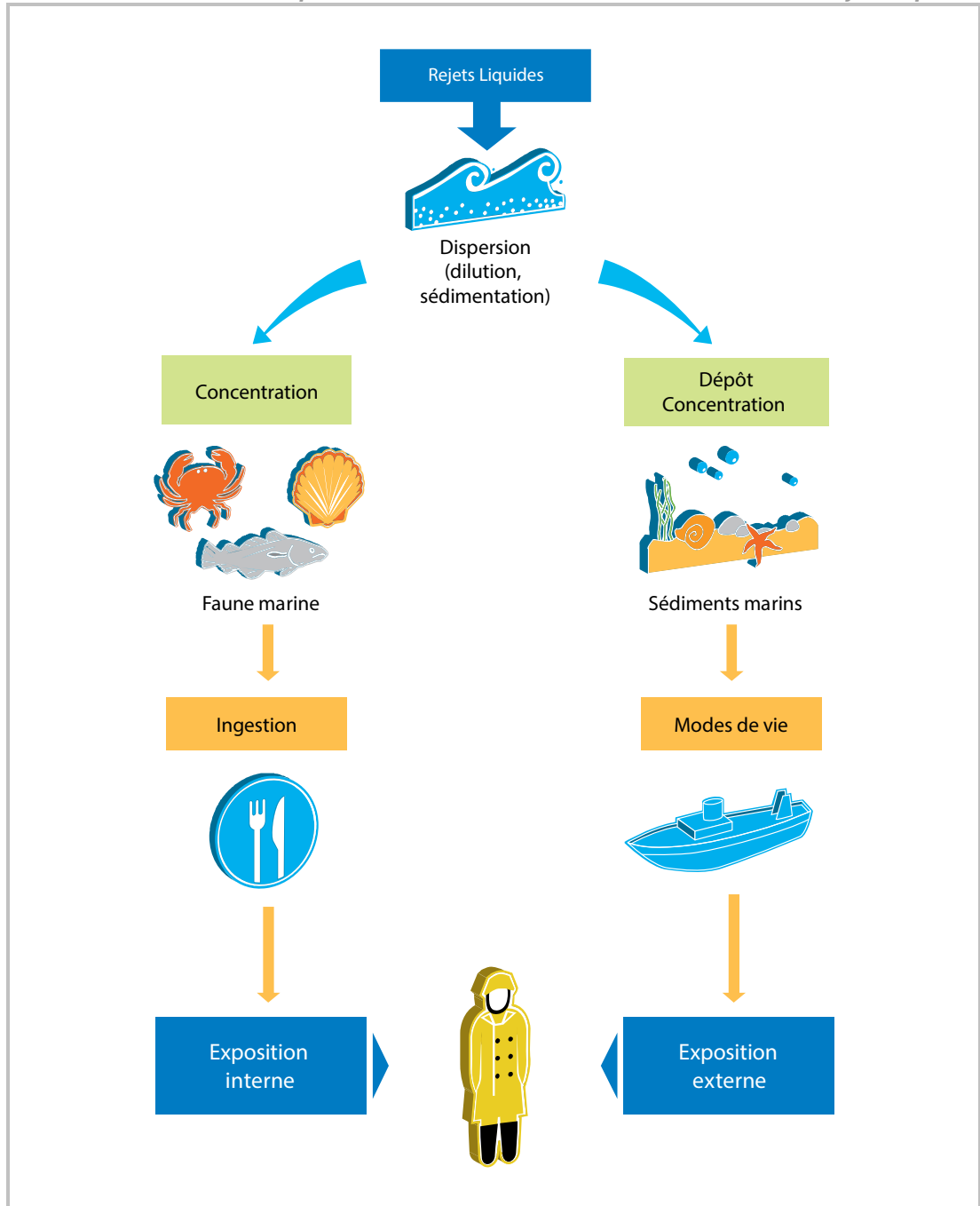
5. Calcul des expositions des groupes de référence

Les groupes de référence peuvent être exposés aux radionucléides par voie externe (exposition externe) et par voie interne (ingestion et inhalation). L'impact sur les populations est déterminé par leur exposition (ou dose) annuelle.

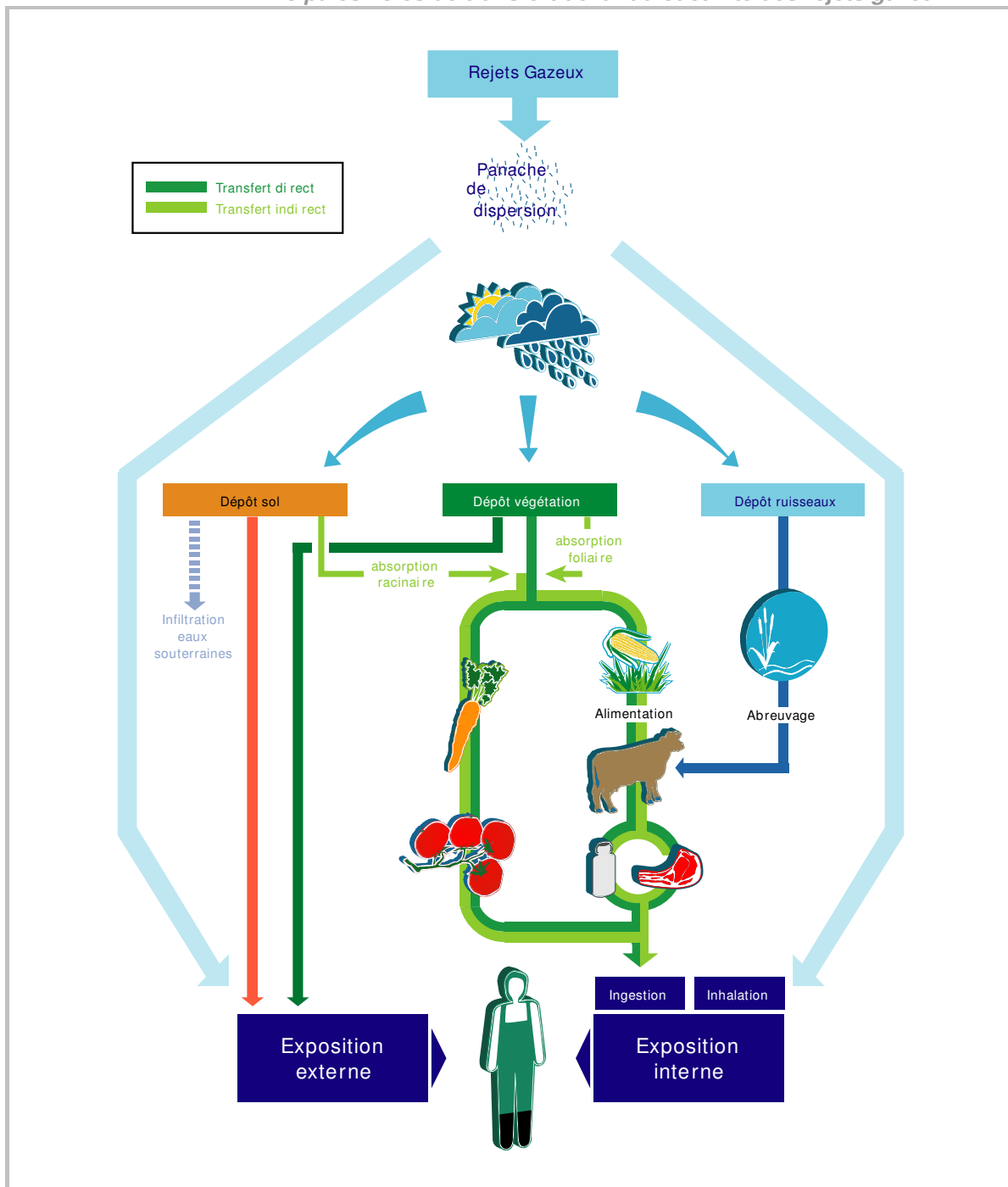
Pour chacun des deux groupes de référence, la mesure de l'exposition pour l'homme prend en compte les expositions induites par les rejets liquides et par les rejets gazeux.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

Principales voies de transfert de la radioactivité des rejets liquides



Principales voies de transfert de la radioactivité des rejets gazeux



10.2.1.2. Définition des unités utilisées

| Définition des unités | |
|---|--|
| <p>Activité</p> <p>(Unité : le Bq)</p> | <p>L'activité d'une quantité de matière radioactive est le nombre de désintégrations radioactives qui s'y produisent par unité de temps.</p> <p>Dans le système international, l'unité d'activité est le « Becquerel » (Bq) ou nombre de désintégrations par seconde.</p> <p>1 Bq = 1 désintégration radioactive par seconde</p> <p>1 TBq = 1 Térabecquerel = 10¹² Bq = mille milliards de Bq</p> |
| <p>Dose absorbée</p> <p>(Unité : le Gy)</p> | <p>La dose absorbée par un tissu (ou un organe) est l'énergie communiquée à la matière par les rayonnements ionisants. Elle dépend de la nature des tissus, du rayonnement (alpha, bêta, gamma...) et de son énergie.</p> <p>La dose absorbée est notée D et définie par la relation : $D = de / dm$, où « de » est l'énergie moyenne communiquée par les rayonnements ionisants à une masse élémentaire de matière « dm ».</p> <p>Dans le système international, l'unité de dose absorbée est le « Gray » (Gy).</p> <p>1 Gy = 1 J / kg (1 Gray = 1 Joule par kilogramme)</p> |
| <p>Équivalent de dose</p> <p>OU</p> <p>Dose équivalente</p> <p>(Unité : le Sv)</p> | <p>Pour une même dose absorbée (en Gy), les effets sur les tissus ou les organes varient suivant le type de rayonnement ionisant. Pour prendre en compte ces différences, on définit l'équivalent de dose (ou dose équivalente).</p> <p>L'équivalent de dose est noté H et défini par la relation : $H = WR.D$, où D est la dose absorbée et WR un facteur de pondération radiologique. Les valeurs de WR varient entre 1 (rayons X, gamma et bêta) et 20 (particules alpha).</p> <p>Dans le système international, l'unité d'équivalent de dose est le « Sievert » (Sv).</p> <p>1 Sv est l'équivalent de dose obtenu pour une dose absorbée de 1 Gy dans le cas où WR = 1.</p> |
| <p>Dose efficace</p> <p>(Unité : le Sv)</p> | <p>La dose efficace est la somme des équivalents de dose délivrés par exposition externe et interne aux différents tissus et organes du corps, pondérés par des coefficients tenant compte de leur sensibilité.</p> <p>La dose absorbée est notée E et définie par la relation : $E = \sum W_T.H$, où H est l'équivalent de dose et W_T un facteur de pondération tissulaire variable pour le tissu ou l'organe.</p> <p>Les limites de doses réglementaires sont, ainsi que les impacts présentés dans ce dossier, basées sur des doses efficaces exprimées en Sievert ou en fraction de Sievert (millisievert mSv ou microsievert μSv).</p> |
| <p>Dose efficace engagée</p> <p>(Unité : le Sv)</p> | <p>La notion de dose engagée concerne uniquement la contamination interne, c'est-à-dire les substances radioactives ayant pénétré dans le corps par inhalation ou par ingestion.</p> <p>L'effet d'un radionucléide incorporé se poursuit tant qu'il est présent dans l'organisme. Pour la quantification du risque aux faibles doses, on considère par précaution les effets de la dose engagée sur toute la durée de vie des individus.</p> <p>Pour les adultes, la CIPR (Commission Internationale de Protection Radiologique) considère l'effet cumulatif sur 50 ans. Pour les enfants, la CIPR considère l'effet cumulatif entre l'âge réel de la catégorie considérée et l'âge de 70 ans.</p> |

10.2.1.3. Origine des paramètres retenus

Les tableaux ci-dessous présentent les références dont sont issus les paramètres de la méthode pour le calcul de l'impact.

| Origines des paramètres utilisés dans la méthode des rejets liquides | |
|--|--|
| PARAMETRES | REFERENCES |
| Facteur de dispersion | <ul style="list-style-type: none"> Mesures dans l'environnement et modèle Manche/Mer du Nord (Rapport du GT Radioécologie Nord-Cotentin) |
| Facteurs de concentration (faune-sédiments) | <ul style="list-style-type: none"> Valeurs locales du Nord-Cotentin établies par le LRC (IRSN), complétées par la publication CEE de 1979 ou par le TRS n°247 de l'AIEA en l'absence d'autres données |
| Facteurs d'exposition externe | <ul style="list-style-type: none"> Valeurs publiées par Federal Guidance N°12 de l'US-EPA (consultable sur la base ECRIN de l'IRSN) |
| Coefficients de doses efficaces engagées par unité d'incorporation (DPUI) pour l'ingestion | <ul style="list-style-type: none"> Coefficients de l'arrêté du 01/09/2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition de personnes aux rayonnements ionisants |
| Régime alimentaire des groupes de référence | <ul style="list-style-type: none"> Enquête sur la consommation alimentaire dans le Nord-Cotentin pour la COGEMA, CRÉDOC, Juin 1998 |

| Origines des paramètres utilisés dans la méthode des rejets gazeux (1 / 2) | |
|--|---|
| PARAMETRES | REFERENCES |
| Conditions et paramètres de diffusion | <ul style="list-style-type: none"> Résultats du GT Radioécologie Nord-Cotentin Données météorologiques de l'établissement |
| Caractéristiques du transfert aux végétaux (facteurs de transfert et de translocation) | <ul style="list-style-type: none"> C. Rommens, Étude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques. Note technique SEGR/SAER/97-25 Indice 2, IRSN, Mai 1998 Code de calcul Focon 96 version 1.0. Note technique SEGR/SAER/97-22 indice 2, IRSN A. Josset, Synthèse bibliographique de certains facteurs de transfert et de certains coefficients de distribution, CEA, septembre 1979 S. Masset, M. Monfort, Ph Guetat, Rapport technique « Base de données radionucléides et biosphère de la suite de logiciels POIRE ». Note technique ENV REMCI RBC CRE 04000338A du 12/07/2004 Groupe radioécologie Nord-Cotentin, Modèle de transfert des radionucléides dans l'environnement, Volume 3, Juillet 1999 A. Morin, Code de calcul Aquarej 2.5, Bibliothèque des données nucléaires de base, des paramètres radioécologiques et des coefficients de dose. Note technique SEGR/SAER/00-35 Indice 1, IRSN, Septembre 2000 |



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Origines des paramètres utilisés dans la méthode des rejets gazeux (2 / 2) | |
|---|--|
| PARAMETRES | REFERENCES |
| Caractéristiques du transfert aux animaux | <ul style="list-style-type: none"> ▪ C. Rommens, Étude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques. Note technique SEGR/SAER/97-25 Indice 2, IRSN, Mai 1998 ▪ Code de calcul Focon 96 version 1.0. Note technique SEGR/SAER/97-22 indice 2, IRSN ▪ Méthodologie pour l'évaluation des conséquences radiologiques de rejets d'effluents radioactifs en fonctionnement normal. Rapport CEA-NRPB, CEE, Juillet 1979 |
| Débits respiratoires des catégories des groupes de référence | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Valeurs de la CIPR 66 |
| Facteurs d'exposition externe | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Federal Guidance N°12 et arrêté du 01/09/2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition de personnes aux rayonnements ionisants |
| Coefficients de doses efficaces engagées par unité d'incorporation (DPUI) pour l'inhalation et pour l'ingestion | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Coefficients de l'arrêté du 01/09/2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition de personnes aux rayonnements ionisants |
| Régime alimentaire des groupes de référence | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Enquête sur la consommation alimentaire dans le Nord-Cotentin pour la COGEMA, CRÉDOC, Juin 1998 |

10.2.2. Collecte des données relatives aux rejets

10.2.2.1. Composition des rejets liquides et gazeux

La liste la plus exhaustive de radionucléides à considérer est constituée par l'ensemble des radionucléides contenus dans les combustibles usés. Le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) a établi une liste importante de radionucléides qui seraient potentiellement rejetés en mer ou à l'atmosphère, compte tenu de leur présence dans le combustible (voir liste page suivante). Les principaux sont présentés ci-dessous.

10.2.2.1.1. Radionucléides à considérer pour les rejets liquides

Les radionucléides se décomposent en deux groupes en fonction des quantités rejetées : ceux dont la quantité rejetée est significative (quel que soit leur impact) et ceux dont la quantité rejetée est très faible. Dans le premier groupe, il est nécessaire, compte tenu des quantités mises en jeu, d'effectuer un calcul d'impact pour chaque radionucléide.

Il s'agit :

- du tritium dégagé lors du cisailage des combustibles et se retrouvant majoritairement dans les effluents liquides ;
- du carbone 14 et de l'iode 129, également dégagés lors des opérations de cisailage et dissolution des combustibles. L'air de balayage des équipements correspondants est lavé dans une colonne comportant de la soude qui piège plus de 96 % de l'iode et une partie du carbone, entraînant ces éléments dans les effluents liquides ;
- des produits de fission majeurs, émetteurs bêta : césium, strontium 90 (et son descendant l'yttrium 90), ruthénium 106 (et son descendant le rhodium 106), cobalt 60, antimoine 125, technétium 99, europium, plutonium 241 ;
- des émetteurs alpha : uranium, plutonium et actinides mineurs (américium et curium).

En revanche, pour le groupe des radionucléides dont la quantité rejetée est très faible, la plupart des radionucléides considérés sont à l'état de traces dans le combustible. Leur impact étant extrêmement faible, il ne fait pas l'objet d'un calcul d'impact.

10.2.2.1.2. Radionucléides à considérer pour les rejets gazeux

Les radionucléides se décomposent en deux groupes en fonction des quantités rejetées : ceux dont la quantité rejetée est significative (quel que soit leur impact) et ceux dont la quantité rejetée est très faible.

Dans le premier groupe, il est nécessaire, compte tenu des quantités mises en jeu, d'effectuer un calcul d'impact pour chaque radionucléide.

Il s'agit :

- du tritium ;
- de l'iode 129 ;
- du krypton 85 et du carbone 14 ;
- des aérosols alpha (plutonium) et des aérosols bêta (ruthénium-rhodium 106, césium 137, antimoine 125).

En revanche, pour le groupe des radionucléides dont la quantité rejetée est très faible, la plupart des radionucléides considérés sont à l'état de traces dans le combustible. Leur impact étant extrêmement faible, il ne fait pas l'objet d'un calcul d'impact.

10.2.2.1.3. Synthèse des radionucléides à considérer

| Radionucléides à considérer | | | |
|--|------------------------------------|--------------------------|------------------------|
| Radionucléide | Notation dans la suite du document | Pour les rejets liquides | Pour les rejets gazeux |
| Tritium | H-3 | X | X |
| Carbone 14 | C-14 | X | X |
| Manganèse 54 | Mn-54 | X | - |
| Cobalt 57 | Co-57 | X | - |
| Cobalt 58 | Co-58 | X | - |
| Cobalt 60 | Co-60 | X | X |
| Nickel 63 | Ni-63 | X | - |
| Zinc 65 | Zn-65 | X | - |
| Krypton 85 | Kr-85 | - | X |
| Strontium 90 et son descendant Yttrium 90 | Sr-90+Y-90 | X | - |
| Technétium 99 | Tc-99 | X | - |
| Ruthénium 106 et son descendant Rhodium 106 | Ru-106+Rh-106 | X | X |
| Antimoine 125 | Sb-125 | X | X |
| Iode 129 | I-129 | X | X |
| Iode 131 | I-131 | X | X |
| Iode 133 | I-133 | X | X |
| Césium 134 | Cs-134 | X | X |
| Césium 137 et son descendant Baryum 137 | Cs-137+Ba-137m | X | X |
| Cérium 144 et son descendant Praséodyme 144 | Ce-144+Pr-144 | X | - |
| Europium 154 | Eu-154 | X | - |
| Europium 155 | Eu-155 | X | - |
| Uranium 233 | U-233 | X | - |
| Uranium 234 | U-234 | X | - |
| Uranium 235 | U-235 | X | - |
| Uranium 236 | U-236 | X | - |
| Uranium 238 | U-238 | X | - |
| Plutonium 238 | Pu-238 | X | X |
| Plutonium 239 | Pu-239 | X | X |
| Plutonium 240 | Pu-240 | X | X |
| Plutonium 241 | Pu-241 | X | X |
| Américium 241 | Am-241 | X | - |
| Curium 242 | Cm-242 | X | - |
| Curium 244 | Cm-244 | X | - |

10.2.2.2. Quantités considérées

Les calculs sont basés sur les quantités rejetées **sur une année**, de façon à évaluer l'impact **annuel** sur les populations locales.

Le calcul d'impact peut être effectué aussi bien **a posteriori** sur les rejets réels d'une année donnée, qu'**a priori** (de manière prospective) sur des rejets futurs estimés ou des quantités théoriques correspondant aux autorisations. Les quantités prises en compte peuvent donc être :

- soit les rejets réels observés pendant une année donnée, de manière à connaître l'impact lié à l'activité de l'établissement pendant l'année concernée (calculs présentés dans l'état initial au § 4.6.5.2) ;
- soit les flux spécifiques à un projet ou une opération, de manière à prévoir l'impact associé à ce projet ou cette opération (calculs présentés dans le chapitre 3) ;
- soit le maximum des autorisations de rejets, de manière à connaître l'impact maximal susceptible d'être atteint (calculs présentés dans le chapitre 4) et ci-après au § 10.2.7.3.

10.2.3. Estimation de la dispersion dans le milieu naturel

Le comportement des éléments rejetés dans le milieu est examiné en fonction de la nature des rejets (liquides ou gazeux). La dispersion des radionucléides rejetés dans l'environnement a été déterminée par de nombreuses mesures dans le milieu. Ces mesures ont permis d'élaborer des modèles de dispersion.

10.2.3.1. Dispersion marine



Les effluents radioactifs liquides sont rejetés en mer, dans le Raz Blanchard, par un émissaire qui les conduit à un point situé à 1 700 mètres du rivage au large du Nez de Jobourg.

L'évolution de la concentration dans les eaux réceptrices résulte de trois processus :

- la dispersion liée au brassage et au mélange des masses d'eau ;
- l'adsorption des radionucléides sur les matières en suspension qui sédimentent ;
- la décroissance radioactive.

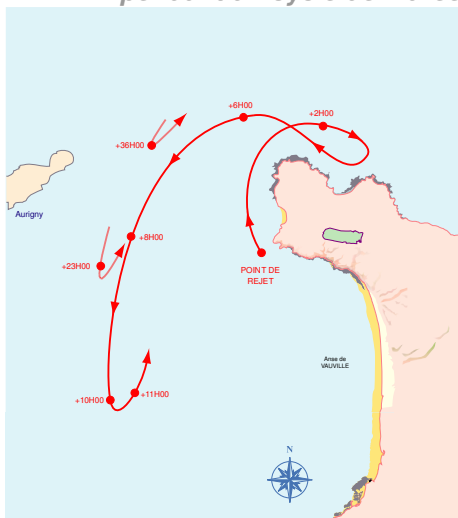
La loi de dispersion à partir du point de rejet a été affinée grâce à des campagnes d'essais et de mesures en Manche Ouest.

10.2.3.1.1. Études prévisionnelles concernant la dispersion des effluents

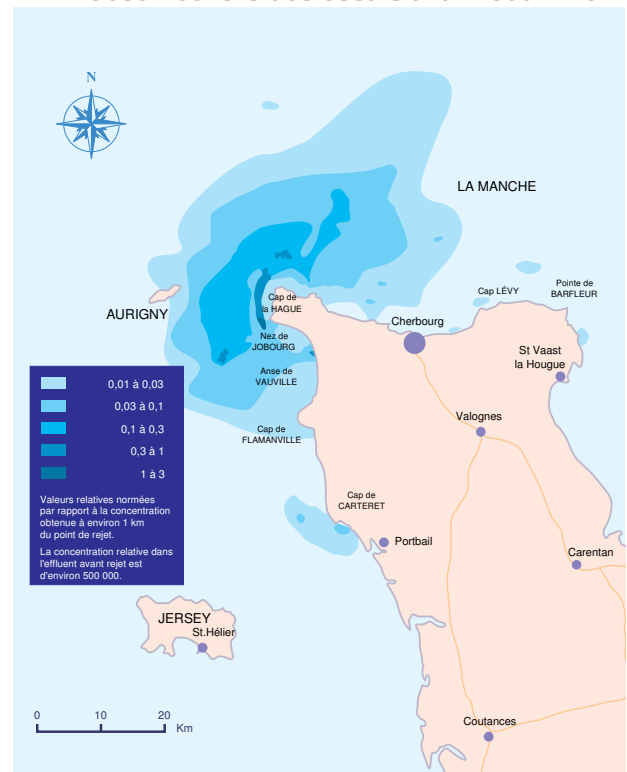
Avant la mise en fonctionnement de l'usine actuelle, l'étude prévisionnelle du transport et de la dispersion des effluents par les courants marins a été abordée selon plusieurs voies :

- tout d'abord, des études hydrodynamiques expérimentales ont été menées sur un modèle réduit de la plaque tournante de la Manche (Laboratoire National d'Hydraulique de Chatou, Laboratoire de Mécanique des Fluides de Grenoble) ;
- en second lieu, une série d'évaluations *in situ* des courants locaux par le suivi de différents traceurs a conduit à larguer des bouées lestées au niveau du point d'aboutissement de l'émissaire, ce qui a permis d'identifier le trajet d'un flotteur pendant un cycle de marée (schéma ci-dessous) ;
- ces études ont été complétées par une série d'injections en mer de colorant (rhodamine B). Elles ont permis d'établir une carte de concentrations dans les eaux du Nord-Ouest Cotentin pour un rejet normalisé (carte ci-dessous).

Trajet d'un flotteur pendant un cycle de marée



Répartition des concentrations autour du cap de la Hague observée lors des essais à la rhodamine B



10.2.3.1.2. Études réalisées pendant le fonctionnement de l'établissement

Des campagnes de prélèvement d'eau de mer ont été effectuées durant le fonctionnement de l'établissement. Ces études, fondées sur la dispersion observée des radionucléides rejetés par l'établissement de la Hague, ont permis de préciser la dilution à différentes distances de l'émissaire.

Elles ont été réalisées par le Laboratoire LRC (Laboratoire de Radioécologie de Cherbourg-en-Cotentin, dans le Nord-Cotentin, qui est un laboratoire de l'IRSN).

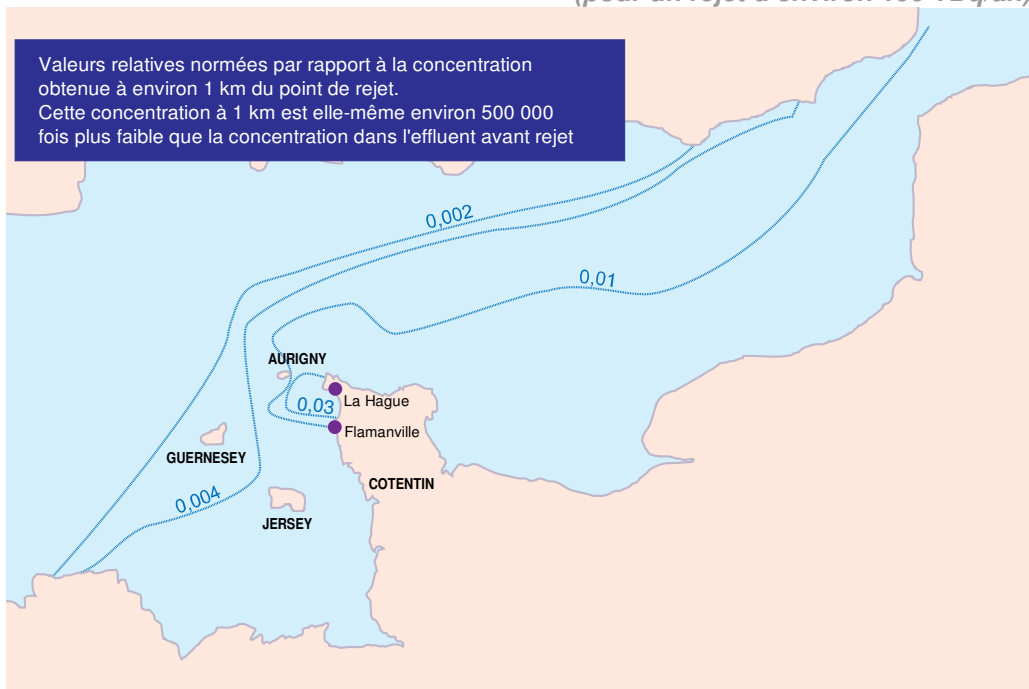
Grâce à des campagnes en mer, on a pu établir, *in situ*, que les eaux côtières du Nord-Ouest Cotentin du Rozel à Cherbourg-en-Cotentin présentent des taux d'activité proportionnels aux rejets. Les mesures effectuées montrent une bonne homogénéité en profondeur de la dilution des effluents.

L'essentiel de la dilution se produit dans la zone proche (voir répartition des concentrations ci-dessus) grâce au courant du Raz Blanchard. Par rapport aux concentrations initiales de l'effluent dans la conduite de rejet, **les concentrations dans l'eau de mer sont divisées par 500 000 environ à 1 km du point de rejet** et par 10 millions environ au niveau du cap de la Hague (Goury).

Pour caractériser la dispersion dans les eaux lointaines, l'IRSN a choisi un traceur émetteur gamma (facilité de mesure) dont la dispersion est liée exclusivement aux mouvements de la masse d'eau, spécifique à l'établissement et rejeté à un taux faible et relativement constant. L'antimoine 125 répond à toutes ces caractéristiques. La figure ci-dessous est déduite des profils de concentrations observés en 1986. Une campagne de mesures similaire, en 1994, alors que les niveaux de rejets et de concentrations étaient vingt fois plus faibles qu'en 1986, a complété et précisé ces observations.

Pour aller plus loin dans la connaissance de la dispersion, l'établissement de la Hague est partenaire du programme DISVER mené par le laboratoire de radioécologie de Cherbourg-en-Cotentin (LRC) de l'IRSN en collaboration avec l'IFREMER (voir § 4.6.4.4.1 pour plus de détails).

Dispersion de l'antimoine 125 en juin 1986 dans la Manche et le Pas de Calais (pour un rejet d'environ 100 TBq/an)



10.2.3.1.3. Facteur de dispersion retenu à Goury

Les mesures réalisées par le laboratoire IRSN/LRC ont conduit à retenir, autour de la pointe de la Hague, une valeur d'activité de l'eau de mer de **0,76 Bq/m³ pour 1 TBq rejeté annuellement**. Ce paramètre n'est pas modifié par la mise à jour d'ACADIE en 2014.

10.2.3.2. Dispersion atmosphérique



Les effluents radioactifs gazeux sont rejetés par trois cheminées d'une hauteur de 100 m par rapport au niveau de référence du site. Ces trois cheminées sont celles des usines UP2-400, UP2-800 et UP3, les principales en termes d'activités rejetées étant celles d'UP2-800 et d'UP3.

La dispersion atmosphérique entraîne les effluents depuis la cheminée de rejet et diffuse dans l'atmosphère. L'effet de la dispersion varie suivant les conditions météorologiques. Pour le calcul d'impact, les paramètres de dispersion utilisés dans le modèle ACADIE sont issus d'une analyse statistique des conditions météorologiques passées.

10.2.3.2.1. Conditions météorologiques prises en compte

L'analyse statistique des conditions météorologiques passées a permis en particulier d'établir des roses des vents par temps sec, par temps de pluie et pour tous types de temps, à une altitude égale à la hauteur des cheminées. Les roses établies sont divisées en secteurs de 20 degrés d'angle, le degré zéro étant fixé au Nord géographique.

Les paramètres de dispersion utilisés jusqu'en 2013 étaient issus des données météorologiques observées sur la période 1992-1997. Lors de la mise à jour d'ACADIE en 2014, les données météorologiques prises en compte ont été étendues et couvrent désormais la période 1992-2013.

Les tableaux ci-dessous présentent la répartition horaire du vent à 100 mètres entre les différents secteurs pour les années 1992 à 2013.

| Répartition horaire du vent à 100 mètres (années 2003 à 2013) | | | | | | | | | | | |
|---|-------|--------|--------|-------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|
| Secteur | 2013 | 2012 | 2011 | 2010 | 2009 | 2008 | 2007 | 2006 | 2005 | 2004 | 2003 |
| 360 | 5,36% | 3,44% | 2,03% | 5,53% | 3,48% | 3,36% | 6,02% | 2,69% | 5,06% | 5,06% | 3,50% |
| 20 | 5,95% | 4,14% | 3,70% | 8,66% | 3,98% | 3,64% | 5,71% | 2,85% | 6,20% | 6,20% | 3,10% |
| 40 | 5,64% | 3,67% | 5,64% | 8,48% | 6,00% | 3,35% | 6,82% | 6,04% | 6,43% | 6,43% | 7,10% |
| 60 | 8,61% | 4,90% | 6,03% | 7,59% | 6,92% | 4,64% | 6,50% | 8,97% | 5,21% | 5,21% | 9,60% |
| 80 | 3,71% | 5,58% | 4,39% | 3,20% | 3,82% | 8,80% | 5,42% | 4,28% | 5,73% | 5,73% | 9,70% |
| 100 | 2,20% | 4,58% | 1,96% | 1,68% | 1,65% | 5,07% | 2,55% | 2,63% | 3,41% | 3,41% | 2,50% |
| 120 | 2,36% | 2,27% | 1,68% | 1,24% | 1,69% | 2,14% | 1,64% | 2,13% | 2,47% | 2,47% | 2,90% |
| 140 | 2,95% | 2,23% | 3,36% | 2,32% | 2,36% | 1,46% | 1,50% | 2,11% | 1,45% | 1,45% | 2,50% |
| 160 | 6,13% | 2,01% | 8,09% | 6,33% | 6,82% | 1,55% | 2,91% | 4,84% | 1,85% | 1,85% | 5,00% |
| 180 | 9,64% | 6,14% | 8,51% | 7,55% | 9,93% | 5,63% | 7,44% | 9,71% | 5,88% | 5,88% | 8,00% |
| 200 | 7,07% | 8,51% | 7,47% | 6,41% | 8,50% | 7,13% | 7,36% | 8,48% | 8,67% | 8,67% | 12,80% |
| 220 | 8,07% | 8,02% | 9,24% | 6,46% | 8,73% | 8,20% | 8,10% | 8,44% | 7,20% | 7,20% | 6,50% |
| 240 | 7,61% | 9,08% | 10,98% | 7,20% | 10,11% | 8,88% | 8,32% | 8,37% | 8,72% | 8,72% | 6,40% |
| 260 | 6,74% | 10,93% | 9,92% | 6,78% | 8,31% | 11,44% | 7,11% | 6,99% | 7,63% | 7,63% | 4,50% |
| 280 | 5,17% | 10,13% | 7,05% | 6,14% | 6,57% | 8,90% | 5,41% | 5,78% | 6,70% | 6,70% | 3,80% |
| 300 | 4,47% | 5,82% | 4,79% | 5,09% | 4,55% | 6,37% | 6,27% | 5,02% | 5,42% | 5,42% | 4,00% |
| 320 | 3,74% | 4,12% | 2,88% | 5,17% | 3,60% | 4,75% | 5,39% | 4,17% | 4,71% | 4,71% | 5,00% |
| 340 | 4,59% | 4,08% | 2,26% | 4,10% | 2,97% | 4,12% | 4,97% | 2,67% | 4,02% | 4,02% | 2,90% |

10.2.3.2.2. Notion de coefficient de transfert atmosphérique (CTA)

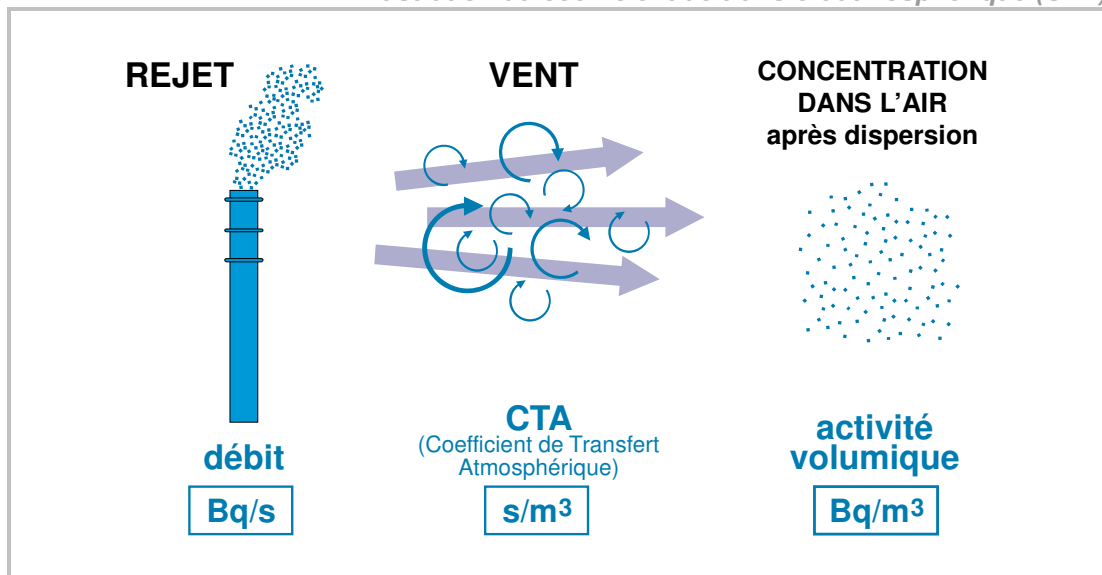
La concentration dans l'air après dispersion (exprimée en Bq/m³) est calculée en utilisant des coefficients de transfert atmosphérique (CTA).

Le coefficient de transfert atmosphérique (CTA) permet de passer d'un débit de rejet (en Bq/s) à une concentration en un point donné. Le niveau de CTA est directement lié au caractère dispersif de l'atmosphère et non à la quantité rejetée : plus l'atmosphère est dispersive, plus le CTA est faible et plus la concentration dans l'air après dispersion est faible.

Le CTA est le rapport d'une concentration (en Bq/m³) par un débit de rejet (en Bq/s). Il s'exprime donc en s/m³. Le CTA prend en compte des paramètres tels que : hauteur de rejet, vitesse du vent, distance au point de rejet, pluviométrie, type de diffusion.

La valeur du CTA dépend à tout moment des conditions météorologiques et peut donc être très variable. **Pour les calculs d'impact à Digulleville et Goury, on utilise des CTA moyens modélisés en fonction du retour d'expérience.**

Illustration du coefficient de transfert atmosphérique (CTA)

**10.2.3.2.3. Détermination des coefficients de transfert atmosphérique (CTA)**

Selon les données météorologiques, en particulier la vitesse du vent, la diffusion peut être « normale » ou « faible ». Ainsi, la diffusion est généralement faible pour des vitesses de vent modérées, et généralement normale pour des vitesses de vent fort (même s'il existe des situations de diffusion normale à faible vitesse et des situations de diffusion faible à très grande vitesse). Pour la détermination du CTA, on considère donc six classes de vitesses de vent :

- $v \leq 3$ m/s ;
- $3 \text{ m/s} < v \leq 5$ m/s ;
- $5 \text{ m/s} < v \leq 8$ m/s ;
- $8 \text{ m/s} < v \leq 11$ m/s ;
- $11 \text{ m/s} < v \leq 18$ m/s ;
- $v > 18$ m/s.

10.2.3.2.3.1. Détermination des CTA par le modèle de Doury

Les modèles habituellement utilisés pour estimer la dispersion atmosphérique en fonction de la vitesse du vent sont des modèles gaussiens (modèles pour lesquels la concentration dans l'axe du vent s'exprime par une loi de distribution gaussienne). Le modèle utilisé pour le paramétrage d'ACADIE est le modèle gaussien dit « de Doury ». Il permet de calculer la dispersion dans un certain domaine de vitesse de vents en considérant deux classes de diffusion : la diffusion normale et la diffusion faible. Ce modèle considère la réflexion au sol du panache, significative lorsqu'on se place à grande distance.

Ainsi, pour une vitesse de vent à la hauteur de 100 mètres et un type de diffusion, le modèle de Doury fournit un coefficient de transfert atmosphérique (CTA) exprimé en s/m^3 , qui varie en fonction de la distance à la cheminée.

Cependant, le modèle de Doury n'est applicable que dans certaines conditions, qui varient en fonction de la hauteur de rejet. Pour les conditions propres au site de la Hague (cheminées de 100 mètres), l'applicabilité démarre à une distance minimale de 1,5 km, en diffusion normale pour une vitesse de vent comprise entre 5 m/s et 8 m/s. Cette plage de validité s'étend au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la cheminée.

En dehors du domaine de validité du modèle de Doury, l'approche alternative conseillée par le GRNC consiste à retenir, par prudence, la valeur maximale de CTA (toutes distances confondues) calculée par le modèle.

| Approche utilisée en fonction de la distance (v = vitesse du vent à 100 mètres au dessus du sol) | | | | |
|---|------------------|-------------------|--------------------|--------------|
| Distance à la cheminée | Diffusion faible | Diffusion normale | | |
| | v ≤ 5 m/s | 5 m/s < v ≤ 8 m/s | 8 m/s < v ≤ 11 m/s | v > 11 m/s |
| D < 1,5 km | Doury max | Doury max | Doury max | Doury max |
| 1,5 km < D < 2 km | Doury max | Doury | Doury max | Doury max |
| 2 km < D < 2,5 km | Doury max | Doury | Doury max | Doury max |
| 2,5 km < D < 3 km | Doury max | Doury | Doury | Doury max |
| D > 3 km | Doury max | Doury | Doury | Doury |

Doury : valeur calculée par le modèle de Doury pour la distance et les conditions de vent considérées
 Doury max : valeur maximale de CTA (toutes distances confondues) calculée par le modèle

10.2.3.2.3.2. Prise en compte des conditions météorologiques

La suite des calculs de transfert dans l'environnement nécessite parfois de raisonner séparément pour le temps sec et pour le temps de pluie. On définit donc, pour chaque secteur de la rose des vents, des CTA par temps sec et par temps de pluie, pondérés par les classes de vitesses de vent représentatives d'une année.

10.2.3.2.3.3. CTA moyen

Le CTA moyen dans un lieu donné est établi à partir des coefficients de transfert atmosphérique par temps sec et temps de pluie, pondérés par les probabilités annuelles de temps sec et de temps de pluie.

10.2.3.2.4. CTA moyens à Digulleville et Goury

Les CTA moyens utilisés pour les calculs d'impact à Digulleville et Goury sont déterminés en appliquant la méthodologie décrite précédemment et en considérant l'historique des conditions de vents :

- le groupe de référence de Digulleville est situé à 2 600 m de la cheminée de rejet. Le modèle de Doury est donc appliqué pour les classes de vent $5 \text{ m/s} < v \leq 8 \text{ m/s}$ et $8 \text{ m/s} < v \leq 11 \text{ m/s}$. Pour les autres classes de vents, c'est la méthode du CTA maximal qui est appliquée ;
- le groupe de référence de Goury est situé à 5 400 m de la cheminée de rejet. Le modèle de Doury est donc appliqué pour les classes de vent $v > 5 \text{ m/s}$. Pour les classes de vents $v \leq 5 \text{ m/s}$, c'est la méthode du CTA maximal qui est appliquée.

Jusqu'en 2013, les conditions de vents considérées dans ACADIE étaient issues des données météorologiques observées sur la période 1992-1997. La mise à jour des données météorologiques dans ACADIE en 2014 a conduit à l'extension de la période prise en compte (1992-2013).

Les CTA calculés pour les groupes de référence avec les données météorologiques de 1992-1997 ont été utilisés pour les calculs d'impact jusqu'en 2013. Les nouveaux CTA obtenus avec les données météorologiques de 1992-2013 sont utilisés à partir de 2014, notamment dans le cadre de l'évaluation d'impact du projet. Ces différents CTA sont présentés dans le tableau ci-dessous.

| CTAs moyens (s/ m ³) | | |
|----------------------------------|---|--|
| | ACADIE jusqu'en 2013 (roses des vents 1992-1997) | ACADIE à partir de 2014 (roses des vents 1992-2013) |
| Digulleville | 8,50E-8 | 1,00E-7 |
| Goury | 1,60E-8 | 1,50E-8 |

10.2.3.2.5. Prise en compte de la variabilité des vents

Comme indiqué précédemment, la valeur du CTA dépend des conditions météorologiques et peut donc être très variable d'une année sur l'autre, et bien sûr d'un lieu à un autre.

Pour déterminer au mieux l'impact de l'établissement, un calcul du CTA réel est effectué chaque année dans chacun des villages équipés d'une station de mesure de la radioactivité de l'air : Beaumont-Hague, Digulleville, Gréville-Hague, Herqueville et Jobourg. Le CTA réel dans chacun des villages est calculé à partir des mesures de krypton 85 réalisées tout au long de l'année.

Les CTA réels ainsi obtenus sont appliqués à l'ensemble des rejets gazeux de l'année (krypton 85, iodes, carbone 14, tritium, aérosols,...), ce qui permet de connaître, pour chacun des villages, l'impact annuel réel prenant en compte les conditions météorologiques de l'année écoulée.

10.2.4. Estimation du transfert dans le milieu naturel

Les rejets liquides et les rejets gazeux induits par le fonctionnement des installations de l'établissement se dispersent dans l'environnement. Le calcul des transferts dans le milieu naturel permet d'identifier des concentrations de radionucléides (exprimées en Bq/kg) dans la faune et la flore marines et terrestres. Les équations régissant le transfert sont issues des travaux de la première mission du GRNC.

10.2.4.1. Milieu marin

Dans le milieu marin, les éléments rejetés sont en majorité sous forme soluble, mais certains peuvent constituer des **colloïdes**, se trouver sous forme plus ou moins polymérisée ou se fixer sur des particules solides.

Les radionucléides sont assimilés par les organismes en plus ou moins grande quantité selon les espèces marines, en fonction de leur forme chimique et du métabolisme de l'espèce.



Les **colloïdes** sont des mélanges (liquide, gel) qui contiennent des particules en suspension.

10.2.4.1.1. Calcul de l'activité volumique de l'eau de mer à Goury



Le facteur de dispersion retenu pour l'étude est de 0,76 Bq/m³ pour 1 TBq rejeté par an (voir précédemment au § 10.2.3.1.3).

Pour le plutonium et les autres émetteurs alpha, on fait l'hypothèse majorante de les considérer simultanément intégralement en suspension et totalement sédimentés. Cette approche prudente amène fictivement à supposer un terme source double pour ces radionucléides. Les émetteurs bêta gamma restent majoritairement en suspension dans la colonne d'eau et on leur affecte un taux de sédimentation nul.

$$\begin{array}{l} \text{Activité volumique} \\ \text{de l'eau de mer} \\ \text{Bq/m}^3 \end{array} = \begin{array}{l} \text{Activité rejetée} \\ \text{TBq/an} \end{array} \times \begin{array}{l} \text{Facteur de dispersion global} \\ \text{Bq/m}^3 \text{ par TBq/an} \end{array}$$

10.2.4.1.2. Calcul de l'activité des animaux marins



L'activité massique (exprimée en Bq/kg) des animaux marins en zone proche est calculée en multipliant l'activité de l'eau de mer à Goury par un facteur de concentration correspondant à l'intégration des radionucléides dans les parties consommées des organismes marins.

$$\begin{array}{l} \text{Activité massique} \\ \text{des animaux marins} \\ \text{Bq/kg} \end{array} = \begin{array}{l} \text{Activité volumique} \\ \text{de l'eau de mer} \\ \text{Bq/l} \end{array} \times \begin{array}{l} \text{Facteur de concentration} \\ \text{en milieu marin} \\ \text{l/kg} \end{array}$$



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

Le facteur de concentration en milieu marin représente une situation d'équilibre entre le processus de fixation et celui d'élimination par l'animal marin (radioactivité constante au sein de l'organisme). Les valeurs des facteurs varient en fonction de l'espèce et du radionucléide. Pour une espèce donnée, il se produit également des variations saisonnières.

Les publications internationales donnent généralement des valeurs universelles, pour chaque radionucléide, par catégories d'espèces (crustacés, mollusques et poissons) et par type de milieu (eau de mer, eau douce), utilisables à défaut de données locales. Ces coefficients sont généralement fournis avec une fourchette d'incertitude due à la dispersion des données recueillies sur une base mondiale.

Dans le cas du Nord-Cotentin, les travaux du LRC depuis de nombreuses années ont permis d'obtenir une base de données locales très riche, de laquelle des facteurs de concentration locaux plus pertinents peuvent être déduits. L'étude utilise préférentiellement ces dernières valeurs, validées par le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC).

Les facteurs de concentration utilisés sont présentés dans le tableau page suivante.

10.2.4.1.3. Calcul de l'activité massique des sédiments



L'activité massique (exprimée en Bq/kg) des sédiments en zone proche est obtenue en multipliant l'activité volumique de l'eau de mer à Goury par le facteur de concentration caractéristique des sédiments.

Pour les sédiments marins, le facteur de concentration traduit l'équilibre existant entre l'adsorption et la désorption des radionucléides sur les sédiments.

| | | | | |
|--|---|---|---|---|
| Activité massique des sédiments | = | Activité volumique de l'eau de mer | X | Facteur de concentration des sédiments |
| <i>Bq/kg</i> | | <i>Bq/l</i> | | <i>l/kg</i> |

Il existe dans les publications internationales des valeurs de référence pour ces facteurs : il s'agit en général de résultats concernant les sédiments fins déposés à de grandes profondeurs. On observe généralement, dans le cas des sédiments, une variabilité importante de l'activité en fonction de la granulométrie, les sédiments grossiers ayant des facteurs de concentration massique plus faibles. Les travaux du LRC (IRSN) ont permis de constater que les valeurs mesurées localement indiquent des facteurs de concentration plus faibles que ceux de la publication AIEA-TRS N° 247, ce qui est cohérent avec la granulométrie moyenne des sédiments dans le Nord-Cotentin. Les valeurs locales proposées par le LRC ont été retenues de préférence dans l'étude.

Les facteurs de concentration utilisés sont présentés dans le tableau page suivante.

| Facteurs de concentration en milieu marin (l/ kg) | | | | |
|---|----------|------------|-----------|-----------|
| Radionucléide | Poissons | Mollusques | Crustacés | Sédiments |
| H-3 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 | 1,00E+00 |
| C-14 | 5,00E+03 | 5,00E+03 | 5,00E+03 | 2,00E+03 |
| Mn-54 | 1,00E+03 | 1,00E+04 | 5,00E+03 | 1,00E+03 |
| Co-57 | 2,00E+02 | 2,00E+03 | 5,00E+03 | 4,00E+04 |
| Co-58 | 2,00E+02 | 2,00E+03 | 5,00E+03 | 4,00E+04 |
| Co-60 | 2,00E+02 | 2,00E+03 | 5,00E+03 | 4,00E+04 |
| Ni-63 | 1,00E+03 | 2,00E+03 | 1,00E+03 | 1,00E+05 |
| Zn-65 | 5,00E+03 | 8,00E+04 | 4,00E+03 | 2,00E+03 |
| Kr-85 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sr-90+Y-90 | 5,00E+00 | 1,00E+01 | 5,00E+00 | 3,00E+01 |
| Tc-99 | 8,00E+01 | 4,00E+02 | 1,30E+03 | 1,00E+02 |
| Ru-106+Rh-106 | 2,00E+00 | 6,00E+02 | 3,00E+02 | 5,00E+03 |
| Sb-125 | 2,00E+01 | 2,00E+01 | 1,00E+01 | 4,00E+02 |
| I-129 | 1,50E+01 | 1,00E+02 | 1,00E+02 | 5,00E+02 |
| I-131 | 1,50E+01 | 1,00E+02 | 1,00E+02 | 5,00E+02 |
| I-133 | 1,50E+01 | 1,00E+02 | 1,00E+02 | 5,00E+02 |
| Cs-134 | 4,00E+02 | 5,00E+01 | 1,00E+02 | 1,00E+03 |
| Cs-137+Ba-137m | 4,00E+02 | 5,00E+01 | 1,00E+02 | 1,00E+03 |
| Ce-144+Pr-144 | 1,00E+02 | 1,50E+03 | 1,50E+03 | 2,00E+04 |
| Eu-154 | 3,00E+02 | 7,00E+03 | 1,00E+03 | 5,00E+05 |
| Eu-155 | 3,00E+02 | 7,00E+03 | 1,00E+03 | 5,00E+05 |
| U-233 | 1,00E+00 | 3,00E+01 | 1,00E+01 | 1,00E+03 |
| U-234 | 1,00E+00 | 3,00E+01 | 1,00E+01 | 1,00E+03 |
| U-235 | 1,00E+00 | 3,00E+01 | 1,00E+01 | 1,00E+03 |
| U-236 | 1,00E+00 | 3,00E+01 | 1,00E+01 | 1,00E+03 |
| U-238 | 1,00E+00 | 3,00E+01 | 1,00E+01 | 1,00E+03 |
| Pu-238 | 1,00E+02 | 3,00E+03 | 5,00E+02 | 1,00E+04 |
| Pu-239 | 1,00E+02 | 3,00E+03 | 5,00E+02 | 1,00E+04 |
| Pu-240 | 1,00E+02 | 3,00E+03 | 5,00E+02 | 1,00E+04 |
| Pu-241 | 1,00E+02 | 3,00E+03 | 5,00E+02 | 1,00E+04 |
| Am-241 | 1,00E+02 | 1,00E+03 | 1,00E+03 | 3,00E+04 |
| Cm-242 | 1,00E+02 | 1,00E+03 | 1,00E+03 | 2,00E+04 |
| Cm-244 | 1,00E+02 | 1,00E+03 | 1,00E+03 | 2,00E+04 |

10.2.4.2. Milieu terrestre

Dans le milieu terrestre, le panache de dispersion dans l'atmosphère des éléments rejetés est partiellement lavé par la pluie ; ses particules se déposent au sol et sur la végétation. En plus du dépôt direct sur la végétation, un transfert indirect s'effectue par absorption foliaire et racinaire.

Le ruissellement de l'eau sur les sols peut avoir une influence sur l'eau d'abreuvement du bétail. De plus, les animaux consommant l'herbe et autres aliments intègrent de l'activité et peuvent la transmettre au lait et à la viande de consommation courante.

10.2.4.2.1. Calcul de l'activité volumique de l'air



Le point commun aux voies d'exposition à considérer est le calcul de l'activité volumique de l'air au lieu de vie du groupe de référence.

Cette activité volumique est calculée à l'aide du coefficient de transfert atmosphérique (CTA) qui lui-même prend en compte des paramètres tels que : hauteur de rejet, vitesse du vent, pluviométrie, type de diffusion.

Pour chaque radionucléide, l'activité volumique annuelle moyenne de l'air (Bq/m^3) est obtenue en multipliant le débit moyen d'activité rejeté par le coefficient de transfert atmosphérique (CTA) moyen.

Dans l'évaluation de l'impact annuel, les valeurs utilisées sont moyennées sur une année, mais on peut également appliquer une formule similaire sur une durée plus courte (par exemple un jour ou un mois).

| | | | | |
|--|----------|---|----------|------------------------|
| Activité volumique moyenne de l'air | = | Débit moyen d'activité rejetée | X | CTA moyen |
| <i>Bq/m³</i> | | <i>Bq/s</i> | | <i>s/m³</i> |

Pour les besoins de calculs intermédiaires présentés ci-après, il est également nécessaire de calculer les activités volumiques de l'air (Bq/m^3) par temps sec et par temps de pluie. Cela est obtenu en multipliant le débit d'activité rejeté par les coefficients de transfert correspondants, par temps sec et par temps de pluie.

10.2.4.2.2. Calcul de l'activité du dépôt au sol



Les radionucléides du panache susceptibles de former des aérosols alpha et bêta-gamma se déposent sur le sol et sur la végétation.

L'évaluation du dépôt total à la surface du sol pour un radionucléide prend en compte une situation d'équilibre entre :

- d'une part, des apports pendant un certain nombre d'années de fonctionnement des installations ; ces apports se caractérisent par des débits de dépôt (en $Bq/m^2.s$) par temps sec et par temps humide et une durée de dépôt, fixée à 60 ans pour prendre en compte les activités passées et futures de l'établissement ;
- d'autre part, des phénomènes de décroissance, liés à la décroissance radioactive des radionucléides ainsi qu'à leur migration dans le sol.

10.2.4.2.2.1. Évaluation des apports (débits de dépôt)

Le débit de dépôt est fonction de l'activité volumique de l'air et de la vitesse de dépôt. Il est évalué à la fois pour le temps sec et pour le temps humide.

| | | | | | | |
|--|---|--|---|--|---|--|
| <p>Débit de dépôt <i>temps sec</i></p> | = | <p>Probabilité <i>de temps sec</i></p> | X | <p>Activité volumique <i>moyenne de l'air</i> <i>par temps sec</i></p> | X | <p>Vitesse de dépôt <i>par temps sec</i></p> |
| <p>Débit de dépôt <i>temps humide</i></p> | = | <p>Probabilité <i>de temps humide</i></p> | X | <p>Activité volumique <i>moyenne de l'air</i> <i>par temps humide</i></p> | X | <p>Vitesse de dépôt <i>par temps humide</i></p> |
| <i>Bq/m².s</i> | | | | <i>Bq/m³</i> | | <i>m/s</i> |

Par temps sec, la vitesse apparente de dépôt est prise égale à 0,005 m/s pour tous les radionucléides.

Par temps de pluie (1 mm/h en moyenne), la vitesse équivalente de dépôt ou facteur global de dépôt par temps de pluie, varie avec la distance. Les valeurs sont déduites du taux de lavage de 0,0001 par seconde, pour une pluie de 1 mm/h selon la méthode décrite dans le « *Modèle IPSN pour le calcul simplifié de la dispersion atmosphérique des rejets accidentels* » J. Le Grand, D. Manesse – *Rapport du CEA R-5170 (1982)*. La vitesse globale équivalente de dépôt par temps de pluie est prise égale à 0,1 m/s.

Le débit de dépôt total est la somme des débits de dépôt par temps sec et par temps humide. Pour les groupes de référence, les différents débits de dépôts sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Comme le calcul de ces débits dépend du CTA, la mise à jour des données météorologiques dans ACADIE en 2014 conduit à une modification des débits de dépôt.

| Débits de dépôt à Digulleville et Goury (Bq/ m ² .s) | | | |
|---|-----------------------|---|--|
| | | ACADIE jusqu'en 2013 (roses des vents 1992-1997) | ACADIE à partir de 2014 (roses des vents 1992-2013) |
| Digulleville | Débit de Dépôt Sec | 4,25E-10 | 5,00E-10 |
| | Débit de Dépôt Humide | 8,50E-09 | 2,24E-09 |
| | Débit de Dépôt Total | 8,92E-09 | 2,74E-09 |
| Goury | Débit de Dépôt Sec | 8,00E-11 | 7,50E-11 |
| | Débit de Dépôt Humide | 1,60E-09 | 9,78E-11 |
| | Débit de Dépôt Total | 1,68E-09 | 1,73E-10 |

10.2.4.2.2. *Prise en compte de la décroissance*

Pour chaque radionucléide, le calcul du dépôt sur le sol prend en compte la décroissance radioactive ainsi que la décroissance par migration de l'élément dans le sol.

La formule de calcul présentée ci-dessous utilise deux périodes T₁ et T₂ étant respectivement les périodes de décroissance radioactive (T₁) et de migration dans le sol (T₂) exprimées en secondes. Ces périodes dépendent du radionucléide considéré. La durée t correspond à la durée de dépôt, égale à 60 ans.

$$\text{Activité déposée sur le sol } \left[\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2} \right] = \left[\frac{\text{Débit de dépôt}}{\text{temps sec}} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \right] + \frac{\text{Débit de dépôt}}{\text{temps humide}} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \right] \right] \times \frac{1 - \exp(-\lambda \times t)}{\lambda}$$

où $\lambda = \ln 2 \left(\frac{1}{T_1} + \frac{1}{T_2} \right)$

10.2.4.2.3. *Calcul de l'activité du dépôt sur la végétation*



La végétation retient seulement une fraction du dépôt qui tombe sur sa surface.

Le dépôt d'un radionucléide sur la végétation est le résultat d'une situation d'équilibre entre :

- d'une part, les apports des radionucléides par temps sec et par temps humide, pondérés par les coefficients de rétention correspondants (pris égaux à 0,25 par temps sec et 0,10 par temps de pluie) ;
- d'autre part, les pertes par décroissance radioactive et élimination biologique et mécanique.

Les apports en radionucléide se caractérisent par des débits de dépôts (par temps sec et par temps humide), présentés ci-dessus dans le calcul du dépôt sur le sol et exprimés en Bq/m².s, ainsi que par la durée de dépôt.

Dans le cas le plus général, on considère le dépôt sur les parties récoltables (temps de dépôt = temps de croissance de la partie récoltable) et le dépôt qui peut atteindre la partie récoltable par **translocation**, c'est-à-dire le déplacement de l'activité déposée sur le végétal entier vers la partie consommable (temps de dépôt = temps de croissance du végétal entier).



La **translocation** représente la migration d'éléments des feuilles d'un végétal à ses parties consommables aériennes et souterraines. Ce facteur permet de ne tenir compte que de la partie comestible de la plante.

$$\text{Activité déposée sur la végétation } \left[\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2} \right] = \left[\frac{\text{Débit de dépôt}}{\text{temps sec}} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \right] \times 0,25 + \frac{\text{Débit de dépôt}}{\text{temps humide}} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \right] \times 0,1 \right] \times \frac{1 - \exp(-\lambda \times t)}{\lambda}$$

où $\lambda = \ln 2 \left(\frac{1}{T_1} + \frac{1}{T_2} \right)$

10.2.4.2.4. Calcul de l'activité massique des végétaux



L'activité totale des végétaux résulte de deux voies de transfert : un transfert **direct** par le dépôt sur la végétation (voie foliaire) et un transfert **indirect** du dépôt au sol vers le végétal (voie racinaire).

Les activités massiques (exprimées en Bq par kilogramme de matière fraîche), sont calculées en faisant la somme des activités par transfert direct et par transfert indirect.

En termes de transfert de la radioactivité vers les parties récoltables, on distingue quatre catégories de végétaux :

- l'herbe ;
- les légumes feuilles (salades...) ;
- les légumes racines (carottes...) ;
- les fruits.

| Données caractéristiques des végétaux | | | | |
|--|-------|------------------|-----------------|--------|
| Paramètre | Herbe | Légumes feuilles | Légumes racines | Fruits |
| Temps de croissance du végétal entier (jours) | 60 | 30 | 90 | 90 |
| Temps de croissance de la partie récoltable (jours) | 60 | 30 | 60 | 60 |
| Rendement des cultures (kg frais / m ²) | 0,8 | 2 | 3 | 2,5 |
| Rapport de la surface consommable à la surface totale du végétal | 1 | 1 | 1 | 0,1 |

10.2.4.2.4.1. Transfert direct sur l'herbe, les légumes feuilles et les légumes racines

Le transfert direct se fait :

- pour l'herbe et les légumes feuilles, à partir du dépôt sur la partie aérienne, en prenant en compte le facteur de translocation correspondant à chaque végétal ;
- pour les légumes racines, par translocation du dépôt sur la partie aérienne vers la racine comestible.

Dans les deux cas, le transfert direct est proportionnel au dépôt sur la végétation pendant le temps de croissance du végétal entier et au facteur de translocation du dépôt. Il est également proportionnel au rapport de la surface consommable sur la surface de la culture (noté RS) et inversement proportionnel au rendement de la culture (en kg frais/m²). On considère que l'ensemble du légume est consommable. Le rapport RS de la surface consommable sur la surface de la culture est donc égal à 1.

Les facteurs de translocation utilisés sont présentés dans le tableau page 32.

| | | | | | | | | |
|--|----------|-----------|----------|--|----------|--|----------|---|
| Activité massique par apport direct <i>Bq/kg frais</i> | = | RS | X | Activité déposée sur la végétation <i>Bq/m²</i> | X | Facteur de translocation du dépôt | X | $\frac{1}{\text{Rendement}}$ <i>kg frais/m²</i> |
|--|----------|-----------|----------|--|----------|--|----------|---|



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

10.2.4.2.4.2. Transfert direct sur les fruits

Pour les fruits, le transfert direct est la somme de deux modes de transfert qui agissent simultanément ;

- l'apport direct sur le fruit qui est analogue au transfert direct pour l'herbe et les légumes feuilles ;
- l'apport direct par translocation du dépôt sur l'arbre vers le fruit, qui s'apparente au transfert direct pour les légumes racines.

Les deux apports sont proportionnels au dépôt sur la végétation. Pour l'apport direct sur le fruit, analogue à celui de l'herbe, il faut considérer comme temps de dépôt le temps de croissance du fruit (partie comestible). Pour l'apport par translocation du dépôt sur l'arbre, il faut considérer comme temps de dépôt le temps de croissance du végétal entier.

Chaque apport est inversement proportionnel au rendement de la culture (en kg frais/m²). Le rapport RS de la surface consommable (les fruits) sur la surface de la culture (l'arbre avec ses fruits) est pris égal à 0,1.

Les facteurs de translocation utilisés sont présentés dans le tableau page suivante.

| | | | | | | | | |
|--|---|----|---|---|---|--|---|---|
| Activité massique par apport direct <i>Bq/kg frais</i> | = | RS | X | Activité déposée sur le fruit <i>(t = vie du fruit)</i> | X | Facteur de translocation fruit | X | $\frac{1}{\text{Rendement}}$ |
| | | | | + (1 - RS) X | | Activité déposée sur l'arbre <i>(t = vie totale)</i> | | Facteur de translocation arbre |
| | | | | <i>Bq/m²</i> | | | | <i>kg frais/m²</i> |

| Facteurs de translocation | | | | |
|---------------------------|-------|---------------------|--------------------|--------|
| Radionucléide | Herbe | Légumes feuilles | Légumes racines | Fruits |
| H-3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C-14 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mn-54 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Co-57 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Co-58 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Co-60 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Ni-63 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Zn-65 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Kr-85 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sr-90+Y-90 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Tc-99 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Ru-106+Rh-106 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Sb-125 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| I-129 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| I-131 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| I-133 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Cs-134 | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Cs-137+Ba-137m | 1 | 1 | 0,10 | 0,10 |
| Ce-144+Pr-144 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Eu-154 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Eu-155 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| U-233 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| U-234 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| U-235 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| U-236 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| U-238 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Pu-238 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Pu-239 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Pu-240 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Pu-241 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Am-241 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Cm-242 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |
| Cm-244 | 1 | 1 | 0 | 0,02 |

* Note : le tritium, l'hydrogène et le krypton 85 étant à l'état gazeux, ils ne se déposent pas sur les végétaux. Le facteur de translocation correspondant est donc nul.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

10.2.4.2.4.3. Transfert indirect

Pour toutes les catégories, le transfert indirect est le produit de deux termes : le dépôt sur le sol en Bq/m² et le facteur de transfert sol/plante, qui dépend du végétal concerné et du radionucléide.

Les facteurs de transfert sol/plante utilisés sont présentés dans le tableau ci-dessous.

| | | | | |
|--|----------|--|----------|---|
| Activité massique par apport indirect <i>Bq/kg frais</i> | = | Débit moyen d'activité rejetée <i>Bq/m²</i> | X | Facteur de transfert sol/plante <i>Bq/kg frais par Bq/m²</i> |
|--|----------|--|----------|---|

| Facteurs de transfert sol/ plante (Bq/ kg frais par Bq/ m ²) | | | | |
|--|----------|---------------------|--------------------|----------|
| Radionucléide | Herbe | Légumes feuilles | Légumes racines | Fruits |
| H-3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C-14 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mn-54 | 4,90E-01 | 4,10E-02 | 1,50E-02 | 4,80E-02 |
| Co-57 | 2,20E-04 | 1,70E-02 | 1,30E-02 | 7,50E-03 |
| Co-58 | 2,20E-04 | 1,70E-02 | 1,30E-02 | 7,50E-03 |
| Co-60 | 2,20E-04 | 1,70E-02 | 1,30E-02 | 7,50E-03 |
| Ni-63 | 3,70E-02 | 1,00E-02 | 1,00E-02 | 2,60E-02 |
| Zn-65 | 1,10E-01 | 2,80E-01 | 7,40E-02 | 1,80E-01 |
| Kr-85 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sr-90+Y-90 | 2,20E-01 | 2,10E-01 | 6,00E-02 | 6,00E-03 |
| Tc-99 | 3,70E+00 | 3,00E+01 | 9,60E-02 | 1,10E+00 |
| Ru-106+Rh-106 | 1,00E-02 | 2,40E-02 | 1,00E-02 | 6,70E-02 |
| Sb-125 | 1,00E-02 | 1,00E-05 | 5,00E-05 | 4,80E-06 |
| I-129 | 3,40E-04 | 2,00E-02 | 2,00E-02 | 2,00E-02 |
| I-131 | 3,40E-04 | 2,00E-02 | 2,00E-02 | 2,00E-02 |
| I-133 | 3,40E-04 | 2,00E-02 | 2,00E-02 | 2,00E-02 |
| Cs-134 | 2,60E-02 | 1,60E-02 | 1,60E-02 | 6,90E-03 |
| Cs-137+Ba-137m | 2,60E-02 | 1,60E-02 | 1,60E-02 | 6,90E-03 |
| Ce-144+Pr-144 | 1,00E-03 | 1,00E-03 | 1,00E-03 | 2,00E-02 |
| Eu-154 | 3,00E-03 | 3,00E-03 | 3,00E-03 | 3,00E-03 |
| Eu-155 | 3,00E-03 | 3,00E-03 | 3,00E-03 | 3,00E-03 |
| U-233 | 2,30E-03 | 6,60E-04 | 2,00E-03 | 9,00E-02 |
| U-234 | 2,30E-03 | 6,60E-04 | 2,00E-03 | 9,00E-02 |
| U-235 | 2,30E-03 | 6,60E-04 | 2,00E-03 | 9,00E-02 |
| U-236 | 2,30E-03 | 6,60E-04 | 2,00E-03 | 9,00E-02 |
| U-238 | 2,30E-03 | 6,60E-04 | 2,00E-03 | 9,00E-02 |
| Pu-238 | 1,00E-04 | 5,80E-06 | 4,50E-05 | 1,20E-05 |
| Pu-239 | 1,00E-04 | 5,80E-06 | 4,50E-05 | 1,20E-05 |
| Pu-240 | 1,00E-04 | 5,80E-06 | 4,50E-05 | 1,20E-05 |
| Pu-241 | 1,00E-04 | 5,80E-06 | 4,50E-05 | 1,20E-05 |
| Am-241 | 1,40E-04 | 5,30E-05 | 8,40E-05 | 9,80E-05 |
| Cm-242 | 7,10E-05 | 6,20E-05 | 1,80E-04 | 1,90E-04 |
| Cm-244 | 7,10E-05 | 6,20E-05 | 1,80E-04 | 1,90E-04 |

10.2.4.2.5. Calcul des activités massiques du lait et de la viande



Les animaux consommant l'herbe et autres aliments intègrent de l'activité et peuvent la transmettre au lait et à la viande de consommation courante.

Les animaux pris en compte pour l'étude sont la vache laitière, le mouton, le porc, la volaille, qui sont représentatifs du cheptel de la zone proche de l'établissement. Les régimes alimentaires de ces animaux sont détaillés dans les rapports du GRNC. Les données retenues sont précisées dans le tableau ci-dessous.

On considère que la seule voie d'atteinte au lait et à la viande est l'ingestion par les animaux. En effet, il a été montré que les apports d'activité aux animaux provenant de l'inhalation et d'ingestion d'eau de pluie très faiblement active sont négligeables.

| Données caractéristiques des animaux (kg frais/ jour) | | | | |
|---|-------|--------|------|----------|
| Paramètre | Vache | Mouton | Porc | Volaille |
| Consommation de foin | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Consommation d'herbe | 60 | 8 | 0 | 0 |
| Consommation de maïs | 35 | 0 | 2,50 | 0,06 |

10.2.4.2.5.1. Activité massique de la viande

L'activité de la viande (Bq/kg) est donc proportionnelle à la quantité d'aliment ingérée par jour par l'animal, à l'activité de cet aliment consommé et à un coefficient qui estime l'activité massique de la viande pour une quantité ingérée par jour unitaire. Ce coefficient est appelé facteur de transfert à la viande et s'exprime en Bq/kg de viande pour 1 Bq ingéré par jour. Sa valeur dépend du radionucléide concerné.

Les facteurs de transfert à la viande utilisés sont présentés dans le tableau page suivante.

$$\begin{array}{l}
 \text{Activité massique} \\
 \text{de la viande} \\
 \text{Bq/kg frais}
 \end{array}
 =
 \begin{array}{l}
 \text{Consommation} \\
 \text{d'herbe par l'animal} \\
 \text{kg frais/jour}
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Activité de} \\
 \text{l'herbe et des} \\
 \text{légumes feuilles} \\
 \text{Bq/kg frais}
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Facteur de transfert} \\
 \text{de l'animal à la viande} \\
 \text{Bq/kg frais} \\
 \text{par Bq ingéré/jour}
 \end{array}$$

10.2.4.2.5.2. Activité massique du lait

L'activité massique du lait (Bq/l) suit la même loi que celle de la viande ; on utilise un coefficient de transfert au lait qui s'exprime en Bq/l pour 1 Bq ingéré par jour, dont la valeur dépend du radionucléide.

Les facteurs de transfert au lait utilisés sont présentés dans le tableau page suivante.

$$\begin{array}{l}
 \text{Activité massique} \\
 \text{du lait} \\
 \text{Bq/litre}
 \end{array}
 =
 \begin{array}{l}
 \text{Consommation} \\
 \text{d'herbe par la vache} \\
 \text{kg frais/jour}
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Activité de} \\
 \text{l'herbe et des} \\
 \text{légumes feuilles} \\
 \text{Bq/kg frais}
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Facteur de transfert} \\
 \text{de la vache au lait} \\
 \text{Bq/litre} \\
 \text{par Bq ingéré/jour}
 \end{array}$$

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Facteurs de transfert au produit animal (Bq/ kg frais par Bq ingéré/ jour) | | | | | | |
|---|----------|----------|----------|----------|---------------|----------|
| Radionucléide | Vache | Mouton | Porc | Volaille | Lait de vache | Œufs |
| H-3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C-14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mn-54 | 5,00E-04 | 5,00E-02 | 4,00E-03 | 5,00E-02 | 1,00E-04 | 7,00E-02 |
| Co-57 | 1,00E-03 | 1,00E-02 | 2,00E-01 | 1,00E-03 | 2,00E-03 | 1,00E-03 |
| Co-58 | 1,00E-03 | 1,00E-02 | 2,00E-01 | 1,00E-03 | 2,00E-03 | 1,00E-03 |
| Co-60 | 1,00E-03 | 1,00E-02 | 2,00E-01 | 1,00E-03 | 2,00E-03 | 1,00E-03 |
| Ni-63 | 5,00E-03 | 5,00E-03 | 2,00E-02 | 5,00E-03 | 1,00E-02 | 4,00E-01 |
| Zn-65 | 2,00E-03 | 2,00E-02 | 2,00E-01 | 7,00E+00 | 1,00E-02 | 3,00E+00 |
| Kr-85 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sr-90+Y-90 | 3,00E-04 | 3,00E-03 | 2,00E-03 | 4,00E-02 | 2,00E-03 | 3,00E-01 |
| Tc-99 | 1,00E-02 | 1,00E-01 | 9,90E-04 | 6,30E-02 | 1,00E-02 | 1,90E+00 |
| Ru-106+Rh-106 | 1,00E-03 | 1,00E-02 | 6,80E-03 | 7,00E-03 | 1,00E-06 | 6,00E-03 |
| Sb-125 | 1,00E-03 | 1,00E-02 | 9,20E-04 | 9,20E-04 | 1,00E-04 | 9,20E-04 |
| I-129 | 2,00E-03 | 5,00E-02 | 5,00E-03 | 1,00E-01 | 5,00E-03 | 3,00E+00 |
| I-131 | 2,00E-03 | 5,00E-02 | 5,00E-03 | 1,00E-01 | 5,00E-03 | 3,00E+00 |
| I-133 | 2,00E-03 | 5,00E-02 | 5,00E-03 | 1,00E-01 | 5,00E-03 | 3,00E+00 |
| Cs-134 | 3,00E-02 | 5,00E-01 | 4,00E-01 | 4,50E+00 | 5,00E-03 | 5,00E-01 |
| Cs-137+Ba-137m | 3,00E-02 | 5,00E-01 | 4,00E-01 | 4,50E+00 | 5,00E-03 | 5,00E-01 |
| Ce-144+Pr-144 | 1,00E-03 | 1,00E-02 | 2,50E-03 | 1,00E-02 | 2,00E-05 | 5,00E-03 |
| Eu-154 | 5,00E-03 | 5,00E-02 | 1,00E-02 | 4,00E-03 | 2,00E-05 | 7,00E-03 |
| Eu-155 | 5,00E-03 | 5,00E-02 | 1,00E-02 | 4,00E-03 | 2,00E-05 | 7,00E-03 |
| U-233 | 2,00E-04 | 2,00E-03 | 4,00E-02 | 1,00E+00 | 6,00E-04 | 1,00E+00 |
| U-234 | 2,00E-04 | 2,00E-03 | 4,00E-02 | 1,00E+00 | 6,00E-04 | 1,00E+00 |
| U-235 | 2,00E-04 | 2,00E-03 | 4,00E-02 | 1,00E+00 | 6,00E-04 | 1,00E+00 |
| U-236 | 2,00E-04 | 2,00E-03 | 4,00E-02 | 1,00E+00 | 6,00E-04 | 1,00E+00 |
| U-238 | 2,00E-04 | 2,00E-03 | 4,00E-02 | 1,00E+00 | 6,00E-04 | 1,00E+00 |
| Pu-238 | 1,00E-04 | 4,00E-04 | 3,40E-06 | 2,00E-04 | 1,00E-06 | 8,00E-03 |
| Pu-239 | 1,00E-04 | 4,00E-04 | 3,40E-06 | 2,00E-04 | 1,00E-06 | 8,00E-03 |
| Pu-240 | 1,00E-04 | 4,00E-04 | 3,40E-06 | 2,00E-04 | 1,00E-06 | 8,00E-03 |
| Pu-241 | 1,00E-04 | 4,00E-04 | 3,40E-06 | 2,00E-04 | 1,00E-06 | 8,00E-03 |
| Am-241 | 1,00E-04 | 4,00E-04 | 1,20E-05 | 2,00E-04 | 1,00E-06 | 9,00E-03 |
| Cm-242 | 1,00E-04 | 4,00E-04 | 1,20E-01 | 7,20E-05 | 1,00E-06 | 3,90E-05 |
| Cm-244 | 1,00E-04 | 4,00E-04 | 1,20E-01 | 7,20E-05 | 1,00E-06 | 3,90E-05 |

10.2.4.2.6. Cas particuliers du carbone 14 et du tritium

Pour le carbone 14 et le tritium, la méthode de calcul utilise le modèle d'activité spécifique basé sur une composition isotopique dans les aliments identique à celle de l'air. En effet, ces deux éléments ne forment pas d'aérosols permanents. Ils se trouvent sous forme de composés gazeux ou très volatils directement assimilés par les végétaux.

10.2.4.2.6.1. Cas particulier du carbone 14

La composition isotopique de l'air en carbone (teneur en carbone 14 radioactif par rapport au carbone total) est supposée identique à celle des végétaux, du lait et de la viande (tableau ci-dessous).

| Teneur en carbone total dans l'air et les aliments | | | |
|--|----------------|---------|----------|
| Air | Végétaux frais | Lait | Viande |
| 0,15 g/m ³ | 70 g/kg | 42 g/kg | 120 g/kg |

L'activité massique en carbone 14 dans l'aliment est donnée par la formule ci-dessous. Il s'agit de l'activité ajoutée du fait des rejets gazeux.

$$\begin{array}{l}
 \text{Activité dans l'aliment} \\
 \text{en } ^{14}\text{C} \\
 \text{Bq/kg frais}
 \end{array}
 =
 \frac{
 \begin{array}{l}
 \text{Activité volumique} \\
 \text{de l'air en } ^{14}\text{C} \\
 \text{Bq/m}^3
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Teneur en carbone total} \\
 \text{de l'aliment} \\
 \text{g/kg frais}
 \end{array}
 }{
 \begin{array}{l}
 \text{Teneur en carbone total de l'air} \\
 \text{g/m}^3
 \end{array}
 }$$

10.2.4.2.6.2. Cas particulier du tritium

Le calcul prend en compte la voie prépondérante et nécessite le calcul de l'activité de l'eau de pluie par la formule ci-dessous.

$$\begin{array}{l}
 \text{Activité moyenne} \\
 \text{dans l'eau en } ^3\text{H} \\
 \text{Bq/kg}
 \end{array}
 =
 \frac{
 \begin{array}{l}
 \text{Activité moyenne dans l'air} \\
 \text{Bq/m}^3
 \end{array}
 \times
 \begin{array}{l}
 \text{Facteur de Chamberlain}
 \end{array}
 }{
 \begin{array}{l}
 \text{Humidité moyenne de l'air} \\
 \text{kg/m}^3
 \end{array}
 }$$

Le facteur de Chamberlain (issu de *Washout of tritiated water vapour by rain*, par Chamberlain & Eggleton, 1964) est indicateur du transfert d'activité de l'air à la pluie. Lorsque la goutte de pluie traverse le panache, elle se charge pendant toute sa durée de passage. Le facteur de Chamberlain vaut 1 quand elle est chargée au maximum. Cela revient à dire que l'équilibre entre l'atmosphère et la pluie est atteint lorsque la goutte touche le sol. De façon majorante, dans l'étude la valeur 1 a été retenue pour le facteur de Chamberlain.

Pour le site de la Hague, on considère une humidité moyenne de l'air de 10⁻² kg d'eau par m³ d'air.



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

Pour le calcul du transfert aux produits d'origine végétale et d'origine animale, on admet que les quatre catégories de végétaux considérées (herbe, légumes feuilles, légumes racines et fruits) ainsi que le lait et la viande se comportent de manière identique vis-à-vis du tritium. Leurs activités massiques sont supérieures à l'activité de l'eau de pluie (voir les facteurs multiplicatifs dans le tableau ci-dessous).

| Facteur multiplicatif du tritium par rapport à l'eau de pluie | | | | |
|---|-----------------|--------|------|--------|
| Légumes feuilles | Légumes racines | Fruits | Lait | Viande |
| 1,35 | 1,15 | 1,3 | 1,35 | 1,15 |

Les activités en tritium des aliments d'origine végétale et animale se calculent alors selon la formule suivante.

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| <p>Activité massique de l'aliment en ³H</p> <p><i>Bq/kg frais</i></p> | = | <p>Activité moyenne de l'eau en ³H</p> <p><i>Bq/l</i></p> | X | <p>Facteur multiplicatif du ³H par rapport à l'eau de pluie</p> |
|---|---|---|---|---|

10.2.5. Définition des groupes de référence

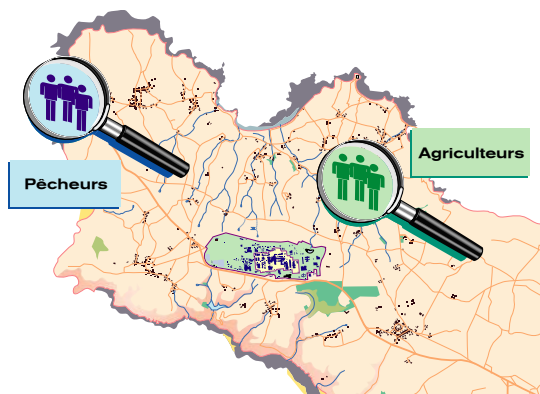
L'impact sur les populations est déterminé par leur exposition (ou dose) annuelle. L'évaluation de l'impact dosimétrique par type de rejets (gazeux ou liquides) est faite, par précaution, pour un groupe représentatif de la population la plus particulièrement exposée. Un tel groupe de population est appelé « Groupe de référence ». La définition qu'en donne la directive 96/29/Euratom du Conseil du 13 mai 1996 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultants des rayonnements ionisants est la suivante :

« Le groupe de référence de la population est un groupe comprenant des individus dont l'exposition à la source est assez uniforme et représentative de celle des individus qui, parmi la population, sont plus particulièrement exposés à ladite source ».

Dans l'environnement de l'établissement de la Hague, le partage des rejets radioactifs de l'établissement en deux flux bien distincts, l'un liquide concernant directement l'écosystème marin, l'autre gazeux concernant l'écosystème terrestre amène à définir **deux groupes de référence**.

Ces deux groupes de référence sont définis avec un souci de réalisme, chacun plus particulièrement sensible à l'influence soit des rejets liquides, soit des rejets gazeux :

- **un groupe plus particulièrement soumis à l'impact des rejets liquides.** Ces personnes vivent de la mer et habitent sur la côte. Leur régime alimentaire comporte une ration importante de produits de la pêche mais elles consomment également des produits agricoles. La part d'origine locale de la ration alimentaire est supposée provenir des zones les plus exposées. Le lieu de référence retenu pour ce groupe de référence est **Goury** ;
- **un groupe plus particulièrement soumis à l'impact des rejets gazeux.** Ces personnes habitent à proximité de l'établissement et sont soumises le plus fréquemment au panache des cheminées, compte tenu de la direction et de la fréquence des vents dominants. Leur régime alimentaire comporte une ration importante de produits agricoles mais elles consomment également des produits de la pêche. La part d'origine locale de la ration alimentaire est supposée provenir des zones les plus exposées. Le lieu de référence retenu pour ce groupe de référence est **Digulleville**.



Pour tenir compte de la sensibilité plus grande des jeunes à l'impact d'une même quantité de radionucléides, l'étude comporte, en plus de la catégorie des adultes, celles des enfants.

Les différentes populations sont considérées passer 1/3 du temps à l'extérieur et 2/3 à l'intérieur.

Les quantités annuelles consommées par les individus des groupes de référence sont issues de l'enquête sur les modes alimentaires dans le Nord-Cotentin, réalisée en avril-mai 1998 par le **CRÉDOC** (Centre de Recherche pour l'Étude et l'Observation des Conditions de Vie). Cette enquête permet également de connaître la part locale de l'alimentation.



Le **CRÉDOC** (Centre de Recherche pour l'Étude et l'Observation des Conditions de Vie) est un organisme d'études et de recherche dont la vocation est d'analyser le comportement des individus dans leurs multiples dimensions : consommateurs, agents de l'entreprise, acteurs de la vie sociale. au service des acteurs de la vie économique et sociale.

Le CRÉDOC effectue des enquêtes sur les modes de vie, opinions et aspirations des Français.

10.2.5.1. Modes alimentaires dans le Nord-Cotentin

10.2.5.1.1. L'enquête du CRÉDOC

L'enquête a été réalisée en avril-mai 1998 pour l'ensemble de la région du Nord-Cotentin selon quatre zones géographiques :

- Zone 1 : Cherbourg-en-Cotentin (53 % de la population) ;
- Zone 2 : Nord-Côte Ouest (15 % de la population) ;
- Zone 3 : Centre (16 % de la population) ;
- Zone 4 : Côte Est (16 % de la population).

L'évaluation de l'impact local de l'établissement correspond à la **zone Nord-Côte Ouest**. C'est dans cette zone que la consommation de crustacés par les familles des pêcheurs est la plus élevée par comparaison aux autres zones.

L'enquête alimentaire indique les quantités consommées pour l'ensemble de la zone incluant les pêcheurs et les non pêcheurs pour différentes tranches d'âge : moins de 2 ans, de 2 à 14 ans, de 15 à 34 ans, de 35 à 49 ans, de 50 à 64 ans et plus de 64 ans.

Les quantités consommées sont présentées dans les tableaux page suivante. Les consommations considérées correspondent à des consommations réelles de l'aliment par les « seuls consommateurs », et non pas à une moyenne de consommation sur l'ensemble de la zone qui inclurait les non-consommateurs. Les valeurs considérées sont celles corrigées par des facteurs dits de « saisonnalité » pour chaque aliment, qui pondèrent les valeurs obtenues lors de l'enquête afin de s'affranchir de la période de l'année à laquelle celle-ci s'est déroulée.

Il est à noter que le GRNC a réparti la consommation de viande en quatre types (bœuf, mouton, veau, volaille). La répartition retenue par le GRNC a été conservée pour le calcul (respectivement 27,6 %, 2,6 %, 39,5 % et 30,3 % de la consommation annuelle de viande).

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Consommation de crustacés (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC – Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 1,3 | 1,6 | 0 | 0 |
| 2-14 ans | 5,2 | 14,6 | 7,5 | 20,8 |
| 15-34 ans | 6,3 | 13,0 | 9,7 | 35,4 |
| 35-49 ans | 9,3 | 24,0 | 14,5 | 70,9 |
| 50-64 ans | 7,7 | 29,2 | 13,9 | 29,2 |
| 65 ans et plus | 6,7 | 14,6 | 9,7 | 17,7 |
| Chef de ménage pêcheur | 9,4 | 20,8 | 16,7 | 70,9 |
| Chef de ménage autre | 6,4 | 13,0 | 8,2 | 29,2 |

Exemple de lecture pour un enfant de 2-14 ans :

- si on considère l'ensemble du Cotentin, la consommation moyenne de crustacés par personne est de 5,2 kg/an (première colonne) et 5 % de la population enquêtée consomme plus de 14,6 kg/an de crustacés (deuxième colonne) ;

- si on considère la zone Nord-Côte Ouest, la consommation moyenne de crustacés par personne est de 7,5 kg/an (troisième colonne) et 5 % de la population enquêtée consomme plus de 20,8 kg/an de crustacés (quatrième colonne).

Dans tous les cas, les personnes ne consommant pas du tout de crustacé ne sont pas prises en compte dans le calcul (données « seuls consommateurs »).



Notion de percentile :

En statistiques, le **95^e percentile** est la valeur telle que 95 % des valeurs sont en dessous et 5 % sont au-dessus.

| Consommation de poissons (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC – Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 5,3 | 15,7 | 4,1 | 6,5 |
| 2-14 ans | 8,0 | 25,0 | 6,8 | 41,7 |
| 15-34 ans | 13,5 | 46,7 | 10,0 | 23,5 |
| 35-49 ans | 14,4 | 42,7 | 15,0 | 42,7 |
| 50-64 ans | 16,8 | 51,1 | 19,2 | 63,1 |
| 65 ans et plus | 15,7 | 36,2 | 16,3 | 34,4 |
| Chef de ménage pêcheur | 18,7 | 52,7 | 10,4 | 41,7 |
| Chef de ménage autre | 11,7 | 34,4 | 13,8 | 39,6 |

| Consommation de mollusques (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC - Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 0 | 0,0 | 0 | 0 |
| 2-14 ans | 3,9 | 8,9 | 3,9 | 4,2 |
| 15-34 ans | 7,5 | 20,8 | 3,0 | 4,2 |
| 35-49 ans | 8,2 | 16,7 | 7,9 | 14,6 |
| 50-64 ans | 5,9 | 11,5 | 3,9 | 6,2 |
| 65 ans et plus | 5,3 | 13,5 | 7,6 | 14,6 |
| Chef de ménage pêcheur | 11,0 | 20,8 | 7,7 | 14,6 |
| Chef de ménage autre | 5,6 | 12,5 | 4,7 | 8,4 |

| Consommation de lait et produits laitiers (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC - Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 196,7 | 308,2 | 265,5 | 365,0 |
| 2-14 ans | 138,3 | 234,9 | 124,3 | 225,0 |
| 15-34 ans | 102,4 | 231,3 | 114,5 | 264,3 |
| 35-49 ans | 91,6 | 250,2 | 91,7 | 188,2 |
| 50-64 ans | 90,1 | 182,8 | 107,5 | 309,7 |
| 65 ans et plus | 84,3 | 188,7 | 94,6 | 154,6 |
| Chef de ménage pêcheur | 103,7 | 229,2 | 97,1 | 253,2 |
| Chef de ménage autre | 108,2 | 242,2 | 116,8 | 292,0 |

| Consommation de viandes et œufs (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC - Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 14,5 | 33,9 | 24,0 | 33,9 |
| 2-14 ans | 38,6 | 75,9 | 43,3 | 80,0 |
| 15-34 ans | 59,8 | 119,9 | 66,7 | 113,4 |
| 35-49 ans | 64,4 | 123,8 | 64,8 | 111,0 |
| 50-64 ans | 60,0 | 110,3 | 63,0 | 122,0 |
| 65 ans et plus | 52,9 | 115,7 | 58,9 | 117,5 |
| Chef de ménage pêcheur | 62,7 | 133,4 | 61,6 | 108,4 |
| Chef de ménage autre | 52,8 | 109,8 | 57,3 | 117,2 |

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Consommation de légumes feuilles (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC - Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 2,4 | 5,2 | 0 | 0 |
| 2-14 ans | 3,7 | 15,7 | 3,3 | 11,5 |
| 15-34 ans | 6,2 | 18,8 | 7,4 | 19,8 |
| 35-49 ans | 7,3 | 24,5 | 6,5 | 20,8 |
| 50-64 ans | 9,6 | 28,1 | 10,7 | 28,1 |
| 65 ans et plus | 8,1 | 23,2 | 11,6 | 25,0 |
| Chef de ménage pêcheur | 5,8 | 19,0 | 5,9 | 16,2 |
| Chef de ménage autre | 6,9 | 22,7 | 8,2 | 23,2 |

| Consommation de légumes racines (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC - Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 15,3 | 41,7 | 10,9 | 11,7 |
| 2-14 ans | 24,8 | 49,5 | 26,0 | 49,5 |
| 15-34 ans | 35,3 | 73,0 | 35,1 | 86,7 |
| 35-49 ans | 33,5 | 74,3 | 35,1 | 67,8 |
| 50-64 ans | 37,0 | 68,9 | 35,9 | 60,0 |
| 65 ans et plus | 32,3 | 67,8 | 41,1 | 62,6 |
| Chef de ménage pêcheur | 39,7 | 78,2 | 33,7 | 78,2 |
| Chef de ménage autre | 30,4 | 67,3 | 33,2 | 62,6 |

| Consommation de fruits (kg/ an) | | | | |
|---|---------------------------|---|---------------------------|---|
| Source : enquête CRÉDOC - Données relatives aux seuls consommateurs | | | | |
| Âge | Toutes zones | | Zone Nord-Côte Ouest | |
| | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile | Moyenne annuelle corrigée | Consommation annuelle non corrigée 95 ^e percentile |
| Moins de 2 ans | 33,9 | 91,5 | 34,7 | 62,8 |
| 2-14 ans | 32,3 | 81,6 | 22,1 | 52,9 |
| 15-34 ans | 39,8 | 109,5 | 50,5 | 159,8 |
| 35-49 ans | 42,0 | 109,2 | 39,8 | 109,5 |
| 50-64 ans | 61,3 | 164,3 | 63,0 | 134,5 |
| 65 ans et plus | 66,8 | 175,2 | 92,0 | 116,3 |
| Chef de ménage pêcheur | 34,9 | 88,1 | 38,0 | 134,5 |
| Chef de ménage autre | 45,7 | 123,0 | 52,8 | 141,8 |

10.2.5.1.2. Comparatifs avec l'enquête INCA 2

Depuis 1998, date de la dernière enquête du CREDOC sur les habitudes alimentaires des populations du Nord-Cotentin, aucune autre enquête locale n'a été effectuée sur les habitudes alimentaires des habitants de cette zone.

Aussi, afin d'évaluer l'opportunité de revoir les quantités alimentaires utilisées à ce jour pour réaliser le calcul d'impact radiologique aux populations de référence, un comparatif a été effectuée entre les résultats de l'enquête du CREDOC de juin 1998 et les résultats de la dernière étude individuelle nationale des consommations alimentaires (INCA) réalisée par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES).

L'ANSES réalise tous les sept ans une étude INCA sous l'égide des ministères de la santé et de l'agriculture, sur la population française. Ces études fournissent à un moment donné une photographie des habitudes de consommations alimentaires de la population française métropolitaine. Ces données permettent de connaître les doses ingérées de substances néfastes susceptibles d'être présentes dans les denrées (métaux lourds, résidus de pesticides, toxines, etc.).

Note : les résultats de l'enquête INCA 3, menée en 2014-2015, sont parus en juillet 2017, après réalisation des évaluations d'impact de la présente étude. Les données utilisées sont celles de l'enquête précédente, INCA 2, réalisée en 2006-2007.

10.2.5.1.2.1. Quantités consommées

Les quantités consommées fournies par l'étude INCA 2 pour les principaux aliments sont présentées dans le tableau ci-dessous.

| Consommation (kg/ an) Source : enquête INCA 2 | | | | | | | |
|--|-----------|----------|------------|---------------------------|-----------------|-----------------------------|--------|
| Classe d'âge | Produits | | | | | | |
| | Crustacés | Poissons | Mollusques | Lait et produits laitiers | Viandes et œufs | Légumes feuilles et racines | Fruits |
| 1 an | NR | NR | NR | NR | NR | NR | NR |
| 5 ans | 1,1 | 6,5 | 1,1 | 132 | 30,9 | 37,3 | 26 |
| 10 ans | 1,1 | 7,6 | 1,1 | 111 | 44,7 | 54,6 | 34,9 |
| 15 ans | 1,1 | 7,6 | 1,1 | 108 | 48,7 | 57,4 | 29,3 |
| adulte | 2,2 | 10,8 | 2,2 | 90,5 | 55,9 | 71,5 | 48,9 |

La comparaison des résultats de l'enquête INCA avec les valeurs utilisées dans les évaluations d'impact sont présentées au § 10.2.8 « Analyse de sensibilité » pour ce qui concerne l'impact radiologique et au § 10.4.7 « Analyse des incertitudes » pour ce qui concerne l'évaluation des risques sanitaires.

10.2.5.1.2.2. Autoconsommation

Seuls les aliments d'origine locale « autoconsommation » (marins ou terrestres) contribuent à l'impact des rejets radioactifs et chimiques sur la population. L'enquête CREDOC de 1998 a permis de connaître cette part locale de l'alimentation pour l'ensemble du Nord-Cotentin.

Au vu des données produites par la dernière étude nationale INCA 2, la tendance qui se dégage est une alimentation à base d'aliments transformés ou nécessitant peu de préparation, c'est-à-dire une diminution de l'utilisation des denrées produites localement.

Les taux d'autoconsommation fournis par le CREDOC sont donc *a priori* majorants par rapport aux évolutions alimentaires.

10.2.5.2. Groupe de référence soumis principalement aux rejets liquides

Le groupe de référence soumis principalement aux rejets liquides est défini comme un groupe de **pêcheurs** vivant à **Goury**, en bord de mer, à 7 km du point de rejet.

L'activité ajoutée à l'eau de mer à Goury est prise en compte pour évaluer l'exposition du groupe. Ce choix s'appuie sur les mesures réalisées dans l'eau de mer en différents points du littoral. Elles sont confirmées par le modèle hydrodynamique de la Manche-Mer du Nord développé par le LRC (Laboratoire de Radioécologie de Cherbourg-en-Cotentin, dans le Nord-Cotentin, qui est un laboratoire de l'IRSN).



© Philippe Leridon / FOTOLIA

Ce groupe de pêcheurs est supposé exercer son activité professionnelle à Goury même et subir une exposition externe due aux rejets liquides par l'intermédiaire des engins de pêche. Le temps d'exposition aux engins de pêche est estimé, en l'absence de valeur correspondant aux habitudes réelles des pêcheurs du Nord-Cotentin, à environ 2 400 heures par an (7 heures par jour, 365 jours par an).

De plus, il est considéré pour différentes classes d'âge une exposition aux sédiments de plage de 100 heures par an (30 jours de vacances à la plage à raison de 3 heures et 20 minutes par jour).

10.2.5.2.1. Catégories retenues

Deux catégories sont retenues pour ce groupe :

- les adultes ;
- les enfants (catégorie 2-14 ans de l'enquête CRÉDOC ; classe d'âge 10 ans d'ACADIE). Ces enfants sont considérés sans activité professionnelle concernant la pêche. Ils sont considérés passer 100 heures par an à la plage.

Pour ce groupe de référence, il n'est pas retenu de catégorie d'enfants en bas âge (moins de 2 ans), car leur régime alimentaire ne comporte pas de produits marins en quantité significative (très faible consommation de poissons, les crustacés et les mollusques n'étant pas consommés).


10.2.5.2.2. Consommation alimentaire

La ration alimentaire de ce groupe de référence prend en compte des produits de la pêche et des aliments d'origine terrestre (voir tableau page suivante). Les quantités annuelles consommées sont issues de l'enquête sur les modes alimentaires dans le Nord-Cotentin réalisée en avril-mai 1998 par le CRÉDOC (Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie).



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

- Pour les aliments d'origine marine, sont retenues les quantités correspondant au 95^e percentile de la consommation des familles de pêcheurs de la zone Nord et côte Ouest du Cotentin (dernière colonne des tableaux du § 10.2.5.1), soit celle des 5 % plus gros consommateurs. La consommation considérée correspond à la consommation réelle d'un aliment par le pêcheur, et non pas à une moyenne de consommation sur l'ensemble de la zone qui inclurait les non-consommateurs.
- Pour les aliments d'origine terrestre, sont retenues les quantités correspondant à la moyenne de la consommation des ménages de pêcheurs de la zone Nord-Côte Ouest du Cotentin (troisième colonne des tableaux du § 10.2.5.1). La consommation considérée correspond à la consommation réelle d'un aliment par un individu, et non pas à une moyenne de consommation sur l'ensemble de la zone qui inclurait les non-consommateurs.
- Pour les adultes, la ration retenue est celle de l'adulte chef de famille pêcheur de l'étude du CRÉDOC. Pour les enfants, la ration retenue est celle de la tranche d'âge 2-14 ans de l'étude du CRÉDOC.
- Seuls les aliments d'origine locale « autoconsommation » (marins ou terrestres) contribuent à l'impact sur le groupe de référence. L'enquête permet de connaître cette part locale de l'alimentation pour l'ensemble du Nord-Cotentin.
- L'activité des aliments marins locaux est déterminée en considérant qu'ils sont pêchés à Goury. L'activité des aliments terrestres locaux est déterminée en supposant qu'ils sont originaires de la zone définie pour le groupe de référence plus particulièrement soumis aux rejets gazeux, représentés par le village de Digulleville (cultures locales des fruits et légumes ; élevages locaux pour le lait et la viande).

| Caractéristiques alimentaires retenues pour le groupe des pêcheurs | | | |
|---|-------------------------|---------|--------------------|
| Aliments  | Régime complet (kg/ an) | | Part locale (en %) |
| | Adultes | Enfants | |
| Crustacés | 70,9 | 20,8 | 53,6 |
| Mollusques | 14,6 | 4,2 | 75,3 |
| Poissons | 41,7 | 41,7 | 51,7 |
| Lait et produits laitiers | 97,1 | 124,3 | 17,5 |
| Viande de bœuf | 17,2 | 12,0 | 39,9 |
| Viande de mouton | 1,2 | 1,1 | 39,9 |
| Viande de porc | 24,7 | 17,1 | 39,9 |
| Viande de volaille | 18,5 | 13,1 | 39,9 |
| Légumes feuilles | 5,9 | 3,3 | 57,4 |
| Légumes racines | 33,7 | 26,0 | 54 |
| Fruits | 38 | 22,1 | 11,2 |

10.2.5.3. Groupe de référence soumis principalement aux rejets gazeux

Le groupe de référence principalement soumis aux rejets gazeux est défini comme un groupe d'**agriculteurs** habitant et travaillant dans un rayon de 2 à 3 km autour de l'établissement, et plus particulièrement soumis à l'influence des vents dominants.

L'examen de la rose des vents et l'étude de la dispersion des rejets atmosphériques en fonction de la distance au point d'émission ont conduit à retenir **Digulleville** (au Nord de l'établissement) comme lieu d'exposition représentatif pour les rejets atmosphériques de l'établissement.



© Gilles Paire / FOTOLIA

De plus, pour tenir compte de la variabilité des vents, un calcul d'impact est désormais effectué chaque année en fonction de l'examen des mesures de radioactivité (krypton 85) effectuées dans cinq villages autour de l'établissement : Beaumont-Hague, Digulleville, Gréville-Hague, Herqueville et Jobourg.

10.2.5.3.1. Catégories retenues

Trois catégories sont retenues pour ce groupe :

- les adultes ;
- les enfants (catégorie 2-14 ans de l'enquête CRÉDOC ; classe d'âge 5 ans d'ACADIE) ;
- les nourrissons (catégorie inférieur à 2 ans de l'enquête CRÉDOC ; classe d'âge 1 an d'ACADIE) du fait de leur consommation importante de produits laitiers.

Le temps d'exposition externe du groupe de référence au panache atmosphérique et aux dépôts sur le sol et la végétation dépend également de son mode de vie. On suppose ici de façon majorante, que les personnes résident en permanence à Digulleville. On en déduit qu'elles sont exposées en permanence au panache atmosphérique. En revanche, elles ne sont exposées que le tiers du temps aux dépôts sur le sol et la végétation.

10.2.5.3.2. Consommation alimentaire


La ration alimentaire de ce groupe de référence prend en compte des produits de la pêche et des aliments d'origine terrestre (voir tableau page suivante). Les quantités annuelles consommées sont issues de l'enquête sur les modes alimentaires dans le Nord-Cotentin réalisée en avril-mai 1998 par le CRÉDOC (Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie).



- Pour les aliments d'origine terrestre, sont retenues les quantités correspondant au 95^e percentile de la consommation des ménages de non-pêcheurs de la zone Nord-Côte Ouest (dernière colonne des tableaux du § 10.2.5.1), soit celle des 5 % plus gros consommateurs. La consommation considérée correspond à la consommation réelle d'un aliment par un individu, et non pas à une moyenne de consommation sur l'ensemble de la zone qui inclurait les non-consommateurs.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

- Pour les aliments d'origine marine, sont retenues les quantités correspondant à la moyenne de la consommation des ménages non-pêcheurs de la zone Nord-Côte Ouest (troisième colonne des tableaux du § 10.2.5.1). La consommation considérée correspond à la consommation réelle d'un aliment par un individu, et non pas à une moyenne de consommation sur l'ensemble de la zone qui inclurait les non-consommateurs.
- Pour la ration des enfants, la ration retenue est celle de la tranche d'âge 2-14 ans de l'étude du CRÉDOC. Pour la ration des enfants de 1 an, la ration retenue est celle de la tranche d'âge < 2 ans de l'étude du CRÉDOC.
- Pour les aliments, il est tenu compte d'une consommation de produits frais et d'une consommation de produits conservés.
- Seuls les aliments d'origine locale « autoconsommation » (marins ou terrestres) contribuent à l'impact sur le groupe de référence. L'enquête permet de connaître cette part locale de l'alimentation pour l'ensemble du Nord-Cotentin.
- L'activité des aliments terrestres locaux est déterminée en supposant qu'ils sont originaires du village de Digulleville (cultures locales des fruits et légumes ; élevages locaux pour le lait et la viande). L'activité des aliments marins locaux est déterminée en supposant qu'ils sont pêchés à Goury.

| Caractéristiques alimentaires retenues pour le groupe d'agriculteurs | | | | | | |
|---|-------------------------|---------|-------------|--------------------|--|---|
| Aliments  | Régime complet (kg/ an) | | | Part locale (en %) | Durée de consommation de produits frais (mois) | Durée de stockage des produits conservés (mois) |
| | Adultes | Enfants | Nourrissons | | | |
| Lait et produits laitiers | 292 | 225 | 365 | 17,5 | 12 | 0,1 |
| Viande de bœuf | 32,8 | 22,1 | 9,4 | 39,9 | 12 | 0,5 |
| Viande de mouton | 2,3 | 2,1 | 0,9 | 39,9 | 12 | 0,5 |
| Viande de porc | 46,9 | 31,6 | 13,4 | 39,9 | 12 | 0,5 |
| Viande de volaille | 35,2 | 24,3 | 10,3 | 39,9 | 12 | 0,5 |
| Légumes feuilles | 23,2 | 11,5 | 0 | 57,4 | 6 | 6 |
| Légumes racines | 62,6 | 49,5 | 11,7 | 54 | 6 | 6 |
| Fruits | 141,8 | 52,9 | 62,8 | 51,7 | 6 | 3 |
| Crustacés | 8,2 | 7,5 | 0 | 53,6 | 12 | 0 |
| Mollusques | 4,7 | 3,9 | 0 | 75,3 | 12 | 0 |
| Poissons | 13,8 | 6,8 | 4,1 | 51,7 | 12 | 0 |

10.2.6. Calcul des impacts des rejets liquides et gazeux

Les groupes de référence définis ci-dessus peuvent être exposés aux radionucléides par voie externe (exposition externe) et par voie interne (ingestion et inhalation).

Pour chaque groupe de référence, l'exposition est calculée à partir des concentrations dans l'environnement calculées précédemment.

La dose efficace engagée au corps entier (exprimée en Sv ou mSv) est calculée en appliquant des **coefficients de dose** spécifiques de chaque radionucléide, qui fournissent la dose efficace engagée en fonction de l'exposition. Les coefficients de dose sont établis et validés par différentes organisations internationales : Commission Européenne, Commission Internationale de Protection Radiologique (**CIPR**) ainsi que l'Agence Internationale pour l'Énergie Atomique (AIEA).

De plus, lorsque l'on souhaite connaître la dose délivrée à un organe particulier, les tables de la **CIPR** donnent des valeurs de coefficients spécifiques.



CIPR (Commission Internationale de Protection Radiologique) : organisation internationale indépendante visant à la protection contre les rayonnements ionisants.

10.2.6.1. Coefficients de dose utilisés

10.2.6.1.1. Origine des coefficients de dose pour l'exposition interne

Dans le cas des expositions par voie interne, les coefficients de dose fournissent la dose efficace engagée pour chaque becquerel incorporé par ingestion ou inhalation. Ces coefficients, exprimés en Sv/Bq, dépendent de l'âge de la personne et sont généralement d'autant plus élevés que la personne est jeune.

Pour l'exposition interne par ingestion et inhalation, l'étude utilise, comme base d'estimation de la dose efficace, les doses efficaces engagées par unité d'incorporation (DPUI) définies par la CIPR et fixées dans l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants.



Pour convertir l'activité d'un radionucléide inhalé ou ingéré (exprimée en Bq) en une dose efficace (exprimée en Sv), on utilise un facteur de « **dose par unité d'incorporation** » (DPUI) exprimé en Sv/Bq.

10.2.6.1.2. Origine des coefficients de dose pour l'exposition externe

Dans le cas des expositions externes, les coefficients de dose ne dépendent pas du métabolisme des personnes : en conséquence, ils ne varient pas en fonction de l'âge et une valeur unique est utilisée pour chaque radionucléide.

En revanche, ces coefficients de dose sont fonction de la nature de la source et de la situation dans laquelle se trouve la personne : exposition à un panache, à un dépôt au sol pour le domaine terrestre, aux sédiments pour le domaine marin. Ces coefficients sont extraits du Federal Guidance Report n°12 de 1993 intitulé « *External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil* », hormis pour le coefficient d'exposition au panache pour le krypton 85, pour lequel le coefficient de dose proposé dans le dans le *Federal Guidance Report* n'a pas été retenu par l'arrêté du 1^{er} septembre 2003 précité (le coefficient retenu est celui de l'arrêté, supérieur à celui du *Federal Guidance Report*).

10.2.6.1.3. Coefficients de dose utilisés

Les coefficients de dose pour l'ingestion, l'inhalation et l'exposition externe sont présentés dans les tableaux ci-après.

| DPUI pour l'ingestion - Sv/ Bq | | | | |
|---|-------------------------|----------|----------|----------|
| Origine des paramètres : arrêté du 1er septembre 2003 | | | | |
| Classe d'âge ACADIE | 1 an | 5 ans | 10 ans | Adulte |
| Classe d'âge arrêté du 01/09/2003 | Moyenne 1 an et 1-2 ans | 2-7 ans | 7-12 ans | > 17 ans |
| H-3 | 5,60E-11 | 3,10E-11 | 2,30E-11 | 1,80E-11 |
| C-14 | 1,50E-09 | 9,90E-10 | 8,00E-10 | 5,80E-10 |
| Mn-54 | 4,25E-09 | 1,90E-09 | 1,30E-09 | 7,10E-10 |
| Co-57 | 2,25E-09 | 8,90E-10 | 5,80E-10 | 2,10E-10 |
| Co-58 | 5,85E-09 | 2,60E-09 | 1,70E-09 | 7,40E-10 |
| Co-60 | 4,05E-08 | 1,70E-08 | 1,10E-08 | 3,40E-09 |
| Ni-63 | 1,22E-09 | 4,60E-10 | 2,80E-10 | 1,50E-10 |
| Zn-65 | 2,60E-08 | 9,70E-09 | 6,40E-09 | 3,90E-09 |
| Kr-85 * | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sr-90+Y-90 | 8,85E-08 | 2,85E-08 | 3,30E-08 | 1,54E-08 |
| Tc-99 | 7,40E-09 | 2,30E-09 | 1,30E-09 | 6,40E-10 |
| Ru-106+Rh-106 | 3,33E-08 | 1,25E-08 | 7,50E-09 | 3,50E-09 |
| Sb-125 | 8,55E-09 | 3,40E-09 | 2,10E-09 | 1,10E-09 |
| I-129 | 2,00E-07 | 1,70E-07 | 1,90E-07 | 1,10E-07 |
| I-131 | 1,80E-07 | 1,00E-07 | 5,20E-08 | 2,20E-08 |
| I-133 | 4,65E-08 | 2,30E-08 | 1,00E-08 | 4,30E-09 |
| Cs-134 | 2,10E-08 | 1,30E-08 | 1,40E-08 | 1,90E-08 |
| Cs-137+Ba-137m | 8,25E-09 | 4,80E-09 | 5,00E-09 | 6,50E-09 |
| Ce-144+Pr-144 | 2,65E-08 | 9,59E-09 | 5,55E-09 | 2,63E-09 |
| Eu-154 | 1,85E-08 | 6,50E-09 | 4,10E-09 | 2,00E-09 |
| Eu-155 | 3,25E-09 | 1,10E-09 | 6,80E-10 | 3,20E-10 |
| U-233 | 2,60E-07 | 9,20E-08 | 7,80E-08 | 5,10E-08 |
| U-234 | 2,50E-07 | 8,80E-08 | 7,40E-08 | 4,90E-08 |
| U-235 | 2,40E-07 | 8,50E-08 | 7,10E-08 | 4,70E-08 |
| U-236 | 2,40E-07 | 8,40E-08 | 7,00E-08 | 4,70E-08 |
| U-238 | 2,30E-07 | 8,00E-08 | 6,80E-08 | 4,50E-08 |
| Pu-238 | 2,20E-06 | 3,10E-07 | 2,40E-07 | 2,30E-07 |
| Pu-239 | 2,31E-06 | 3,30E-07 | 2,70E-07 | 2,50E-07 |
| Pu-240 | 2,31E-06 | 3,30E-07 | 2,70E-07 | 2,50E-07 |
| Pu-241 | 3,09E-08 | 5,50E-09 | 5,10E-09 | 4,80E-09 |
| Am-241 | 2,04E-06 | 2,70E-07 | 2,20E-07 | 2,00E-07 |
| Cm-242 | 3,33E-07 | 3,90E-08 | 2,40E-08 | 1,20E-08 |
| Cm-244 | 1,60E-06 | 1,90E-07 | 1,40E-07 | 1,20E-07 |

* Note : le krypton 85 est un gaz rare, inerte chimiquement et biologiquement. De ce fait, la seule voie d'atteinte à l'homme est l'exposition externe. C'est pourquoi les coefficients de dose engagée pour l'ingestion et l'inhalation sont nuls.

| DPUI pour l'inhalation - Sv/ Bq | | | | |
|---|-------------------------|----------|----------|----------|
| Origine des paramètres : arrêté du 1er septembre 2003 | | | | |
| Classe d'âge ACADIE | 1 an | 5 ans | 10 ans | Adulte |
| Classe d'âge arrêté du 01/09/2003 | Moyenne 1 an et 1-2 ans | 2-7 ans | 7-12 ans | > 17 ans |
| H-3 | 1,87E-11 | 1,03E-11 | 7,67E-12 | 6,00E-12 |
| C-14 | 1,90E-11 | 1,10E-11 | 8,90E-12 | 6,20E-12 |
| Mn-54 | 6,85E-09 | 3,80E-09 | 2,40E-09 | 1,50E-09 |
| Co-57 | 2,60E-09 | 1,30E-09 | 8,50E-10 | 5,50E-10 |
| Co-58 | 6,90E-09 | 3,50E-09 | 2,40E-09 | 1,60E-09 |
| Co-60 | 3,80E-08 | 2,10E-08 | 1,50E-08 | 1,00E-08 |
| Ni-63 | 2,30E-09 | 1,10E-09 | 7,00E-10 | 4,80E-10 |
| Zn-65 | 7,50E-09 | 3,70E-09 | 2,40E-09 | 1,60E-09 |
| Kr-85* | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sr-90+Y-90 | 6,74E-08 | 3,45E-08 | 2,68E-08 | 1,87E-08 |
| Tc-99 | 1,50E-08 | 8,00E-09 | 5,70E-09 | 4,00E-09 |
| Ru-106+Rh-106 | 6,25E-08 | 3,20E-08 | 2,05E-08 | 1,40E-08 |
| Sb-125 | 1,80E-08 | 1,00E-08 | 6,80E-09 | 4,80E-09 |
| I-129 | 7,90E-08 | 6,10E-08 | 6,70E-08 | 3,60E-08 |
| I-131 | 7,20E-08 | 3,70E-08 | 1,90E-08 | 7,40E-09 |
| I-133 | 1,85E-08 | 8,30E-09 | 3,80E-09 | 1,50E-09 |
| Cs-134 | 9,15E-09 | 5,20E-09 | 5,30E-09 | 6,60E-09 |
| Cs-137+Ba-137m | 3,55E-09 | 1,80E-09 | 1,85E-09 | 2,30E-09 |
| Ce-144+Pr-144 | 8,76E-08 | 4,40E-08 | 2,75E-08 | 1,80E-08 |
| Eu-154 | 1,55E-07 | 9,70E-08 | 6,50E-08 | 5,30E-08 |
| Eu-155 | 2,45E-08 | 1,40E-08 | 9,20E-09 | 6,90E-09 |
| U-233 | 1,30E-05 | 7,20E-06 | 4,90E-06 | 3,60E-06 |
| U-234 | 1,40E-05 | 7,00E-06 | 4,80E-06 | 3,50E-06 |
| U-235 | 1,15E-05 | 6,30E-06 | 4,30E-06 | 3,10E-06 |
| U-236 | 1,20E-05 | 6,50E-06 | 4,50E-06 | 3,20E-06 |
| U-238 | 1,07E-05 | 5,90E-06 | 4,00E-06 | 2,90E-06 |
| Pu-238 | 7,60E-05 | 5,60E-05 | 4,40E-05 | 4,60E-05 |
| Pu-239 | 7,85E-05 | 6,00E-05 | 4,80E-05 | 5,00E-05 |
| Pu-240 | 7,85E-05 | 6,00E-05 | 4,80E-05 | 5,00E-05 |
| Pu-241 | 9,40E-07 | 9,20E-07 | 8,30E-07 | 9,00E-07 |
| Am-241 | 7,10E-05 | 5,10E-05 | 4,00E-05 | 4,20E-05 |
| Cm-242 | 3,20E-02 | 1,10E-05 | 7,30E-06 | 5,20E-06 |
| Cm-244 | 5,95E-05 | 3,70E-05 | 2,70E-05 | 2,70E-05 |

* Note : le krypton 85 est un gaz rare, inerte chimiquement et biologiquement. De ce fait, la seule voie d'atteinte à l'homme est l'exposition externe. C'est pourquoi les coefficients de dose engagée pour l'ingestion et l'inhalation sont nuls.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Coefficients de dose efficace par exposition externe | | | |
|--|--|--|---|
| Origine des paramètres : Federal Guidance Report n° 12 | | | |
| Radionucléide | Exposition externe au panache « immersion dans l'air » (Sv/ s par Bq/ m ³) | Exposition externe à un dépôt au sol (Sv/ s par Bq/ m ²) | Exposition externe à un dépôt d'épaisseur infinie (Sv/ s par Bq/ m ³) |
| H-3 | 3,31E-19 | 0 | 0 |
| C-14 | 2,24E-19 | 1,61E-20 | 7,20E-23 |
| Mn-54 | 4,09E-14 | 8,12E-16 | 2,76E-17 |
| Co-57 | 5,61E-15 | 1,15E-16 | 2,68E-18 |
| Co-58 | 4,76E-14 | 9,50E-16 | 3,19E-17 |
| Co-60 | 1,26E-13 | 2,35E-15 | 8,68E-17 |
| Ni-63 | 0 | 0 | 0 |
| Zn-65 | 2,90E-14 | 5,53E-16 | 1,98E-17 |
| Kr-85 | 2,55E-16 * | 2,64E-18 | 7,65E-20 |
| Sr-90+Y-90 | 9,88E-17 | 2,80E-18 | 6,59E-20 |
| Tc-99 | 1,62E-18 | 7,80E-20 | 6,72E-22 |
| Ru-106+Rh-106 | 5,20E-15 | 1,06E-16 | 3,46E-18 |
| Sb-125 | 2,02E-14 | 4,25E-16 | 1,31E-17 |
| I-129 | 3,80E-16 | 2,58E-17 | 6,93E-20 |
| I-131 | 1,82E-14 | 3,76E-16 | 1,16E-17 |
| I-133 | 2,94E-14 | 5,97E-16 | 1,95E-17 |
| Cs-134 | 7,57E-14 | 1,52E-15 | 5,07E-17 |
| Cs-137+Ba-137m | 1,36E-14 | 2,77E-16 | 9,65E-18 |
| Ce-144+Pr-144 | 1,40E-15 | 2,91E-17 | 8,67E-19 |
| Eu-154 | 6,14E-14 | 1,19E-15 | 4,11E-17 |
| Eu-155 | 2,49E-15 | 5,90E-17 | 9,75E-19 |
| U-233 | 1,63E-17 | 7,16E-19 | 7,48E-21 |
| U-234 | 7,63E-18 | 7,48E-19 | 2,15E-21 |
| U-235 | 7,20E-15 | 1,48E-16 | 3,86E-18 |
| U-236 | 5,01E-18 | 6,50E-19 | 1,15E-21 |
| U-238 | 3,41E-18 | 5,51E-19 | 5,52E-22 |
| Pu-238 | 4,88E-18 | 8,38E-19 | 8,10E-22 |
| Pu-239 | 4,24E-18 | 3,67E-19 | 1,58E-21 |
| Pu-240 | 4,75E-18 | 8,03E-19 | 7,85E-22 |
| Pu-241 | 7,25E-20 | 1,93E-21 | 3,16E-23 |
| Am-241 | 8,18E-16 | 2,75E-17 | 2,34E-19 |
| Cm-242 | 5,69E-18 | 9,56E-19 | 9,15E-22 |
| Cm-244 | 4,91E-18 | 8,78E-19 | 6,74E-22 |

* Pour le Kr-85, le coefficient de dose pour l'exposition externe au panache est issu de l'arrêté du 1^{er} septembre 2003

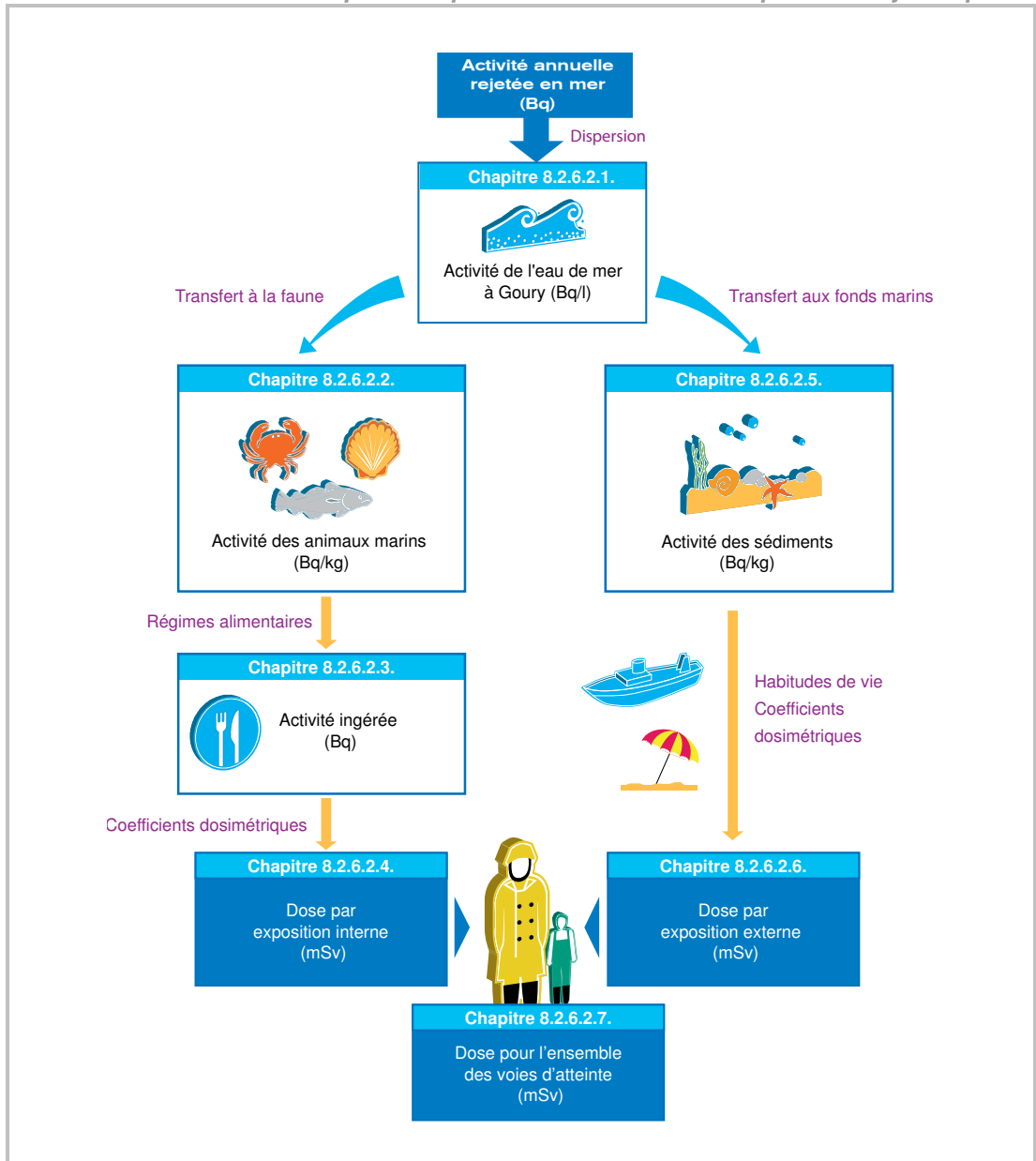
10.2.6.2. Méthode de calcul pour les rejets liquides

L'exposition due aux rejets liquides provient d'une exposition externe et d'une exposition interne :

- l'exposition externe est due aux sédiments et à la manutention des engins de pêche ;
- l'exposition interne provient de l'ingestion de produits de la pêche.

Note : le calcul de l'exposition due aux rejets liquides prend également en compte l'inhalation et panache dus aux embruns, mais les valeurs sont non significatives par rapport aux deux voies présentées ci-dessus.

Principales étapes de l'évaluation de l'impact des rejets liquides



10.2.6.2.1. Calcul de l'activité de l'eau de mer à Goury



(voir détail précédemment aux § 10.2.3.1 et § 10.2.4.1.1)

Le facteur de dispersion en mer a été estimé à partir de mesures réalisées par le laboratoire IRSN/LRC. Il est évalué à 0,76 Bq/m³ pour 1 TBq rejeté annuellement. Ceci représente une dilution d'un facteur 10 millions environ par rapport à la concentration moyenne des effluents rejetés.

10.2.6.2.2. Calcul de l'activité des animaux marins



(voir détail précédemment au § 10.2.4.1.2)

L'activité massique des animaux marins (exprimée en Bq/kg), est calculée en multipliant l'activité de l'eau de mer à Goury par un facteur de concentration correspondant à l'intégration des radionucléides dans les parties consommées des organismes marins.

10.2.6.2.3. Calcul de l'activité ingérée



L'activité ingérée par une personne correspond à l'activité des aliments d'origine marine qu'elle consomme au cours de l'année.

Trois catégories d'espèces sont retenues : les crustacés, les mollusques et les poissons. Les quantités ingérées dépendent du régime alimentaire propre à la catégorie du groupe de référence (chacun des deux groupes consomme des aliments d'origine marine). Seule est considérée la part locale des régimes alimentaires.

Pour chaque aliment d'origine marine consommé et chaque radionucléide, on multiplie la quantité ingérée par l'activité massique de l'aliment calculée précédemment (Bq/kg).

Pour chaque radionucléide, on effectue ensuite la somme des activités ingérées sur l'ensemble des aliments du régime.

$$\text{Activité ingérée} \quad \text{Bq/an} = \sum_{\text{aliments marins}} \text{Quantité d'aliment ingérée dans l'année} \quad \text{kg/an} \times \text{Activité massique de l'aliment} \quad \text{Bq/kg}$$

10.2.6.2.4. Calcul de la dose par exposition interne liée à l'ingestion



L'exposition interne d'une personne induite par l'ingestion d'un radionucléide est calculée en multipliant l'activité ingérée de ce radionucléide par le coefficient de dose correspondant, qui dépend de l'âge de la personne (voir tableau des coefficients de dose au § 10.2.6.1.3).

La somme des expositions internes liés aux différents radionucléides représente la dose totale par ingestion.

$$\text{Exposition interne par ingestion} \quad \text{mSv/an} = \sum_{\text{radionucléides}} \text{Activité ingérée du radionucléide} \quad \text{Bq/an} \times \text{Coefficient de dose du radionucléide pour l'ingestion} \quad \text{mSv/Bq}$$

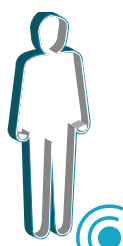
10.2.6.2.5. Calcul de l'activité massique des sédiments



(voir détail précédemment au § 10.2.4.1.3)

Pour chaque radionucléide, l'activité massique des sédiments (exprimée en Bq/kg) en zone proche est obtenue en multipliant l'activité volumique de l'eau de mer à Goury par le facteur de concentration caractéristique des sédiments. L'activité volumique est déduite en appliquant une masse volumique de 1 600 kg sec/m³.

10.2.6.2.6. Calcul de l'exposition externe



L'exposition externe prend en compte l'exposition aux sédiments de plage (pour toutes les catégories de population) et aux engins de pêche (pour les adultes pêcheurs).

10.2.6.2.6.1. Exposition aux sables de plage

On suppose que les sables présentent la même activité massique que les sédiments. L'exposition aux sables de plage est calculée pour les différentes classes d'âge, en considérant un temps d'exposition de 100 heures, correspondant à 3 heures et 20 minutes par jour pendant 30 jours.

Pour chaque radionucléide, la dose par exposition externe est obtenue en multipliant la durée d'exposition par l'activité volumique du sable et par un facteur de dose spécifique à l'exposition à un dépôt d'épaisseur infinie (voir tableau des coefficients de dose efficace par exposition externe au § 10.2.6.1.3). La somme des expositions externes aux sables de plage pour chaque radionucléide représente la dose totale due aux sables de plage.

| | | | | | | | |
|--|----------|--------------------------------|--|----------|---|----------|--|
| Exposition externe due aux sables de plage <i>mSv/an</i> | = | $\sum_{\text{radionucléides}}$ | Durée d'exposition <i>s/an</i> | X | Activité volumique du sable <i>Bq/m³</i> | X | Coefficient de dose du radionucléide pour le dépôt d'épaisseur infinie <i>mSv/s par Bq/m³</i> |
|--|----------|--------------------------------|--|----------|---|----------|--|

10.2.6.2.6.2. Exposition aux engins de pêche

L'exposition aux engins de pêche est calculée pour les adultes pêcheurs de la même façon que pour l'exposition aux sables de plages, en considérant un temps d'exposition de 2 400 heures par an (7 heures par jour, 365 jours par an).

10.2.6.2.6.3. Somme des expositions externes

La somme des expositions externes aux fonds marins pour chaque radionucléide représente la dose totale externe de l'exposition aux sédiments de plage, à hauteur d'une exposition de 100 heures par an pour les différentes catégories de population et 2 500 heures par an pour les adultes pêcheurs.

10.2.6.2.7. Calcul de la dose pour l'ensemble des voies d'atteinte



Pour chaque radionucléide, la dose totale prend en compte toutes les voies d'atteinte qui doivent être considérées (expositions interne et externe).

Le calcul de la dose totale liée aux rejets liquides est effectué **pour les deux groupes de référence**, en tenant compte de leurs régimes alimentaires et modes de vie respectifs.

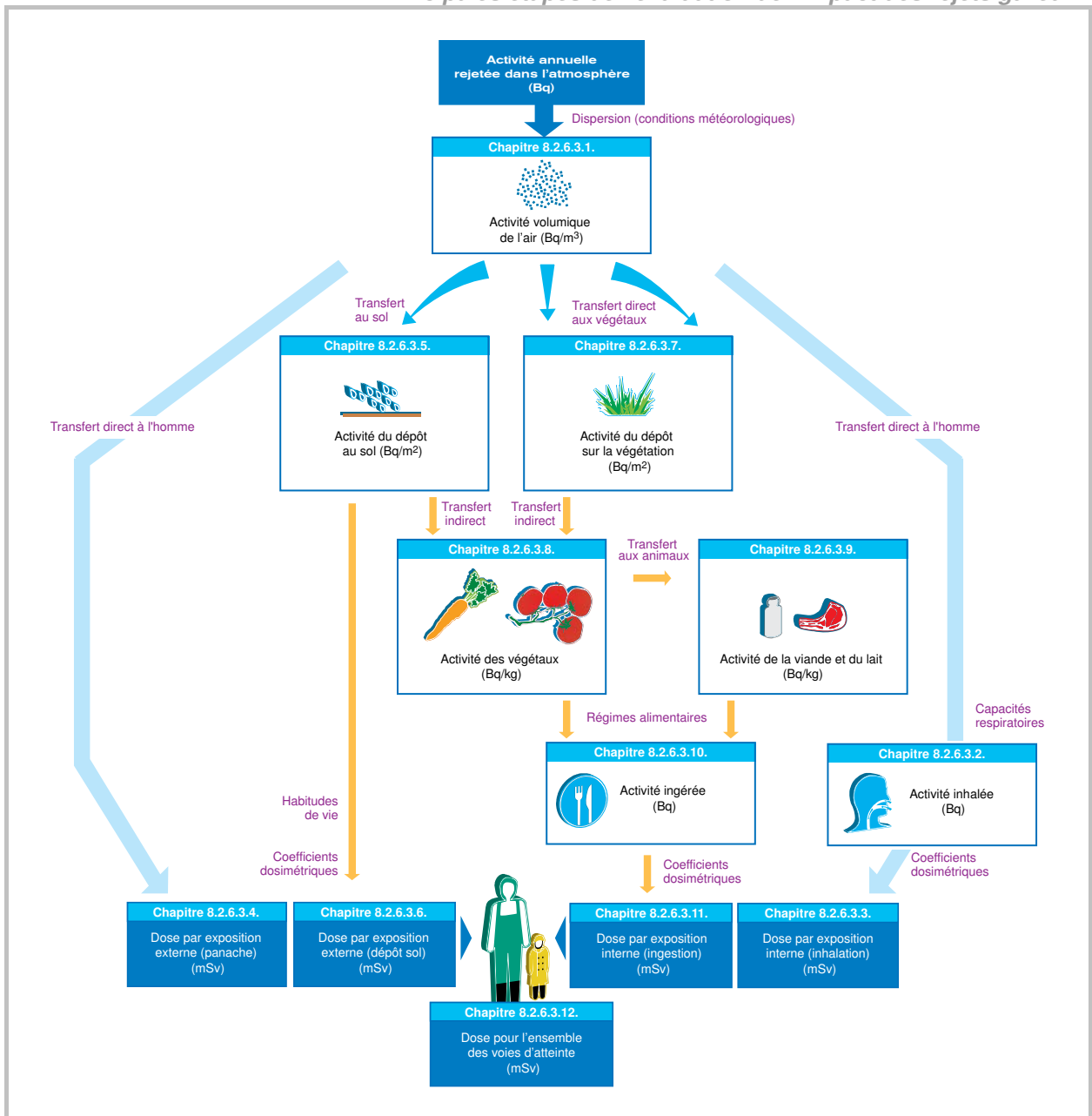
La population pour laquelle les rejets liquides constituent la source principale d'exposition est le groupe de référence des familles de pêcheurs.

10.2.6.3. Méthode de calcul pour les rejets gazeux

L'exposition due aux rejets gazeux provient d'une exposition externe et d'une exposition interne :

- l'exposition externe est due au panache et au dépôt sur le sol ;
- l'exposition interne provient de l'inhalation et de l'ingestion de produits d'origine terrestre.

Principales étapes de l'évaluation de l'impact des rejets gazeux



10.2.6.3.1. Calcul de l'activité volumique de l'air pour le groupe de référence



(voir détail précédemment aux § 10.2.3.2 et § 10.2.4.2.1)

Le point commun aux voies d'exposition à considérer est l'activité volumique de l'air (exprimée en Bq/m³) au lieu de vie du groupe de référence. Pour le calcul d'impact, on considère l'activité volumique annuelle moyenne de l'air, obtenue pour chaque radionucléide en multipliant le débit moyen d'activité rejeté par le coefficient de transfert atmosphérique (CTA) moyen du lieu considéré.

10.2.6.3.2. Calcul de l'activité inhalée



L'activité inhalée (exprimée en Bq/an) se calcule par radionucléide, pour chaque catégorie du groupe de référence, en multipliant l'activité volumique moyenne de l'air par le débit respiratoire annuel.

Les valeurs des débits respiratoires à utiliser pour les catégories du groupe de référence sont indiquées dans la CIPR 66. Les débits respiratoires appliqués sont de : 8 400 m³/an pour les adultes, 5 600 m³/an pour les enfants, 1 900 m³/an pour les nourrissons.

| | | | | |
|--|---|---|---|---|
| Activité inhalée annuellement <i>Bq/an</i> | = | Activité volumique de l'air <i>Bq/m³</i> | X | Débit respiratoire annuel <i>m³/an</i> |
|--|---|---|---|---|

10.2.6.3.3. Calcul de la dose par exposition interne (inhalation)

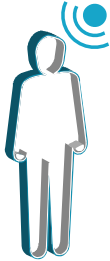


L'exposition interne d'une personne par inhalation d'un radionucléide est calculée en multipliant l'activité inhalée de ce radionucléide par le coefficient de dose correspondant, qui dépend de l'âge de la personne (voir tableau des DPUI au § 10.2.6.1.3).

La somme des expositions internes par inhalation pour chaque radionucléide représente la dose totale par inhalation.

| | | | | | |
|---|---|--------------------------------|--|---|--|
| Exposition interne par inhalation <i>mSv/an</i> | = | $\sum_{\text{radionucléides}}$ | Activité inhalée annuellement <i>Bq/an</i> | X | Coefficient de dose du radionucléide pour l'inhalation <i>mSv/Bq</i> |
|---|---|--------------------------------|--|---|--|

10.2.6.3.4. Calcul de la dose par exposition externe (panache)



Les radionucléides présents dans le panache agissent directement sur les individus par exposition externe. L'exposition est considérée permanente (8 760 heures / an).

Pour chaque radionucléide, la dose par exposition externe due au panache est obtenue en multipliant la durée d'exposition par l'activité volumique de l'air et par un facteur de dose spécifique à l'exposition au panache ou « coefficient de dose pour l'immersion dans l'air » (voir tableau des coefficients de dose efficace par exposition externe au § 10.2.6.1.3).

La somme des expositions externes au panache pour chaque radionucléide représente la dose totale due au panache.

| | | | | | | |
|---|---|--|----------|---|----------|--|
| Exposition externe due au panache <i>mSv/an</i> | = $\sum_{\text{radionucléides}}$ | Durée d'exposition <i>s/an</i> | X | Activité volumique de l'air <i>Bq/m³</i> | X | Coefficient de dose du radionucléide pour l'immersion dans l'air <i>mSv/s par Bq/m³</i> |
|---|---|--|----------|---|----------|--|

10.2.6.3.5. Calcul de l'activité du dépôt au sol

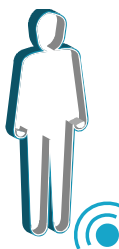


(voir détail précédemment au § 10.2.4.2.2)

Les radionucléides du panache susceptibles de former des aérosols se déposent sur le sol et sur la végétation pouvant ainsi entraîner une exposition externe et un transfert vers l'homme via la chaîne alimentaire.

L'évaluation du dépôt total à la surface du sol (exprimé en Bq/m²) pour chaque radionucléide prend en compte une situation d'équilibre entre les apports liés au fonctionnement de l'établissement et des phénomènes de décroissance.

10.2.6.3.6. Calcul de la dose par exposition externe (dépôt au sol)



Pour chaque radionucléide, la dose par exposition externe due au dépôt au sol est obtenue en multipliant la durée d'exposition par l'activité surfacique du dépôt au sol et par un facteur de dose spécifique à l'exposition à un dépôt au sol (voir tableau des coefficients de dose efficace par exposition externe au § 10.2.6.1.3).

L'exposition au dépôt au sol est calculée pour les différentes classes d'âge, en considérant une exposition le tiers du temps (2 920 heures / an).

La somme des expositions externes due au dépôt sur le sol pour chaque radionucléide représente la dose totale due au dépôt au sol.

| | | | | | | |
|--|---|--|----------|--|----------|---|
| Exposition externe due au dépôt au sol <i>mSv/an</i> | = $\sum_{\text{radionucléides}}$ | Durée d'exposition <i>s/an</i> | X | Activité surfacique du dépôt <i>Bq/m²</i> | X | Coefficient de dose du radionucléide pour le dépôt au sol <i>mSv/s par Bq/m²</i> |
|--|---|--|----------|--|----------|---|

10.2.6.3.7. Calcul de l'activité du dépôt sur la végétation



(voir détail précédemment au § 10.2.4.2.3)

La végétation retient seulement une fraction du dépôt qui tombe sur sa surface. Le dépôt d'un radionucléide sur la végétation (exprimé en Bq/m²) est le résultat d'une situation d'équilibre entre les apports des radionucléides et les pertes par décroissance radioactive et élimination biologique et mécanique.

10.2.6.3.8. Calcul de l'activité massique des végétaux



(voir détail précédemment au § 10.2.4.2.4)

Pour les différents types de végétaux, l'activité totale résulte d'un transfert direct par le dépôt sur la végétation (voie foliaire) et d'un transfert indirect du dépôt au sol vers le végétal (voie racinaire).

Les activités massiques (exprimées en Bq par kilogramme de matière fraîche), sont calculées en faisant la somme des activités par transfert direct et par transfert indirect.

10.2.6.3.9. Calcul des activités massiques du lait et de la viande



(voir détail précédemment au § 10.2.4.2.5)

Les animaux consommant l'herbe et autres aliments intègrent de l'activité et peuvent la transmettre au lait et à la viande de consommation courante.

L'activité de la viande (exprimée en Bq/kg) est proportionnelle à la quantité d'aliment ingérée par jour par l'animal, à l'activité de cet aliment consommé et à un facteur de transfert à la viande. L'activité massique du lait (exprimée en Bq/l) suit la même loi que celle de la viande.

10.2.6.3.10. Calcul de l'activité ingérée



L'activité ingérée par une personne correspond à l'activité des aliments d'origine terrestre qu'elle consomme au cours de l'année. Trois catégories d'aliments sont retenues : le lait, les viandes (bœuf, mouton, porc et volaille), les végétaux (légumes feuilles, légumes racines, fruits).

Les quantités ingérées dépendent du régime alimentaire propre à la catégorie du groupe de référence (chacun des deux groupes consomme des aliments d'origine terrestre). Seule est considérée la part locale des régimes alimentaires.

Pour chaque aliment d'origine terrestre consommé et chaque radionucléide, on multiplie la quantité ingérée (kg/an) par l'activité massique de l'aliment calculée précédemment (Bq/kg) et par un facteur de décroissance qui tient compte de la répartition de l'alimentation en produits frais et en produits conservés ainsi que des durées de conservation.

Les durées de conservation sont présentées dans le tableau du régime alimentaire présenté au § 10.2.5.3.2 : le lait est supposé être conservé systématiquement trois jours avant consommation et la viande 15 jours ; pour les végétaux, la consommation est de 6 mois de produits frais et de 6 mois de produits conservés (durée de conservation de 3 mois ou 6 mois) ; pour les fruits la consommation est de 6 mois de produits frais et la durée de conservation de 3 mois. Les facteurs de décroissance par catégorie d'aliment ont des valeurs très voisines de 1 pour la plupart des radionucléides. La conservation des aliments influe donc peu sur les activités ingérées.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

Pour chaque radionucléide, on effectue ensuite la somme des activités ingérées sur l'ensemble des aliments du régime.

$$\text{Activité ingérée} = \sum_{\text{aliments terrestres}} \text{Quantité d'aliment ingérée dans l'année} \times \text{Activité massique de l'aliment} \times \text{Facteur de décroissance (conservation avant consommation)}$$

Bq/an
kg/an
Bq/kg

10.2.6.3.11. Calcul de la dose par exposition interne liée à l'ingestion



L'exposition interne d'une personne induite par l'ingestion d'un radionucléide est calculée en multipliant l'activité ingérée de ce radionucléide par le coefficient de dose correspondant (voir tableau des coefficients de dose au § 10.2.6.1.3).

La somme des expositions internes liées aux différents radionucléides représente la dose totale par ingestion.

$$\text{Exposition interne par ingestion} = \sum_{\text{radionucléides}} \text{Activité ingérée du radionucléide} \times \text{Coefficient de dose du radionucléide pour l'ingestion}$$

mSv/an
Bq/an
mSv/Bq

10.2.6.3.12. Calcul de la dose pour l'ensemble des voies d'atteinte

Pour chaque radionucléide, la dose totale prend en compte toutes les voies d'atteinte qui doivent être considérées (expositions interne et externe).



Le calcul de la dose totale liée aux rejets gazeux est effectué **pour les deux groupes de référence**, en tenant compte de leurs régimes alimentaires et modes de vie respectifs.

La population pour laquelle les rejets gazeux constituent la source principale d'exposition est le groupe de référence des familles d'agriculteurs.

10.2.7. Application de la méthode aux rejets de l'établissement

NOTE : dans ce paragraphe, les valeurs présentées proviennent de la version d'ACADIE intégrant la mise à jour des données météorologiques (roses des vents 1992-2013).

10.2.7.1. Composition des rejets liquides et gazeux

La liste la plus exhaustive de radionucléides à considérer est constituée par l'ensemble des radionucléides contenus dans les combustibles usés. Le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) a établi une liste importante de radionucléides qui seraient potentiellement rejetés en mer ou à l'atmosphère, compte tenu de leur présence dans le combustible (voir ci-dessus au § 10.2.2).

Le calcul d'impact peut être effectué aussi bien *a posteriori* sur les rejets réels d'une année donnée, qu'*a priori* (de manière prospective) sur des rejets futurs estimés.

10.2.7.2. Paramètres résultants

L'utilisation au travers du logiciel ACADIE de la méthode présentée précédemment permet de calculer l'impact aux groupes de référence de Digulleville et de Goury. Les coefficients de dose obtenus pour les adultes sont présentés dans les tableaux ci-après.

| Coefficients de dose (Sv/ an / TBq) caractérisant l'impact des rejets sur les adultes des groupes de référence (1/ 2) | | |
|---|--------------|----------|
| Pour les rejets gazeux | Digulleville | Goury |
| H-3 | 1,30E-09 | 4,91E-10 |
| C-14 | 1,81E-07 | 8,55E-08 |
| Kr-85 | 2,54E-11 | 3,81E-12 |
| Co-60 | 5,65E-04 | 8,44E-06 |
| Ru-106+Rh-106 | 5,94E-06 | 3,17E-07 |
| Sb-125 | 5,33E-05 | 8,45E-07 |
| I-129 | 5,41E-05 | 1,61E-05 |
| I-131 | 3,19E-06 | 9,01E-07 |
| I-133 | 2,01E-07 | 3,86E-08 |
| Cs-134 | 1,71E-04 | 1,42E-05 |
| Cs-137+Ba-137m | 3,00E-04 | 1,10E-05 |
| Pu-238 | 1,27E-03 | 1,96E-04 |
| Pu-239 | 1,38E-03 | 2,13E-04 |
| Pu-240 | 0,00E+00 | 0,00E+00 |
| Pu-241 | 2,50E-05 | 3,85E-06 |



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Coefficients de dose (Sv/ an / TBq) caractérisant l'impact des rejets sur les adultes des groupes de référence (2/ 2) | | |
|---|--------------|----------|
| Pour les rejets liquides | Digulleville | Goury |
| H-3 | 2,07E-13 | 9,65E-13 |
| C-14 | 3,32E-08 | 1,56E-07 |
| Mn-54 | 3,50E-08 | 4,76E-07 |
| Co-57 | 7,29E-09 | 9,47E-08 |
| Co-58 | 2,57E-08 | 7,27E-07 |
| Co-60 | 1,18E-07 | 2,29E-06 |
| Ni-63 | 2,13E-09 | 9,30E-09 |
| Zn-65 | 1,03E-06 | 3,82E-06 |
| Sr-90+Y-90 | 1,29E-09 | 5,77E-09 |
| Tc-99 | 2,50E-07 | 9,08E-08 |
| Ru-106+Rh-106 | 7,66E-09 | 7,10E-08 |
| Sb-125 | 5,58E-10 | 3,63E-08 |
| I-129 | 9,87E-08 | 4,47E-07 |
| I-131 | 1,73E-08 | 1,52E-07 |
| I-133 | 3,40E-09 | 1,24E-07 |
| Cs-134 | 1,23E-08 | 1,62E-07 |
| Cs-137+Ba-137m | 4,20E-09 | 3,85E-08 |
| Ce-144+Pr-144 | 2,53E-08 | 3,41E-07 |
| Eu-154 | 4,77E-08 | 2,27E-05 |
| Eu-155 | 7,62E-09 | 5,63E-07 |
| U-233 | 7,04E-09 | 2,88E-08 |
| U-234 | 6,77E-09 | 2,76E-08 |
| U-235 | 6,56E-09 | 6,87E-08 |
| U-236 | 6,48E-09 | 2,65E-08 |
| U-238 | 6,20E-09 | 2,53E-08 |
| Pu-238 | 2,37E-06 | 9,47E-06 |
| Pu-239 | 2,58E-06 | 1,03E-05 |
| Pu-240 | 2,58E-06 | 1,03E-05 |
| Pu-241 | 4,95E-08 | 1,98E-07 |
| Am-241 | 1,32E-06 | 7,85E-06 |
| Cm-242 | 7,92E-08 | 4,67E-07 |
| Cm-244 | 7,91E-07 | 4,67E-06 |

10.2.7.3. Calcul théorique aux autorisations de rejet

10.2.7.3.1. Quantités de radionucléides rejetées annuellement

La méthode d'évaluation de l'impact peut être aux **autorisations de rejets de l'établissement**, en supposant que l'ensemble des rejets atteignent les autorisations fixées par les décisions individuelles de rejets (incluant l'allocation spécifique de RCD/MAD/DEM), rappelées dans le tableau ci-dessous.

Pour le calcul, la répartition isotopique des familles de radionucléides (iodes, autres émetteurs bêta et gamma, émetteurs alpha) a été supposée identique à celle des rejets d'une année représentative (année 2006).

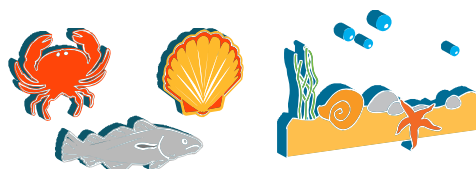
| Valeurs considérées pour le calcul de l'impact radiologique sur la santé aux autorisations de rejets (TBq/ an) | |
|--|---------|
| Pour les rejets liquides | |
| Tritium | 18 500 |
| Iodes radioactifs | 2,6 |
| Carbone 14* | 42 |
| Strontium 90 | 11 |
| Césium 137 | 8 |
| Césium 134 | 0,5 |
| Ruthénium 106 | 15 |
| Cobalt 60 | 1,4 |
| Autres émetteurs bêta et gamma | 60 |
| Émetteurs alpha | 0,14 |
| Pour les rejets gazeux | |
| Tritium | 150 |
| Iodes radioactifs | 0,018 |
| Gaz rares radioactifs dont krypton 85 | 470 000 |
| Carbone 14* | 28 |
| Autres émetteurs bêta et gamma artificiels | 0,001 |
| Émetteurs alpha artificiels | 0,00001 |

* Pour les rejets de carbone 14, pour lesquels la limite (total des rejets gazeux et liquides) est fixée à 42 TBq, la configuration retenue est la plus sévère en termes de dose sur les populations de référence : part prépondérante du rejet gazeux, au maximum de l'autorisation (soit 28 TBq), et rejet liquide au complément à 42 TBq (soit 14 TBq).

10.2.7.3.2. Effet dans l'environnement des rejets liquides et gazeux aux autorisations

10.2.7.3.2.1. Effet dans l'environnement des rejets liquides

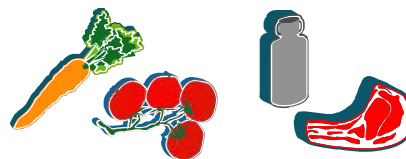
Les résultats des calculs dans l'écosystème marin aux autorisations de rejet sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Activités massiques de produits frais à Goury aux autorisations de rejet (Bq/ kg) | | | | |
|---|-----------|------------|----------|-----------|
| Radionucléide | Crustacés | Mollusques | Poissons | Sédiments |
| H-3 | 1,41E+01 | 1,41E+01 | 1,41E+01 | 1,41E+01 |
| C-14 | 5,32E+01 | 5,32E+01 | 5,32E+01 | 2,13E+01 |
| Mn-54 | 2,68E+00 | 5,37E+00 | 5,37E-01 | 5,37E-01 |
| Co-57 | 1,29E-01 | 7,96E-02 | 7,96E-03 | 3,19E-02 |
| Co-58 | 2,07E-01 | 1,28E-01 | 1,28E-02 | 5,11E-02 |
| Co-60 | 6,92E+00 | 4,26E+00 | 4,26E-01 | 1,70E+00 |
| Ni-63 | 4,41E+00 | 8,82E+00 | 4,41E+00 | 4,41E+01 |
| Zn-65 | 1,21E-02 | 2,42E-01 | 1,51E-02 | 6,05E-03 |
| Sr-90+Y-90 | 1,09E-01 | 1,67E-01 | 1,00E-01 | 1,50E+00 |
| Tc-99 | 4,15E+00 | 1,28E+00 | 2,55E-01 | 3,19E-01 |
| Ru-106+Rh-106 | 3,42E+00 | 1,37E+01 | 1,78E-01 | 2,28E+01 |
| Sb-125 | 9,63E-02 | 6,88E-02 | 5,23E-01 | 1,65E+00 |
| I-129 | 1,95E-01 | 1,95E-01 | 2,92E-02 | 9,73E-01 |
| I-131 | 2,37E-03 | 2,37E-03 | 3,56E-04 | 1,19E-02 |
| I-133 | 9,12E-04 | 9,12E-04 | 1,37E-04 | 4,56E-03 |
| Cs-134 | 1,52E-02 | 9,50E-03 | 3,04E-02 | 7,60E-02 |
| Cs-137+Ba-137m | 2,43E-01 | 1,52E-01 | 4,86E-01 | 1,22E+00 |
| Ce-144+Pr-144 | 1,17E-01 | 1,17E-01 | 7,83E-03 | 1,57E+00 |
| Eu-154 | 1,10E-01 | 7,71E-01 | 3,31E-02 | 5,51E+00 |
| Eu-155 | 3,25E-02 | 2,28E-01 | 9,76E-03 | 1,63E+00 |
| U-233 | 1,79E-11 | 5,36E-11 | 1,79E-12 | 1,79E-09 |
| U-234 | 8,59E-05 | 2,58E-04 | 8,59E-06 | 8,59E-03 |
| U-235 | 1,04E-06 | 3,12E-06 | 1,04E-07 | 1,04E-04 |
| U-236 | 1,99E-05 | 5,97E-05 | 1,99E-06 | 1,99E-03 |
| U-238 | 2,72E-05 | 8,16E-05 | 2,72E-06 | 2,72E-03 |
| Pu-238 | 2,11E-02 | 1,27E-01 | 4,23E-03 | 4,23E-01 |
| Pu-239 | 3,02E-03 | 1,81E-02 | 6,04E-04 | 6,04E-02 |
| Pu-240 | 3,02E-03 | 1,81E-02 | 6,04E-04 | 6,04E-02 |
| Pu-241 | 5,28E+00 | 3,17E+01 | 1,06E+00 | 1,06E+02 |
| Am-241 | 2,09E-02 | 2,09E-02 | 2,09E-03 | 6,27E-01 |
| Cm-242 | 1,67E-04 | 1,67E-04 | 1,67E-05 | 3,34E-03 |
| Cm-244 | 1,76E-02 | 1,76E-02 | 1,76E-03 | 3,51E-01 |

10.2.7.3.2.2. Effet dans l'environnement des rejets gazeux

Les résultats des calculs dans l'écosystème terrestre aux autorisations de rejet sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Activités massiques de produits frais à Digulleville aux autorisations de rejet (Bq/ kg) | | | | | | | | |
|--|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Radionucléide | Légumes | | | Lait | Viandes | | | |
| | feuilles | racines | fruits | | bœuf | mouton | porc | volaille |
| H-3 | 6,42E+01 | 5,47E+01 | 6,18E+01 | 6,42E+01 | 5,47E+01 | 5,47E+01 | 5,47E+01 | 5,47E+01 |
| C-14 | 1,63E+01 | 4,44E+01 | 2,66E+01 | 3,13E+01 | 1,07E+02 | 1,07E+02 | 1,07E+02 | 1,07E+02 |
| Co-60 | 8,86E-04 | 9,08E-05 | 9,16E-05 | 1,03E-04 | 5,15E-05 | 1,07E-04 | 1,98E-04 | 2,37E-08 |
| Kr-85 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ru-106+Rh-106 | 8,62E-03 | 4,80E-05 | 4,68E-04 | 4,86E-07 | 4,86E-04 | 8,93E-04 | 5,79E-05 | 1,43E-06 |
| Sb-125 | 3,37E-03 | 2,36E-04 | 2,92E-04 | 2,05E-05 | 2,05E-04 | 3,93E-04 | 3,57E-06 | 8,56E-08 |
| I-129 | 1,92E-01 | 2,50E-02 | 2,77E-02 | 5,59E-02 | 2,24E-02 | 1,20E-01 | 1,16E-03 | 5,57E-04 |
| I-131 | 3,32E-03 | 2,04E-04 | 2,52E-04 | 8,06E-04 | 3,22E-04 | 1,61E-03 | 7,57E-09 | 3,63E-09 |
| I-133 | 7,31E-04 | 4,45E-05 | 5,51E-05 | 1,77E-04 | 7,08E-05 | 3,55E-04 | 2,09E-37 | 1,00E-37 |
| Cs-134 | 8,33E-04 | 8,16E-05 | 9,28E-05 | 2,53E-04 | 1,52E-03 | 4,62E-03 | 4,10E-04 | 1,11E-04 |
| Cs-137+Ba-137m | 1,65E-03 | 3,34E-04 | 2,47E-04 | 7,39E-04 | 4,44E-03 | 1,75E-02 | 1,04E-03 | 2,81E-04 |
| Pu-238 | 1,21E-04 | 9,72E-08 | 2,13E-06 | 9,97E-09 | 9,97E-07 | 1,31E-06 | 4,89E-10 | 6,90E-10 |
| Pu-239 | 1,48E-05 | 1,49E-08 | 2,61E-07 | 1,31E-09 | 1,31E-07 | 1,85E-07 | 5,97E-11 | 8,43E-11 |
| Pu-240 | 1,48E-05 | 1,48E-08 | 2,61E-07 | 1,31E-09 | 1,31E-07 | 1,85E-07 | 5,97E-11 | 8,43E-11 |
| Pu-241 | 4,17E-04 | 1,38E-07 | 7,28E-06 | 2,81E-08 | 2,81E-06 | 2,82E-06 | 1,66E-09 | 2,35E-09 |



10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

10.2.7.3.3. Impact aux autorisations sur le groupe de référence des pêcheurs de Goury

10.2.7.3.3.1. Impact associé aux différents radionucléides

L'impact des rejets liquides et gazeux aux autorisations sur le groupe de référence de Goury est présenté dans le tableau ci-dessous. L'impact est exprimé en dose efficace engagée (dose totale au corps entier) en Sv/an.

Les valeurs totales pour les adultes et les enfants sont respectivement de 0,022 mSv/an et 0,012 mSv/an. La plus grande sensibilité des enfants à une même quantité ingérée est compensée par des rations alimentaires inférieures à celles des adultes.



| Impact sur le groupe de référence de Goury aux autorisations (en Sv/ an) - 1/ 2 | | |
|---|-----------------|-----------------|
| Rejets liquides | Adultes | Enfants |
| H-3 | 1,79E-08 | 1,16E-08 |
| C-14 | 2,18E-06 | 1,53E-06 |
| Mn-54 | 3,36E-07 | 8,46E-08 |
| Co-57 | 2,48E-09 | 1,13E-09 |
| Co-58 | 3,05E-08 | 6,03E-09 |
| Co-60 | 3,21E-06 | 1,18E-06 |
| Ni-63 | 5,39E-08 | 4,83E-08 |
| Zn-65 | 1,52E-08 | 8,01E-09 |
| Sr-90+Y-90 | 1,27E-07 | 1,30E-07 |
| Tc-99 | 3,81E-07 | 7,54E-07 |
| Ru-106+Rh-106 | 2,13E-06 | 6,88E-07 |
| Sb-125 | 3,29E-07 | 3,90E-08 |
| I-129 | 1,14E-06 | 7,61E-07 |
| I-131 | 4,74E-09 | 2,42E-09 |
| I-133 | 1,49E-09 | 2,26E-10 |
| Cs-134 | 8,09E-08 | 1,42E-08 |
| Cs-137+Ba-137m | 3,08E-07 | 7,55E-08 |
| Ce-144+Pr-144 | 3,51E-08 | 1,10E-08 |
| Eu-154 | 3,29E-06 | 1,48E-07 |
| Eu-155 | 2,41E-08 | 1,79E-09 |
| U-233 | 6,77E-17 | 3,32E-17 |
| U-234 | 3,13E-10 | 1,51E-10 |
| U-235 | 9,42E-12 | 2,00E-12 |
| U-236 | 6,94E-11 | 3,32E-11 |
| U-238 | 9,07E-11 | 4,40E-11 |
| Pu-238 | 5,26E-07 | 1,75E-07 |
| Pu-239 | 8,18E-08 | 2,81E-08 |
| Pu-240 | 8,18E-08 | 2,81E-08 |
| Pu-241 | 2,75E-06 | 9,29E-07 |
| Am-241 | 2,16E-07 | 7,58E-08 |
| Cm-242 | 1,03E-10 | 6,61E-11 |
| Cm-244 | 1,08E-07 | 4,05E-08 |
| Impact total rejets liquides | 1,75E-05 | 6,77E-06 |

| Impact sur le groupe de référence de Goury aux autorisations (en Sv/ an) - 2/ 2 | | |
|---|-----------------|-----------------|
| Rejets gazeux | Adultes | Enfants |
| H-3 | 7,37E-08 | 1,51E-07 |
| C-14 | 2,39E-06 | 4,36E-06 |
| Kr-85 | 1,79E-06 | 1,79E-06 |
| Co-60 | 4,76E-10 | 2,09E-09 |
| Ru-106+Rh-106 | 1,84E-10 | 4,96E-10 |
| Sb-125 | 1,91E-10 | 7,99E-10 |
| I-129 | 2,68E-07 | 7,74E-07 |
| I-131 | 5,65E-10 | 1,92E-09 |
| I-133 | 2,85E-11 | 8,97E-11 |
| Cs-134 | 5,78E-10 | 7,45E-10 |
| Cs-137+Ba-137m | 7,75E-10 | 1,65E-09 |
| Pu-238 | 1,58E-09 | 1,07E-09 |
| Pu-239 | 2,09E-10 | 1,42E-10 |
| Pu-240 | 2,09E-10 | 1,42E-10 |
| Pu-241 | 1,07E-10 | 7,01E-11 |
| Impact total rejets gazeux | 4,53E-06 | 7,08E-06 |
| Impact total (Sv/an) | 2,20E-05 | 1,39E-05 |
| liquides+ gazeux (mSv/an) | 0,0220 | 0,0139 |

10.2.7.3.3.2. Importance relative des radionucléides aux autorisations de rejet

L'importance relative des radionucléides des rejets liquides et gazeux **aux autorisations de rejet** se déduit du tableau ci-dessus qui représente la répartition de la dose reçue par les deux catégories du groupe de référence de Goury en fonction des radionucléides.

Pour les deux catégories, on observe que le principal radionucléide contribuant dans l'impact est le carbone 14 avec 20,8 % de la dose totale au corps entier pour les adultes (9,9 % du fait des rejets liquides et 10,9 % du fait des rejets gazeux) et 42,5 % pour les enfants. C'est le radionucléide majeur de l'impact pour le groupe de Goury.

Pour la catégorie des adultes, les autres radionucléides principaux sont :

- l'euprium 154 avec 14,9 % dans la dose totale. Aux autorisations c'est le radionucléide majeur parmi les émetteurs alpha, suivi par le plutonium 241 dont la contribution dans la dose totale est de 12,5 % ;
- le cobalt 60 (14,6 % de la dose totale) ;
- le couple ruthénium 106-rhodium 106 (9,7 % de la dose totale) ;
- le krypton 85 (8,1 % de la dose totale).

Pour la catégorie des enfants, les autres radionucléides principaux sont :

- le krypton 85 (12,9 % dans la dose totale) ;
- le cobalt 60 (8,5 % dans la dose totale) ;
- le plutonium 241 (6,7 % dans la dose totale). C'est le radionucléide majeur parmi les émetteurs alpha.

Pour les rejets aux autorisations, les autres radionucléides ont des impacts relatifs inférieurs à 7 %.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

10.2.7.3.3.3. Importance des différentes voies d'atteinte

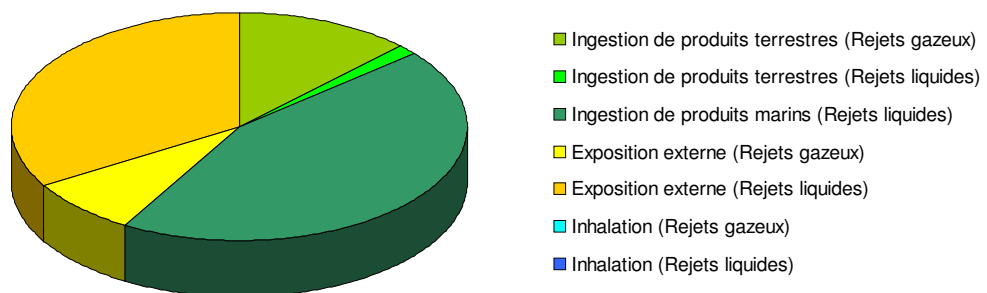
L'importance relative des voies d'atteinte est présentée dans le tableau ci-dessous concernant la catégorie des adultes du groupe de référence de Goury. Ce tableau correspond à l'impact calculé aux autorisations de rejets de l'établissement.

| Répartition des impacts sur les adultes du groupe de référence de Goury aux autorisations | | |
|---|-----------------|---------------|
| Voie d'exposition | Impact (Sv/ an) | Contribution |
| Ingestion de produits terrestres (Rejets gazeux) | 2,73E-06 | 12,4% |
| Ingestion de sol par inadvertance (Rejets gazeux) | 0,00E+00 | 0,0% |
| Ingestion de produits terrestres (Rejets liquides) | 2,94E-07 | 1,3% |
| Ingestion de produits marins (Rejets liquides) | 9,81E-06 | 44,6% |
| Ingestion par inadvertance (Rejets liquides) | 0,00E+00 | 0,0% |
| Exposition externe (Rejets gazeux) | 1,79E-06 | 8,1% |
| Exposition externe (Rejets liquides) | 7,35E-06 | 33,4% |
| Inhalation (Rejets gazeux) | 8,71E-09 | 0,0% |
| Inhalation (Rejets liquides) | 1,61E-09 | 0,0% |
| Impact total (Sv/ an) | 2,20E-05 | 100,0% |

On observe que la voie prépondérante de l'impact est l'ingestion (produits marins et terrestres) qui contribue pour 58,4 % dans l'impact, contre 41,6 % pour l'exposition externe et moins de 0,05 % pour l'inhalation.

La figure ci-dessous illustre le tableau.

Répartition des impacts sur les adultes du groupe de référence de Goury aux autorisations



10.2.7.3.4. Impact aux autorisations sur le groupe de référence des habitants de Digulleville

10.2.7.3.4.1. Impact associé aux différents radionucléides

L'impact des rejets liquides et gazeux aux autorisations sur le groupe de référence de Digulleville est présenté dans le tableau ci-dessous. L'impact est exprimé en dose efficace engagée (dose totale au corps entier) en mSv.

Les valeurs totales pour les adultes, les enfants et les nourrissons sont respectivement de 0,021 mSv/an, 0,019 mSv/an et 0,020 mSv/an. Les doses efficaces sont sensiblement les mêmes quelle que soit la catégorie de population. Pour les enfants et les nourrissons, la plus grande sensibilité à une même quantité ingérée est compensée par des rations alimentaires inférieures à celles des adultes.



| Impact sur le groupe de référence de Digulleville aux autorisations (en Sv/ an) - 1/ 2 | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|
| Rejets liquides | Adultes | Enfants | Nourrissons |
| H-3 | 3,82E-09 | 4,58E-09 | 1,69E-09 |
| C-14 | 4,65E-07 | 5,52E-07 | 1,69E-07 |
| Mn-54 | 2,47E-08 | 5,41E-08 | 4,97E-09 |
| Co-57 | 1,91E-10 | 6,97E-10 | 3,89E-11 |
| Co-58 | 1,08E-09 | 3,26E-09 | 1,62E-10 |
| Co-60 | 1,65E-07 | 7,12E-07 | 3,76E-08 |
| Ni-63 | 1,23E-08 | 2,73E-08 | 1,15E-08 |
| Zn-65 | 4,08E-09 | 8,07E-09 | 1,18E-09 |
| Sr-90+Y-90 | 2,85E-08 | 3,76E-08 | 2,04E-08 |
| Tc-99 | 1,05E-06 | 1,90E-06 | 4,23E-07 |
| Ru-106+Rh-106 | 2,30E-07 | 6,86E-07 | 1,63E-08 |
| Sb-125 | 5,05E-09 | 8,48E-09 | 9,69E-09 |
| I-129 | 2,53E-07 | 3,06E-07 | 4,10E-08 |
| I-131 | 5,39E-10 | 1,97E-09 | 2,58E-10 |
| I-133 | 4,08E-11 | 1,75E-10 | 2,57E-11 |
| Cs-134 | 6,15E-09 | 2,62E-09 | 1,43E-09 |
| Cs-137+Ba-137m | 3,36E-08 | 1,54E-08 | 8,88E-09 |
| Ce-144+Pr-144 | 2,60E-09 | 8,10E-09 | 4,54E-10 |
| Eu-154 | 6,91E-09 | 1,84E-08 | 1,31E-09 |
| Eu-155 | 3,26E-10 | 9,18E-10 | 6,76E-11 |
| U-233 | 1,65E-17 | 2,39E-17 | 3,41E-18 |
| U-234 | 7,65E-11 | 1,10E-10 | 1,59E-11 |
| U-235 | 8,99E-13 | 1,30E-12 | 1,94E-13 |
| U-236 | 1,70E-11 | 2,43E-11 | 3,51E-12 |
| U-238 | 2,22E-11 | 3,16E-11 | 4,57E-12 |
| Pu-238 | 1,32E-07 | 1,47E-07 | 1,98E-08 |
| Pu-239 | 2,05E-08 | 2,23E-08 | 2,98E-09 |
| Pu-240 | 2,05E-08 | 2,23E-08 | 2,98E-09 |
| Pu-241 | 6,89E-07 | 6,51E-07 | 6,96E-08 |
| Am-241 | 3,63E-08 | 4,13E-08 | 9,06E-09 |
| Cm-242 | 1,74E-11 | 4,78E-11 | 7,82E-11 |
| Cm-244 | 1,83E-08 | 2,44E-08 | 6,00E-09 |
| Impact total rejets liquides | 3,21E-06 | 5,26E-06 | 8,59E-07 |

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Impact sur le groupe de référence de Digulleville aux autorisations (en Sv/ an) - 2/ 2 | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|
| Rejets gazeux | Adultes | Enfants | Nourrissons |
| H-3 | 1,95E-07 | 2,29E-07 | 3,31E-07 |
| C-14 | 5,07E-06 | 6,04E-06 | 5,88E-06 |
| Kr-85 | 1,19E-05 | 1,19E-05 | 1,19E-05 |
| Co-60 | 3,18E-08 | 3,20E-08 | 3,21E-08 |
| Ru-106+Rh-106 | 3,44E-09 | 3,88E-09 | 3,23E-09 |
| Sb-125 | 1,21E-08 | 1,21E-08 | 1,20E-08 |
| I-129 | 8,98E-07 | 9,00E-07 | 9,17E-07 |
| I-131 | 2,00E-09 | 5,68E-09 | 1,04E-08 |
| I-133 | 1,49E-10 | 4,12E-10 | 6,91E-10 |
| Cs-134 | 6,94E-09 | 6,32E-09 | 6,36E-09 |
| Cs-137+Ba-137m | 2,11E-08 | 2,05E-08 | 2,06E-08 |
| Pu-238 | 1,02E-08 | 8,26E-09 | 3,74E-09 |
| Pu-239 | 1,36E-09 | 1,08E-09 | 4,70E-10 |
| Pu-240 | 1,36E-09 | 1,08E-09 | 4,71E-10 |
| Pu-241 | 6,91E-10 | 4,68E-10 | 1,59E-10 |
| Impact total rejets gazeux | 1,82E-05 | 1,92E-05 | 1,91E-05 |
| Impact total (Sv/an) | 2,14E-05 | 2,44E-05 | 2,00E-05 |
| liquides+ gazeux (mSv/an) | 0,0214 | 0,0244 | 0,0200 |

10.2.7.3.4.2. Importance relative des radionucléides aux autorisations de rejet

L'importance relative des radionucléides des rejets liquides et gazeux **aux autorisations de rejet** se déduit du tableau ci-dessus qui représente la répartition de la dose reçue par les trois catégories du groupe de référence de Digulleville en fonction des radionucléides.

Pour les trois catégories, on observe que les principaux radionucléides contribuant dans l'impact sont :

- le krypton 85 avec 55,7 % de la dose totale au corps entier pour les adultes, 48,7 % pour les enfants et 59,6 % pour les nourrissons. C'est le radionucléide majeur de l'impact pour le groupe de Digulleville ;
- le carbone 14 avec 25,9 % de la dose totale pour les adultes (23,7 % du fait des rejets gazeux et 2,2 % du fait des rejets liquides), 27,0 % pour les enfants et 30,3 % pour les nourrissons.

Pour les rejets aux autorisations, en dehors de ces deux radionucléides qui représentent plus de 80 % de la dose totale, on note une faible contribution de l'iode (entre 3 et 5 % selon les catégories) et du technétium 129 (entre 2 et 8 % selon les catégories). Les autres radionucléides ont des impacts relatifs très faibles, en particulier le tritium qui ne contribue qu'à 1 % environ de la dose totale.

10.2.7.3.4.3. Importance des différentes voies d'atteinte

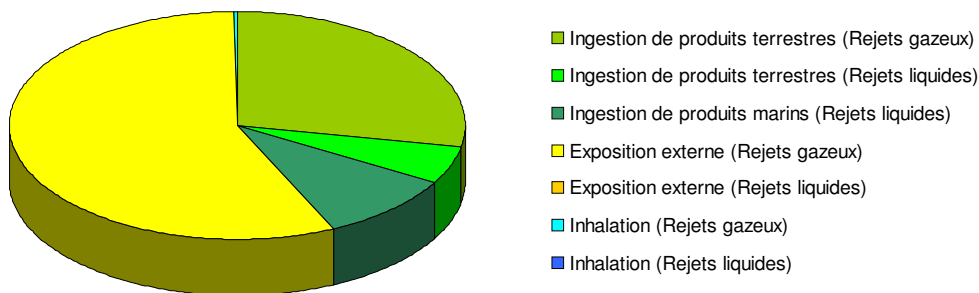
L'importance relative des voies d'atteinte est présentée dans le tableau ci-dessous concernant la catégorie des adultes du groupe de référence de Digulleville. Ce tableau correspond à l'impact calculé aux autorisations de rejets de l'établissement.

| Répartition des impacts sur les adultes du groupe de référence de Digulleville aux autorisations | | |
|--|-----------------|---------------|
| Voie d'exposition | Impact (Sv/ an) | Contribution |
| Ingestion de produits terrestres (Rejets gazeux) | 6,02E-06 | 28,1% |
| Ingestion de sol par inadvertance (Rejets gazeux) | 0,00E+00 | 0,0% |
| Ingestion de produits terrestres (Rejets liquides) | 1,10E-06 | 5,1% |
| Ingestion de produits marins (Rejets liquides) | 2,11E-06 | 9,9% |
| Ingestion par inadvertance (Rejets liquides) | 0,00E+00 | 0,0% |
| Exposition externe (Rejets gazeux) | 1,21E-05 | 56,6% |
| Exposition externe (Rejets liquides) | 2,31E-09 | 0,0% |
| Inhalation (Rejets gazeux) | 5,81E-08 | 0,3% |
| Inhalation (Rejets liquides) | 1,61E-09 | 0,0% |
| Impact total (Sv/ an) | 2,14E-05 | 100,0% |

On observe que la voie prépondérante de l'impact est l'exposition externe qui contribue pour 56,6 % dans l'impact, contre 43,1 % pour l'ingestion et 0,3 % pour l'inhalation.

La figure ci-dessous illustre le tableau.

Répartition des impacts sur les adultes du groupe de référence de Digulleville aux autorisations



10.2.8. Analyse de sensibilité

Les impacts des rejets radioactifs de l'établissement de la Hague sont déterminés selon les méthodes et hypothèses présentées précédemment. L'objectif de ce paragraphe est de présenter la variabilité de ces calculs liée aux choix de ces méthodes et hypothèses.

Les calculs ont été développés en utilisant, pour les différents paramètres impliqués, des valeurs conduisant généralement à des déterminations majorantes de l'impact. Ces valeurs proviennent d'études scientifiques ou de publications qui peuvent, d'une étude ou publication à l'autre, présenter des marges de variation. De plus, les calculs nécessitent de fixer des hypothèses, qui peuvent être majorantes ou minorantes. Il est donc important de pouvoir estimer l'influence des hypothèses sur les résultats obtenus.

10.2.8.1. Principaux facteurs d'incertitude

Le tableau ci-dessous présente les principaux facteurs d'incertitude rencontrés au cours de l'étude.

| Facteurs d'incertitude potentiels (1/ 3) | | |
|--|---|---|
| Étape | Hypothèse de travail | Commentaire |
| Définition du terme source | Limitation aux radionucléides suivis dans le cadre de la surveillance réglementaire ou, contribuant à plus de 0,1 % à l'impact dosimétrique | L'écart produit par une prise en compte du terme source exhaustif (80 radionucléides) et le terme source restreint (32 radionucléides) est de l'ordre de 0,07% en 2007 (année pour laquelle cette influence a été testée). > minorant ~ 0,1% |
| | Utilisation des limites de rejet (atmosphériques et liquides) | La surveillance annuelle (registres) fait état de niveaux de rejets réels bien inférieurs aux limites réglementaires. Les résultats d'impact calculés sont donc majorants. > majorant |
| Définition des scénarios d'exposition | Prise en compte de l'accumulation dans les sols du dépôt dû aux rejets de l'année projeté sur une durée de 60 ans | Ce mode de calcul conduit à tenir compte dans la dose de l'effet du dépôt lié à l'activité exercée au cours de l'année considérée sur une période fixée forfaitairement à 60 ans pour représenter les activités passées et futures de l'établissement. > majorant ~ 10% |
| | Non prise en compte de l'accumulation des dépôts au sol des rejets des années antérieures | Ce mode de calcul conduit à cumuler les dépôts au sol lié aux rejets réels des années antérieures de fonctionnement des installations, dans une approche maximaliste ne tenant pas compte du cycle de vie de la matière vivante. > minorant ~ 5% sur Digulleville et 3% sur Goury |
| | Considération de deux scénarios « gros mangeurs » de produits exposés aux rejets (produits terrestres à Digulleville et marins à Goury) | Ces scénarios reviennent à affecter à chaque groupe de population les 95 ^e percentiles (scénarios « gros mangeurs ») des consommations de produits de son compartiment et le régime moyen pour l'autre compartiment. > majorant |

| Facteurs d'incertitude potentiels (2/ 3) | | |
|--|---|---|
| Étape | Hypothèse de travail | Commentaire |
| Définition des scénarios d'exposition | Non prise en compte de l'ingestion par inadvertance de sol, de sable et d'eau de mer | Les calculs de dose d'exposition par ingestion par inadvertance de sol, de sable et d'eau de mer réalisés par le GRNC ont mis en évidence que ces voies d'exposition étaient négligeables . |
| | Pas de scénario « marin » pour la catégorie nourrisson (classe d'âge <2 ans) | Les enfants de moins de 2 ans sont considérés comme faibles mangeurs de produits marins. La voie ingestion de produits marins contribuant majoritairement à l'impact pour ce scénario, il est légitime de ne pas considérer cette classe d'âge. |
| | Taux d'autoconsommation issus de l'enquête du CREDOC de 1998 | Régimes alimentaires maximisant pour les scénarios « gros mangeurs ». > majorant Taux d'autoconsommation représentatifs des habitudes locales. Hypothèse d'autoconsommation totale (100% de produits marins pour les pêcheurs et 100% de produits terrestres pour les agriculteurs) non testée. Ce scénario est investigué par le GRNC. À titre d'exemple en 2005, l'autoconsommation totale de produits terrestres majeure la dose des agriculteurs de Digulleville de 75%. > minorant |
| | Débits respiratoires : 8400 m ³ /h pour les adultes, 5600 m ³ /h pour les enfants | Valeurs issues du CIPR66, conforme au GRNC. Pour les enfants, il s'agit d'une valeur médiane. > majorant pour les enfants (classe 5 ans retenue) |
| | Budgets temps | Durée d'exposition : toute l'année au même lieu d'exposition. > majorant Ratio 1/3 de temps passé à l'extérieur, 2/3 en intérieur pour toutes les classes d'âge (la littérature fait état de 90% en intérieur pour les populations occidentales modernes ; le GRNC dans sa 1 ^{ère} mission avait retenu une répartition respectivement de 1/5 en extérieur et 4/5 en intérieur). > majorant Pas d'exposition des agriculteurs à la baignade ni aux sédiments de plages. > minorant Exposition sur les plages (toutes classes d'âge du groupe des pêcheurs) : 100 heures d'exposition aux sédiments de plage. > majorant |

| Facteurs d'incertitude potentiels (3/ 3) | | |
|--|---|--|
| Étape | Hypothèse de travail | Commentaire |
| Modélisation atmosphérique | Définition du groupe de référence par rapport à une météorologie moyenne (période 1992-1997 pour les calculs effectués jusqu'en 2013, puis 1992-2013 pour les calculs effectués à partir de 2014) et non suivant la météorologie réelle de l'année. (voir §10.2.5.3) | En 2009, 2010 et 2013, on observe un facteur proche de 1,3 entre la dose calculée sur Herqueville avec la météorologie réelle, et celle de Digulleville calculée à partir de la météorologie moyenne 1992-1997, ce qui amènerait à considérer Herqueville comme le groupe de population le plus soumis aux rejets gazeux. En 2012, ce facteur est de 1,07. En 2011 inversement, la météorologie a été plus pénalisante sur Digulleville que sur Herqueville, et ce rapport passe à 0,75. Les effets ne sont donc pas prévisibles d'une année sur l'autre. Le calcul avec météorologie réelle est systématiquement réalisé au titre d'une analyse de sensibilité. À partir de 2014, le calcul d'impact sur la population de référence de Digulleville prend en compte des données météorologiques actualisées intégrant les conditions de vent des années 1998 à 2013. |
| Modélisation des transferts | Utilisation des modèles de transfert du GRNC 1999 | Hypothèses conservatrices. > majorant |

L'analyse critique des calculs d'impact fait ressortir les paramètres prépondérants suivants : le coefficient de transfert atmosphérique (CTA) et le régime alimentaire des groupes de référence. Cette observation a conduit à la mise en place d'une mesure du krypton 85 dans les villages avoisinants, afin de calculer avec précision des coefficients de transfert atmosphérique annuels en fonction des vents.

La confrontation des valeurs calculées avec les concentrations mesurées dans l'environnement permet de justifier les méthodes et hypothèses qui ont été retenues, considérées globalement comme conservatrices.

10.2.8.2. Comparatifs des régimes alimentaires avec l'enquête INCA 2

Le tableau ci-dessous récapitule les valeurs utilisées pour l'évaluation de l'impact radiologique sur les adultes, enfants et nourrissons des groupes de référence (provenant de l'étude CREDOC) et les compare avec les données de l'enquête INCA 2 (présentée au § 10.2.5.1.2).

Rappel : un des enseignements de l'étude INCA 2 est l'utilisation importante d'aliments transformés ou nécessitant peu de préparation, ce qui explique l'écart avec les quantités émanant de l'étude CREDOC et utilisées pour l'évaluation des impacts.

| Consommation (kg/ an) | | | | | | |
|-----------------------------|--------|----------------|-----------------------|--------|----------------|-----------------------|
| Aliments | Adulte | | | Enfant | | |
| | INCA 2 | Goury (CREDOC) | Digulleville (CREDOC) | INCA 2 | Goury (CREDOC) | Digulleville (CREDOC) |
| Crustacés | 2,2 | 70,9 | 8,2 | 1,1 | 20,8 | 7,5 |
| Mollusques | 2,2 | 14,6 | 4,7 | 1,1 | 4,2 | 3,9 |
| Poissons | 10,8 | 41,7 | 13,8 | 7,6 | 41,7 | 6,8 |
| Lait et produits laitiers | 90,5 | 97,1 | 292 | 111 | 124,3 | 225 |
| Viandes et œufs | 55,9 | 61,6 | 117,2 | 44,7 | 43,3 | 80,1 |
| Légumes feuilles et racines | 71,5 | 39,6 | 85,8 | 54,6 | 29,3 | 61 |
| Fruits | 48,9 | 38 | 141,8 | 34,9 | 22,1 | 52,9 |

La comparaison montre que les rations alimentaires retenues pour l'étude d'impact restent pertinentes vis-à-vis des habitudes alimentaires de la population française, avec les caractéristiques suivantes par rapport à l'étude INCA 2 :

- majoration des consommations de crustacés et mollusques pour les deux groupes de référence, particulièrement nette pour le groupe de Goury ;
- majoration des consommations de poissons pour les deux groupes de référence sauf les enfants de Digulleville dont la consommation est légèrement inférieure à la moyenne nationale ;
- majoration des consommations de lait, produits laitiers, viandes et œufs pour les deux groupes de référence, particulièrement nette pour le groupe de Digulleville ;
- majoration des consommations de légumes et fruits pour le groupe de Digulleville et minoration de des mêmes aliments pour le groupe de Goury.



10.3. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT RADIOLOGIQUE SUR L'ENVIRONNEMENT

10.3.1. Schéma général du calcul de l'impact radiologique sur l'environnement

La méthodologie utilisée pour le calcul de l'impact des rejets radioactifs sur l'environnement est issu du projet européen ERICA (*Environmental Risk for Ionising Contaminants: Assessment and Management*).

Le projet européen ERICA du 6^{ème} PCRD a été lancé en mars 2004, et s'est achevé en février 2007. Ce projet a rassemblé 15 partenaires, dont des universités, des entreprises et des instituts de recherche, issus de sept pays européens. Ce projet a abouti aux résultats suivants :

- la mise à jour de la base de données **FREDERICA** concernant les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non-humains ;
- l'exploitation de cette base de données pour définir des critères de protection des écosystèmes ;
- la conception d'une méthode qui permet de caractériser le risque écologique en analysant des expositions de la faune et de la flore aux rayonnements ionisants et les effets de cette exposition.

Le projet ERICA s'inscrit dans un consensus international pour développer des méthodes d'évaluation du risque radiologique pour l'environnement, à l'image de ce qui existe pour les substances chimiques.

Son objectif était de concevoir une approche intégrée pour évaluer les effets des contaminants radioactifs sur l'environnement. Il s'agissait d'envisager les plans scientifiques, décisionnels et sociétaux, en mettant l'accent sur la protection de la faune, de la flore et des écosystèmes. Pour ce faire, ERICA s'est fondé sur les acquis du projet européen **FASSET** (5^{ème} PCRD), qui a formalisé le cadre conceptuel de l'évaluation de l'impact environnemental des radionucléides.



PCRD

Programme Cadre de Recherche et Développement

FREDERICA

FASSET and ERICA Radiation Effect Database

FASSET

Framework for Assessment of Environmental Impact

10.3.1.1. Principales étapes de la méthode

Les travaux du projet européen ERICA ont conduit à la mise en place d'un outil informatique du même nom, dans lequel la méthode et les données sont paramétrées.

L'outil ERICA permet de caractériser le risque radiologique pour l'environnement en calculant un **quotient de risque (QR)** à partir des données de concentration d'activité dans les différents milieux. L'outil ERICA permet d'évaluer le risque encouru par l'environnement pour 3 écosystèmes :

- l'écosystème marin ;
- l'écosystème terrestre ;
- l'écosystème d'eau douce (ne concerne pas l'établissement de la Hague car les rejets liquides radioactifs se font uniquement dans le milieu marin).

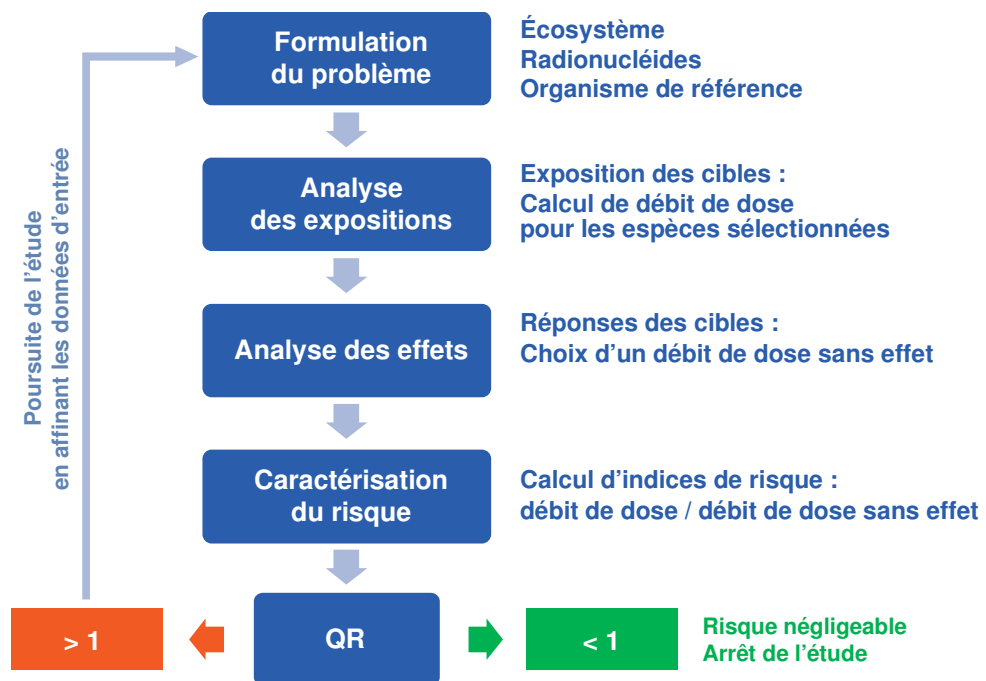


Quotient de risque (QR)
Rapport entre le débit de dose induit par les rejets radioactifs et une valeur de référence de « débit de dose sans effet ».

Si le quotient de risque est inférieur à 1, le risque pour l'environnement lié aux rejets radioactifs peut être considéré comme acceptable. Si le quotient de risque est supérieur à 1, une analyse plus poussée est nécessaire pour pouvoir statuer sur l'acceptabilité du risque.

Le schéma de principe de l'outil ERICA est présenté dans la figure ci-dessous.

Schéma de principe de l'outil ERICA



10.3.1.2. Niveaux d'approche

L'outil ERICA permet une approche graduée, avec trois niveaux de précision croissante :

- le premier niveau est une étude simple qui requiert un minimum de données d'entrée. Les résultats obtenus sont conservatifs et permettent d'écarter les sites où le risque radiologique pour l'environnement est négligeable ;
- le deuxième niveau constitue une étude plus détaillée qui nécessite des données d'entrée supplémentaires pour mieux définir la situation, notamment en ce qui concerne les conditions d'exposition et les paramètres de transfert. Le débit de dose absorbé est estimé pour plusieurs organismes de référence et est comparé à une valeur de débit de dose sans effet ;
- le troisième niveau est réservé pour des situations complexes et ne sera pas détaillé ici. Ce niveau, contrairement aux deux premiers niveaux, est une étude probabiliste.

10.3.1.2.1. Principe de l'outil au niveau 1

Pour le niveau 1, la concentration d'activité est comparée à l'*Environmental Media Concentration Limit (EMCL)* correspondante. L'EMCL correspond à la concentration d'activité d'un radionucléide qui provoquerait un débit de dose égal au débit de dose sans effet. L'EMCL est calculé pour chaque radionucléide pour l'organisme le plus sensible (faune ou flore). Il est déterminé par la formule :

$$EMCL_n = \frac{PNEDR}{F_n}$$

Où :

- EMCL_n : EMCL de l'organisme le plus limitant pour le radionucléide n (Bq/l dans l'eau, Bq/kg dans le sol ou les sédiments et Bq/m³ dans l'air), pour le milieu considéré ;
- PNEDR (*Predicted No Effect Dose Rate*) : valeur de débit de dose sans effet (μGy/h) ;
- F_n est le débit de dose reçu par un organisme qui serait confronté à une concentration d'activité unitaire d'1 Bq/l pour le milieu aquatique, d'1 Bq/kg pour le milieu terrestre et d'1 Bq/m³ pour le milieu atmosphérique. F s'exprime donc en μGy/h par Bq/l ou Bq/kg ou Bq/m³.

Le quotient de risque est ensuite défini par l'équation :

$$RQ_n = \frac{M_n}{EMCL_n}$$

Où :

- RQ_n : quotient de risque pour le radionucléide n (sans unité) ;
- M_n : concentration d'activité en radionucléide n dans le milieu (Bq/l dans l'eau, Bq/kg dans le sol ou les sédiments et Bq/m³ dans l'air) ;
- EMCL_n : EMCL de l'organisme le plus limitant pour le radionucléide et le milieu considéré.

Le quotient de risque correspond au ratio entre la concentration d'activité et la concentration d'activité sans effet.

Un quotient de risque global est ensuite déterminé en sommant les quotients de risques obtenus pour chacun des radionucléides étudiés. Il convient de souligner que cette approche est majorante étant donné que les quotients de risques sommés ne correspondent pas nécessairement aux mêmes organismes de référence.

10.3.1.2.2. Principe de l'outil au niveau 2

Au niveau 2, des organismes de référence sont considérés. Les organismes de référence proposés dans l'outil ERICA sont présentés dans le tableau ci-dessous.

| Organismes de référence pour les écosystèmes considérés | |
|---|------------------------------|
| Écosystème marin | Écosystème terrestre |
| Poisson benthique (qui vit au fond de l'eau) | Amphibien |
| Oiseau | Annélide (ver) |
| Crustacé | Arthropode - Détritivore |
| Mammifère | Oiseau |
| Mollusque - Bivalve | Insecte volant |
| Poisson pélagique (qui vit à proximité de la surface) | Herbe et Aromate |
| Phytoplancton | Lichen et Bryophyte (mousse) |
| Reptile | Mammifère (grand) |
| Plante vasculaire | Mammifère (petit) |
| Zooplancton | Mollusque - Gastéropode |
| Macro algue | Reptile |
| Polychète (ver marin) | Arbre |
| Anémone de mer ou corail | Arbuste |

Le débit de dose total (interne et externe) est calculé pour chaque organisme de référence, puis est comparé au débit de dose sans effet. Pour chaque organisme et chaque radionucléide, un quotient de risque est calculé. Il est défini par :

$$RQ_n = \frac{DR_n}{PNEDR}$$

Où :

- RQ_n : quotient de risque pour le radionucléide n (sans unité) ;
- DR_n : débit de dose estimé total ($\mu\text{Gy/h}$) pour chaque radionucléide n ;
- $PNEDR$: valeur de débit de dose sans effet ($\mu\text{Gy/h}$).

Un quotient de risque global pour chaque organisme est ensuite déterminé en sommant les quotients de risques obtenus pour chacun des radionucléides étudiés.

Le niveau 2 permet également d'estimer une valeur conservative du quotient de risque attendu en considérant que les quotients de risque suivent une distribution exponentielle. L'estimation de cette valeur conservative peut ainsi être réalisée en multipliant le quotient de risque attendu par un facteur nommé « facteur d'incertitude » (UF). L'application d'un UF égal à 3 permet l'estimation d'une valeur conservative du quotient de risque à 95^{ème} percentile (la probabilité que le quotient de risque dépasse 1 est inférieure ou égale à 5 %).

10.3.1.3. Interprétation du quotient de risque

Aux niveaux 1 et 2, le quotient de risque est comparé à la valeur de référence de 1. S'il est inférieur à 1, le risque pour l'environnement lié aux rejets radioactifs peut donc être considéré comme acceptable et l'étude peut alors être conclue.

Un quotient de risque supérieur à 1 nécessite une analyse plus poussée afin de pouvoir statuer sur l'acceptabilité du risque. Cette analyse plus poussée peut être réalisée en affinant les données d'entrée ou les paramètres utilisés, ou encore en passant au niveau supérieur de l'outil.

10.3.2. Données d'entrée pour les évaluations relatives à l'établissement de la Hague

10.3.2.1. Niveau d'approche retenu

Un certain nombre de radionucléides présents dans le terme source atmosphérique de l'établissement ne sont pas disponibles au premier niveau d'approche de l'outil ERICA.

Dans l'objectif de prendre en compte le maximum de radionucléides constituant le terme source des rejets radioactifs de l'établissement de la Hague, l'évaluation ERICA a été réalisée directement au **second niveau d'approche**, ce qui constitue une étude plus détaillée.

10.3.2.2. Débit de dose sans effet

Plusieurs valeurs de « débit de dose sans effet » sont proposées par l'outil ERICA :

- la valeur par défaut d'ERICA : 10 $\mu\text{Gy/h}$. Cette valeur est valable pour les situations d'expositions chroniques et pour tous les écosystèmes. Elle a été déterminée à l'aide d'une méthode basée sur le traitement mathématique des données SSD (*Species Sensitivity Distribution*) ;
- les valeurs tirées des rapports l'IAEA (1992) et de l'UNSCEAR (1996) : 40 $\mu\text{Gy/h}$ pour les animaux terrestres ou 400 $\mu\text{Gy/h}$ pour la flore terrestre ainsi que toutes les espèces aquatiques. Ces valeurs sont considérées comme des valeurs protectrices en-dessous desquelles, dans le cadre d'une exposition chronique, aucun effet mesurable n'est observable sur les espèces concernées ;
- la possibilité est également laissée à l'utilisateur de saisir d'autres valeurs de débit de dose sans effet.

La valeur de débit de dose sans effets retenue est celle proposée par défaut par ERICA, à savoir **10 $\mu\text{Gy/h}$** . Cette valeur, plus basse que les valeurs spécifiques aux animaux et à la flore, permet d'effectuer une évaluation conservative.

10.3.2.3. Paramétrage de l'outil ERICA

Plusieurs paramètres sont définis dans l'outil ERICA :

- le « coefficient de distribution », qui correspond au rapport entre la phase solide et la phase dissoute d'un élément. Dans le milieu marin, il permet de calculer la concentration d'activité dans les sédiments à partir de l'activité dans l'eau ;
- le « facteur de concentration », qui correspond à l'intégration des radionucléides dans les organismes terrestres ou marins ;
- le « facteur de pondération radiologique », qui permet de déterminer la dose équivalente pour l'organisme (en Sv) à partir de la dose absorbée (en Gy) ;
- le « facteur d'occupation », qui correspond à la fraction de temps passé par chaque organisme de référence dans chacun des habitats proposés. La liste des habitats dépend de l'écosystème choisi.

Pour ces différents paramètres, les valeurs retenues dans l'étude sont les celles définies par défaut dans le paramétrage initial du logiciel ERICA, hormis certains facteurs d'occupation, qui ont été adaptés au contexte local de la Hague. Les facteurs d'occupation considérés dans l'étude sont présentés dans le tableau ci-dessous.

| Facteurs d'occupation | | | | | | | | |
|--------------------------|------------------|-----|-----------------------|-----------|-----------------------------|----------------|-----|-----|
| Pour l'écosystème marin | | | | | Pour l'écosystème terrestre | | | |
| Organisme de référence | Surface de l'eau | Eau | Surface des sédiments | Sédiments | Organisme de référence | Surface du sol | Sol | Air |
| Poisson benthique | 0 | 0 | 1 | 0 | Amphibien | 1 | 0 | 0 |
| Oiseau | 0,8 | 0,2 | 0 | 0 | Annélide | 0 | 1 | 0 |
| Crustacé | 0 | 0 | 1 | 0 | Arthropode - Détritivore | 0 | 1 | 0 |
| Mammifère | 0,2 | 0,8 | 0 | 0 | Oiseau | 0,8 | 0 | 0,2 |
| Mollusque - Bivalve | 0 | 0 | 1 | 0 | Insecte volant | 0,8 | 0 | 0,2 |
| Poisson pélagique | 0 | 1 | 0 | 0 | Herbe et Aromate | 1 | 0 | 0 |
| Phytoplancton | 0 | 1 | 0 | 0 | Lichen et Bryophyte | 1 | 0 | 0 |
| Reptile | 0 | 1 | 0 | 0 | Mammifère (grand) | 1 | 0 | 0 |
| Plante vasculaire | 0 | 0 | 1 | 0 | Mammifère (petit) | 0,5 | 0,5 | 0 |
| Zooplancton | 0 | 1 | 0 | 0 | Gastéropode - Mollusque | 1 | 0 | 0 |
| Macro algue | 0 | 0 | 1 | 0 | Reptile | 1 | 0 | 0 |
| Polychète | 0 | 0 | 0 | 1 | Arbre | 1 | 0 | 0 |
| Anémone de mer ou corail | 0 | 0 | 1 | 0 | Arbuste | 1 | 0 | 0 |

10.3.3. Définition du terme source

10.3.3.1. Radionucléides pris en compte

La liste des radionucléides proposés par défaut par l'outil ERICA est présentée dans le tableau ci-dessous.

| Radionucléides disponibles par défaut dans ERICA | |
|--|--|
| Élément | Isotopes |
| Ag - Argent | Ag-110m |
| Am - Américium | Am-241 |
| Ba - Barium | Ba-140 |
| C - Carbone | C-14 |
| Ca - Calcium | Ca-45 |
| Cd - Cadmium | Cd-109 |
| Ce - Cérium | Ce-141, Ce-144 |
| Cf - Californium | Cf-252 |
| Cl - Chlorure | Cl-36 |
| Cm - Curium | Cm-242, Cm-243, Cm-244 |
| Co - Cobalt | Co-57, Co-58, Co-60 |
| Cr - Chrome | Cr-51 |
| Cs - Césium | Cs-134, Cs-135, Cs-136, Cs-137 |
| Eu - Europium | Eu-152, Eu-154 |
| H - Tritium | H-3 |
| I - Iodine | I-125, I-129, I-131, I-132, I-133 |
| Ir - Iridium | Ir-192 |
| La - Lanthane | La-140 |
| Mn - Manganèse | Mn-54 |
| Nb - Niobium | Nb-94, Nb-95 |
| Ni - Nickel | Ni-59, Ni-63 |
| Np - Neptunium | Np-237 |
| P - Phosphore | P-32, P-33 |
| Pa - Protactinium | Pa-231 |
| Pb - Plomb | Pb-210 |
| Po - Polonium | Po-210 |
| Pu - Plutonium | Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241 |
| Ra - Radium | Ra-226, Ra-228 |
| Ru - Ruthénium | Ru-103, Ru-106 |
| S - Soufre | S-35 |
| Sb - Antimoine | Sb-124, Sb-125 |
| Se - Sélénium | Se-75, Se-79 |
| Sr - Strontium | Sr-89, Sr-90 |
| Tc - Technétium | Tc-99 |
| Te - Tellurium | Te-129m, Te-132 |
| Th - Thorium | Th-227, Th-228, Th-230, Th-231, Th-232, Th-234 |
| U - Uranium | U-234, U-235, U-238 |
| Zn - Zinc | Zn-65 |
| Zr - Zirconium | Zr-95 |

Dans l'objectif de prendre en compte le maximum de radionucléides constituant le terme source des rejets radioactifs de l'établissement de la Hague, trois radionucléides ont été ajoutés à la liste pré-définie par ERICA : Eu-155, U-233 et U-236.

Plusieurs hypothèses ont été prises dans le logiciel ERICA à l'étape de sélection des radionucléides :

- couple Ru-106+Rh-106 : le radionucléide Ru-106 a été sélectionné, 100 % de l'activité rejetée par le couple Ru-106+Rh-106 lui a été affecté ;
- couple Cs-137+Ba-137 : le radionucléide Cs-137 a été sélectionné, 100 % de l'activité rejetée par le couple Cs-137+Ba-137 lui a été affecté ;
- Pu-239+Pu-240 : les deux radionucléides Pu-239 et Pu-240 ont été sélectionnés, 50 % de l'activité rejetée par Pu-239+Pu-240 a été affecté à Pu-239 et Pu-240 ;
- Sr-90+Y-90 : le radionucléide Sr-90 a été sélectionné, 100 % de l'activité rejetée par le couple Sr-90+Y-90 lui a été affecté ;
- Ce-144+Pr-144 : le radionucléide Ce-144 a été sélectionné, 100 % de l'activité rejetée par le couple Ce-144+Pr-144 lui a été affecté ;
- Kr-85 : ce radionucléide, présent dans le terme source des rejets gazeux de l'établissement de la Hague, n'a pas pu être sélectionné pour l'évaluation car il n'est pas présent dans le logiciel ERICA. Le logiciel ne permet pas de l'ajouter.

10.3.3.2. Quantités considérées

Les calculs sont basés sur les quantités rejetées **sur une année**, de façon à évaluer l'impact **annuel** sur l'environnement.

Le calcul d'impact peut être effectué aussi bien *a posteriori* sur les rejets réels d'une année donnée, qu'*a priori* (de manière prospective) sur des rejets futurs estimés ou des quantités théoriques correspondant aux autorisations. Les quantités prises en compte peuvent donc être :

- soit les rejets réels observés pendant une année donnée, de manière à connaître l'impact lié à l'activité de l'établissement pendant l'année concernée (calculs présentés dans l'état initial au § 4.6.5.2.4.3) ;
- soit les flux spécifiques à un projet ou une opération, de manière à prévoir l'impact associé à ce projet ou cette opération (calculs présentés dans le chapitre 3) ;
- soit le maximum des autorisations de rejets, de manière à connaître l'impact maximal susceptible d'être atteint (calculs présentés dans le chapitre 4).

10.3.3.3. Durée de fonctionnement

Le temps de fonctionnement de l'installation est fixé à 60 ans pour prendre en compte une durée de dépôt couvrant les années antérieures aux rejets ainsi que les années futures de rejets.

10.3.4. Dispersion dans le milieu naturel et choix des points d'étude

10.3.4.1. Milieu marin

10.3.4.1.1. Exutoire

Les effluents radioactifs liquides sont rejetés en mer, dans le Raz Blanchard, par un émissaire qui les conduit à un point situé à 1 700 mètres du rivage au large du Nez de Jobourg.



10.3.4.1.2. Choix du point d'étude

Le **point d'étude considéré** pour les rejets liquides en mer est la zone des Huquets, à proximité du point de rejet par la conduite.

Le facteur de dispersion marine retenu est de 0,76 Bq/m³ pour 1 TBq rejeté, conformément aux mesures présentées au § 4.6.4.4.1.

10.3.4.2. Milieu terrestre

10.3.4.2.1. Exutoire

Les rejets radioactifs gazeux de l'établissement sont rejetés principalement par les cheminées principales d'UP2-800 et UP3-A. L'exutoire considéré pour l'étude est une cheminée « fictive » d'une hauteur de 100 m située entre les deux cheminées principales.



La dispersion est évaluée en considérant les données météorologiques moyennes des années 1992 à 2013 (voir détails précédemment au § 10.2.3.2.1).

Les paramètres de dispersion atmosphérique ont été calculés à l'aide du logiciel de dispersion COTRAM afin de déterminer les points les plus exposés.

Le logiciel COTRAM permet de calculer les activités atmosphériques annuelles moyennes et les débits de dépôts surfaciques annuels moyens résultant des rejets radioactifs continus et constants sur une année. Ces grandeurs sont évaluées sur une grille centrée sur le point de rejet divisé en 18 secteurs de 20°. Le logiciel COTRAM est un modèle Gaussien basé sur les équations de Doury. Il considère deux classes de diffusion : la diffusion normale et la diffusion faible.

10.3.4.2.2. Choix des points d'étude

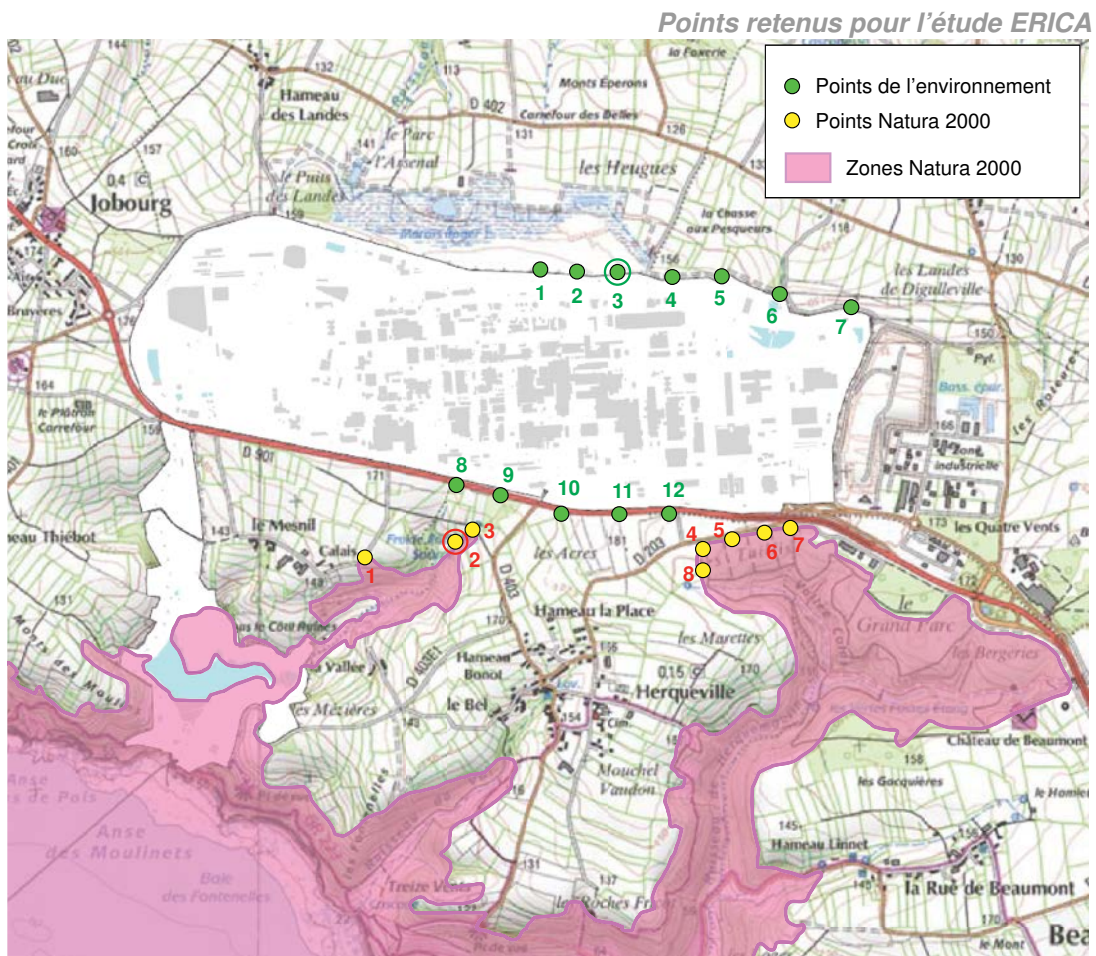
L'évaluation des risques radiologiques sur les écosystèmes est réalisée pour les points de l'environnement, hors établissement, de forte exposition.

Ces points ont été identifiés en tenant compte :

- du positionnement de la cheminée « fictive » ;
- de la météorologie locale en conditions « temps sec » et « temps humide » ;
- de la présence de zones Natura 2000 à proximité de l'établissement (voir § 4.3.3.2).

L'identification a abouti à la sélection de 20 points de l'environnement :

- 12 points « environnement » situés sous les vents dominants du site de La Hague en clôture extérieur (points verts sur la carte ci-dessous) ;
- 8 points « Natura 2000 » situés dans les zones Natura 2000 les plus proches ZSC FR2500084 « Côtes et landes de La Hague » et ZPS FR2512002 « Landes et dunes de La Hague » (points jaunes sur la carte ci-dessous).



Les paramètres de dispersion atmosphérique de ces 20 points ont été calculés à l'aide du logiciel de dispersion COTRAM, afin de déterminer les points les plus exposés. Le tableau ci-dessous présente les résultats des paramètres de dispersion atmosphérique pour les 20 points :

- CTA aérosols et gaz : Coefficient de Transfert Atmosphérique (s/m^3) ;
- DDS : Débit de Dépôt Sec ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$ par $Bq.s^{-1}$ rejeté) ;
- DDH : Débit de Dépôt Humide ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$ par $Bq.s^{-1}$ rejeté) ;
- DDT : Débit de Dépôt Total ($Bq.m^{-2}.s^{-1}$ par $Bq.s^{-1}$ rejeté).

| Paramètres de dispersion atmosphérique des 20 points sélectionnés | | | | | | | | |
|---|----------------------------------|--------|-----------------------------------|----------|-------------------|----------|---|----------|
| Point | Distance à l'émissaire de rejets | Azimut | Modélisation COTRAM | | | | | |
| | | | Rose des vents la Hague 1992-2013 | | | | | |
| | | | CTA Aérosol | CTA Gaz | DDS | DDH | DDT | |
| | m | ° | s/ m ³ | | s/ m ³ | | (Bq.m ⁻² .s ⁻¹ / Bq.s ⁻¹ rejeté) | |
| Points environnement | 1 | 518 | 348 | 2,51E-08 | 2,52E-08 | 1,25E-10 | 3,82E-09 | 3,95E-09 |
| | 2 | 491 | 2 | 2,16E-08 | 2,17E-08 | 1,08E-10 | 5,44E-09 | 5,55E-09 |
| | 3 | 510 | 20 | 2,93E-08 | 2,95E-08 | 1,47E-10 | 1,24E-8 | 1,25E-8 |
| | 4 | 579 | 39 | 2,24E-08 | 2,25E-08 | 1,12E-10 | 6,19E-09 | 6,30E-09 |
| | 5 | 701 | 51 | 3,03E-08 | 3,06E-08 | 1,52E-10 | 7,92E-09 | 8,07E-09 |
| | 6 | 840 | 63 | 3,54E-08 | 3,57E-08 | 1,77E-10 | 6,76E-09 | 6,94E-09 |
| | 7 | 1 052 | 72 | 3,35E-08 | 3,38E-08 | 1,68E-10 | 2,65E-09 | 2,82E-09 |
| | 8 | 508 | 243 | 3,11E-08 | 3,13E-08 | 1,56E-10 | 1,97E-09 | 2,13E-09 |
| | 9 | 408 | 225 | 3,13E-08 | 3,14E-08 | 1,56E-10 | 3,38E-09 | 3,54E-09 |
| | 10 | 360 | 194 | 2,26E-08 | 2,27E-08 | 1,13E-10 | 1,93E-09 | 2,04E-09 |
| | 11 | 385 | 159 | 2,13E-08 | 2,14E-08 | 1,07E-10 | 1,62E-09 | 1,73E-09 |
| | 12 | 498 | 142 | 3,01E-08 | 3,02E-08 | 1,50E-10 | 2,34E-09 | 2,49E-09 |
| Points Natura 2000 | 1 | 936 | 239 | 3,91E-08 | 3,95E-08 | 1,96E-10 | 1,15E-09 | 1,35E-09 |
| | 2 | 641 | 228 | 4,19E-08 | 4,21E-08 | 2,09E-10 | 2,27E-09 | 2,48E-09 |
| | 3 | 585 | 226 | 4,04E-08 | 4,06E-08 | 2,02E-10 | 2,46E-09 | 2,66E-09 |
| | 4 | 651 | 142 | 3,39E-08 | 3,41E-08 | 1,69E-10 | 1,84E-09 | 2,01E-09 |
| | 5 | 723 | 133 | 3,53E-08 | 3,56E-08 | 1,77E-10 | 1,68E-09 | 1,86E-09 |
| | 6 | 800 | 126 | 2,96E-08 | 2,98E-08 | 1,48E-10 | 1,36E-09 | 1,51E-09 |
| | 7 | 880 | 121 | 3,15E-08 | 3,17E-08 | 1,57E-10 | 1,25E-09 | 1,41E-09 |
| | 8 | 711 | 145 | 3,51E-08 | 3,54E-08 | 1,75E-10 | 1,71E-09 | 1,89E-09 |

Au regard des résultats obtenus sur les paramètres de dispersion atmosphérique, les deux points retenus pour l'évaluation ERICA sont :

- le point le plus exposé aux rejets gazeux : « point environnement », situé au Nord-Est de l'établissement (point vert n°3) ;
- le point le plus exposé dans les zones Natura 2000 à proximité : « point Natura 2000 », situé au sud de l'établissement (point jaune n°2).

La carte page précédente situe ces deux points.

10.3.5. Évaluation du risque pour l'environnement

10.3.5.1. Milieu marin

Le facteur de dispersion marine permet d'obtenir les valeurs de concentration dans l'eau (en Bq/L) correspondant aux rejets liquides étudiés.

À partir de ces valeurs de concentration dans l'eau, l'outil ERICA permet de calculer :

- le débit de dose total reçu par chaque organisme de référence ;
- les quotients de risque estimés.

10.3.5.2. Milieu terrestre

Le modèle de dispersion des radionucléides dans l'environnement et dans la chaîne alimentaire du logiciel ACADIE est utilisé pour déterminer les concentrations d'activité (dans le sol pour les aérosols, dans l'air pour les gaz, le tritium et le carbone 14) correspondant aux rejets gazeux étudiés.

À partir de ces valeurs de concentrations d'activité dans les sols et dans l'air, l'outil ERICA permet de calculer :

- le débit de dose total reçu par chaque organisme de référence ;
- les quotients de risque estimés.

10.3.6. Analyse de sensibilité

Les incertitudes liées aux principales étapes de l'évaluation menée à l'aide de l'outil ERICA sont présentées ci-après.

| Facteurs d'incertitude potentiels (1/ 2) | | |
|--|--|--|
| Étape | Hypothèse de travail | Commentaire |
| Paramétrage de l'outil | Pour les rejets atmosphériques et aqueux, l'outil a été utilisé au niveau 2 afin de prendre en compte le maximum de radionucléides présents dans le terme source. | <p>Les résultats sont surestimés, ce qui est conservateur pour cette étude.</p> <p>L'ensemble des organismes de référence proposés par l'outil ERICA a été retenu, sans s'appuyer sur un inventaire faunistique et floristique spécifique à la zone d'étude.</p> <p>En l'absence de données spécifiques, les paramètres radioécologiques ont été estimés à partir, par exemple, d'une valeur disponible pour un organisme de référence similaire.</p> <p>Le débit de dose sans effet retenu est la valeur la plus pénalisante proposée par le logiciel (10 µGy/h).</p> |
| Définition du terme source | L'outil ERICA propose une liste de radionucléides par défaut, dont le krypton ne fait pas partie. | <p>Parmi les radionucléides retenus dans les termes sources atmosphérique et liquide, seul le krypton n'est pas proposé par l'outil ERICA.</p> <p>L'impact de ce radionucléide a fait l'objet d'une estimation en utilisant la méthode proposée dans l'article « A method for estimating ⁴¹Ar, ^{85,88}Kr and ^{131m,133}Xe doses to non-human biota » publié en juin 2015 dans le « Journal of Environmental Radioactivity n°144 ».</p> <p>Les résultats obtenus pour le krypton avec cette méthode sont du même ordre de grandeur que les résultats fournis par ERICA pour les autres radionucléides rejetés sous forme gazeuse (pour mémoire : 10⁻⁴ en niveau de risque en première approche). La non prise en compte du Kr-85 dans les calculs ne modifie pas donc sensiblement les résultats, et n'est pas susceptible de remettre en cause les conclusions de l'étude.</p> |
| Points d'étude | Dans le cadre de l'étude des rejets atmosphériques, les modélisations ont été réalisées au niveau du point le plus exposé de l'environnement hors établissement et du point de la zone Natura 2000 le plus exposé. | <p>L'évaluation de l'impact sur l'environnement a été réalisée pour le point le plus exposé aux rejets atmosphériques. Celui-ci est situé au nord de l'établissement.</p> <p>Le point le plus exposé de la zone Natura 2000 est situé au sud de l'établissement.</p> |

| Facteurs d'incertitude potentiels (2/ 2) | | |
|--|--|--|
| Étape | Hypothèse de travail | Commentaire |
| Valeur conservative | Les quotients de risque attendus ne prennent pas en compte de facteur d'incertitude. | <p>Une estimation de la valeur conservative du quotient de risque au 95^{ème} percentile conduit à appliquer un facteur d'incertitude de 3 au quotient de risque attendu.</p> <p>Pour le quotient de risque associé aux rejets liquides aux limites de l'autorisation de rejets, la valeur conservative du quotient de risque attendu pour les organismes de référence est inférieure à 1 hormis pour les polychètes, pour lesquels elle est égale à 1,22 et donc légèrement supérieure à la valeur de référence de 1. Le risque radiologique sur l'écosystème marin peut néanmoins être considéré comme acceptable aux regards des hypothèses majorantes de modélisation retenues, notamment le choix du débit de dose sans effets de 10 µGy/h (valeur la plus pénalisante).</p> <p>De plus, en seconde approche, le logiciel ERICA propose une valeur de débit de dose sans effets à 400 µGy/h pour les plantes et les autres organismes aquatiques, comme les polychètes. Dans cette hypothèse, la valeur conservative du quotient de risque attendu pour les polychètes est de $3,05 \cdot 10^{-2}$, très inférieure à 1.</p> |



10.4. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIÉS AUX REJETS CHIMIQUES

La méthode utilisée est basée sur une démarche classique d'évaluation quantitative des risques, telle qu'elle est décrite dans le guide méthodologique de l'Institut National de l'Environnement et des Risques (INERIS) « Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires liés aux émissions chimiques émises par les installations classées » édité en 2013.

Elle a été appliquée par l'INERIS en 2016 à l'ensemble des rejets chimiques de l'établissement. Les résultats obtenus sont présentés dans l'état initial au § 4.6.5.3.3. L'évaluation prend en compte des rejets effectués en situation normale des installations (à savoir hors situations incidentelles) et concerne les risques pour la population locale.

Les rejets chimiques liquides et gazeux liés au projet d'extension de l'entreposage de déchets compactés sont négligeables comme présenté au § 2.4. La méthode n'a donc pas été appliquée au projet.



INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) est un établissement public à caractère industriel et commercial placé sous la tutelle du ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. Sa mission est de réaliser des études et des recherches permettant de prévenir les risques que les activités économiques font peser sur la santé, la sécurité des personnes et des biens ainsi que sur l'environnement.

Risque sanitaire : estimation de l'incidence et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population humaine en raison de l'exposition, réelle ou prévisible, à l'ensemble des substances émises par l'installation.

Conformément à la circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires de installations classées soumises à autorisation et au guide méthodologique INERIS (2013), l'étude de déroule en 4 étapes :

- évaluation des émissions de substances chimiques (voir § 10.4.1) ;
- évaluation des enjeux et des voies d'exposition (voir § 10.4.2) ;
- évaluation de l'état des milieux (voir § 10.4.3) ;
- évaluation prospective des risques sanitaires (voir § 10.4.4).

10.4.1. Évaluation des émissions de substances chimiques

L'objectif de cette étape est de caractériser les interactions entre l'établissement et son environnement (rejets liquides et gazeux), afin d'identifier les sources d'émissions à prendre en compte dans l'étude.

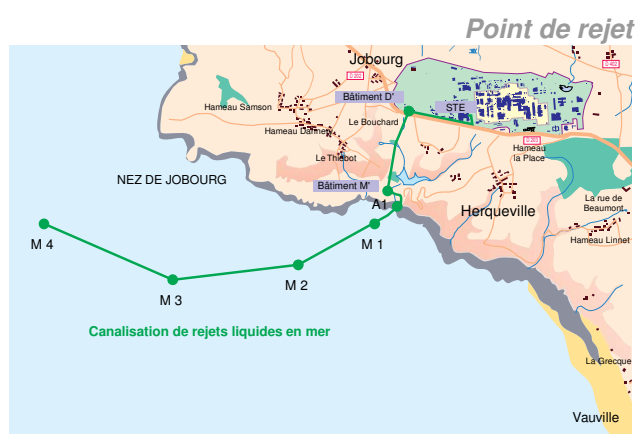
Les différents émissaires au niveau de l'établissement sont présentés ci-dessous.

Les flux retenus pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.4.5.1. Ceux retenus pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.4.6.1.

10.4.1.1. Rejets liquides en mer

Les rejets liquides en mer sont classifiés en trois familles : « A », « V », « GR », présentées au § 4.6.4.4.1.

Le rejet des effluents traités, s'effectue en mer par une conduite dont la partie terrestre a une longueur de 2 500 mètres et dont la partie marine décrit une ligne polygonale d'environ 5 000 mètres (voir § 4.6.4.4.4.1).



10.4.1.2. Rejets liquides dans les ruisseaux

Les rejets dans les ruisseaux sont constitués exclusivement d'effluents inactifs qui transitent dans les réseaux gravitaires : eaux pluviales, eaux usées domestiques et eaux usées industrielles.

Les rejets se font dans trois ruisseaux : ruisseau des Moulinets, de la Sainte-Hélène et des Combes.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

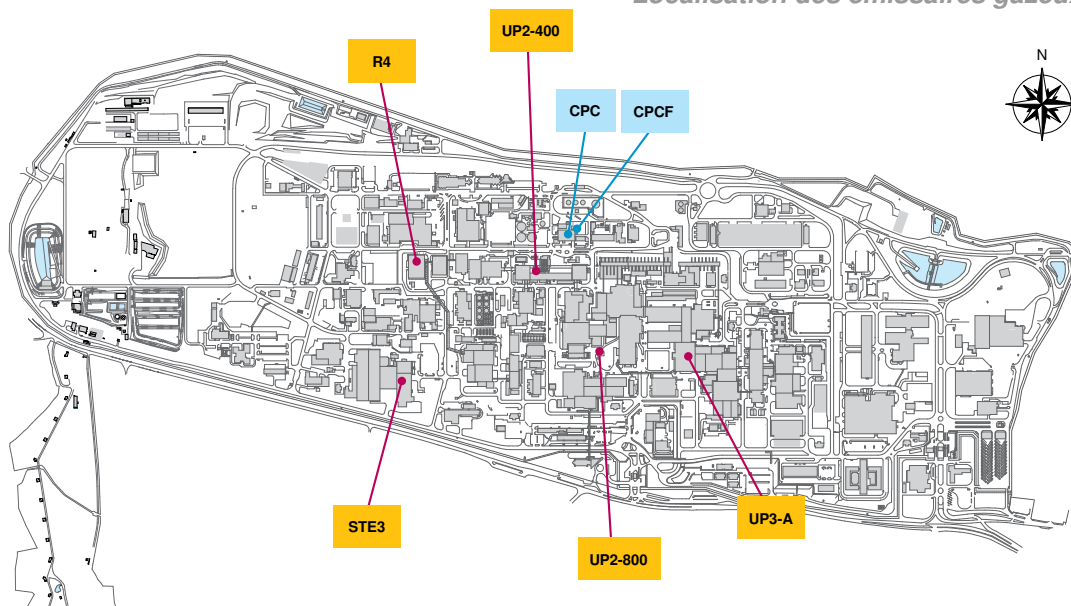
L'exposition aux substances émises dans les ruisseaux (eaux pluviales et eaux usées) n'est pas prise en compte, du fait du très faible potentiel d'exposition. En effet :

- il n'y a pas d'usage humain du ruisseau des Moulinets et la pêche est interdite dans l'anse des Moulinets ;
- le seul usage des autres ruisseaux est l'abreuvement du bétail ;
- le risque de pollution chimique des eaux pluviales est très faible de par leur nature, et des contrôles sont effectués avant rejets pour prévenir toute pollution chronique ou accidentelle.

10.4.1.3. Rejets gazeux

Les émissaires gazeux retenus sont localisés sur le plan ci-dessous, leurs caractéristiques sont indiquées dans le tableau qui suit.

Localisation des émissaires gazeux



| Caractéristiques des cheminées | | | | | |
|--------------------------------|----------------|-----------------|------------------|---------------------|---|
| Cheminée | Hauteur (m) | Diamètre (m) | Vitesse (m/s) | Température (°C) | Débit théorique (Nm ³ /h) |
| CPC générateur A | 51 | 1,3 | 8 | 190 | 29 333 |
| CPC générateur C | 51 | 1,3 | 8 | 190 | 29 333 |
| CPCF générateur 1 | 51 | 1,1 | 8 | 188 | 24 700 |
| UP3 | 100 | 2,75 | 8 | 15 | 109 000 |
| UP2-800 | 100 | 2,75 | 8 | 15 | 85 000 |
| UP2-400 | 100 | 6,55 | 8 | 15 | 790 000 |
| STE3 | 30 | 3,33 | 8 | 15 | 380 000 |
| R4 | 51 | 2 | 8 | 15 | 110 000 |

10.4.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition

10.4.2.1. Caractérisation de l'environnement

L'objectif de cette étape est de caractériser l'environnement au travers de l'analyse de différentes composantes :

- environnement naturel : données géologiques, géographiques, hydrogéologiques, etc ;
- environnement humain : données démographiques, points d'alimentation en eau, destination des surfaces agricoles, tissu industriel, etc ;
- données sanitaires : examen des études épidémiologiques, concernant notamment les cancers et les leucémies.

Ces éléments sont présentés dans l'état initial (chapitre 4) : l'environnement naturel au § 4.4, l'environnement humain au § 4.2, les données sanitaires au § 4.6.5.3.3.1.

10.4.2.2. Choix des substances d'intérêt sanitaire

L'objectif de cette étape est de choisir, parmi les différentes substances émises par chaque source d'émission, un certain nombre de « **traceurs sanitaires** » représentatifs du niveau d'activité industrielle et de l'ensemble des substances émises.

Le choix des traceurs sanitaires repose sur un ensemble de critères. *A minima*, les substances peuvent être retenues lorsqu'elles vérifient les critères suivants :

- la **toxicité** de la substance est connue et il existe une valeur toxicologique de référence (**VTR**) pour le(s) type(s) d'exposition considéré(s) dans l'étude (inhalation ou ingestion) ;
- la **quantité** : les flux à l'émission ou les concentrations de la substance dans les milieux d'intérêt sont quantifiables.

D'autres critères que la quantité et la toxicité peuvent intervenir dans le choix des substances, comme notamment la dangerosité (caractère cancérigène) ou le comportement de la substance dans l'environnement (potentiel d'accumulation dans les milieux).



La **VTR (Valeur toxicologique de référence)**, fixée le plus souvent à partir d'effets toxiques observés chez l'animal de laboratoire, définit la relation quantitative entre la dose administrée ou absorbée et l'incidence de l'effet délétère. Les VTR peuvent également être issues de données épidémiologiques.

Les substances retenues pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.4.5.2. Celles retenues pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.4.6.2.

10.4.2.3. Voies d'exposition et schéma conceptuel

On considère les deux voies d'exposition principale :

- **l'inhalation**, qui prend en compte tous les éléments qui pénètrent dans l'organisme par contact avec les voies respiratoires ;
- **l'ingestion**, qui prend en compte tous les éléments qui pénètrent dans l'organisme par contact avec les voies digestives.



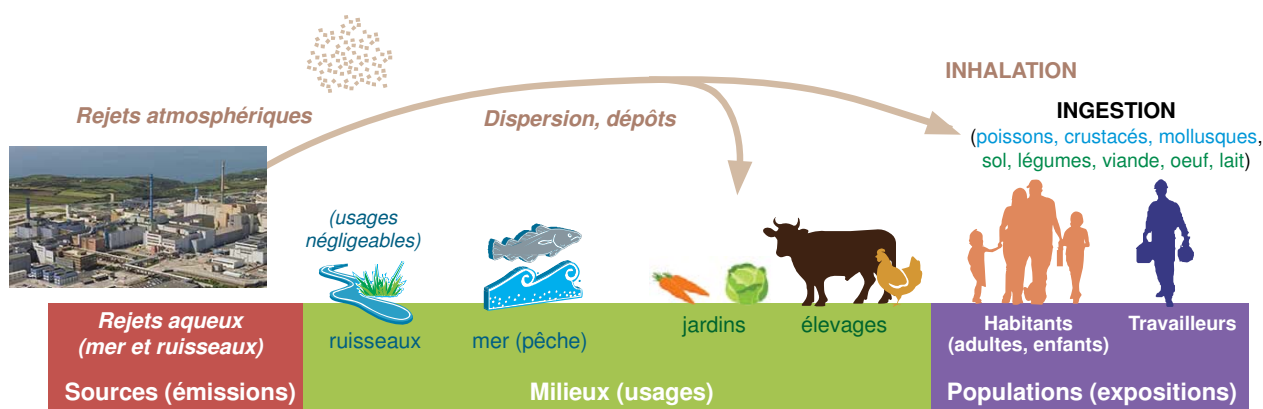
Compte-tenu des émissions et des usages recensés précédemment, ainsi que des propriétés des substances, les voies d'exposition évaluées sont :

- l'inhalation des composés émis à l'atmosphère par l'ensemble du site ;
- l'ingestion des composés émis à l'atmosphère (métaux et HAP) susceptibles de s'accumuler dans les sols et de se transférer dans les aliments produits localement (légumes, œufs, lait, viandes) ;
- l'ingestion des composés émis en mer (métaux et hydrazine) susceptibles de se transférer dans les produits de la pêche (poissons, crustacés, mollusques).

Les populations considérées sont :

- les habitants des hameaux autour du site, et consommant des aliments produits localement (potagers, élevages, pêche) ;
- les travailleurs des entreprises voisines du site, exposés par inhalation pendant leur temps de travail. *Note : le personnel travaillant sur le site AREVA est exclu du cadre de l'étude car sa protection dépend du code du travail.*

Au vu des éléments précédents, le schéma conceptuel suivant synthétise les voies de transfert et d'exposition retenues pour l'évaluation des risques.



10.4.3. Évaluation de l'état des milieux

Cette étape vise, à partir des résultats de mesures dans les milieux autour du site, à évaluer l'état actuel des milieux et leur compatibilité avec les usages et l'influence éventuelle des émissions du site sur les milieux environnants. Elle n'est pas détaillée ici.

10.4.4. Évaluation prospective des risques sanitaires

Conformément à la circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention des risques sanitaires des installations classées et au guide méthodologique INERIS (2013), cette étape consiste à caractériser l'exposition des populations aux substances émises par le site, et les risques sanitaires induits. L'évaluation se base sur la caractérisation des émissions prévues du site (voir ci-dessus au § 10.4.1) et sur le schéma conceptuel (voir ci-dessus au § 10.4.2.3) identifiant les voies d'exposition des populations.

10.4.4.1. Relations doses-réponses (sélection des VTR)

La toxicité d'une substance se caractérise par les effets qu'une exposition est susceptible de générer sur la santé humaine. Lorsque le niveau d'exposition croît, le premier effet sanitaire qui apparaît est appelé *effet critique*.

Les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR, voir ci-dessus au § 10.4.2.2) permettent de définir la relation quantitative entre un niveau d'exposition et la possibilité ou la probabilité d'apparition de l'effet critique. On parle de « relation dose-effet ». Les VTR sont établies sur la base d'une analyse des connaissances toxicologiques et épidémiologiques actuellement disponibles.

Les VTR retenues pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.4.5.4. Celles retenues pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.4.6.4.

10.4.4.1.1. Effets sanitaires à seuil et sans seuil

Selon les mécanismes toxiques mis en jeu, deux types d'effets sanitaires sont considérés :

- les effets survenant à partir d'un seuil de dose d'exposition. La plupart de ces effets sont non cancérogènes. Dans ce cas, une VTR représente le seuil en-dessous duquel aucun effet sanitaire n'est attendu. Au-delà de ce seuil, un effet sanitaire est possible.

La VTR s'exprime différemment selon la voie d'exposition considérée :

- pour une exposition par inhalation, il s'agit d'une Concentration Admissible dans l'Air (CAA), qui s'exprime en masse de substance par mètre cube d'air inhalé (mg/m^3) ;
- pour une exposition par ingestion, il s'agit d'une Dose Journalière Admissible (DJA), qui s'exprime en masse de substance ingérée par jour et par kilogramme de poids corporel ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{poids corporel}}/\text{j}$) ;

- les effets survenant sans seuil de dose d'exposition. La plupart de ces effets sont cancérogènes. Dans ce cas, une VTR représente la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu contracte un effet s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose de la substance.

La VTR est nommée Excès de Risque Unitaire (**ERU**), par inhalation (ERUi) ou par voie orale (ERUo). Elle s'exprime différemment selon la voie d'exposition, dans une unité inverse de celle de l'exposition :

- en $(\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ pour la voie inhalation ;
- en $(\text{mg}/\text{kg}_{\text{poids corporel}}/\text{j})^{-1}$ pour la voie ingestion.

10.4.4.1.2. Méthodologie de sélection des VTR

Le recensement des VTR d'une ERS s'appuie sur la méthodologie encadrant la sélection des VTR, définie conjointement par la Direction Générale de la Santé et la Direction générale de la prévention des risques dans la note d'information DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 « sélection des substances chimiques et choix des VTR pour les ERS dans le cadre des études d'impact et gestion des sites et sols pollués ».

En France, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (**ANSES**) a pour mission d'élaborer des VTR. Sont retenues en priorité, les VTR construites par l'ANSES.

Lorsque l'ANSES ne fournit pas de VTR pour certaines substances étudiées, si une expertise nationale a été menée et a abouti à un choix, celui-ci est retenu sous réserve que cette expertise ait été réalisée postérieurement à la date de parution de la VTR la plus récente.

À défaut, la VTR la plus récente parmi les bases de données suivantes, est retenue :

- **US-EPA** - United States Environmental Protection Agency : *base IRIS* ;
- **ATSDR** - Agency for Toxic Substances and Disease Registry : *base Hazdat* ;
- **OMS** - Organisation Mondiale de la Santé : *base INCHEM*.

Si aucune VTR n'est trouvée à ce stade, alors, la VTR la plus récente est sélectionnée dans les bases de données suivantes :

- **Santé Canada** - Ministère Fédéral Canadien pour la Santé ;
- **RIVM** - National Institute of Public Health and Environment, Pays-Bas ;
- **OEHHA** - Office of Environmental Health Hazard Assessment ;
- **EFSA** - Autorité Européenne de Sécurité des Aliments.

Cas particuliers en l'absence de VTR :

- Oxydes d'azote (NO_x), dioxyde de soufre (SO₂) et poussières (PM₁₀ et PM_{2,5}) : afin de pouvoir considérer ces composés classiques dans le cadre de l'ERS, les valeurs guides de l'OMS sont retenues comme valeurs sanitaires de référence ;
- TPH : Afin de pouvoir considérer ce composé spécifique des émissions d'AREVA dans le cadre de l'ERS, la valeur définie par le *Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group* (TPH CWG) est utilisée comme VTR. Cette valeur est couramment utilisée dans le cadre d'études pour la gestion de sites pollués par des hydrocarbures. De plus, l'approche du TPH CWG est recommandée par le RIVM, qui confirme ses valeurs comme équivalentes à des VTR.

10.4.4.2. Caractérisation des expositions

Cette étape de la démarche comprend :

- la détermination des concentrations dans chaque milieu d'exposition ;
- la définition des scénarios d'exposition ;
- la quantification des doses d'exposition.

10.4.4.2.1. Détermination des concentrations dans chaque milieu d'exposition

Cette partie de l'étude consiste à modéliser la façon dont les substances rejetées par l'établissement se dispersent et se déposent dans l'environnement. L'approche retenue est une modélisation des transferts dans l'air, l'eau de mer et les autres milieux environnementaux.

10.4.4.2.1.1. Rejets liquides : concentrations dans le milieu marin

La première étape est la détermination de facteurs de dispersion, qui permettent de calculer des concentrations moyennes des substances dans l'eau de mer.



Deux facteurs de dispersion ont été examinés :

- l'un à Goury, qui permet de refléter les concentrations dans la zone de vie de la population retenue pour le scénario marin. Les concentrations moyennes annuelles dans l'eau de mer à Goury ont été déterminées à partir des facteurs de dispersion des rejets déterminés par le GRNC dans sa première mission ($0,76 \cdot 10^{-6}$ µg/litre pour 1 kg rejeté par an). Ces derniers ont été corrigés d'un facteur 2 pour prendre en compte les rejets de type « V ». En effet, la dispersion des effluents « V » est deux fois moins importante que celle des effluents « A », ce qui conduit à des concentrations dans l'eau deux fois plus importantes. La concentration moyenne retenue en ce point est de **$1,52 \cdot 10^{-6}$ µg/litre** pour 1 kg rejeté par an ;
- l'autre dans le secteur dit des « Huquets », à proximité du point de rejet en mer. Aucune population ne séjourne dans cette zone, mais on suppose que certains produits marins peuvent y être pêchés. La concentration moyenne en ce point est de **$6,84 \cdot 10^{-6}$ µg/litre** pour 1 kg rejeté par an.

Pour les substances émises en mer, les concentrations utilisées pour la caractérisation des expositions et des risques sont celles modélisées dans la **zone des Huquets** (champ proche à 1 km du point de rejet), par simplification et au titre du principe de prudence.

À partir des concentrations moyennes dans l'eau de mer, les teneurs dans les organismes marins (poisson, mollusques et crustacés) peuvent être déterminées grâce à des facteurs de bioconcentration (BCF), qui reflètent la façon dont la substance est assimilée par les animaux marins. Ceci permet de déduire une concentration dans les organismes des poissons, mollusques et crustacés.

Les BCF retenues pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.4.5.5.1. Celles retenues pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.4.6.5.

10.4.4.2.1.2. Rejets gazeux : concentrations dans l'air et concentrations terrestres

10.4.4.2.1.2.1. Concentrations dans l'air

Les conditions de rejet des substances chimiques diffèrent de celles des rejets radioactifs, par le nombre d'émissaires, les hauteurs de rejet et les températures d'émission.



La dispersion atmosphérique définit ce que deviennent, dans le temps et dans l'espace, les substances (gaz, poussières) rejetées dans l'atmosphère. Les conditions de dispersion atmosphérique d'une substance dépendent de plusieurs paramètres : les conditions de rejet (nature du nuage de produit, mode d'émission...), les conditions météorologiques (vent, température, nébulosité...), l'environnement (nature du sol, topographie, présence d'obstacles...).

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

La détermination des concentrations dans l'air s'effectue à l'aide de modèles mathématiques de dispersion atmosphérique, prenant en compte ces différents paramètres. Plusieurs logiciels permettent de mettre en œuvre ces modèles. Ainsi, en 2002, le GRNC a effectué des calculs d'intercomparaison qui l'ont conduit à retenir COTRAM2. Depuis la mise à jour en 2007, l'INERIS utilise un outil numérique « nouvelle génération » intégrant un modèle numérique de terrain pour mettre à jour l'évolution des connaissances dans le domaine de la modélisation de la dispersion atmosphérique : le logiciel **ADMS 4.0** (*Atmospheric Dispersion Modeling Systems*), qui permet de modéliser la dispersion atmosphérique des substances rejetées sous formes gazeuse et particulaires ainsi que le dépôt sec particulaire et le dépôt humide particulaire. Le logiciel utilisé en 2011 par KALIÈS lors de la mise à jour relative à l'évolution des chaufferies est **ARIA IMPACT version 1.6**.

Pour les substances émises dans l'atmosphère, les concentrations utilisées pour la caractérisation des expositions et des risques sont celles modélisées par KALIÈS au niveau du récepteur le plus exposé, à savoir le **hameau La Place**, par simplification et au titre du principe de prudence (le « point de retombées max », identifié au niveau du centre de stockage de l'Andra, n'est pas considéré car les travailleurs y sont moins exposés que les habitants du hameau La Place, du fait d'un temps d'exposition moindre).

10.4.4.2.1.2.2. Concentrations terrestres

Les substances émises peuvent se trouver sous forme de particules. Dans ce cas, on tient compte de l'influence des effets de la pesanteur pour analyser les possibilités de dépôt éventuel.

| Caractéristiques des composés pour la modélisation de la dispersion | | | | | |
|---|------------|--|------------------------------|-----------------------------|---------------------|
| Espèce | Phase | Masse volumique (en kg/m ³) | Vitesse de dépôt (en m/s) | Coefficient de lessivage | Diamètre (en µm) |
| SO2 | Gaz | 1 | 6.10 ⁻³ | 1.10 ⁻⁵ | - |
| NOx | Gaz | 1 | 0 | - | - |
| HF | Gaz | 1 | 4.10 ⁻² | 1.10 ⁻⁵ | - |
| HCl | Gaz | 1 | 2,45.10 ⁻² | 1.10 ⁻⁵ | - |
| COV | Gaz | 1 | 3.10 ⁻³ | 1.10 ⁻⁵ | - |
| PM2,5 | Particules | 5 000 | 1.10 ⁻² | 1.10 ⁻⁵ | 2,5 |
| CO | Gaz | 1 | 0 | 1.10 ⁻⁵ | - |
| Métaux | Particules | 5 000 | 4.10 ⁻³ | 1.10 ⁻⁵ | 5 |
| HAP | Particules | 5 000 | 2.10 ⁻³ | 1.10 ⁻⁵ | 10 |

Sur cette base, l'évaluation des concentrations dans les milieux terrestres est basée sur un certain nombre d'équations, qui permettent de tenir compte de facteurs tels que :

- la concentration sur le sol due au dépôt des substances rejetées dans l'atmosphère ;
- l'accumulation dans le temps ;
- la décroissance par migration dans le sol ;
- le débit de rejet dans l'atmosphère ;
- le débit de dépôt total par unité de rejet.

Les concentrations des métaux et HAP dans les sols et les aliments produits localement, d'origine végétale ou animale, attribuables aux émissions des chaufferies du site ont été estimées à l'aide d'un modèle de transferts multimédia basé sur le modèle **HHRAP** (*Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities*) conçu par l'US-EPA.

Les données d'entrée sont les dépôts secs et humides estimés par la modélisation de la dispersion atmosphérique. Les concentrations dans les sols ont été calculées en considérant une accumulation, pendant une durée de fonctionnement de 35 ans, sur 2 épaisseurs : 1 cm (pour l'ingestion directe de sols) et 20 cm (pour l'ingestion via la chaîne alimentaire).

Les teneurs dans les organismes terrestres dans le cadre de l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.4.5.5.2.

10.4.4.2.2. Définition des scénarios d'exposition

Les scénarios d'exposition permettent de tenir compte, dans un premier niveau d'approche, de la diversité constatée au sein des populations des communes déléguées de la commune nouvelle de la Hague : lieux de vie, régime alimentaire, caractéristiques physiologiques (poids corporel, débit respiratoire). Ils concernent les voies d'exposition par inhalation d'air et l'ingestion de produits marins ou terrestres.

Les scénarios sont définis de façon à répondre à une double contrainte : répondre *a priori* à des situations d'exposition élevée et représenter un groupe de population (pas uniquement quelques individus). Les deux scénarios retenus sont les suivants :

- pour **l'inhalation** : le scénario simplifié majorant retenu est une exposition 100 % du temps au niveau du récepteur où les concentrations modélisées sont les plus élevées, à savoir le hameau La Place. Avec ce scénario, les concentrations moyennes inhalées sont égales aux concentrations moyennes dans l'air. Les travailleurs des entreprises voisines du site AREVA, retenus comme cibles potentielles dans le schéma conceptuel ne font pas l'objet d'un scénario spécifique. En effet, les concentrations dans l'air sont plus élevées au niveau du hameau La Place qu'au niveau des entreprises (Andra et ZI de Digulleville) et la durée d'exposition des habitants est plus élevée que celle des travailleurs. Le scénario « habitants » couvre donc de façon majorante l'exposition des travailleurs ;
- pour **l'ingestion** : le scénario d'exposition est caractérisé par les quantités d'aliments produits localement (donc exposés aux émissions du site) consommées par les populations. Plusieurs scénarios ont été définis par le GRNC et ont été par la suite utilisés dans les ERS réalisées par l'INERIS :
 - scénario S1 : mode de vie moyen (décliné pour les enfants de 1 an et 10 ans) ;
 - scénario S2 « agriculteurs » : groupe d'individus ayant une exposition élevée due à l'ingestion de produits terrestres (adultes uniquement) ;
 - scénario S3 « pêcheurs » : groupe d'individus ayant une exposition élevée due à l'ingestion de produits marins (adultes uniquement).

Les régimes alimentaires retenus, par le GRNC puis l'INERIS, sont basés sur l'enquête du CRÉDOC de 1998. Les données utilisées sont celles obtenues sur l'ensemble de l'arrondissement de Cherbourg, pour prendre en compte un effectif conséquent et caractériser des classes d'âge particulières.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Paramètres d'exposition utilisés pour le calcul des doses journalières d'exposition par ingestion | | | | | |
|---|------------------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------|--------------------|
| Aliments | Régime complet (kg/ an) | | | | Part locale (en %) |
| | Enfants de 10 ans (S1 moyen) | Enfants de 1 an (S1 moyen) | Adultes (S2 agriculteurs) | Adultes (S2 pêcheurs) | |
| Crustacés | 5,2 | 1,3 | 9,3 | 24 | 54 |
| Mollusques | 3,9 | 0 | 8,2 | 16,7 | 75 |
| Poissons | 8 | 5,3 | 14,4 | 42,7 | 52 |
| Lait | 117,5 l/an | 187,8 l/an | 198,2 l/an | 72,1 l/an | 15 |
| Produits laitiers | 20,8 | 8,9 | 52 | 19,5 | 30 |
| Viande de bœuf | 10,4 | 3,9 | 28,1 | 15,4 | 40 |
| Viande de mouton | 0,7 | 0 | 1,9 | 1,5 | 40 |
| Viande de porc | 11,9 | 1,9 | 40,3 | 22 | 40 |
| Viande de volaille | 8,2 | 2,9 | 30 | 16,8 | 40 |
| Œufs | 7,4 | 5,8 | 23,4 | 8,8 | 63 |
| Légumes feuilles | 3,7 | 2,4 | 24,5 | 7,3 | 57 |
| Légumes racines | 24,8 | 15,3 | 74,3 | 33,5 | 54 |
| Légumes - Fruits | 32,3 | 33,9 | 109,2 | 42 | 11 |
| Céréales | 70,2 | 18,1 | 177 | 83,5 | 0 |
| Autres paramètres | | | | | |
| Ingestion accidentelle de sol | 33,4 g/an | 33,4 g/an | 18,3 g/an | 18,3 g/an | |
| Ingestion accidentelle d'eau de mer | 0,1 l/an | 0,05 l/an | 0,1 l/an | 0,1 l/an | |
| Poids corporel | 34 kg | 10 kg | 64 kg | 64 kg | |
| Durée d'exposition | 30 ans, 12 mois par an | | | | |

NOTA : en matière de régime alimentaire, il peut paraître surprenant que les paramètres retenus pour les calculs d'impact radiologique et d'impact sanitaire soient différents.

Chacun des calculs d'impact repose sur des standards et des référentiels méthodologiques faisant consensus au sein des experts des différentes disciplines impliquées, qui sont le plus souvent développées par des instituts nationaux (IRSN, INERIS,...) ou internationaux (CIPR, USEPA,...) dont l'expertise est largement reconnue. Ainsi :

- **le calcul de l'impact des effluents radioactifs** est basé sur la méthode développée par le GRNC, groupe pluridisciplinaire composé de différentes équipes telles que l'IRSN et INERIS entre autres. Dans cette méthode, l'impact est évalué pour un « groupe de référence », tel que défini par la directive 96/29/EURATOM du Conseil du 13 mai 1996 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants : « groupe comprenant des individus dont l'exposition à une source est assez uniforme et représentative de celle des individus qui, parmi la population, sont plus particulièrement exposés à ladite source. »

La construction des scénarios réalisée dans le cadre des travaux du GRNC a donc privilégié la définition de groupes de population « réalistes ». C'est pourquoi les régimes alimentaires retenus sont ceux de la zone « Nord-Côte Ouest » de l'étude CREDOC, et prennent en compte l'activité du chef de ménage (différenciation pêcheur / non pêcheur) pour la définition de la ration adulte ;
- **le calcul de l'impact des effluents chimiques** est effectué selon un référentiel méthodologique différent des évaluations dosimétriques, qui fait notamment appel à la

notion de « scénario d'exposition ». La déclinaison de cette méthodologie peut conduire à prendre en compte des groupes de population différents, afin d'être représentatifs d'expositions à des rejets multiples de substances chimiques. En effet, ces rejets peuvent être générés par des installations nucléaires et/ou non nucléaires (exemple : installation de combustion,...) En pratique, ils nécessitent d'être pris en compte dans le choix des groupes de populations exposés, ce qui peut conduire à retenir volontairement des groupes de populations exposés de manière plus large aux rejets (exemple : exposition aux rejets de SOx, NOx,...) que ne le serait l'étude d'un scénario spécifique concernant très peu de personnes.

Les scénarios d'exposition retenus par le GRNC ont donc été définis de manière à représenter un groupe de population suffisamment large pour ne pas correspondre à un petit nombre d'individus, ce qui a conduit à retenir les régimes alimentaires de l'ensemble de l'arrondissement de Cherbourg de l'étude CREDOC et, pour les rations adultes, à prendre en compte la tranche d'âge 35-49 ans (sans différenciation de l'activité du chef de ménage).

Les données de base ayant conduit à réaliser ces choix n'étant globalement pas remisés en cause, AREVA s'attache à les conserver dans un souci de cohérence avec l'ensemble des travaux et études déjà réalisés.

10.4.4.2.3. Quantification des doses d'exposition

Sur la base des concentrations dans l'environnement et des paramètres d'exposition des populations choisies, il devient possible de calculer des quantités inhalées ou ingérées. L'objectif est de calculer, pour chacun des traceurs sanitaires retenus et pour chacune des voies d'exposition retenues, quelle sera la concentration à laquelle sera exposé un individu.

10.4.4.2.3.1. Exposition par inhalation



La quantification est faite par le calcul d'une **Concentration moyenne Inhalée (CI en µg/m³)** pour chaque traceur sanitaire retenu :

Ces calculs sont faits en considérant une exposition permanente et ne tiennent pas compte des différences de débits respiratoires.

10.4.4.2.3.2. Exposition par ingestion



La quantification est exprimée en **Doses Journalières d'Exposition (DJE en µg/kg/j)** pour chacun des traceurs sanitaires. Ces DJE sont calculées à l'aide de l'équation suivante :

$$DJE = \frac{C \times Q \times f}{P}$$

où :

- DJE = doses journalières d'exposition
- C = concentrations dans les matrices ingérées
- Q = quantités de matrice ingérées
- F = fraction de matrice issue de la zone d'étude
- P = poids de la population considérée

Les expositions (CI et DJE) calculées pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentées au § 10.4.5.6. Celles calculées pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.4.5.6.

10.4.4.3. Caractérisation des risques

Une fois les doses journalières d'exposition calculées, la dernière partie de l'évaluation prospective des risques sanitaires consiste à évaluer le risque. Pour cela, les Concentrations moyennes Inhalées (CI) et les Doses Journalières d'Expositions (DJE) sont comparées aux valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui ont été retenues pour les traceurs sanitaires considérés.

Le calcul couvre les risques à effet de seuil et les risques à effets sans seuils.

Comme précisé dans la circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation : « les valeurs de référence retenues au niveau international par les organismes ou agences en charge de la protection de la santé sont un quotient de danger inférieur ou égal à 1 pour les effets à seuil, et un excès de risque individuel inférieur ou égal à 10^{-5} pour les effets sans seuil. »

Les risques calculés dans le cadre de l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.4.5.7. Ceux calculés pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.4.6.7.

10.4.4.3.1. Risques à effet de seuil

Dans le cas des risques à effet de seuil, on calcule un **quotient de danger (QD)** qui représente, pour une substance donnée, le rapport entre la concentration moyenne inhalée (CI) ou la dose journalière d'exposition (DJE) et la valeur toxicologique de référence (VTR). Les Quotients de Danger (QD) sont calculés pour des expositions de 1 an ou plus.

$$\text{QD} = \frac{\text{CI}}{\text{VTR}} \quad \text{ou} \quad \text{QD} = \frac{\text{DJE}}{\text{VTR}}$$

Lorsque le QD est **inférieur à 1**,
le risque sanitaire attribuable est considéré comme **non préoccupant**.

10.4.4.3.2. Risques à effet sans seuil

Dans le cas des risques à effet sans seuil, on calcule un **Excès de Risque Individuel (ERI)**, qui représente la probabilité, pour un individu, de développer un cancer dû à la substance concernée. Les Excès de Risque Individuel sont calculés pour une durée d'exposition de 30 ans sur la vie entière (70 ans). Pour l'ingestion, ces 30 ans sont répartis comme suit : 2 ans avec le scénario S1 1an, 10 ans avec le scénario S1 10 ans, 18 ans avec le scénario adulte (valeur la plus élevée entre S2 et S3).

$$\text{ERI} = \text{CI (ou DJE)} \times \text{VTR} \times \frac{\text{Temps d'exposition}}{\text{Vie entière (70 ans)}}$$

Lorsque l'ERI est **inférieur à 10^{-5}** , le risque cancérigène est considéré comme **acceptable**.

10.4.5. Application de la méthode aux rejets de l'ensemble de l'établissement

La dernière mise à jour a été effectuée par l'INERIS en 2016, en considérant les sources d'émission (rejets liquides et gazeux) liées à l'ensemble des activités de l'établissement dans son état initial : fonctionnement des INB 116, 117 et 118 et opérations autorisées de mise à l'arrêt définitif et démantèlement des INB 33, 38, 47 et 80. L'évaluation intègre également d'autres évolutions ou projets susceptibles de modifier les émissions chimiques de l'établissement :

- la nouvelle ligne de traitement et conditionnement des boues dans STE3 (INB 118), autorisée mais pas encore en service ;
- l'évolution du fonctionnement des chaufferies, avec la CPC et la CPCF (cette dernière a été mise en service en juillet 2016).

Les résultats de l'étude sont présentés au § 4.6.5.3.3 de l'état initial. Le détail des hypothèses et des calculs est présenté ci-dessous.

10.4.5.1. Évaluation des émissions de substances chimiques

10.4.5.1.1. Rejets liquides en mer

De manière à prendre en compte l'ensemble des activités de l'établissement de manière enveloppe, les quantités retenues pour l'évaluation correspondent aux limites chimiques fixées par la décision 2015-DC-0536 de l'ASN du 22 décembre 2015 fixant les valeurs limites de rejet dans l'environnement des effluents liquides et gazeux, homologuée par l'arrêté du 11 janvier 2016 (limites présentées au § 4.6.4.4.5).

Les rejets d'iode, strontium et formaldéhyde sont également pris en compte. Pour l'iode et le strontium, les limites de rejet d'exploitation courante (en TBq/an) définies par la décision 2015-DC-0536 précitée sont converties en g/L avec les équivalences suivantes : $5,21 \cdot 10^{12}$ Bq/g pour le strontium 90 et $6,53 \cdot 10^6$ Bq/g pour l'iode 129. Les flux suivants sont donc considérés : 0,23 g/an de strontium et 398 kg/an d'iode. Pour le formaldéhyde, l'enveloppe maximale des rejets est évaluée à 3 950 kg/an à partir de concentrations pénalisantes (cadence maximale des usines).

Les flux considérés pour l'étude sont regroupés dans le tableau ci-dessous.

| Flux considérés dans l'étude pour les rejets en mer (1/ 2) | | |
|--|----------------------|-----------------------|
| PARAMETRES | Flux annuel (kg/ an) | Origine de la donnée |
| Nitrate | 2 900 000 | Décision 2015-DC-0536 |
| Nitrite | 100 000 | |
| Ammonium | 1 000 | |
| Soufre | 16 000 | |
| Aluminium | 500 | |
| Fer | 500 | |
| Nickel | 250 | |
| Chrome | 130 | |
| Baryum | 180 | |
| Cobalt | 200 | |
| Phosphate de tributyle (TBP) | 2 700 | |

| Flux considérés dans l'étude pour les rejets en mer (2/ 2) | | |
|--|----------------------|---|
| PARAMETRES | Flux annuel (kg/ an) | Origine de la donnée |
| Plomb | 70 | Décision 2015-DC-0536 |
| Hydrazine | 100 | |
| Phosphore total | 2 900 | |
| Fluorure | 150 | |
| Mercure | 20 | |
| Zinc | 180 | |
| Manganèse | 100 | |
| Zirconium | 35 | |
| Cadmium | 25 | |
| DCO | 60 000 | |
| Formaldéhyde | 3 950 | |
| Strontium | 0,00023 | Conversion depuis les limites radiologiques de l'arrêté |
| Iode | 398 | |

10.4.5.1.2. Rejets gazeux

Les substances chimiques prises en compte sont réglementées par la décision 2015-DC-0536 de l'ASN précitée fixant les valeurs limites de rejet dans l'environnement des effluents liquides et gazeux, homologuée par l'arrêté du 11 janvier 2016, à savoir :

- celles rejetées à l'atmosphère du fait de l'exploitation des INB : oxydes d'azote (NOx), protoxyde d'azote (N2O), composés organiques volatils (COV) ;
- celles liées aux installations de combustion (CPC et CPCF).

De plus, les rejets en dioxyde de soufre liés à la nouvelle ligne de traitement et conditionnement des boues dans l'atelier STE3 de l'INB 118 (présentée au § 5.6.2.2, autorisée mais pas encore en service) sont également pris en compte car susceptibles de se cumuler avec les rejets des installations de combustion.

Les flux des INB ont été définis comme suit :

- en considérant qu'elles fonctionnaient pendant 8 760 heures, c'est-à-dire en continu ;
- **NOx** : les flux de NOx représentent un total de 50 kg/h, limite réglementaire, réparti entre les 5 cheminées principales sur la base des mesures réalisées en 2008 ;
- **N2O** : le rejet total de N2O par les cheminées principales UP2-800 et UP3 est estimé à environ 90 t/an de façon théorique à partir du nombre de tonnes de combustibles traitées et en prenant comme hypothèse pénalisante un fonctionnement des installations 24h/24 et 365 j/an ;
- **formaldéhyde et TPH** : les calculs d'émission ont été établis selon l'hypothèse protectrice que les traitements des gaz (filtres très haute efficacité et lavages) n'ont pas d'effet sur les solvants organiques. Pour le formaldéhyde, la quantité retenue est 18 kg/an, pour le TPH elle est de 28 tonnes/an ;
- l'hydrazine et le trichloréthylène ont été identifiés comme rejets potentiels, mais à des niveaux non significatifs. Ces rejets n'ont pas été quantifiés.

Les flux des chaufferies (CPC et CPCF) ont été définis comme suit :

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

- en considérant qu'elles fonctionnaient pendant 4 272 heures, c'est-à-dire en continu pendant 6 mois, et dans la configuration suivante : 2 générateurs CPC et 1 générateur CPCF en parallèle ;
- la répartition des métaux a été définie sur la base de résultats de mesures aux cheminées de la CPC ;
- les COV ont été assimilés en totalité à du benzène ;
- les HAP ont été assimilés au naphthalène et au benzo(a)pyrene.

L'ensemble des flux considérés est groupé dans le tableau suivant.

| Flux d'émission (en kg/ h, en fonctionnement) pour la modélisation de la dispersion atmosphérique | | | | | | |
|--|---------------------------|----------|----------|--------------------------|----------|----------|
| Substance | CPC (deux générateurs) | CPCF | INB | (nouvelle ligne STE3) | Total | |
| Composés gazeux inorganiques | | | | | | |
| Oxydes d'azote (NO _x) | 13,20 | 13,20 | 3,71 | 50 (*) | 80,11 | |
| Protoxyde d'azote (N ₂ O) | - | - | - | 10,3 (**) | 10,34 | |
| Dioxyde de soufre (SO ₂) | 49,87 | 49,87 | 4,20 | - | 103,94 | |
| Monoxyde de carbone (CO) | 2,93 | 2,93 | 2,47 | - | 8,34 | |
| Acide chlorhydrique (HCl) | - | - | 0,25 | - | 0,25 | |
| Acide fluorhydrique (HF) | - | - | 0,12 | - | 0,12 | |
| Ammoniac (NH ₃) | - | - | - | 0,23 | 0,23 | |
| Poussières (PM _{2,5}) | 1,47 | 1,47 | 0,74 | - | 3,68 | |
| Composés organiques | | | | | | |
| COV (benzène) | 3,23 | 3,23 | 1,24 | - | 7,7 | |
| Fomaldéhyde | - | - | - | 0,002 | 0,002 | |
| HAP (assimilés au naphthalène et benzo(a)pyrene) | 2,93E-03 | 2,93E-03 | 2,47E-04 | - | 6,11E-03 | |
| TPH | - | - | - | 3,2 | 3,24 | |
| Métaux | | | | | | |
| Gp 1 | Cadmium (Cd) | 1,47E-03 | 1,47E-03 | 1,24E-03 | - | 4,18E-03 |
| | Mercuré (Hg) | 1,47E-03 | 1,47E-03 | 1,24E-03 | - | 4,18E-03 |
| | Thallium (Tl) | 1,47E-03 | 1,47E-03 | 1,24E-03 | - | 4,18E-03 |
| Gp 2 | Arsenic (As) | 1,61E-02 | 1,61E-02 | 1,36E-02 | - | 4,58E-02 |
| | Sélénium (Se) | 4,99E-03 | 4,99E-03 | 4,20E-03 | - | 1,42E-02 |
| | Tellure (Te) | 8,21E-03 | 8,21E-03 | 6,92E-03 | - | 2,33E-02 |
| | Plomb (Pb) | 2,93E-02 | 2,93E-02 | 2,93E-02 | - | 8,33E-02 |
| Gp 3 | Antimoine (Sb) | 1,76E-03 | 1,76E-03 | 2,96E-03 | - | 6,48E-03 |
| | Chrome III (CrIII) | 2,35E-03 | 2,35E-03 | 3,95E-03 | - | 8,65E-03 |
| | Cobalt (Co) | 2,93E-03 | 2,93E-03 | 4,94E-03 | - | 1,08E-02 |
| | Cuivre (Cu) | 1,17E-03 | 1,17E-03 | 1,98E-03 | - | 4,32E-03 |
| | Étain (Sn) | 1,17E-03 | 1,17E-03 | 1,98E-03 | - | 4,32E-03 |
| | Manganèse (Mn) | 1,47E-03 | 1,47E-03 | 2,47E-03 | - | 5,41E-03 |
| | Nickel (Ni) | 9,71E-02 | 9,71E-02 | 1,64E-01 | - | 3,58E-01 |
| | Vanadium (V) | 1,75E-01 | 1,75E-01 | 2,95E-01 | - | 6,45E-01 |
| | Zinc (Zn) | 1,14E-02 | 1,14E-02 | 1,93E-02 | - | 4,21E-02 |

(*) Répartition : UP3 = 18,18 - UP2-800 = 14,62 - UP2-400 = 10,40 - STE3 = 5,18 - R4 = 1,62.

(**) Répartition : UP3 = 70% - UP2-800 = 30%

10.4.5.2. Évaluation des enjeux et voies d'exposition : choix des substances d'intérêt sanitaire

Parmi l'ensemble des substances rejetées, les substances d'intérêt sanitaire retenues comme traceurs sont présentées dans le tableau suivant.

| Liste des traceurs sanitaires retenus en 2016 pour l'évaluation des risques sanitaires de l'établissement | | | |
|--|---|-----------------------|------------------------|
| Traceurs sanitaires retenus | | Rejets atmosphériques | Rejets liquides en mer |
| Nature | Nom | | |
| Composés gazeux inorganiques | Oxydes d'azote (NO _x) | ✓ | - |
| | Dioxyde de soufre (SO ₂) | ✓ | - |
| | Poussières (PM _{2,5}) | ✓ | - |
| Composés organiques | COV (assimilés au benzène) | ✓ | - |
| | HAP (assimilés au naphthalène et au benzo(a)pyrene) | ✓ | - |
| | TPH | ✓ | - |
| | Hydrazine | - | ✓ |
| Métaux | Arsenic (As) | ✓ | - |
| | Cadmium (Cd) | ✓ | ✓ |
| | Chrome III (CrIII) | ✓ | - |
| | Cobalt (Co) | ✓ | ✓ |
| | Cuivre (Cu) | ✓ | - |
| | Manganèse (Mn) | ✓ | ✓ |
| | Mercure (Hg) | ✓ | ✓ |
| | Nickel (Ni) | ✓ | ✓ |
| | Plomb (Pb) | ✓ | ✓ |
| | Sélénium (Se) | ✓ | - |
| | Zinc (Zn) | ✓ | - |

10.4.5.3. Évaluation de l'état des milieux

En ce qui concerne l'environnement de l'établissement de la Hague, ces différents éléments sont présentés au § 4.4 « Environnement naturel » de la présente étude d'impact et ne sont donc pas repris ici.

L'état des milieux potentiellement impactés par les émissions d'AREVA NC est jugé compatible avec les usages. Par conséquent, il ne nécessite pas de mesures supplémentaires de gestion, notamment en termes de limitation et de surveillance des émissions.

10.4.5.4. Relations doses-réponses (sélection des VTR)

Un choix de VTR a été effectué pour l'ensemble des substances retenues comme traceurs de risque.

Les VTR sélectionnées pour les expositions par inhalation et par ingestion sont présentées dans les tableaux ci-dessous, qui précisent également l'origine des données.

| VTR sélectionnées en 2016 pour l'exposition par inhalation | | | | | | |
|--|-------------------------------------|-------------|--|---|-------------|------------------------|
| Substance retenue | VTR à seuil | | | VTR sans seuil (équivalent à l'ERU*) | | |
| | Valeur retenue (µg/m ³) | Source | Effet | Valeur retenue (µg/m ³) ⁻¹ | Source | Effet |
| NO _x (équiv. NO ₂) | 40 | OMS 2005 | Respiratoire | - | - | - |
| Dioxyde de soufre (SO ₂) | 20 | OMS 2005 | Respiratoire | - | - | - |
| Poussières (PM _{2,5}) | 10 | OMS 2006 | Respiratoire | - | - | - |
| Benzène | 10 | ATSDR, 2007 | Système immunitaire | 2,6E-05 | ANSES 2013 | Leucémies aiguës |
| HAP (benzo(a)pyrene) | 0,002 | USEPA 2017 | Développement | 1,1E-03 | OEHHA, 2002 | Respiratoire |
| HAP (naphtalène) | 37 | ANSES 2013 | Respiratoire | 5,6E-06 | ANSES 2013 | Respiratoire |
| TPH | 1000 | TPHCWG | Rein, foie | - | - | - |
| Arsenic (As) | 0,02 | OEHHA 2008 | Système nerveux, rein et développement | 4,3E-03 | USEPA 1998 | Respiratoire (Poumons) |
| Cadmium (Cd) | 0,30 | ANSES 2012 | Poumons (cancer) | - | - | - |
| Chrome III (CrIII) | 60 | RIVM 2001 | n.d. | - | - | - |
| Cobalt (Co) | 0,1 | ATSDR 2004 | Système Respiratoire | - | - | - |
| Cuivre (Cu) | 1 | RIVM 2001 | Systèmes respiratoire et immunologique | - | - | - |
| Manganèse (Mn) | 0,3 | ATSDR 2012 | Système nerveux | - | - | - |
| Mercure (Hg) | 0,03 | OEHHA 2008 | Système nerveux | - | - | - |
| Nickel (Ni) | 0,09 | ATSDR 2005 | Respiratoire | 3,8E-04 | OMS 2000 | Respiratoire (Poumons) |
| Plomb (Pb) | 0,9 | ANSES 2013 | Système nerveux | 1,2E-05 | OEHHA 2011 | Tumeurs rénales |
| Sélénium (Se) | 20 | OEHHA 2003 | Systèmes gastrointestinal, nerveux et cardiovasculaire | - | - | - |
| Zinc (Zn) | - | - | - | - | - | - |

* ERU : Excès de Risque Unitaire (voir explication au § 10.4.4.1.1)

| VTR sélectionnées en 2016 pour l'exposition par ingestion | | | | | | |
|---|--------------------------|-----------------------|-------------------------------------|--|-------------|------------------|
| Substance retenue | VTR à seuil | | | VTR sans seuil (équivalent à l'ERU*) | | |
| | Valeur retenue (mg/kg/j) | Source | Effet | Valeur retenue (mg/kg/j) ⁻¹ | Source | Effet |
| NO _x (équiv. NO ₂) | Pas de transfert | | | | | |
| Dioxyde de soufre (SO ₂) | Pas de transfert | | | | | |
| Poussières (PM _{2,5}) | Pas de transfert | | | | | |
| Benzène | Pas de transfert | | | | | |
| HAP (Benzo(a)pyrene) | 3,0E-04 | USEPA 2017 | Développement | 0,2 | RIVM 2001 | Respiratoire |
| HAP (Naphtalène) | 2,0E-02 | USEPA 1998 | Poids | - | - | - |
| TPH | Pas de transfert | | | | | |
| Hydrazine | - | - | - | 3,0E-03 | US EPA 1991 | Hépatocarcinomes |
| Arsenic (As) | 4,5E-04 | FoBiG 2009 | Peau | 1,5E+00 | USEPA 2009 | Peau |
| Cadmium (Cd) | 3,6E-04 | EFSA 2011 | Rein | - | - | - |
| Chrome III (CrIII) | 1,5E+00 | USEPA 1998 | n.d. | - | - | - |
| Cobalt (Co) | 1,4E-03 | RIVM 2001 | Sang | - | - | - |
| Cuivre (Cu) | 1,4E-01 | RIVM 2001 | Tractus gastro intestinal | - | - | - |
| Manganèse (Mn) | 1,4E-01 | USEPA 1996 | Système neurologique | - | - | - |
| Mercure (Hg) | 1,0E-04 | USEPA 2001 | Système nerveux | - | - | - |
| Nickel (Ni) | 1,2E-02 | OMS 2004 | baisse du poids | - | - | - |
| Plomb (Pb) | 6,3E-04 | ANSES 2013 | Système nerveux | 8,5E-03 | OEHHA 2011 | Tumeurs rénales |
| Sélénium (Se) | 0,005 | 0,005 USEPA 1991 | Systèmes nerveux, sanguin et cutané | - | - | - |
| Zinc (Zn) | 3,0E-01 | USEPA 2005 ATSDR 2005 | Système sanguin | - | - | - |

* ERU : Excès de Risque Unitaire (voir explication au § 10.4.4.1.1)

10.4.5.5. Détermination des concentrations dans l'environnement

La détermination des concentrations des substances dans les différents milieux est effectuée en considérant le cheminement des substances.

10.4.5.5.1. Dans le milieu marin

Les facteurs de bioconcentration (BCF) retenus pour déterminer les concentrations dans le milieu marin sont présentés dans le tableau ci-dessous.

| Valeurs des BCF retenues | | | | |
|--------------------------|--------------|---------------|----------------|----------------------------|
| Substance | BCF poissons | BCF crustacés | BCF mollusques | Source |
| Hydrazine | 0,06 | 0,06 | 0,06 | QSAR d'après guide CE |
| Cadmium | 6484 | 17560 | 17560 | INERIS 2014 (FDTE) |
| Cobalt | 400 | 6500 | 4000 | GRNC 1999 |
| Manganèse | 930 | 830 | 830 | UE 2012 (construction NQE) |
| Mercure | 4994 | 3500 | 3500 | Construction NQE 2005 |
| Nickel | 270 | 270 | 270 | RAR 2010 |
| Plomb | 1322 | 8000 | 2500 | UE 2011 (Construction NQE) |

Les résultats des calculs dans le milieu marin aux autorisations de rejet sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Concentrations calculées dans les compartiments marins (zone des Huquets) | | | | |
|---|---------------|------------------------|-------------------------|--------------------------|
| Substance | Eau (µg/l) | Poissons (µg/kg MF) | Crustacés (µg/kg MF) | Mollusques (µg/kg MF) |
| Hydrazine | 0,000684 | 0,00004 | 0,00004 | 0,00004 |
| Cadmium | 0,000171 | 1,109 | 3,003 | 3,003 |
| Cobalt | 0,001368 | 0,547 | 8,89 | 5,47 |
| Manganèse | 0,000684 | 0,636 | 0,568 | 0,568 |
| Mercure | 0,000137 | 0,683 | 0,479 | 0,479 |
| Nickel | 0,001710 | 0,462 | 0,462 | 0,462 |
| Plomb | 0,000479 | 0,633 | 3,830 | 1,197 |

10.4.5.5.2. Dans le milieu terrestre

Les concentrations moyennes annuelles dans l'air (CMA) et les dépôts moyens secs et humides estimés au niveau du hameau La Place sont présentés dans le tableau ci-après.



| Concentrations calculées dans les compartiments terrestres (hameau La Place) | | | | | | | | | | |
|--|----------------------|------------|----------|--------|---------|------------|-------|----------|-------|--------|
| | Air | Sol | Lég. | Lég. | Lég. | Fruits | Bœuf | Volaille | Lait | Œuf |
| | (µg/m ³) | surfacique | feuilles | Fruits | racines | | | | | |
| | | (µg/kg MS) | | | | (µg/kg MF) | | | | |
| Oxydes d'azote | 6,6E-01 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dioxyde de soufre | 7,3E-01 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| COV (benzène) | 5,3E-02 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Poussières (PM _{2,5}) | 2,4E-02 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| HAP (benzo(a)pyrene) | 4,2E-05 | 6,5 | 0,015 | 0,005 | 0,020 | 0,009 | 0,259 | 0,004 | 0,071 | 0,0021 |
| HAP (naphtalène) | 4,2E-05 | 6,5 | 0,165 | 0,155 | 0,087 | 0,159 | 0,235 | 0,002 | 0,066 | 0,0010 |
| TPH | 6,2E-02 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Arsenic | 3,0E-04 | 90,4 | 0,182 | 0,041 | 0,036 | 0,093 | 0,205 | 0,036 | 0,008 | 0,036 |
| Cadmium | 2,8E-05 | 8,3 | 0,066 | 0,053 | 0,027 | 0,058 | 0,002 | 0,018 | 0,000 | 0,0004 |
| Chrome III | 5,8E-05 | 17,4 | 0,034 | 0,007 | 0,004 | 0,017 | 0,100 | 0,000 | 0,036 | 0,0000 |
| Cobalt | 7,2E-05 | 21,7 | 0,055 | 0,011 | 0,014 | 0,016 | 0,022 | 0,000 | 0,058 | 0,0004 |
| Cuivre | 2,9E-05 | 8,7 | 0,015 | 0,001 | 0,000 | 0,006 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,0000 |
| Manganèse | 3,6E-05 | 10,9 | 0,041 | 0,028 | 0,008 | 0,008 | 0,014 | 0,012 | 0,004 | 0,017 |
| Mercure | 2,8E-05 | 8,3 | 0,138 | 0,125 | 0,124 | 0,006 | 0,061 | 0,003 | 0,051 | 0,0002 |
| Nickel | 2,4E-03 | 719,0 | 1,550 | 0,432 | 0,288 | 0,847 | 4,850 | 0,072 | 1,060 | 5,77 |
| Plomb | 5,5E-04 | 165,0 | 0,392 | 0,134 | 0,074 | 0,230 | 0,058 | 3,980 | 0,063 | 3,980 |
| Sélénium | 9,3E-05 | 28,1 | 0,075 | 0,031 | 0,031 | 0,047 | 0,069 | 0,636 | 0,232 | 0,636 |
| Zinc | 2,8E-04 | 84,3 | 0,552 | 0,205 | 0,186 | 0,254 | 0,014 | 0,015 | 0,006 | 0,015 |

10.4.5.6. Définition des scénarios d'exposition et quantification des expositions

Les scénarios d'exposition sont ceux présentés précédemment au § 10.4.4.2.2, à savoir un scénario pour l'inhalation et quatre scénarios pour l'ingestion.

10.4.5.6.1. Exposition par inhalation

Pour la caractérisation de l'exposition par inhalation, les concentrations moyennes inhalées ont été calculées au niveau du hameau La Place en considérant une exposition continue 24h/24, 365 jours par an.



Les concentrations moyennes inhalées (CI en µg/m³) sont donc égales aux concentrations moyennes dans l'air présentées page précédente au § 10.4.5.5.2.

10.4.5.6.2. Exposition par ingestion

Les Doses Journalières d'Exposition (DJE en µg/kg/j) calculées pour chacun des traceurs sanitaires et chaque scénario sont présentées dans les tableaux ci-après.



| DJE pour l'ingestion de sols et d'aliments « terrestres » (µg/kg/j) | | | | |
|---|-----------|---------|-----------------|-------------|
| Substance | S1 10 ans | S1 1 an | S2 agriculteurs | S3 pêcheurs |
| Naphtalène | 3,6E-04 | 1,1E-03 | 5,3E-04 | 2,3E-04 |
| Benzo(a)pyrene | 2,3E-04 | 7,8E-04 | 2,7E-04 | 1,3E-04 |
| Arsenic | 4,3E-04 | 1,2E-03 | 4,1E-04 | 2,2E-04 |
| Cadmium | 8,3E-05 | 2,2E-04 | 1,3E-04 | 5,5E-05 |
| Chrome III | 1,4E-04 | 5,1E-04 | 1,4E-04 | 6,7E-05 |
| Cobalt | 1,8E-04 | 7,2E-04 | 1,7E-04 | 7,3E-05 |
| Cuivre | 2,6E-05 | 8,6E-05 | 1,6E-05 | 9,6E-06 |
| Manganèse | 7,2E-05 | 2,2E-04 | 8,9E-05 | 4,0E-05 |
| Mercure | 3,1E-04 | 9,6E-04 | 4,6E-04 | 1,9E-04 |
| Nickel | 8,0E-03 | 2,4E-02 | 9,6E-03 | 4,3E-03 |
| Plomb | 3,3E-03 | 7,7E-03 | 5,2E-03 | 2,4E-03 |
| Sélénium | 8,9E-04 | 3,0E-03 | 1,2E-03 | 5,2E-04 |
| Zinc | 6,0E-04 | 1,7E-03 | 8,5E-04 | 3,6E-04 |

| DJE pour l'ingestion d'eau de mer et d'aliments « marins » (µg/kg/j) | | | | |
|--|-----------|---------|-----------|-----------|
| Substance | S1 10 ans | S1 1 an | S2 adulte | S3 adulte |
| Hydrazine | 3,8E-08 | 4,8E-08 | 3,3E-08 | 8,1E-08 |
| Cadmium | 1,8E-03 | 1,4E-03 | 1,6E-03 | 3,9E-03 |
| Cobalt | 3,5E-03 | 2,1E-03 | 3,1E-03 | 7,6E-03 |
| Manganèse | 4,8E-04 | 5,9E-04 | 4,3E-04 | 1,1E-03 |
| Mercure | 4,5E-04 | 6,1E-04 | 4,1E-04 | 1,1E-03 |
| Nickel | 3,7E-04 | 4,4E-04 | 3,3E-04 | 8,7E-04 |
| Plomb | 1,4E-03 | 1,2E-03 | 1,3E-03 | 3,2E-03 |

10.4.5.7. Caractérisation des risques

Les quotients de danger (QD) et excès de risque individuel (ERI) sont obtenus en comparant les Concentrations moyennes Inhalées (CI) et les Doses Journalières d'Expositions (DJE) aux valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui ont été retenues pour les traceurs sanitaires considérés, lorsque celles-ci sont disponibles.

Les quotients de danger (QD) et excès de risque individuel (ERI) obtenus pour les différents traceurs liés aux rejets liquides et gazeux sont présentés dans le tableau ci-après.

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet



| Indicateurs de risque calculés pour les émissions de l'ensemble du site et pour toutes les voies d'exposition | | | | | | | | |
|--|---------|------------|--------------|------------|--------------------|----------------|---------------|---------|
| Traceur | Rejet | QD | | | | | ERI | |
| | | Inhalation | Ingestion | | | Inhalation | Ingestion (*) | |
| | | | S1 10 ans | S1 1 an | S2 agriculteurs | S3 pêcheurs | | |
| Oxydes d'azote (NO _x) | Air | 2E-02 | | | | | | |
| Dioxyde de soufre (SO ₂) | Air | 4E-02 | | | | | | |
| Poussières (PM2,5) | Air | 2E-03 | | | | | | |
| Benzène | Air | 6E-03 | | | | | 5,9E-07 | |
| HAP (naphtalène) | Air | 1E-06 | 2E-05 | 5E-05 | 3E-05 | 1E-05 | 1,0E-10 | |
| HAP (benzo(a)pyrene) | Air | 2E-02 | 8E-04 | 3E-03 | 9E-04 | 4E-04 | 2,0E-08 | 2,5E-08 |
| TPH | Air | 4E-05 | | | | | | |
| Hydrazine | Mer | | | | | | | 8,3E-11 |
| Arsenic (As) | Air | 2E-02 | 1E-03 | 3E-03 | 9E-04 | 5E-04 | 5,6E-07 | 3,0E-07 |
| Cadmium (Cd) | Air+Mer | 9E-05 | 5E-03 | 5E-03 | 5E-03 | 1E-02 | | |
| Chrome III (CrIII) | Air | 1E-06 | 1E-07 | 3E-07 | 9E-08 | 4E-08 | | |
| Cobalt (Co) | Air+Mer | 7E-04 | 3E-03 | 2E-03 | 2E-03 | 5E-03 | | |
| Cuivre (Cu) | Air | 3E-05 | 2E-07 | 6E-07 | 1E-07 | 7E-08 | | |
| Manganèse (Mn) | Air+Mer | | 4E-06 | 6E-06 | 4E-06 | 8E-06 | | |
| Mercure (Hg) | Air+Mer | 9E-04 | 8E-03 | 2E-02 | 9E-03 | 1E-02 | | |
| Nickel (Ni) | Air+Mer | 3E-02 | 7E-04 | 2E-03 | 8E-04 | 4E-04 | 3,9E-07 | |
| Plomb (Pb) | Air+Mer | 6E-04 | 8E-03 | 1E-02 | 1E-02 | 9E-03 | 2,8E-09 | 2,2E-08 |
| Sélénium (Se) | Air | 5E-06 | 2E-04 | 6E-04 | 2E-04 | 1E-04 | | |
| Zinc (Zn) | Air | | 2E-06 | 6E-06 | 3E-06 | 1E-06 | | |

(*) Scénario combiné vie entière en considérant : 2 ans en S1 1an, 10 ans en S1 10 ans et 18 ans en S2 ou S3 (scénario avec l'exposition la plus élevée)

10.4.6. Application de la méthode aux rejets de substances chimiques objet du projet

L'étude a été effectuée par l'INERIS en 2016. Les résultats de l'étude sont présentés au § 5.1.2.3. Le détail des hypothèses et des calculs est présenté ci-dessous.

10.4.6.1. Évaluation des émissions de substances chimiques

Le projet concerne uniquement des rejets liquides en mer. Les flux considérés sont regroupés dans le tableau ci-dessous.

| Flux considérés dans l'évaluation de l'impact sanitaire du projet (rejets liquides en mer) | | | |
|---|----------------------|-----------|----------------------|
| Substance | Flux annuel (kg/ an) | Substance | Flux annuel (kg/ an) |
| Antimoine | 30 | Molybdène | 30 |
| Argent | 20 | Sélénium | 60 |
| Arsenic | 20 | Titane | 20 |
| Bore | 250 | Uranium | 120 |
| Cuivre | 85 | Vanadium | 20 |
| Étain | 15 | | |

10.4.6.2. Évaluation des enjeux et voies d'exposition : choix des substances d'intérêt sanitaire

Les substances étudiées sont retenues comme traceurs dès lors qu'elles disposent de VTR pour l'ingestion et de facteurs de transfert dans les poissons, mollusques ou crustacés.

Ainsi, toutes les substances listées sont retenues comme traceur, à l'exception du titane.

10.4.6.3. Évaluation de l'état des milieux

En ce qui concerne l'environnement de l'établissement de la Hague, ces différents éléments sont présentés au § 4.4 « Environnement naturel » de la présente étude d'impact et ne sont donc pas repris ici comme mentionné ci-dessus au § 10.4.5.3.

10.4.6.4. Relations doses-réponses (sélection des VTR)

Un choix de VTR a été effectué pour l'ensemble des substances retenues comme traceurs de risque.

Les VTR sélectionnées pour les expositions par inhalation et par ingestion sont présentées dans les tableaux ci-dessous, qui précisent également l'origine des données.

| VTR sélectionnées pour l'exposition par ingestion pour le projet | | | | | | |
|--|--------------------------|------------|-------------------------------------|--|------------|-------|
| Substance retenue | VTR à seuil | | | VTR sans seuil (équivalent à l'ERU*) | | |
| | Valeur retenue (mg/kg/j) | Source | Effet | Valeur retenue (mg/kg/j) ⁻¹ | Source | Effet |
| Antimoine | 6,0E-03 | OMS 2003 | Baisse du poids | - | - | - |
| Argent | 5,0E-03 | USEPA 1991 | Peau | - | - | - |
| Arsenic | 4,5E-04 | FoBiG 2009 | Peau | 1,5E+00 | USEPA 2009 | Peau |
| Bore | 0,2 | USEPA 2004 | Développement | - | - | - |
| Cuivre | 1,4E-01 | RIVM 2001 | Tractus gastro intestinal | - | - | - |
| Étain | 2 | OMS 2006 | Estomac | - | - | - |
| Molybdène | 5,0E-03 | USEPA 1992 | Système urinaire | - | - | - |
| Sélénium | 5E-03 | USEPA 1991 | Systèmes nerveux, sanguin et cutané | - | - | - |
| Titane | - | - | - | - | - | - |
| Uranium | 3,00E-03 | USEPA 1989 | Système urinaire | - | - | - |
| Vanadium | 9,0E-03 | USEPA 1996 | Système pileux | - | - | - |

* ERU : Excès de Risque Unitaire (voir explication au § 10.4.4.1.1)

10.4.6.5. Détermination des concentrations dans l'environnement

La détermination des concentrations des substances dans le milieu marin est effectuée en considérant le cheminement des substances.

Les facteurs de bioconcentration (BCF) retenus pour déterminer les concentrations dans le milieu marin sont présentés dans le tableau ci-dessous.

| Valeurs des BCF retenues | | | | |
|--------------------------|--------------|---------------|----------------|--|
| Substance | BCF poissons | BCF crustacés | BCF mollusques | Source |
| Antimoine | 40 | 16000 | 16000 | INERIS 2014 (construction VGE) |
| Argent | 335 | 4000 | 18700 | RIVM 2012 et OMS 2002 (CICAD) |
| Arsenic | 100 | 350 | 350 | INERIS 2015 (construction VGE) |
| Bore | 100 | 100 | 100 | ATSDR 2010 |
| Cuivre | 180 | 30000 | 30000 | Wepener et al. 2000, ATSDR 2004 |
| Étain | 3000 | 1000 | 1000 | OMS 2005 (CICAD), ATSDR 2005 |
| Molybdène | 10 | 6 | 164 | Saiki et al. 1992 ; Short et al. 1971 ; Ravera et al. 2007 |
| Sélénium | 5333 | 30 | 100 | INERIS 2011 (FDTE) |
| Titane | n.r. | n.r. | n.r. | n.r. |
| Uranium | 1 | 10 | 30 | GRNC 1999 |
| Vanadium | 150 | 150 | 150 | INERIS 2012 (FDTE) |

n.r. : substance non retenue comme traceur sanitaire car ne disposant pas de VTR

Les résultats des calculs dans le milieu marin sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Concentrations estimées dans la zone des Huquets attribuables aux rejets liquides chimiques objet du projet (pour les limites proposées) | | | | |
|--|----------|------------|------------|------------|
| Substance | Eau | Poissons | Crustacés | Mollusques |
| | (µg/L) | (µg/kg MF) | (µg/kg MF) | (µg/kg MF) |
| Antimoine | 0,000205 | 0,008 | 3,283 | 3,283 |
| Argent | 0,000137 | 0,046 | 0,547 | 2,558 |
| Arsenic | 0,000137 | 0,014 | 0,048 | 0,048 |
| Bore | 0,001710 | 0,171 | 0,171 | 0,171 |
| Cuivre | 0,000581 | 0,105 | 17,442 | 17,442 |
| Étain | 0,000103 | 0,308 | 0,103 | 0,103 |
| Molybdène | 0,000205 | 0,002 | 0,001 | 0,034 |
| Sélénium | 0,000410 | 2,189 | 156 | 156 |
| Titane | n.r. | n.r. | n.r. | n.r. |
| Uranium | 0,000821 | 0,001 | 0,008 | 0,025 |
| Vanadium | 0,000137 | 0,020 | 0,020 | 0,020 |

n.r. : substance non retenue comme traceur sanitaire car ne disposant pas de VTR

10.4.6.6. Définition des scénarios d'exposition et quantification des expositions

Seule l'exposition par ingestion est concernée par le projet. Les scénarios d'exposition sont ceux présentés précédemment au § 10.4.4.2.2, à savoir quatre scénarios pour l'ingestion.



Les Doses Journalières d'Exposition (DJE en µg/kg/j) calculées pour chacun des traceurs sanitaires et chaque scénario sont présentées dans les tableaux ci-dessous.

| DJE pour l'ingestion d'eau de mer et d'aliments « marins » (µg/kg/j) | | | | |
|--|-----------|---------|-----------------|-------------|
| Substance | S1 10 ans | S1 1 an | S2 agriculteurs | S3 pêcheurs |
| Antimoine | 1,6E-03 | 6,4E-04 | 1,3E-03 | 3,1E-03 |
| Argent | 7,4E-04 | 1,4E-04 | 6,2E-04 | 1,3E-03 |
| Arsenic | 2,7E-05 | 2,0E-05 | 2,4E-05 | 5,8E-05 |
| Bore | 1,4E-04 | 1,6E-04 | 1,2E-04 | 3,3E-04 |
| Cuivre | 8,1E-03 | 3,4E-03 | 7,1E-03 | 1,7E-02 |
| Étain | 1,5E-04 | 2,6E-04 | 1,4E-04 | 3,9E-04 |
| Molybdène | 8,9E-06 | 1,8E-06 | 7,3E-06 | 1,6E-05 |
| Sélénium | 7,4E-04 | 1,7E-03 | 7,2E-04 | 2,1E-03 |
| Uranium | 7,9E-06 | 2,2E-06 | 6,7E-06 | 1,5E-05 |
| Vanadium | 1,6E-05 | 2,0E-05 | 1,5E-05 | 3,9E-05 |

10.4.6.7. Caractérisation des risques

Les quotients de danger (QD) et excès de risque individuel (ERI) sont obtenus en comparant les Concentrations moyennes Inhalées (CI) et les Doses Journalières d'Expositions (DJE) aux valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui ont été retenues pour les traceurs sanitaires considérés, lorsque celles-ci sont disponibles.

Les quotients de danger (QD) et excès de risque individuel (ERI) obtenus pour les différents traceurs liés aux rejets liquides et gazeux sont présentés dans le tableau ci-dessous.

| Indicateurs de risque calculés pour les émissions liquides chimiques objet du projet | | | | | |
|---|----------------|---------|-----------------|-------------|----------------------|
| Traceur | QD (Ingestion) | | | | ERI Ingestion (*) |
| | S1 10 ans | S1 1 an | S2 agriculteurs | S3 pêcheurs | |
| Antimoine | 3E-04 | 1E-04 | 2E-04 | 5E-04 | |
| Argent | 1E-04 | 3E-05 | 1E-04 | 3E-04 | |
| Arsenic | 6E-05 | 4E-05 | 5E-05 | 1E-04 | 3E-08 |
| Bore | 7E-07 | 8E-07 | 6E-07 | 2E-06 | |
| Cuivre | 6E-05 | 2E-05 | 5E-05 | 1E-04 | |
| Étain | 8E-08 | 1E-07 | 7E-08 | 2E-07 | |
| Molybdène | 2E-06 | 4E-07 | 1E-06 | 3E-06 | |
| Sélénium | 1E-04 | 3E-04 | 1E-04 | 4E-04 | |
| Uranium | 3E-06 | 7E-07 | 2E-06 | 5E-06 | |
| Vanadium | 2E-06 | 2E-06 | 2E-06 | 4E-06 | |

(*) Scénario combiné vie entière en considérant : 2 ans en S1 1an, 10 ans en S1 10 ans et 18 ans en S3 (scénario avec l'exposition la plus élevée)

10.4.7. Analyse des incertitudes

10.4.7.1. Identification des sources d'incertitude

La démarche de l'ERS utilise de nombreuses hypothèses de travail, données et paramètres de calcul qui génèrent de l'incertitude. Ces incertitudes touchent aussi bien la caractérisation des émissions, l'évaluation de la toxicité, et la caractérisation des expositions.

Les facteurs d'incertitude peuvent être classés en facteurs de sous-estimation ou de sur-estimation du risque. Certains sont liés à un défaut de connaissance, par exemple quand il n'existe pas de VTR pour certaines substances rejetées par l'installation.

Le tableau ci-après présente quelques facteurs d'incertitude rencontrés au cours de l'étude :

| Exemples de facteurs d'incertitude potentiels de l'étude (1/ 2) | | |
|---|---|--|
| Étape | Hypothèse de travail | Commentaire |
| Évaluation des émissions | Étude des rejets gazeux et marins. Non prise en compte des rejets dans les ruisseaux. | Les expositions liées aux rejets d'eaux dans les ruisseaux sont considérées négligeables car : - il n'y a pas d'usage du ruisseau des Moulinets ; - seules des eaux pluviales (contenant très peu de substances chimiques par nature) sont rejetées dans les autres ruisseaux, utilisés uniquement pour l'abreuvement du bétail. > a priori sans effet sur les conclusions de l'étude |
| | Utilisation des limites de rejets atmosphériques et liquides fixées par la décision 2015-DC-0536 de l'ASN. | La surveillance annuelle des rejets et les campagnes ponctuelles de mesure montrent que les rejets réels sont bien inférieurs aux limites réglementaires. > Hypothèse majorante |
| | À défaut de répartition connue, les HAP émis ont été assimilés au benzo(a)pyrene et au naphthalène ; les COV émis ont été assimilés au benzène. | Ces substances sont considérées comme les plus toxiques dans les familles respectives. > Hypothèse majorante |
| | Rejets des chaufferies : pour les métaux dont les limites de rejet sont fixées par groupe, le flux respectif de chaque métal a été calculé à partir de la limite globale (VLE) fixée pour le groupe en utilisant une répartition issue de mesures sur la CPC. | Cette répartition peut varier. Toutefois, les mesures montrent que les flux réels sont très inférieurs aux flux basés sur les VLE. En outre des indicateurs de risque très inférieurs aux valeurs repères. > a priori sans effet sur les conclusions de l'étude |
| Choix des traceurs de risques | Les traceurs ont été sélectionnés conformément aux principes de la circulaire du 31/10/2014 et à la méthode décrite dans le guide INERIS 2013. Cette sélection est basée à la fois sur les quantités rejetées de chaque substance, sur leur toxicité, sur leurs capacités de transfert dans les matrices environnementales. | La méthode de sélection permet d'admettre que les risques liés aux substances non retenues sont plus faibles que pour les traceurs retenus, et ne sont pas susceptibles de modifier les conclusions de l'évaluation |
| Choix des VTR | Les VTR ont été recherchées dans les bases d'organismes reconnus, et sélectionnées (si plusieurs VTR existent pour une même substance) conformément aux principes de la note d'information du 31/10/2014 | Les incertitudes liées aux VTR sont liées aux limites des connaissances scientifiques et des données disponibles. Toutefois, les organismes les construisent selon le principe de prudence, en utilisant des facteurs d'extrapolation et éventuellement des facteurs de sécurité. > Hypothèse a priori protectrice |



| Exemples de facteurs d'incertitude potentiels de l'étude (2/ 2) | | |
|---|--|---|
| Étape | Hypothèse de travail | Commentaire |
| Modélisations | Les incertitudes sur les modélisations (dispersion en mer et dans l'atmosphère, transferts dans la chaîne alimentaire) sont relativement élevées. Elles sont liées aux difficultés de retranscrire mathématiquement les phénomènes physiques et biologiques | Les modèles utilisés sont validés (voir ci-dessous § 10.4.7.2) et adaptés à l'étude. Toutefois, les incertitudes sur les résultats ne sont pas quantifiables. |
| Scénarios d'exposition | Pour l'inhalation, les concentrations moyennes inhalées ont été calculés au niveau des habitations où les concentrations modélisées sont les plus élevées (Hameau La Place), avec une durée d'exposition de 24 heures par jour, 365 jours par an et 30 ans dans la vie (pour les effets sans seuil). | Les scénarios d'exposition retenus sont raisonnablement majorants et adaptés au contexte et aux populations autour du site. |
| | Pour l'ingestion, les scénarios utilisés ont été définis par le GRNC, sur la base d'une enquête de consommation locale, pour des adultes fortement consommateurs de produits terrestres locaux (S2 « agriculteurs ») ou de produits marins locaux (S3 « pêcheurs »). Le scénario pour les enfants est moyen, car les scénarios spécifiques n'ont pas été définis pour les enfants. | |

10.4.7.2. Étude de comparaison de concentrations menée en 2009

La connaissance des concentrations des substances chimiques dans les différents milieux de l'environnement peuvent être acquise selon deux approches : l'analyse des résultats de mesures d'échantillons de terrain et l'estimation des concentrations par calculs de la dispersion des rejets dans l'environnement. Ces deux approches sont complémentaires et ont chacune leurs limites :

- la modélisation repose sur des hypothèses ;
- les mesures intègrent, outre la contribution de l'installation étudiée, le bruit de fond naturel et anthropique (venant d'autres activités présentes ou passées).

Afin de valider les modèles utilisés par le GRNC pour évaluer les concentrations dans l'environnement à partir des rejets chimiques de l'établissement, les résultats du programme de prélèvements d'échantillons et de mesures chimiques (présenté aux § 4.4.2.6 pour le milieu terrestre, § 4.4.3.5 pour le milieu aquatique, § 4.4.4.3 pour le milieu atmosphérique, § 4.4.5.9 pour le milieu marin) ont été comparés aux concentrations obtenues par la modélisation.

L'étude a concerné les compartiments des milieux marin et terrestre pour lesquels il existait à la fois des mesures dans l'environnement et une évaluation par le calcul (voir tableaux ci-dessous).

10. Méthodes utilisées pour établir l'état initial et évaluer les incidences du projet

| Compartiments du milieu marin ayant fait l'objet d'une comparaison modèle / mesure | | | | | |
|--|-----|------------------|-------------------|----------|-----------|
| Paramètres | Eau | Poissons (chair) | Crustacés (chair) | Patelles | Sédiments |
| Aluminium | - | X | X | X | - |
| Baryum | - | - | - | - | X |
| Cadmium | - | X | X | X | X |
| Cobalt | - | X | X | X | X |
| Chrome | - | X | X | X | X |
| Cuivre | - | X | - | - | X |
| Fer | - | - | - | - | X |
| Mercuré | - | X | X | X | X |
| Manganèse | - | X | X | X | X |
| Nickel | - | X | X | X | X |
| Plomb | - | X | X | X | X |
| Zinc | - | X | X | X | X |
| Hydrazine | X | - | - | - | - |
| TBP | X | X | - | - | - |
| Bromoforme | X | - | - | - | - |

| Compartiments du milieu terrestre ayant fait l'objet d'une comparaison modèle / mesure | | | | |
|--|------|--------|--------|------|
| Paramètres | Sols | Herbes | Fruits | Lait |
| Arsenic | X | X | X | - |
| Cadmium | X | X | X | - |
| Cobalt | X | X | X | - |
| Chrome | X | X | X | - |
| Cuivre | X | X | X | - |
| Mercuré | X | X | X | - |
| Nickel | X | X | X | - |
| Plomb | X | X | X | - |
| Antimoine | X | X | X | - |
| Valladium | X | X | X | - |
| Zinc | X | X | X | - |
| Dioxines | X | X | - | X |

10.4.7.2.1.1. Comparaison relative à l'écosystème marin

Pour les poissons, les crustacés et les patelles, les valeurs mesurées dans l'environnement pour les différents paramètres sont inférieures ou du même ordre que les données obtenues par le calcul, à l'exception de l'aluminium (et du chrome pour les patelles).

Pour les sédiments, les concentrations mesurées dans l'environnement pour le chrome, le cuivre, le nickel et le plomb sont supérieures aux résultats obtenus par le calcul, ce qui met en évidence les limites du modèle qui ne prend en compte que les rejets potentiels des effluents (et non d'autres sources d'apports exogènes liés par exemple à des travaux exceptionnels).

Les valeurs mesurées dans les matrices d'intérêt (poissons, crustacés, mollusques) confortent la validité des modèles retenus dans le cadre des modélisations d'impact et confirment les conclusions du GRNC.

10.4.7.2.1.2. Comparaison relative à l'écosystème terrestre

Pour certains éléments, les teneurs mesurées sont inférieures aux valeurs calculées. Pour d'autres, les teneurs mesurées sont supérieures aux valeurs calculées par le modèle, mais sont dans la gamme, voire inférieures au bruit de fond. Les conclusions du GRNC ne sont donc pas remises en cause.

10.4.7.3. Comparatifs des régimes alimentaires avec l'enquête INCA 2

Le tableau ci-dessous récapitule les valeurs utilisées pour l'évaluation de l'impact sanitaire sur les adultes et enfants des groupes de référence et les compare avec les données de l'enquête INCA 2 (présentée au § 10.2.5.1.2).

Rappel : un des enseignements de l'étude INCA 2 est l'utilisation importante d'aliments transformés ou nécessitant peu de préparation, ce qui explique l'écart avec les quantités émanant de l'étude CREDOC et utilisées pour l'évaluation des impacts.

| Consommation (kg/ an) | | | | | |
|-----------------------------|--------|-------------------|---------------|--------|--------------|
| Aliments | Adulte | | | Enfant | |
| | INCA2 | (S2 agriculteurs) | (S3 pêcheurs) | INCA2 | Régime moyen |
| Crustacés | 2,2 | 9,3 | 24 | 1,1 | 5,2 |
| Mollusques | 2,2 | 14,4 | 42,7 | 1,1 | 8 |
| Poissons | 10,8 | 8,2 | 16,7 | 7,6 | 3,9 |
| Lait et produits laitiers | 90,5 | 250,2 | 91,6 | 111 | 138,3 |
| Viandes et œufs | 55,9 | 123,7 | 64,5 | 44,7 | 38,6 |
| Légumes feuilles et racines | 71,5 | 98,8 | 40,8 | 54,6 | 38,5 |
| Fruits | 48,9 | 109,2 | 42 | 34,9 | 32,3 |

La comparaison montre que les rations alimentaires retenues pour l'étude d'impact restent pertinentes vis-à-vis des habitudes alimentaires de la population française, avec les caractéristiques suivantes par rapport à l'étude INCA 2 :

- nette majoration des consommations de crustacés, mollusques pour tous les scénarios retenus ;
- majoration des consommations de poissons pour l'adulte du scénario S3, minoration pour l'adulte du scénario S2 et l'enfant ;
- majoration des consommations de lait et produits laitiers pour tous les scénarios retenus ;
- majoration des consommations de viandes et œufs pour les adultes, particulièrement nette pour le groupe de Digulleville, légère minoration pour l'enfant ;
- nette majoration des consommations de légumes et fruits pour l'adulte du scénario S2 et légère minoration de des mêmes aliments pour l'adulte du scénario S3 et l'enfant.



10.5. MÉTHODE UTILISÉE POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX LIÉS AUX REJETS CHIMIQUES

La méthode présentée dans ce paragraphe est issue des travaux du GRNC et de l'INERIS :

- elle a tout d'abord été développée et utilisée par le GRNC dans le cadre de sa mission réalisée entre 2000 et 2002 pour évaluer les risques pour l'environnement liés aux rejets chimiques de l'établissement ;
- elle a été reprise par l'INERIS en 2012 puis en 2016, lors des mises à jour de l'étude visant à prendre en compte les évolutions de l'établissement et les résultats de la campagne de prélèvements et de mesures chimiques réalisée en 2007 par le GRNC.

La méthode a été appliquée par l'INERIS à l'ensemble des rejets chimiques de l'établissement. Les résultats obtenus sont présentés dans l'état initial au § 4.6.5.3.4.

Les rejets chimiques liquides et gazeux liés au projet d'extension de l'entreposage de déchets compactés sont négligeables comme présenté au § 2.4. La méthode n'a donc pas été appliquée au projet.

L'étude est menée conformément aux documents guides méthodologiques suivants de la *European Chemicals Agency* (ECHA) :

- *Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterization of dose [concentration]-response for environment*, ECHA 2008 ;
- *Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental Exposure Assessment*, ECHA 2016 ;
- *Guidance on Information Requirements and Chemicals Safety Assessment. Part E : Risk Characterisation* ECHA 2016.

Elle comporte six étapes :

- évaluation des émissions ;
- évaluation des enjeux et des voies d'exposition ;
- évaluation des dangers ;
- évaluation de l'état chimique des milieux ;
- évaluation des expositions ;
- caractérisation du risque.

10.5.1. Évaluation des émissions de substances chimiques

L'objectif de cette étape est de caractériser les interactions entre l'établissement et son environnement (rejets liquides et gazeux), afin de retenir un certain nombre de substances pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes.

Les flux retenus pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.4.5.1. Ceux retenus pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.4.6.1.

10.5.1.1. Rejets liquides en mer

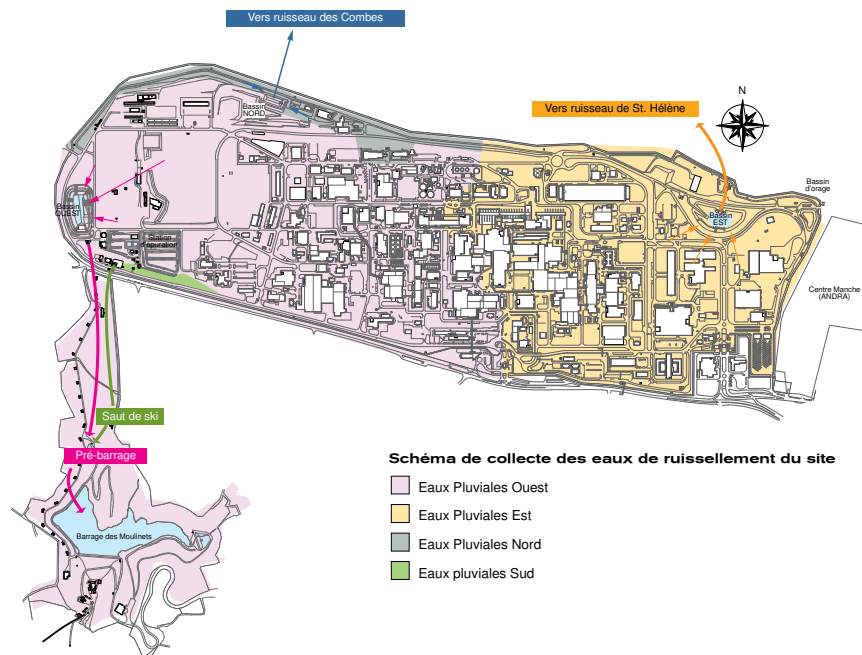
Ils ont été présentés au § 10.4.1.1 du chapitre relatif à l'évaluation des risques sanitaires (ERS).

10.5.1.2. Rejets liquides dans les ruisseaux

Les rejets dans les ruisseaux sont constitués exclusivement d'effluents inactifs qui transitent dans les réseaux gravitaires : eaux pluviales, eaux usées domestiques et industrielles.

Les eaux pluviales s'écoulent dans plusieurs directions et sont rejetées dans trois ruisseaux (ruisseau des Moulinets, de la Sainte-Hélène et des Combes) comme présenté sur le schéma ci-dessous.

Les eaux usées domestiques et industrielles sont rejetées dans le ruisseau des Moulinets après traitement.



10.5.1.3. Rejets gazeux

Ils ont été présentés au § 10.4.1.3 du chapitre relatif à l'évaluation des risques sanitaires (ERS).

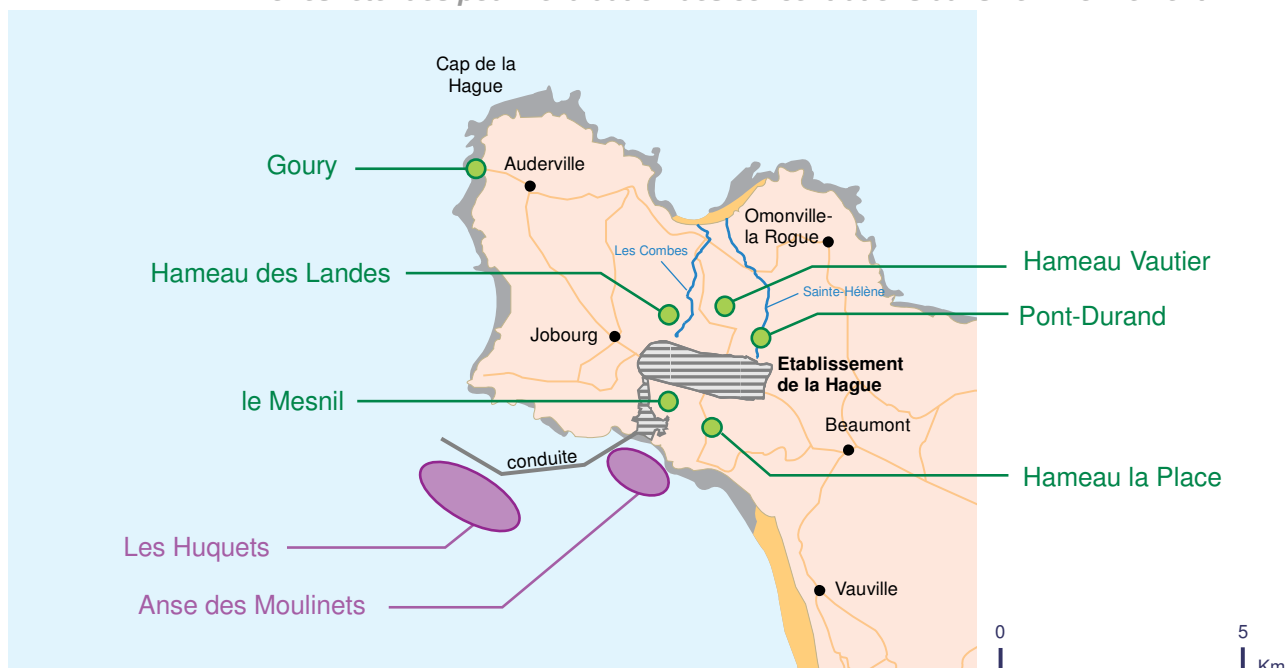
10.5.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition

10.5.2.1. Choix des milieux étudiés

L'évaluation est menée dans les zones susceptibles d'être les plus exposées. Les zones retenues sont les suivantes (voir carte ci-dessous) :

- pour l'exposition aux rejets liquides en mer : la zone des Huquets, située à proximité de l'extrémité de la conduite de rejets, au niveau du Raz Blanchard. Cette zone est caractérisée par un hydrodynamisme intense propice à une dispersion maximale des substances chimiques ;
- pour l'exposition aux rejets des eaux usées domestiques et industrielles : l'anse des Moulinets, où les eaux usées sont rejetées *via* le ruisseau des Moulinets en aval du barrage ;
- pour l'exposition aux rejets des eaux pluviales : les ruisseaux des Combes et de la Sainte-Hélène. Le ruisseau des Moulinets, partiellement enterré et sous caillebotis, peut être assimilé à un canal et n'est pas considéré comme un milieu pertinent pour l'évaluation ;
- pour l'exposition aux rejets gazeux : six zones examinées aux environs de l'établissement (Pont-Durant, Hameau Vaultier, Hameau des Landes, Mesnil, Hameau la Place, Goury).

Zones retenues pour l'évaluation des concentrations dans l'environnement



10.5.2.2. Choix des substances

La méthode employée pour évaluer le risque suit une approche dite substance par substance. Trois catégories de substances sont prises en compte dans l'évaluation :

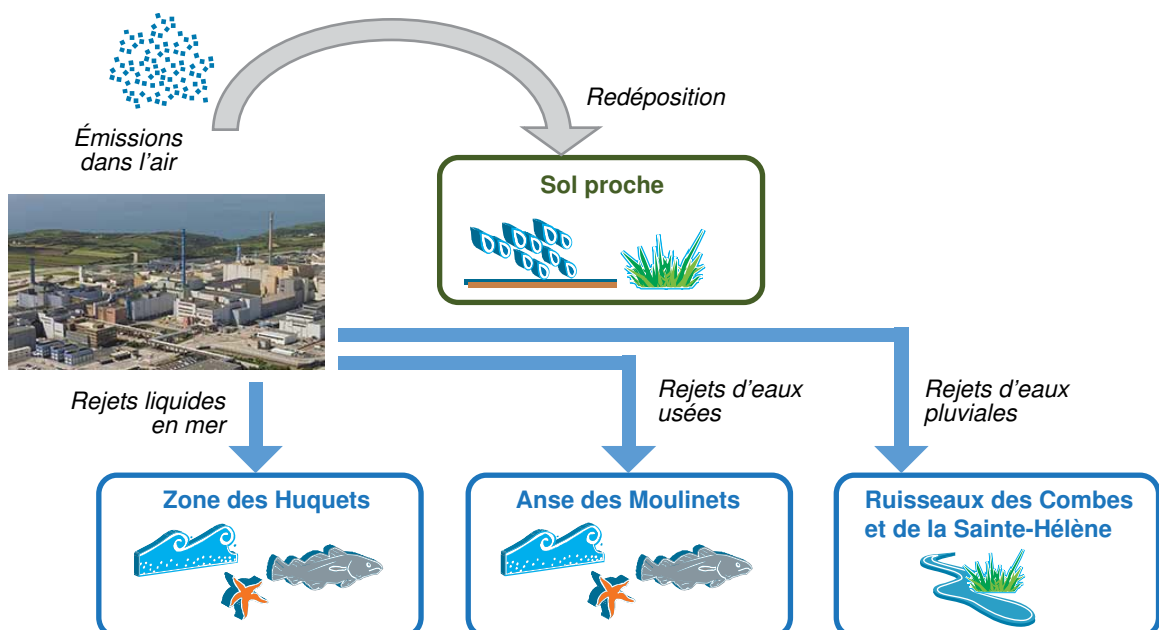
- les substances à effet toxique potentiel émises dans l'eau ou dans l'air. Pour les rejets gazeux, les substances retenues sont celles susceptibles de redéposition sur le sol ;
- les substances eutrophisantes ;
- les substances appartenant aux constituants naturels des eaux marines.

10.5.2.3. Schéma conceptuel

Compte-tenu des émissions recensées précédemment, ainsi que des propriétés des substances, les voies d'exposition évaluées sont :

- pour l'écosystème marin (zone des Huquets et anse des Moulinets) :
 - l'exposition des organismes aquatiques marins (vivant dans les eaux marines) ;
 - l'exposition des organismes benthiques marins (vivant au contact des sédiments marins) ;
 - l'exposition des prédateurs par la bioaccumulation des substances rejetées dans l'eau ;
- pour l'écosystème aquatique d'eau douce (ruisseaux des Combes et de la Sainte-Hélène) :
 - l'exposition des organismes aquatiques d'eau douce ;
 - l'exposition des organismes benthiques d'eau douce ;
- pour l'écosystème terrestre : l'exposition du milieu terrestre par la redéposition des particules atmosphériques ;

Au vu des éléments précédents, le schéma conceptuel suivant synthétise les voies de transfert et d'exposition retenues pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes.



10.5.3. Évaluation des dangers (définition des PNEC)

Le danger correspond aux effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer. L'objectif de cette étape est de caractériser les substances retenues pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes.

Les PNEC [*Predicted No Effect Concentration*] permettent de définir une relation quantitative entre une concentration dans l'environnement et l'apparition d'effet indésirable sur le compartiment de l'environnement considéré

Les PNEC retenues pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.5.7.3. Celles retenues pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.5.8.3.

10.5.3.1. Recherche bibliographique

Les **PNEC** sont tout d'abord identifiées au travers d'une consultation de la littérature scientifique afin d'identifier la valeur seuil la plus pertinente.

Les principales bases de données consultées sont les suivantes :

- **E.C.** – Communauté Européenne, en particulier les *Environmental Quality Standards (EQS) datasheets*.
- **RIVM** - *National Institute of Public Health and Environment*, Pays-Bas ;
- **DK-EPA** - *Danish Environmental Protection Agency* ;
- **UK-EA** – *UK Environmental Agency*.

Si de tels documents ne sont pas disponibles, il convient alors de procéder à une évaluation du danger pour définir des PNEC adaptées à l'étude.



PNEC : concentration prédite sans effet toxique

[*Predicted No Effect Concentration*]

Pour chaque compartiment de l'environnement (eau douce, eau marine, sédiment, sol, etc.), la PNEC d'une substance peut être déterminée lorsqu'il existe suffisamment d'informations sur l'écotoxicité de cette substance.

En dessous de cette concentration, la substance ne devrait pas avoir d'effet indésirable sur le compartiment de l'environnement considéré.

10.5.3.2. Évaluation du danger : méthodologie générale

La façon dont sont calculées les PNEC se fait principalement par l'analyse de données validées issues de tests toxicologiques et écotoxicologiques. De tels essais ont pour objet la mise en évidence des effets toxiques d'une substance vis-à-vis d'organismes représentatifs des écosystèmes.

Dans le cas des écosystèmes aquatiques, on utilise généralement des bactéries, des algues, des invertébrés, des organismes benthiques et des poissons.

Dans le cas des écosystèmes terrestres, on utilise généralement des bactéries, des végétaux, des invertébrés, des mammifères et éventuellement des oiseaux.

Les résultats de ces essais d'écotoxicité donnent une information sur les effets des substances sur les différents groupes d'organismes testés. Il est alors possible de déterminer une PNEC, en appliquant une des trois méthodes suivantes, en fonction du nombre de données d'écotoxicité disponibles :

- méthode d'extrapolation statistique : cette méthode considère que la sensibilité des espèces suit une fonction de distribution théorique connue. Elle nécessite de disposer de nombreuses données de toxicité à long terme (au moins 10, de préférence 15) couvrant 8 groupes taxonomiques (algues, crustacés, poissons, insectes, etc.) ;
- méthode des facteurs d'extrapolation : cette méthode consiste à extrapoler la PNEC connue pour une espèce donnée à l'ensemble du compartiment concerné (par exemple compartiment aquatique), en appliquant des facteurs d'extrapolation, qui dépendent de la quantité et de la nature des informations disponibles pour l'écosystème étudié. Ainsi, les facteurs d'extrapolation peuvent varier de 10 à 10000, d'autant plus élevés que le nombre de données disponibles est faible ;
- méthode de l'équilibre de partage, utilisée pour les sédiments et les organismes vivant au contact des sédiments. Cette méthode suppose qu'il existe un équilibre entre la concentration en substance chimique dans l'eau interstitielle et la concentration dans le sédiment.

10.5.3.2.1. Application aux rejets en mer

Des **PNEC_{eau marine}** sont définies pour les substances rejetées pour lesquelles une évaluation quantitative des risques sera réalisée. Cela exclut donc les substances eutrophisantes, et les constituants majeurs de l'eau.

10.5.3.2.2. Cas des sédiments

Les **PNEC_{sédiment}** extrapolées depuis les **PNEC_{eau marine}** avec la méthode des coefficients de partage à l'équilibre ne sont pas systématiquement proposées. En effet, afin de réaliser une évaluation des risques pour les sédiments qui ne soit pas la répétition de l'évaluation des risques pour les organismes aquatiques, les substances évaluées répondent aux critères suivants :

- soit les concentrations des substances ont été mesurées dans le sédiment (GRNC 2007) et des PNEC sont disponibles quelle qu'ait été la méthode de calcul pour les obtenir ;
- soit la concentration d'exposition est extrapolée par la méthode du coefficient de partage à l'équilibre mais la PNEC disponible est dérivée depuis des essais écotoxicologiques sur organismes benthiques.

10.5.3.2.3. Cas des prédateurs

Pour les prédateurs (oiseaux ou mammifères se nourrissant de poisson ou ver de terre par exemple), certaines substances peuvent s'accumuler et se concentrer dans la chaîne alimentaire. Il est donc considéré une PNEC complémentaire, appelée **PNEC_{coral}** (ou encore PNEC par empoisonnement secondaire).

Les seules $PNEC_{\text{coral}}$ [$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$] reportées ou calculées sont celles des substances dont le potentiel d'empoisonnement des prédateurs supérieurs est probable.

Le document guide technique européen (ECHA 2008) considère qu'une évaluation est pertinente lorsque $BCF > 100$ ou $\log K_{ow} > 3$.

Pour les métaux, l'utilisation de ces critères n'est pas toujours pertinente. La bioamplification des métaux dans les organismes aquatiques est un phénomène rarement observé et lorsque c'est le cas, cela concerne souvent les formes organométalliques de la substance (comme le méthyl-mercure par exemple).



Le facteur de bioconcentration (BCF) désigne le rapport entre concentration du composé chimique dans l'organisme vivant et celle dans le milieu. Ce facteur permet d'établir la bioaccumulation.

Le log Kow est une mesure de la solubilité différentielle de composés chimiques dans deux solvants. Il rend compte de la tendance d'une molécule à s'accumuler dans les membranes biologiques des organismes vivants. S'il est élevé, le risque de bioaccumulation est important.

10.5.3.2.4. *Cas particulier des substances existant à l'état naturel*

Pour les substances existant à l'état naturel dans l'environnement, il est possible de tenir compte de la concentration naturelle présente dans l'environnement. Dans ce cas, on adopte une approche de « risques ajoutés » en définissant la concentration maximale qu'il est possible d'ajouter à la concentration existante. On considère alors des « PNEC ajoutées ».

10.5.3.3. **Approche qualitative**

Pour certaines substances, l'approche d'évaluation qualitative des risques n'est pas pertinente (exemple des substances eutrophisantes ou des composants majeurs de l'eau de mer). Dans ce cas, une approche qualitative est adoptée.

10.5.4. **Évaluation de l'état chimique des milieux**

En ce qui concerne l'environnement de l'établissement de la Hague, ces différents éléments sont présentés au § 4.4 « Environnement naturel » de la présente étude d'impact et ne sont donc pas repris ici.

10.5.5. Évaluation des expositions (calcul des PEC)

Cette partie de l'évaluation consiste à modéliser la façon dont les substances rejetées se dispersent et se déposent dans l'environnement, afin de déterminer les concentrations dans les différents milieux (les **PEC**).

L'approche retenue est une modélisation des transferts dans l'air, l'eau et les autres milieux environnementaux.



PEC : concentration résultant des rejets
[Predicted Environmental Concentration]

Les PEC sont estimées à partir des concentrations mesurées dans les effluents et de la dispersion de l'effluent dans le milieu récepteur pour chaque point de rejet. Il s'agit donc d'une concentration « ajoutée », prenant en compte la concentration supplémentaire en substance apportée au milieu.

Les PEC calculées pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.5.7.5. Celles calculées pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.5.8.5.

10.5.5.1. Concentrations aux Huquets dues aux rejets liquides en mer

10.5.5.1.1. PEC eau marine

Les concentrations moyennes des substances dans l'eau de mer sont obtenues en appliquant un facteur de dispersion sur les quantités de substances rejetées. Le facteur de dispersion pris en compte au secteur des « Huquets » est de **6,84.10⁻⁶ µg/litre** pour 1 kg rejeté par an.

10.5.5.1.2. PEC sédiments marins

Les PEC des sédiments marins sont calculées à l'aide de la méthode du coefficient de partage à l'équilibre, selon l'équation suivante :

$$\text{PEC}_{\text{sed}} (\text{poids humide}) = \frac{K_{\text{sed-eau}}}{\text{RHO}_{\text{SED}}} \times \text{PEC}_{\text{eau}} \times 1000$$

Avec :

- RHO_{SED} : masse volumique du sédiment. La valeur retenue est 1300 kg/m³ (valeur générique proposée par le guide technique européen ECHA 2010).
- $K_{\text{sed-eau}}$: coefficient de partage sédiment/eau.

Le résultat obtenu est une estimation de la concentration attendue dans le sédiment humide. Il est possible de l'exprimer dans le sédiment sec à l'aide du facteur 2,6 (1300/500).

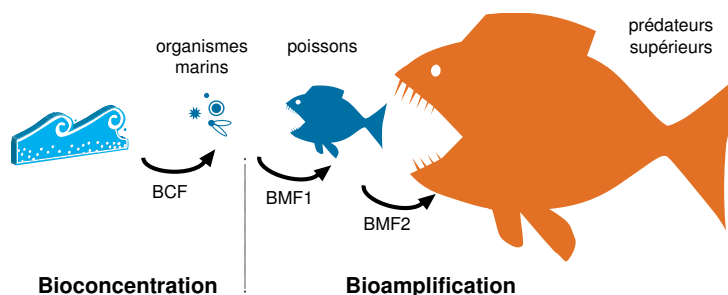
Le tableau page suivante présente les facteurs de transfert entre l'eau et les sédiments ($K_{\text{sed-eau}}$) retenus pour les différentes substances rejetées en mer ou dans les ruisseaux.

| Coefficients Ksed-eau | | | | |
|-------------------------------|---|------------------|-----------|-----------|
| Substances | Ksed-eau [m ³ /m ³] | Zones concernées | | |
| | | Huquets | Moulinets | Ruisseaux |
| Arsenic | 5 000,8 | | | x |
| Cadmium | 6 500,8 | X | X | x |
| Chrome III | 300 000 | X | X | |
| Cuivre | 12 205,3 | X | | x |
| Hydrocarbure (benzo(a)pyrene) | 20 794,9 | X | | X |
| Hydrocarbure (naphtalène) | 34,525 | X | | x |
| Mercure | 158 000 | | X | |
| Nickel | 4 160 | X | x | x |
| Plomb | 77 441 | X | X | x |
| TBP | 37,3 | | x | |
| Zinc | 36 500,8 | X | x | x |

10.5.5.1.3. **PEC prédateurs marins**

Pour les prédateurs marins, les PEC sont déterminées grâce à des facteurs de bioconcentration (BCF) qui reflètent la façon dont la substance est assimilée par les animaux marins et des facteurs de bioamplification (BMF) qui prend en compte la capacité d'une substance à se bioaccumuler le long de la chaîne alimentaire. Le BMF est fonction du rapport entre la concentration de la substance dans la proie et dans le prédateur. Le BMF est appliqué une deuxième fois dans le cas d'une chaîne trophique marine pour en simuler la complexité relative.

$$PEC_{\text{Coral-prédateur-marin}} = PEC_{\text{Eau-marine}} \times BCF \times BMF1 \times BMF2$$



Le tableau ci-dessous présente ces coefficients pour les substances susceptibles de bioaccumulation.

| Coefficients de bioconcentration et bioamplification | | | |
|--|--------|------|------|
| Substances | BCF | BMF1 | BMF2 |
| Mercure | 85 700 | 10 | 10 |
| Naphtalène | 515 | 1 | 1 |

10.5.5.2. Concentrations dans l'anse des Moulinets dues aux rejets indirects en mer (eaux usées)

10.5.5.2.1. PEC eau marine

Les concentrations d'exposition des organismes marins sont obtenues en appliquant un facteur de dispersion sur les concentrations moyennes dans les rejets. Le facteur de dispersion dans l'anse des Moulinets a été déterminé en comparant la concentration des nitrates dans le rejet puis dans le milieu naturel. Le facteur de dispersion retenu est de **400**.

10.5.5.2.2. PEC sédiments marins et prédateurs marins

Les PEC des sédiments marins et des prédateurs sont calculées comme ci-dessus pour la zone des Huquets.

10.5.5.3. Concentration dans les ruisseaux dues aux rejets d'eaux pluviales

10.5.5.3.1. PEC eau douce

Pour le ruisseau des Combes, le facteur de dispersion par défaut dans un cours d'eau proposé par la méthode ECHA 2016 est retenu, à savoir **10**.

Pour le ruisseau de la Sainte Hélène, aucun facteur de dilution n'a été appliqué, car le ruisseau de la Sainte Hélène prend sa source sur le site de l'établissement et AREVA doit y assurer un débit d'étiage minimal.

10.5.5.3.2. PEC sédiments d'eau douce

Les PEC des sédiments d'eau douce sont calculées comme pour la zone des Huquets.

10.5.5.4. Concentrations dues aux dépôts atmosphérique

La détermination des concentrations dans l'environnement s'effectue à l'aide de modèles mathématiques de dispersion atmosphérique, prenant en compte la localisation et la hauteur des différents émissaires. Pour chacune des substances étudiées, les six zones présentées au § 10.5.2.1 sont examinées et la PEC retenue est celle de la zone de retombée maximale.

Dans le cas des substances à effet toxique potentiel existant à l'état naturel, les PEC sont comparées au bruit de fond. La part d'exposition des substances considérées attribuables aux émissions de l'établissement étant négligeable par rapport au fond géochimique de la région, l'évaluation est menée en assimilant les concentrations d'exposition modélisées à des concentrations ajoutées, qui peuvent être comparées aux PNEC.

10.5.6. Caractérisation du risque

La caractérisation du risque constitue la phase finale de l'évaluation des risques. Elle correspond à la mise en relation des données d'exposition et des données d'évaluation des dangers.

Plusieurs méthodologies de caractérisation du risque sont utilisées en fonction des catégories de substances concernées : substances à effet toxique potentiel, substances eutrophisantes, substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines.

10.5.6.1. Cas des substances à effet toxique potentiel

Dans le cas des substances à effet toxique potentiel, la méthode d'estimation des risques est **déterministe**, aboutissant à l'établissement d'un ratio PEC/PNEC, c'est-à-dire le ratio entre la concentration prédite dans l'environnement et la concentration prédite sans effet :

- si ce ratio est inférieur ou égal à 1, on considère en première approche que le risque pour l'environnement est négligeable ;
- en revanche, si ce rapport est supérieur à 1, soit le risque est non négligeable, soit l'approche est trop majorante (évaluation à partir de limite de quantification par exemple) et il est alors nécessaire d'obtenir des informations complémentaires pour affiner le résultat de l'évaluation des risques.

Lorsque plusieurs substances sont rejetées dans l'environnement, l'effet engendré est non seulement dépendant de chaque substance mais également des effets d'interaction provenant de la présence simultanée de ces substances. En effet, la présence d'une substance peut accroître l'effet toxique d'une autre substance (on parle alors d'effet synergique) ou au contraire l'inhiber (c'est un effet antagoniste).

Dans le cas présent, le risque cumulé est évalué en première approche en considérant l'additivité de la toxicité des substances dans un mélange. L'indice de risque cumulé n'est toutefois pas calculé si de trop nombreux indices de risque sont obtenus en considérant des limites de quantification pour extrapoler les PEC, l'incertitude devenant alors trop importante pour obtenir une information pertinente.

Les ratios PEC/PNEC obtenus pour l'étude relative à l'ensemble de l'établissement sont présentés au § 10.5.7.6.1. Ceux obtenus pour l'étude relative aux substances chimiques objet du projet sont présentés au § 10.5.8.6.

10.5.6.2. Cas des substances eutrophisantes

Il est difficile de définir des critères de richesse en nutriments qui puissent servir de niveaux d'alerte en termes de risque d'eutrophisation, notamment en milieu marin côtier, à la fois ouvert et soumis à une dynamique particulière (courants généraux, courants de marée, etc.).

Les conséquences de l'enrichissement des eaux sont multifactorielles (biologiques, chimiques, physiques). Il apparaît donc plus efficace d'étudier l'évolution de l'état d'eutrophisation d'une zone par l'analyse des **effets** plutôt que par l'analyse des facteurs potentiellement déclenchant. Parmi ces effets on peut identifier par exemple : les fortes concentrations de chlorophylle, la durée et l'intensité de la période productive, la croissance d'épiphytes et de macroalgues, le changement de la dominance phytoplanctonique (diatomées/dinoflagellés), l'apparition d'espèces toxiques, la décomposition de la biomasse et les phénomènes d'anoxie.

Pour les substances eutrophisantes, l'analyse est donc de nature qualitative.

10.5.6.3. Cas des substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines

Le risque engendré par le rejet de ces substances est déterminé en comparant les concentrations ajoutées par les rejets aux concentrations naturelles.

10.5.7. Application de la méthode aux rejets de l'établissement

10.5.7.1. Évaluation des émissions de substances chimiques

10.5.7.1.1. Rejets liquides en mer

Les rejets liquides chimiques en mer pris en compte dans le cadre de l'étude des risques environnementaux (ERE) sont les mêmes que dans le cadre de l'étude des risques sanitaires (ERS). Ils ont été présentés au § 10.4.5.1.1.

10.5.7.1.2. Rejets indirects en mer (eaux usées)

Pour les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles, l'évaluation est tout d'abord menée de manière majorante en prenant en compte les limites chimiques fixées par la décision 2015-DC-0536 de l'ASN du 22 décembre 2015 fixant les valeurs limites de rejet dans l'environnement des effluents liquides et gazeux, homologuée par l'arrêté du 11 janvier 2016 (limites présentées au § 4.6.4.4.6).

Dans un deuxième temps, l'évaluation utilise une approche affinée prenant en compte la moyenne des mesures effectuées dans les rejets entre 2013 et 2015, présentées dans le tableau ci-après.

| Concentrations considérées pour l'approche affinée (mg/l) | | | | | |
|---|--------|-----------------------|---------|---------|--------------------------------|
| Substance | Limite | Concentration moyenne | | | Concentration approche affinée |
| | | en 2013 | en 2014 | en 2015 | |
| MES | 100 | 14 | 19 | 24 | 19 |
| DCO | 120 | 17 | 19 | 33 | 23 |
| DBO-5 | 30 | 5,1 | 5 | 14 | 8 |
| Azote total organique | 30 | 2,4 | 3,3 | 8 | 5 |
| Chlorures | 300 | 124 | 114 | 127 | 122 |
| Sulfates | 360 | 36 | 16 | 43 | 32 |
| Phosphates | 20 | 1,3 | 2,6 | 6 | 3 |
| Nitrates | 1 500 | 434 | 374 | 409 | 406 |
| Détergents | 10 | 0,06 | 0,07 | 0,06 | 0,06 |
| Hydrazine | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 (*) |
| Hydrocarbures | 5 | 0,15 | 0,10 | 0,118 | 0,123 |
| Métaux totaux | 10 | 1,8 | 2,1 | 1,9 | 1,9 |
| - Chrome 3 | 0,5 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 (*) |
| - Cadmium | 0,2 | 0,004 | 0,004 | 0,015 | 0,008 |
| - Nickel | 0,5 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 (*) |
| - Cuivre | 0,5 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 (*) |
| - Zinc | 2 | 0,06 | 0,10 | 0,07 | 0,08 |
| - Fer | 5 | 0,36 | 0,62 | 0,56 | 0,51 |
| - Aluminium | 5 | 1,18 | 1,4 | 1,1 | 1,2 |
| - Plomb | 0,5 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 (*) |
| - Étain | 1 | 0,03 | 0,02 | 0,02 | 0,02 (*) |

(*) Quantités calculées à partir des limites de quantification et donc potentiellement surévaluées.

10.5.7.1.3. Rejets dans les ruisseaux (eaux pluviales)

Les eaux pluviales sont recueillies dans des bassins puis rejetées dans les ruisseaux sans autre apport de substances chimiques. Néanmoins, ils font l'objet de limites de rejets et d'une surveillance conformément aux décisions 2015-DC-0535 et 2015-DC-0536 de l'ASN.

Les paramètres concernés sont : les matières en suspension (MES), la DCO, les composés cycliques hydroxylés (CCH), les sels dissous et les hydrocarbures.

L'évaluation est menée pour les hydrocarbures, seules substances à effet toxique potentiel parmi ces paramètres, en prenant en compte les concentrations mensuelles maximales mesurées dans les ruisseaux.

Note : en l'absence de données sur la composition des hydrocarbures, l'étude a été menée de manière majorante en considérant 100 % de naphthalène **et** 100 % de benzo(a)pyrene.

| Concentrations d'exposition dans les ruisseaux (mg/l) | | |
|---|---------------|------------|
| Substance | Sainte-Hélène | Les Combes |
| Hydrocarbures | 0,1 (*) | 0,1 (*) |

* : Mesure < LQ (limite de quantification) : La substance ne peut pas être quantifiée. La valeur indiquée correspond à la LQ.

10.5.7.1.4. Rejets gazeux

Les rejets gazeux pris en compte dans le cadre de l'étude des risques environnementaux (ERE) sont les mêmes que dans le cadre de l'étude des risques sanitaires (ERS). Ils ont été présentés au § 10.4.5.1.2.

10.5.7.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition : substances étudiées

Pour les rejets liquides, l'ensemble des substances listées précédemment est examiné. Pour les rejets gazeux, seuls sont examinés les HAP et les métaux pour lesquels la modélisation des retombées a été effectuée dans le cadre de l'ERS.

| Liste des substances étudiées en 2016 pour l'évaluation des risques environnementaux de l'établissement | | | | | |
|--|--------------------|------------------------------|----------------------|-----------------------------|--------------------------|
| Nature | Substance Nom | Rejets liquides en mer | Rejets eaux usées | Rejets eaux pluviales | Rejets atmosphériques |
| Composés organiques | Ammonium | ✓ | - | - | - |
| | Détergents | - | ✓ | - | - |
| | Formaldéhyde | ✓ | - | - | - |
| | Naphtalène | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| | Benzo(a)pyrene | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| | Hydrazine | ✓ | ✓ | - | - |
| | Soufre | ✓ | - | - | - |
| | TBP | ✓ | - | - | - |
| Métaux | Aluminium (Al) | ✓ | ✓ | - | - |
| | Arsenic (As) | - | - | - | ✓ |
| | Baryum (Ba) | ✓ | - | - | - |
| | Cadmium (Cd) | ✓ | ✓ | - | ✓ |
| | Chrome III (CrIII) | ✓ | ✓ | - | ✓ |
| | Chrome VI (CrVI) | ✓ | - | - | - |
| | Cobalt (Co) | ✓ | - | - | ✓ |
| | Cuivre (Cu) | - | ✓ | - | ✓ |
| | Étain (Sn) | - | ✓ | - | ✓ |
| | Fer (Fe) | ✓ | ✓ | - | - |
| | Manganèse (Mn) | ✓ | - | - | ✓ |
| | Mercure (Hg) | ✓ | - | - | ✓ |
| | Nickel (Ni) | ✓ | ✓ | - | ✓ |
| | Plomb (Pb) | ✓ | ✓ | - | ✓ |
| | Sélénium (Se) | - | - | - | ✓ |
| | Strontium | ✓ | - | - | - |
| | Zinc (Zn) | ✓ | ✓ | - | ✓ |
| Zirconium (Zr) | ✓ | - | - | - | |
| Substances eutrophisantes | Azote | - | ✓ | - | - |
| | Nitrates | ✓ | ✓ | - | - |
| | Nitrites | ✓ | - | - | - |
| | Phosphate | ✓ | ✓ | - | - |
| Constituants majeurs des eaux marines | Chlorures | - | ✓ | - | - |
| | Fluorure | ✓ | - | - | - |
| | Iode | ✓ | - | - | - |
| | Sulfates | - | ✓ | - | - |

10.5.7.3. Évaluation des dangers (définition des PNEC)

Les PNEC retenues pour l'évaluation de l'impact de l'établissement sont issues d'évaluations nationales et européennes ou ont été calculées par l'INERIS dans le cadre d'autres évaluations.

Elles sont présentées dans les tableaux ci-dessous, qui précise également l'origine des données.

10.5.7.3.1. PNEC milieu marin

Les substances examinées sont celles présentes dans les rejets liquides en mer et dans les eaux usées industrielles et domestiques (rejets indirects en mer).

| PNEC retenues pour l'évaluation de l'impact initial de l'établissement Milieu marin | | | | | | |
|--|------------|----------------|-----------------|-------------|-------------------|---|
| Origine | | Substance | PNEC eau marine | | PNEC sédiments | |
| Rejets en mer | Eaux usées | | (µg/l) | source | (µg/kg poids sec) | source |
| x | | Ammonium | 0,66 (*) | INERIS 2013 | | |
| x | | Formaldéhyde | 1,02 | INERIS 2011 | | |
| x | x | Naphtalène | 2 | E.C. 2011 | 138 | E.C. 2011 (a) |
| x | x | Benzo(a)pyrene | 0,022 | E.C. 2011 | 91,5 | E.C. 2011 (a,b) |
| x | x | Hydrazine | 0,005 (*) | INERIS 2013 | | |
| x | | Soufre total | 63 | EFSA 2008 | | |
| x | | TBP | 8 | INERIS 2013 | | |
| x | x | Aluminium | 0,005 | UK-EA 2007 | | |
| x | | Baryum | 5,8 | INERIS 2013 | | |
| x | x | Cadmium | 0,21 | E.C. 2005 | 230 | E.C. 2007 eau douce /10 |
| x | x | Chrome (**) | 0,6 | E.C. 2014 | 2 200 | McDonalds et al, (2000) eau douce |
| x | | Cobalt | 0,036 | INERIS 2016 | | |
| | x | Cuivre | 0,7 | E.C. 2014 | 3 200 | facteur appliqué sur la TEC 31,6 mg/kg sédiment sec |
| | x | Étain | 0,3 | RIVM 2005 | | |
| x | x | Fer | 1,6 | UK-EA 2007 | | |
| x | | Manganèse | 0,05 | UK-EA 2007 | | |
| x | | Mercure | 0,047 | E.C. 2005 | 930 | E.C. 2005 |
| x | x | Nickel | 8,6 | E.C. 2013 | 56 000 | INERIS 2012 |
| x | x | Plomb | 1,3 | E.C. 2011 | 123 000 | E.C. 2011 |
| x | x | Zinc | 3 | E.C. 2015 | 49 000 | E.C. 2008 |
| x | | Zirconium | 1,1 (*) | INERIS 2013 | | |

*PNEC calculées lors de précédentes évaluations de l'INERIS et non validées par une expertise collective

a : Calculée à partir de la méthode du coefficient de partage à l'équilibre.

b : un facteur supplémentaire de 10 a été appliqué conformément à la méthode utilisée afin de prendre en compte le fort coefficient d'adsorption de cette substance particulièrement susceptible de s'accumuler dans les sédiments.

** : en approche majorante, la PNEC chrome VI est utilisée dans l'eau et la PNEC chrome III est utilisée dans le sédiment.

Il n'a pas été possible de calculer une PNEC pour le strontium du fait de l'absence de résultats d'essais écotoxicologiques sur la substance. La concentration d'exposition sera calculée avant d'être comparée aux concentrations sans effet prévues pour l'environnement des substances les plus dangereuses rejetées. Cette approche qualitative et protectrice permettra de faire de premières conclusions sur ce rejet.

En ce qui concerne les détergents (rejet dans les eaux usées), il n'est pas pertinent de calculer une PNEC pour un groupe de substances aussi vaste sans information sur la composition de ceux-ci.

10.5.7.3.2. PNEC milieu aquatique d'eau douce

| PNEC retenues pour l'évaluation de l'impact initial de l'établissement Milieu aquatique d'eau douce | | | | |
|--|----------------|------------|--------------------------|-------------|
| Substance | PNEC eau douce | | PNEC sédiments eau douce | |
| | (µg/l) | source | (µg/kg poids sec) | source |
| Hydrocarbures (naphtalène) | | | 138 | E.C. 2011 |
| Hydrocarbures (benzo(a)pyrene) | 0,022 | E.C. 2011 | 91,5 | E.C. 2011 |
| Aluminium | 0,05 | UK-EA 2007 | | |
| Cadmium | 0,15 | E.C. 2005 | 2 300 | E.C. 2005 |
| Chrome | 3,4 | RIVM 2005 | | |
| Cuivre | 1,4 | JORF 2015 | 87 000 | E.C. 2014 |
| Étain | 3 | RIVM 2005 | | |
| Fer | 16 | UK-EA 2007 | | |
| Nickel | 4 | E.C. 2013 | 56 000 | DK-EPA 2012 |
| Plomb | 1,2 | E.C. 2011 | 131 000 | RIVM 2012 |
| Zinc | 10,9 | E.C. 2015 | 49 000 | E.C. 20087 |

10.5.7.3.3. PNEC sols

| PNEC retenues pour l'évaluation de l'impact initial de l'établissement Organismes terrestres | | |
|---|-----------------|-------------|
| Substance | PNEC sol | |
| | (µg/kg sol sec) | source |
| Naphtalène | 53,3 | E.C. 2003 |
| Benzo(a)pyrene | 320 | INERIS 2012 |
| Arsenic | 1 800 | INERIS 2012 |
| Cadmium | 1 150 | E.C. 2007 |
| Chrome III | 3 200 | INERIS 2012 |
| Cobalt | 2 400 | INERIS 2012 |
| Cuivre | 2 700 | INERIS 2012 |
| Étain | 68 | RIVM 2005 |
| Mercure | 300 | INERIS 2012 |
| Nickel | 29 900 | E.C. 2008 |
| Plomb | 12 000 | INERIS 2012 |
| Sélénium | 92,5 | INERIS 2012 |
| Zinc | 26 000 | E.C. 2008 |

Il n'a pas été possible de définir une PNEC pour le manganèse car aucun résultat d'essais sur organismes terrestres n'était disponible et que la méthode d'équilibre de partage n'est pas applicable (substance non organique).

10.5.7.3.4. PNEC prédateurs

Le naphthalène répond aux critères de substance bioaccumulable puisque son log Kow est égal à 3,34 et son BCF est de 515 chez le poisson.

Parmi les métaux, seul est retenu le mercure sous sa forme méthyl-mercure.

| PNEC retenues pour l'évaluation de l'impact initial de l'établissement Prédateurs | | |
|--|---------------|-----------|
| Substance | PNEC oral | |
| | (µg/kg biota) | source |
| Mercure | 22 | E.C. 2005 |
| Naphtalène | 12 266 | E.C. 2011 |

10.5.7.4. Évaluation de l'état chimique des milieux

En ce qui concerne l'environnement de l'établissement de la Hague, ces différents éléments sont présentés au § 4.4 « Environnement naturel » de la présente étude d'impact et ne sont donc pas repris ici.

10.5.7.5. Évaluation des expositions (calcul des PEC)

10.5.7.5.1. PEC aux Huquets

Les résultats des calculs dans la zone des Huquets liés aux rejets liquides en mer sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Concentrations calculées dans la zone des Huquets à partir des rejets en mer aux limites de la décision 2015-DC-0536 (1/ 2) | | | |
|--|--------------------------|------------------------------------|---|
| Substance | PEC eau marine (µg/l) | PEC sédiments (µg/kg poids sec) | PEC oral prédateur marin (µg/kg biote) |
| Aluminium | 0,00342 | | |
| Ammonium (NH4 ⁺) | 0,00684 | | |
| Baryum | 0,0012312 | | |
| Cadmium | 0,000171 | 2,22 | |
| Chrome | 0,0008892 | 533,52 | |
| Cobalt | 0,001368 | | |
| Fer | 0,00342 | | |
| Fluorure | 0,001 | | |
| Formaldéhyde | 0,027018 | | |
| Hydrazine (N2H4) | 0,000684 | | |
| Iode | 0,0027 | | |
| Manganèse | 0,000684 | | |
| Mercure | 0,0001368 | 43,23 | |
| Nickel | 0,00171 | 14,23 | |
| Plomb | 0,0004788 | 74,16 | |

| Concentrations calculées dans la zone des Huquets à partir des rejets en mer aux limites de la décision 2015-DC-0536 (2/ 2) | | | |
|--|--------------------------|------------------------------------|---|
| Substance | PEC eau marine (µg/l) | PEC sédiments (µg/kg poids sec) | PEC oral prédateur marin (µg/kg biote) |
| Soufre total | 0,10944 | | |
| Strontium | 1,57.10-09 | | |
| TBP | 0,018468 | 1,38 | |
| Zinc | 0,0012312 | 89,88 | 11,7 (*) |
| Zirconium | 0,0002394 | | |

(*) Valeur en considérant un flux réaliste de 0,2 kg/an. En considérant la limite de l'autorisation de rejet (20 kg/an), la PEC est de 1 170.

10.5.7.5.2. PEC dans l'anse des Moulinets

Les résultats des calculs dans l'anse des Moulinets liés aux rejets d'eaux usées sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Concentrations calculées dans l'anse des Moulinets (à partir des rejets d'eaux usées) | | | | | | |
|--|--|------------------------------------|---|--------------------------|------------------------------------|---|
| Substance | Approche majorante (limites de la décision 2015-DC-0536) | | | Approche affinée | | |
| | PEC eau marine (µg/l) | PEC sédiments (µg/kg poids sec) | PEC oral prédateur marin (µg/kg biote) | PEC eau marine (µg/l) | PEC sédiments (µg/kg poids sec) | PEC oral prédateur marin (µg/kg biote) |
| Aluminium | 12,5 | | | 3,07 | | |
| Cadmium | 0,5 | 6 255 | | 0,02 | 240 (*) | |
| Chlorures | 750 | | | 304,17 | | |
| Chrome | 1,25 | 72166 | | 0,1* | 15 100 (a) | |
| Cuivre | 1,25 | 29360 | | 0,1* | 9 800 (a) | |
| Détergents | 25 | | | 0,16 | | |
| Étain | 2,5 | | | 0,06* | | |
| Fer | 12,5 | | | 1,28 | | |
| Hydrazine | 0,13 | | | 0,13* | | |
| Hydrocarbures (benzo(a)pyrene) | 12,5 | 500 229 | | 0,31 | 13 (*) | |
| Hydrocarbures (naphtalène) | 12,5 | 830 | 6 440 | 0,31 | 40 (b) | 160 (*) |
| Nickel | 1,25 | 10 007 | | 0,1* | 800 (*) | |
| Plomb | 1,25 | 186 288 | | 0,1* | 7 200 (a) | |
| Sulfate | 900 | | | 79,17 | | |
| Zinc | 5 | 351 216 | | 0,19 | 28 200 (a) | |

(*) Quantités calculées à partir des limites de quantification et donc potentiellement surévaluées.

(a) Concentrations d'exposition moyennes mesurées (MEC) au nord de l'Anse des Moulinets, au plus près du point de rejet GRNC 2007.

(b) Concentrations d'exposition moyennes mesurées (MEC) au nord de l'Anse des Moulinets, au plus près du point de rejet INERIS 2012

10.5.7.5.3. PEC ruisseaux

Les résultats des calculs dans les ruisseaux de la Sainte-Hélène et des Combes liés aux rejets d'eaux pluviales sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Concentrations calculées dans les ruisseaux (à partir des rejets d'eaux de pluie) | | | | |
|--|------------------------------|------------------------------------|-------------------------|------------------------------------|
| Substance | Ruisseau de la Sainte-Hélène | | Ruisseau des Combes | |
| | PEC eau douce (µg/l) | PEC sédiments (µg/kg poids sec) | PEC eau douce (µg/l) | PEC sédiments (µg/kg poids sec) |
| Hydrocarbures (naphtalène) | 100 (*) | 6905 (*) | 10 (*) | 690 (*) |
| Hydrocarbure (benzo(a)pyrene) | 100 (*) | 4 159 000 (*) | 10 (*) | 415 900 (*) |

* Toutes les valeurs sont calculées à partir des limites de quantification et sont donc surestimées.

10.5.7.5.4. PEC sols

Les concentrations moyennes annuelles dans l'air (CMA) et les dépôts moyens secs et humides estimés au niveau de la zone de retombées maximales sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Concentrations calculées à la zone de retombées maximales | |
|---|--------------------|
| Substance | PEC sol (µg/kg) |
| HAP (naphtalène) | 11 |
| HAP (benzo(a)pyrene) | 11 |
| Cadmium (Cd) | 14 |
| Mercurure (Hg) | 14 |
| Arsenic (As) | 153 |
| Sélénium (Se) | 47,5 |
| Plomb (Pb) | 279 |
| Chrome III (CrIII) | 29,2 |
| Cobalt (Co) | 36,5 |
| Cuivre (Cu) | 14,5 |
| Étain (Sn) | 14,5 |
| Manganèse (Mn) | 18,3 |
| Nickel (Ni) | 1 210 |
| Zinc (Zn) | 142 |

10.5.7.6. Caractérisation du risque

10.5.7.6.1. Cas des substances à effet toxique potentiel

Dans le cas des substances à effet toxique potentiel, le risque est caractérisé de façon déterministe par le ratio PEC/PNEC, c'est-à-dire le ratio entre la concentration prédite dans l'environnement et la concentration prédite sans effet. Les ratios PEC/PNEC obtenus dans les différents milieux sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

10.5.7.6.1.1. Caractérisation du risque pour la zone des Huquets

| Rapports de risque calculés pour la zone des Huquets (rejets en mer) | | | |
|--|-------------------------|-------------------------------|-------------------------|
| Substances | PEC/ PNEC Eau marine | PEC/ PNEC Sédiments marins | PEC/ PNEC Prédateurs |
| Aluminium | 0,7 | | |
| Ammonium | 0,01 | | |
| Baryum | 0,0002 | | |
| Cadmium | 0,0008 | 0,01 | |
| Chrome | 0,0015 | 0,28 | |
| Cobalt | 0,04 | | |
| Fer | 0,002 | | |
| Formaldéhyde | 0,02 | | |
| Hydrazine | 0,13 | | |
| Manganèse | 0,01 | | |
| Mercure | 0,003 | | 0,53 (*) |
| Nickel | 0,0002 | 0,00025 | |
| Plomb | 0,0004 | 0,001 | |
| Soufre total | 0,0015 | | |
| Strontium | PNEC non déterminée | | |
| TBP | 0,002 | | |
| Zinc | 0,0004 | 0,002 | |
| Zirconium | 0,0002 | | |

(*) Valeur en considérant un flux réaliste de 0,2 kg/an. En considérant la limite de l'autorisation de rejet (20 kg/an), le rapport PEC/PNEC est de 53.

10.5.7.6.1.2. Caractérisation du risque pour l'anse des Moulinets

| Rapports de risque calculés pour l'anse des Moulinets (rejets d'eaux usées) | | | | | | |
|---|----------------------|---------|---------------------|---------|----------------------|---------|
| Substances | PEC/ PNEC Eau marine | | PEC/ PNEC Sédiments | | PEC/ PNEC Prédateurs | |
| | majorante | affinée | majorante | affinée | majorante | affinée |
| Aluminium | 2 500 | 610 | | | | |
| Cadmium | 2,38 | 0,1 | 27 | 1,04 | | |
| Chrome | 2,08 | 0,15 | 330 | 6,8 | | |
| Cuivre | 1,78 | 0,1 | 9 | 3 | | |
| Détergents | indéterminé | | | | | |
| Étain | 8,33 | 0,2 | | | | |
| Fer | 7,81 | 0,8 | | | | |
| Hydrazine | 25 | 25 | | | | |
| Hydrocarbure (naphtalène) | 6,25 | 0,15 | 6 | 0,3 | 0,52 | / |
| Hydrocarbure (benzo(a)pyrene) | 568,18 | 14 | 5 500 | 0,14 | | |
| Nickel | 0,14 | 0,01 | 0,17 | 0,01 | | |
| Plomb | 0,96 | 0,07 | 1,5 | 0,06 | | |
| Zinc | 1,66 | 0,06 | 7 | 0,6 | | |

10.5.7.6.1.3. Caractérisation du risque lié aux rejets d'eaux pluviales

| Rapports de risque calculés pour les ruisseaux (rejets d'eaux pluviales) | | | | |
|--|------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Substance | Ruisseau de la Sainte-Hélène | | Ruisseau des Combes | |
| | PEC/ PNEC Eau douce | PEC/ PNEC Sédiments | PEC/ PNEC Eau douce | PEC/ PNEC Sédiments |
| Hydrocarbure (naphtalène) | - | 50 (*) | - | 5 (*) |
| Hydrocarbure (benzo(a)pyrene) | 4 545 (*) | 45 453 (*) | 454,5 (*) | 4 545 (*) |

* Toutes les valeurs sont calculées à partir des limites de quantification et sont donc surestimées.

10.5.7.6.1.4. *Caractérisation du risque lié aux rejets atmosphériques*

| Rapports de risque calculés pour la zone de retombées maximales (rejets atmosphériques) | |
|---|---------------|
| Substance | PEC/ PNEC sol |
| HAP (naphtalène) | 0,21 |
| HAP (benzo(a)pyrene) | 0,03 |
| Cadmium (Cd) | 0,01 |
| Mercure (Hg) | 0,05 |
| Arsenic (As) | 0,09 |
| Sélénium (Se) | 0,51 |
| Plomb (Pb) | 0,02 |
| Chrome III (CrIII) | 0,01 |
| Cobalt (Co) | 0,02 |
| Cuivre (Cu) | 0,01 |
| Étain (Sn) | 0,21 |
| Nickel (Ni) | 0,04 |
| Zinc (Zn) | 0,01 |

10.5.7.6.2. *Estimation des risques liés à l'eutrophisation*

La surveillance physicochimique et biologique de l'environnement réalisée par l'IFREMER permet de suivre l'évolution du milieu marin. Elle montre que l'étude des paramètres du compartiment phytoplanctonique n'indique aucun déséquilibre du milieu.

10.5.7.6.3. *Estimation des risques liés aux constituants majeurs des eaux marines*

| Comparaison des rejets de constituants majeurs de l'eau de mer avec les concentrations naturelles | | | | |
|---|------------|-----------|--|--|
| Origine | | Substance | PEC eau marine (aux limites de rejet) (µg/l) | Teneur naturelle en mer (pour une salinité de 35 ‰) (µg/l) |
| Rejets en mer | Eaux usées | | | |
| | x | Chlorures | 721 | 19 353 000 |
| x | | Fluorure | 0,001 | 1 300 |
| x | | Iode | 0,003 | 60 |
| | x | Sulfates | 866 | 2 712 000 |

10.5.8. Application de la méthode aux rejets de substances chimiques objet du projet

L'étude a été effectuée par l'INERIS en 2016. Les résultats de l'étude sont présentés au § 5.1.2.3. Le détail des hypothèses et des calculs est présenté ci-dessous.

10.5.8.1. Évaluation des émissions de substances chimiques

Le projet concerne uniquement des rejets liquides en mer. Les flux considérés sont regroupés dans le tableau ci-dessous.

| Flux considérés dans l'évaluation des risques environnementaux de la modification (rejets liquides en mer) | | | |
|--|----------------------|-----------|----------------------|
| Substance | Flux annuel (kg/ an) | Substance | Flux annuel (kg/ an) |
| Antimoine | 30 | Molybdène | 30 |
| Argent | 20 | Sélénium | 60 |
| Arsenic | 20 | Titane | 20 |
| Bore | 250 | Uranium | 120 |
| Cuivre | 85 | Vanadium | 20 |
| Étain | 15 | | |

10.5.8.2. Évaluation des enjeux et des voies d'exposition : substances étudiées

L'ensemble des substances listées ci-dessus est examiné.

10.5.8.3. Évaluation des dangers (définition des PNEC)

Les PNEC retenues pour l'évaluation de l'impact du projet sont issues d'évaluations nationales et européennes ou ont été calculées par l'INERIS dans le cadre d'autres évaluations.

Les PNEC sont recherchées pour chaque compartiment de l'environnement marin (eau marine, sédiment, prédateurs). En ce qui concerne les prédateurs, les PNEC ne sont reportées que pour les substances dont le potentiel d'empoisonnement des prédateurs supérieurs est probable, ce qui n'est pas le cas des substances objet du projet.

| PNEC retenues pour l'évaluation de l'impact de la modification | | | | |
|--|-----------------|--|-----------------------|--|
| Substance | PNEC Eau marine | | PNEC Sédiments marins | |
| | (µg/l) | source | (µg/kg poids sec) | source |
| Antimoine | 11 | INERIS 2014 | 2 240 | INERIS 2014 |
| Argent | 0,09 | RIVM 2012 | | |
| Arsenic | 1,37 | INERIS 2015 | 500 | INERIS 2012 |
| Bore | 18 | RIVM 2005 | | |
| Cuivre | 0,7 | E.C. 2014 | 3 200 | facteur appliqué sur la TEC disponible à 31,6 mg/kg sédiment sec |
| Étain | 0,3 | RIVM 2005 | | |
| Molybdène | 2,9 | RIVM 2005 | | |
| Sélénium | 0,088 | INERIS 2011 | | |
| Titane | 0,08 | Calculée à partir du rapport INERIS 2016 | | |
| Uranium | 0,044 | E.C. 2014 | | |
| Vanadium | 0,41 | INERIS 2007 | | |

10.5.8.4. Évaluation de l'état chimique des milieux

En ce qui concerne l'environnement de l'établissement de la Hague, ces différents éléments sont présentés au § 4.4 « Environnement naturel » de la présente étude d'impact et ne sont donc pas repris ici.

10.5.8.5. Évaluation des expositions (calcul des PEC)

10.5.8.5.1. PEC aux Huquets

Les résultats des calculs dans la zone des Huquets liés aux rejets liquides en mer objet du projet sont présentés dans le tableau ci-dessous.



| Concentrations calculées dans la zone des Huquets pour les rejets en mer aux limites proposées dans la modification | | |
|---|-----------------------|---------------------------------|
| Substance | PEC eau marine (µg/l) | PEC sédiments (µg/kg poids sec) |
| Antimoine | 0,000205 | 0,40 |
| Argent | 0,0001368 | |
| Arsenic | 0,0001368 | 0,68 |
| Bore | 0,001710 | |
| Cuivre | 0,0005814 | 14,19 |
| Étain | 0,0001026 | |
| Molybdène | 0,000205 | |
| Sélénium | 0,000410 | |
| Titane | 0,0001368 | |
| Uranium | 0,0008208 | |
| Vanadium | 0,0001368 | |

10.5.8.6. Caractérisation du risque

Les différentes substances entrent dans la catégorie des substances à effet toxique potentiel. Le risque est donc caractérisé de façon déterministe par le ratio PEC/PNEC, c'est-à-dire le ratio entre la concentration prédite dans l'environnement et la concentration prédite sans effet. Les ratios PEC/PNEC obtenus dans les différents milieux sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

| Rapports de risque calculés pour la zone des Huquets pour les rejets en mer aux limites proposées dans la modification | | |
|---|-------------------------|-------------------------------|
| Substance | PEC/ PNEC Eau marine | PEC/ PNEC Sédiments marins |
| Antimoine | 0,00002 | 0,0002 |
| Argent | 0,00152 | |
| Arsenic | 0,00010 | 0,001 |
| Bore | 0,00010 | |
| Cuivre | 0,00083 | 0,004 |
| Étain | 0,00034 | |
| Molybdène | 0,00007 | |
| Sélénium | 0,00466 | |
| Titane | 0,00171 | |
| Uranium | 0,01865 | |
| Vanadium | 0,00033 | |



10.6. MÉTHODES UTILISÉES POUR L'ÉVALUATION DES FLUX LIÉS AU PROJET

Le projet présenté inclut deux modifications des prescriptions de rejet de l'établissement de la Hague :

- la modification des modalités de surveillance des gaz rares radioactifs dans l'environnement ;
- la prise en compte dans les prescriptions de onze substances chimiques actuellement rejetées en mer par l'établissement et listées dans le tableau annexé à l'article R. 211-11-1 du code de l'environnement mentionné par l'article 4.1.11 de l'arrêté INB.

Les flux considérés pour les calculs d'impact sont les quantités d'effluents liquides et gazeux rejetés annuellement. Pour chacune des modifications, ils ont été définis en se plaçant au maximum des autorisations. Ainsi :

- pour la modification des modalités de surveillance des gaz rares radioactifs dans l'environnement, il n'est pas possible d'associer un flux à la modification, puisqu'elle ne modifie pas les limites mensuelles et annuelles d'activité rejetée. L'impact de la modification a été calculé en effectuant une analyse de sensibilité liée à la variabilité des vents, prenant en compte la dispersion la plus défavorable (conduisant à une activité volumique en krypton 85 atteignant le maximum de la moyenne annuelle autorisée) ;
- pour la modification relative aux rejets liquides chimiques en mer, les flux considérés sont les limites de rejet proposées pour les différentes substances. L'impact de la modification a été donc calculé en considérant que les rejets liquides sur une année atteignent les maxima proposés. *Note : la méthode adoptée pour définir les limites proposées est présentée dans le chapitre 7 au § 7.3.2.2 « Justification des valeurs limites proposées ».*



10.7. DESCRIPTION DES ÉVENTUELLES DIFFICULTÉS RENCONTRÉS

Aucune difficulté particulière d'ordre scientifique ou technique n'a été rencontrée lors de la réalisation de la présente étude d'impact.

Les limites techniques et facteurs d'incertitude des méthodes utilisées dans le cadre de cette étude d'impact sont présentés avec les méthodes correspondantes.