

Evaluation des risques pour l'environnement
17-juil.-02

TABLE DES MATIERES

I - LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES	1
I - 1 - La zone étudiée	1
I - 2 - Les substances étudiées	2
II - EVALUATION DES DANGERS	4
II - 1 - Méthodologie	4
II - 2 - Compartiment aquatique.....	6
II - 3 - Les prédateurs marins	11
II - 4 - Compartiment terrestre	12
II - 5 - Compartiment air	12
II - 6 - Résultats	12
II - 7 - Discussion.....	19
III - EVALUATION DES EXPOSITIONS	22
III - 1 - Rejets en eau douce	22
III - 2 - Rejets en mer.....	26
III - 3 - Concentrations dans le sol.....	34
IV - CARACTERISATION DU RISQUE	36
IV - 1 - Introduction.....	36
IV - 2 - Quantification des risques pour les substances chimiques à effet toxique potentiel.....	36
IV - 3 - Risque lié à l'eutrophisation.....	43
IV - 4 - Substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines.....	44
IV - 5 - Conclusion	45
V - RÉFÉRENCES	47

I - LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES

La démarche d'évaluation des risques suivie dans le cadre de cette étude est celle adoptée au plan européen et décrite dans le règlement (CE) n° 1488/94¹. Celle-ci consiste en une démarche en trois étapes :

- Évaluation des dangers comportant la caractérisation de l'écotoxicité des substances en vue d'identifier la concentration prévisible sans effet pour les écosystèmes (PNEC).
- Évaluation des expositions visant à déterminer les concentrations d'exposition des populations et des écosystèmes (PEC).
- Caractérisation des risques correspondant à une confrontation des concentrations d'exposition et des concentrations prévisibles sans effet pour les écosystèmes (PEC/PNEC).

Pour ces évaluations, les méthodologies suivies sont dans la majorité des cas celles décrites dans les documents guides européens (C.E., 1996) développés en support au règlement (CE) n° 1488/94.

I - 1 - La zone étudiée

La présente étude concerne l'évaluation des risques pour les écosystèmes marins et continentaux liés aux rejets chimiques des installations nucléaires du Nord Cotentin, à savoir, le centre de retraitement COGEMA – La Hague, la centrale EDF de Flamanville et le centre de stockage ANDRA.

La réception tardive des informations ainsi que la nécessité de compléments concernant les rejets antérieurs à 1985 ont conduit le groupe à ne pas prendre en compte les rejets de la Marine Nationale dans les évaluations des risques réalisées.

Dans les trois cas pris en considération, les risques liés aux rejets chimiques sont évalués en tenant compte des rejets actuels et passés (1966-2000).

Pour le milieu aquatique, l'évaluation des risques pour l'environnement est focalisée dans un premier temps sur la zone maritime proche des côtes s'étendant de Flamanville à Fermanville.

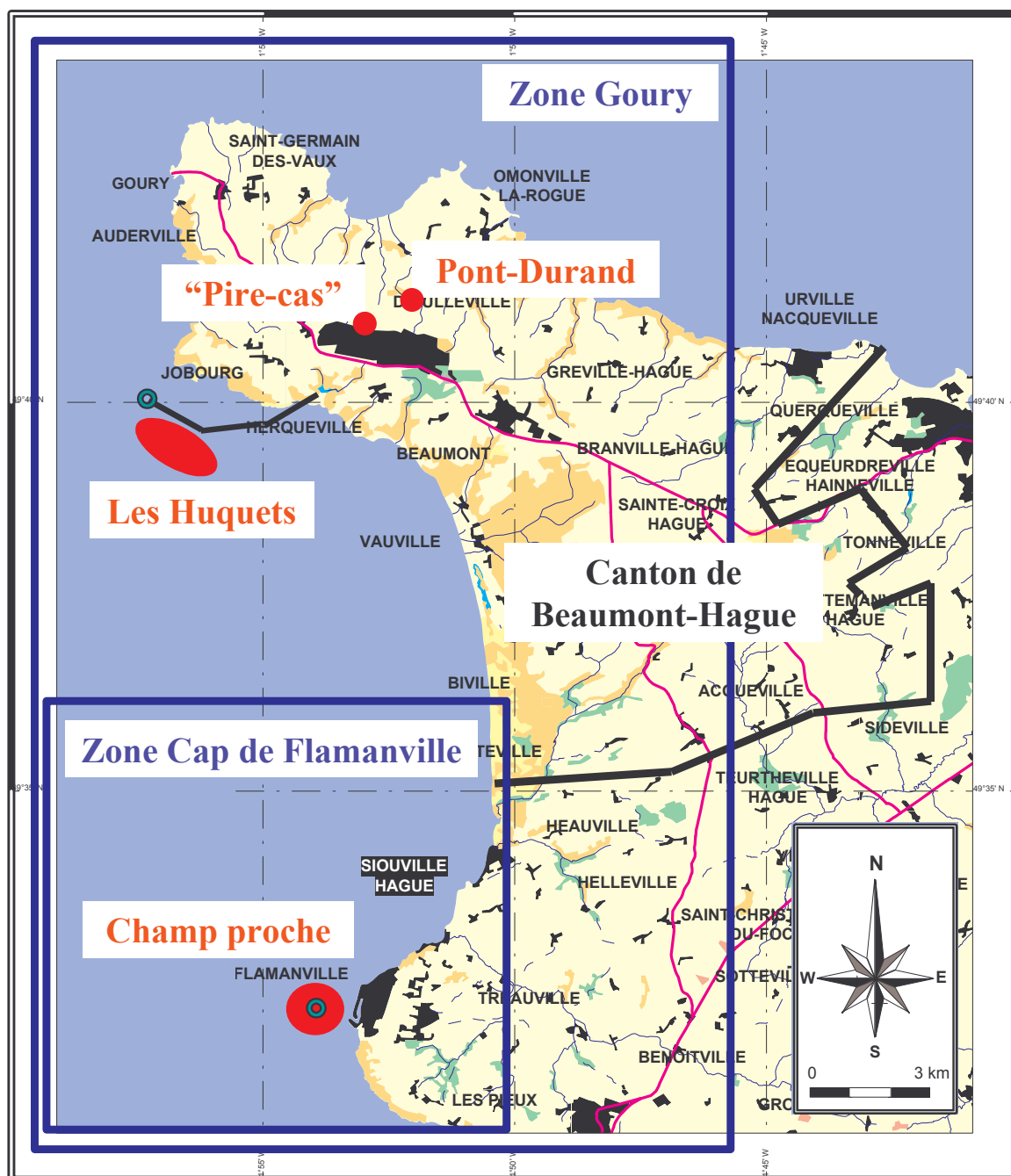
En ce qui concerne l'étude des milieux aquatiques continentaux (ruisseaux recevant les effluents) seuls les risques associés aux rejets dans la Sainte Hélène sont évalués. En effet, les informations concernant les autres ruisseaux ne sont pas suffisantes. Par ailleurs, de tous les rejets dans les ruisseaux, ce sont ceux dans la Sainte Hélène qui semblent être les plus importants (voir partie terme source).

Pour les écosystèmes terrestres, l'évaluation des risques est réalisée en un point à proximité de la centrale GOGEMA – La Hague considéré comme une zone de « pire cas² ».

Les différents lieux étudiés sont présentés Figure I-I.

¹ JOCE N° L161 du 29.6.94

² la zone de pire cas est définie comme une zone où les concentrations sont supposées maximales.



BDCARTO registered trademark - copyright IGN 1997

Figure I-I: Présentation des différentes zones et/ou points d'étude

I - 2 - Les substances étudiées

Sur les 63 substances ou paramètres pour lesquels des suivis de rejets ont été recensés pour le terme source, 41 substances ont été retenues pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Cette sélection a été effectuée à partir de critère de pertinence écotoxicologique, de pertinence par rapport au milieu récepteur étudié et de la connaissance sur l'écotoxicité des substances. Ainsi des paramètres tels que COV, métaux lourds, poussières, hydrocarbures totaux ou détergents n'ont pas été pris en compte. De même, compte tenu de l'absence de connaissance sur leur écotoxicité sur les organismes du sol, les dioxines n'ont pas été évaluées. Les évaluations ont porté sur : acide borique, aluminium, ammoniac, antimoine, arsenic, baryum, béryllium, brome, bromoforme, cadmium, calcium, chlorures, chrome, cobalt, cuivre, cyanures, étain, fer, fluorures, hydrazine, lithium, magnésium, manganèse, mercure, morpholine, nickel, nitrates, nitrites,

phosphates, plomb, potassium, sodium, sulfates, tellure, thallium, titane, tributylphosphate, uranium, vanadium, zinc et zirconium.

En résumé, les substances suivantes ont été prises en compte dans l'étude:

- Dans l'eau de mer:
 - 27 substances "toxiques": Acide borique, Aluminium, Ammoniaque, Arsenic, Baryum, Béryllium, Bromoforme, Cadmium, Chrome III, Cobalt, Cuivre, Cyanure, Fer, Fluorures, Hydrazine, Lithium, Manganèse, Mercure organique, Mercure inorganique, Morpholine, Nickel, Nitrites, Plomb, TBP, Uranium, Zinc, Zirconium,
 - 3 substances eutrophisantes: nitrates, nitrites, phosphates
 - 8 substances "constituant majeur" de l'eau : Bore, Calcium, Chlorures, Fluorures, Magnesium, Potassium, Sodium, Sulfates
- Dans les sédiments marins:
 - Les 26 substances toxiques rejetées dans l'eau de mer ont été évaluées³. Cependant pour 9 d'entre elles ayant un faible potentiel d'adsorption il n'a pas été possible de déterminer une PNEC (voir II - 2 - 3 -) et le risque a alors été évalué par le risque dans la colonne d'eau. Par conséquent seules 17 substances sont étudiées spécifiquement dans ce compartiment: Aluminium, Arsenic, Baryum, Béryllium, Cadmium, Chrome III, Cobalt, Cuivre, Fer, Lithium, Manganèse, Mercure total, Nickel, Plomb, Uranium, Zinc, Zirconium,
- Dans l'eau douce:
 - 19 substances "toxiques": Acide borique, Aluminium, Arsenic, Baryum, Béryllium, Brome, Cadmium, Chrome III, Cobalt, Cuivre, Cyanure, Etain, Fer, Manganèse, Mercure inorganique, Mercure organique, Nickel, Plomb, Zinc,
- Dans les sédiments d'eau douce:
 - 14 substances "toxiques": Aluminium, Arsenic, Baryum, Béryllium, Cadmium, Chrome III, Cuivre, Etain, Fer, Manganèse, Mercure total³, Nickel, Plomb, Zinc,
- Dans le sol:
 - 17 substances "toxiques": Antimoine, Arsenic, Cadmium, Chrome, Cobalt, Cuivre, Etain, Fer, Manganèse, Mercure, Nickel, Plomb, Tellure, Thallium, Titane, Vanadium, Zinc,
- Pour les prédateurs, les substances rejetées dans l'eau de mer ont été prises en compte.

³ La distinction entre mercure organique et inorganique n'a pas été faite. En effet, les informations concernant ces deux formes ne sont pas disponibles.

II - EVALUATION DES DANGERS

II - 1 - Méthodologie

Le danger correspond aux effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer.

Les dangers liés aux effets toxiques des substances sont évalués dans la plupart des cas à partir de données obtenues en laboratoires lors d'essais écotoxicologiques standardisés ou non. De tels essais ont pour objet la mise en évidence des effets toxiques d'une substance vis-à-vis d'organismes représentatifs des écosystèmes et appartenant à différents niveaux trophiques.

Dans le cas des écosystèmes aquatiques, on utilise généralement :

- des bactéries,
- des algues,
- des invertébrés (souvent des micro-crustacés),
- des organismes benthiques
- des poissons.

Dans le cas des écosystèmes terrestres, on utilise généralement :

- des bactéries,
- des végétaux,
- des invertébrés,
- éventuellement des oiseaux,
- des mammifères.

Le plus souvent il s'agit d'essais permettant la mise en évidence d'effets létaux résultant de courtes durées d'exposition (résultats exprimés sous forme de CL_{50} , CE_{50} ou CI_{50} ⁴). Des essais permettant la mise en évidence d'effets sub-létaux résultant de plus longues durées d'exposition (résultats exprimés sous forme de NOEC ou LOEC⁵) peuvent également exister. Les résultats des essais court terme sont pertinents lors de l'évaluation des effets de pollutions épisodiques ou accidentelles. L'information qu'ils fournissent est moins pertinente lorsqu'il s'agit d'évaluer le risque à long terme d'une substance sur l'environnement. Ils sont cependant moins coûteux que les essais long terme.

Les méthodes utilisées peuvent se référer à des protocoles expérimentaux standardisés (OCDE, UE, AFNOR...). Quand ils existent, on prend également en considération les résultats de tests d'écotoxicité intégrée (microcosmes, mésocosmes...). En l'absence de données expérimentales, des données obtenues par application de modèles se basant sur les relations structure/activité de la substance (QSAR, Quantitative Structure Activity Relationship) peuvent également être utilisées.

⁴ Dans un essai d'écotoxicité, la concentration qui provoque la mort (CL), l'inhibition (CI) ou un effet (CE) sur 50% des organismes exposés à une substance pendant une durée limitée est déterminée.

CL₅₀ : concentration létale pour 50% de la population testée,

CE 50 : concentration efficace pour 50% de la population testée,

CI 50 : concentration inhibitrice pour 50% de la population testée.

⁵ NOEC: No Observed Effect Concentration. Plus forte concentration testée pour laquelle aucun effet n'est observé.

LOEC: Lowest Observed Effect Concentration. Plus faible concentration testée pour laquelle un effet est observé.

Dans tous les cas, l'objectif est d'évaluer la concentration d'une substance chimique ne provoquant aucun effet adverse sur les écosystèmes : la PNEC⁶. Pour cela, deux méthodes sont possibles selon le nombre de données d'écotoxicité disponibles.

II - 1 - 1 - Méthode des facteurs d'extrapolation

Une PNEC pour une substance donnée et pour l'ensemble du compartiment aquatique peut être extrapolée à partir de résultats d'essais mono-spécifiques, en supposant que protéger la structure de l'écosystème protège également son fonctionnement.

Cependant, l'extrapolation des effets, pour une espèce ou un nombre réduit d'espèces, à tout un écosystème impose l'application de facteurs d'extrapolation sur les données de toxicité concernant l'espèce la plus sensible et permettant de prendre en compte :

- les variations intra-spécifiques liées à l'état physiologique des individus d'une même espèce.
- les variations interspécifiques résultant des différences de sensibilités entre les différentes espèces de l'écosystème vis-à-vis d'une même substance.
- les extrapolations de la toxicité à court terme vers le long terme. Des effets sub-létaux, non détectables à court terme, peuvent apparaître à long terme et mettre en danger une population.
- les extrapolations des données de laboratoire qui ne tiennent pas compte de l'état initial de l'écosystème. Par ailleurs, des effets additifs, synergiques, ou antagonistes dus à la présence d'autres substances dans le milieu peuvent modifier les effets de la substance testée sur la biocénose.
- les variations entre les différents expérimentateurs réalisant les essais mais aussi entre les différents laboratoires.

L'importance du facteur d'extrapolation dépend de la quantité et de la nature des informations disponibles pour l'écosystème étudié. Ainsi, les facteurs d'extrapolation sont plus faibles lorsque des données d'écotoxicité à long terme pour des espèces appartenant à des groupes taxonomiques et des niveaux trophiques différents existent, et plus élevés lorsque peu de données sont disponibles. Les différents facteurs d'extrapolation associés aux calculs des différentes PNEC (eau douce, eau marine, sédiment, prédateurs et sol) sont reportées dans les Tableau II-I, Tableau II-II, Tableau II-IV et Tableau II-V.

II - 1 - 2 - Méthode d'extrapolation statistique.

Pour les substances pour lesquelles un grand nombre de données de toxicité est disponible, la méthode des facteurs d'extrapolation peut conduire à sous estimer la valeur de la PNEC. En effet, dès lors que trois valeurs de NOEC sont disponibles pour trois niveaux trophiques, le facteur d'incertitude est 10, alors que si le nombre de NOECs augmente, la probabilité d'observer une NOEC plus faible augmente aussi. Pour améliorer l'estimation de la PNEC, il est alors possible d'utiliser une méthode statistique telle que celle proposée par Aldenberg et Jaworska (2000). Une telle procédure a été récemment acceptée au sein des groupes techniques de l'Union Européenne dans le cadre du Règlement sur les substances existantes (CE 793/93).

Cette méthode suppose que les NOECs observées sur différentes espèces soient distribuées suivant une loi log-normale. D'autres fonctions de distribution peuvent également être employées, par exemple une distribution log-logistique (Aldenberg et Slob, 1993). Lorsque plusieurs NOECs sont observées sur une même espèce, c'est la moyenne géométrique de ces NOECs qui est utilisée. La PNEC est extrapolée à partir du 5^{ème} percentile de la distribution de ces données. Il est possible d'estimer un intervalle de confiance pour cette concentration. Un facteur d'extrapolation de 1 à 5 est ensuite appliqué à cette concentration pour obtenir la PNEC. Ce facteur est déterminé

⁶ Predicted No Effect Concentration : concentration prédite sans effets.

au cas par cas suivant un grand nombre de critères : nombre et représentativité des données, précision d'estimation de ce percentile via la taille de son intervalle de confiance, mode d'action toxicologique de la substance étudiée, existence de données observées en mésocosmes ou lors d'études de terrain, etc.

Il a été décidé dans le cadre des évaluations des risques réglementaires européennes de n'utiliser une méthode d'extrapolation statistique que s'il existait au moins 10 (et de préférence 15) NOECs sur des espèces différentes appartenant à 8 groupes taxonomiques différents. Ces NOECs doivent correspondre à des effets à long terme. Les mêmes critères sont pris ici pour utiliser cette méthode.

II - 1 - 3 - Cas particulier des substances existant à l'état naturel

Pour les substances existant à l'état naturel dans l'environnement, il paraît nécessaire de tenir compte de la concentration naturelle (C_b ⁷) présente dans l'environnement. En effet, celle-ci peut avoir un effet sur les écosystèmes mais il n'est pas du ressort de l'homme de modifier cette concentration. Par ailleurs, les effets observés sont à l'origine d'une diversité biologique « naturelle ». Cette concentration naturelle peut, en outre, induire chez les organismes vivants une adaptation à la substance.

Pour tenir compte de la concentration de fond " naturelle " Struijs *et al.* (1997) ont proposé une approche dite des " risques ajoutés ". On distingue alors la concentration maximale que l'on accepte dans l'environnement (MPC⁸) de la concentration maximale ajoutée dans l'environnement de façon anthropogénique (MPA⁹), la première correspondant à la somme de la concentration de fond naturelle et de la seconde :

$$MPC = MPA + C_b.$$

Struijs *et al.* (1997) ont proposé une méthode permettant d'estimer la concentration ajoutée maximale (MPA) à partir des données écotoxicologiques et de la concentration de fond. Cependant, le fait que la MPA dépende de la concentration naturelle de fond a plusieurs inconvénients ; tout d'abord la méthode est relativement difficile à appliquer (cela nécessite la connaissance de la concentration de fond naturelle ce qui n'est pas forcément facile à déterminer) ; ensuite elle implique des limites de rejets différents pour chaque site ce qui n'est pas facile à mettre en œuvre dans la réglementation. Par ailleurs, il semble sur quelques exemples que la prise en compte des concentrations de fond naturelles n'ait pas beaucoup d'influence sur le résultat du calcul de la MPA (Crommentuijn, 1997). En conséquence, une méthode simplifiée a été proposée et adoptée au Pays Bas (Crommentuijn, 2000). La MPA est alors estimée comme une PNEC obtenue à partir des résultats d'essais écotoxicologiques indépendamment de la concentration de fond. Dans la suite de ce rapport nous avons estimé des MPA ou encore PNEC ajoutées. Le terme de PNEC se rapporte donc ici à ce concept.

II - 2 - Compartiment aquatique

II - 2 - 1 - Eau douce

Les conditions d'application des différents facteurs d'extrapolation utilisés pour l'évaluation des risques des substances chimiques nouvelles et existantes dans le cadre réglementaire européen (CE, 1996) sont présentées dans le tableau ci-dessous.

⁷ C_b : Background concentration

⁸ Maximum Permissible Concentration

⁹ Maximum Permissible Addition

Tableau II-I : Facteurs d'extrapolation pour la dérivation de la PNEC_{eau} dans l'eau douce utilisés dans le cadre réglementaire européen (CE, 1996).

Informations disponibles	Facteur d'extrapolation
Au moins une CL ₅₀ d'un essai court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques standards (poisson, invertébré et algue)	1000 ^a
Une NOEC d'un essai long terme (poisson ou invertébré)	100 ^b
Deux NOEC d'essais long terme pour 2 niveaux trophiques (poisson et/ou invertébré et/ ou algues)	50 ^c
Trois NOEC d'essais long terme pour 3 niveaux trophiques (poisson, invertébré et algue le plus souvent)	10 ^d
Données de terrain ou de mésocosmes	évalué au cas par cas ^e

(a) L'utilisation d'un facteur d'extrapolation de 1000 permet de protéger l'écosystème de l'ensemble des variations et incertitudes répertoriées ci-dessus, en considérant qu'elles contribuent toutes, de façon significative, à l'incertitude totale. Pour certaines substances, il est possible qu'une des composantes de l'incertitude soit plus importante ou négligeable par rapport aux autres. Dans ce cas on peut faire varier le facteur en fonction de ces données.

(b) Un facteur de 100 s'applique à la NOEC générée par un essai long terme, lorsque celui-ci est réalisé sur le niveau trophique le plus sensible à court terme. Dans le cas contraire, c'est à dire si l'espèce testée à long terme n'est pas l'espèce la plus sensible à court terme, on utilise la CL50 la plus faible avec un facteur d'incertitude de 1000 pour déterminer la PNEC aquatique, sauf si cette PNEC est plus élevée que la PNEC calculée d'après la NOEC.

(c) Un facteur de 50 s'applique à la plus basse des deux NOEC si l'une d'elles a été effectuée sur le niveau trophique possédant la plus basse CL50 dans les essais court terme. Dans le cas contraire, c'est-à-dire si l'une des deux NOEC ne correspond pas à l'espèce la plus sensible, la PNEC est calculée à partir de la NOEC la plus faible, en utilisant un facteur d'incertitude de 100 et non de 50.

(d) Un facteur de 10 s'applique lorsque des NOEC issues d'essais long terme sont disponibles pour au moins trois niveaux trophiques différents. La NOEC la plus basse sert à dériver la PNEC aquatique. Cependant, le facteur 10 n'est appliqué que si la NOEC la plus faible correspond à une espèce considérée comme représentative du maillon le plus sensible de l'écosystème. Dans le cas où la plus basse NOEC n'est pas générée avec l'espèce la plus sensible en essai court terme, un facteur de 50 au lieu de 10 lui est appliqué pour déterminer la PNEC.

(e) A la suite d'études en mésocosmes ou de terrain, un facteur d'incertitude peut être déterminé au cas par cas en fonction de la pertinence des données recueillies.

II - 2 - 2 - Eau marine

Pour les écosystèmes marins, une PNEC spécifique peut également être extrapolée à partir de tests mono-spécifiques (sur espèces d'eau douce et marines) et de l'application de facteurs d'extrapolation. Ces facteurs d'extrapolation ainsi que leurs conditions d'application sont présentés dans le Tableau II-II. Le choix de ces facteurs d'extrapolation a été guidé par les hypothèses suivantes :

- La connaissance des effets écotoxicologiques vis à vis des espèces marines est inférieure à celle concernant les espèces d'eau douce.

- Si on suppose que la sensibilité des espèces marines est équivalente à la sensibilité des espèces d'eau douce, en revanche la diversité des espèces marines est plus grande que celle des espèces d'eau douce.

Tableau II-II : Facteurs d'extrapolation proposés pour dériver une PNEC_{eau} dans le milieu marin (proposés dans le cadre de la révision des guides techniques européens)

Informations disponibles	Facteur d'extrapolation
La plus faible CL(E) ₅₀ d'un essai court terme sur des représentants d'eau douce ou salée de trois groupes taxonomiques (Algues, Crustacés et Poissons) de trois niveaux trophiques	10000 ^a
La plus faible CL(E) ₅₀ d'un essai court terme sur des représentants d'eau douce ou salée de trois groupes taxonomiques (Algues, Crustacés et Poissons) de trois niveaux trophiques, + 2 groupes taxonomiques marins supplémentaires (e.g. Echinodermes, Mollusques)	1000
Une NOEC d'un essai long terme (test de reproduction d'un Crustacé d'eau douce ou salée ou des études de croissance sur poissons)	1000 ^b
Deux NOECs d'essai long terme d'espèces d'eau douce ou salée appartenant à deux niveaux trophiques (algues et/ou crustacés et/ou poissons)	500 ^c
La plus faible NOEC d'essai long terme sur trois espèces d'eau douce ou salée (normalement algues et/ou crustacés et/ou poissons) appartenant à trois niveaux trophiques	100 ^d
Deux NOECs d'essai long terme sur des espèces d'eau douce ou salée appartenant à deux niveaux trophiques (algues et/ou crustacés et/ou poissons) + 1 NOEC d'essai long terme supplémentaire sur un groupe taxonomique marin (e.g. Echinodermes, mollusques)	50
La plus faible NOEC d'essai long terme de trois espèces d'eau douce ou salée (normalement algues et/ou crustacés et/ou poissons) appartenant à trois niveaux trophiques + 2 NOECs d'essai long terme supplémentaires sur des groupes taxonomiques marins (e.g. Echinodermes, mollusques)	10

(a) L'utilisation d'un facteur d'extrapolation de 10000 permet de protéger l'écosystème de l'ensemble des variations et incertitudes répertoriées ci-dessus, en considérant qu'elles contribuent toutes de façon significative à l'incertitude totale. Pour certaines substances, il est possible qu'une des composantes de l'incertitude soit plus importante ou négligeable par rapport aux autres. Dans ce cas on peut faire varier le facteur en fonction de ces données.

(b) Un facteur de 1000 s'applique à la NOEC générée par un essai long terme (Crustacé ou poisson d'eau douce ou salée). Il faut que la NOEC corresponde au niveau trophique ayant la CL50 la plus basse dans les essais court terme. Dans le cas contraire, on ne peut considérer la NOEC comme protectrice d'autres espèces plus sensibles. On utilise alors la CL50 la plus faible avec un facteur d'incertitude de 10000 pour déterminer la PNEC aquatique, sauf si cette PNEC est plus élevée que la PNEC calculée d'après la NOEC.

Un facteur d'extrapolation de 1000 s'applique aussi à la plus faible des NOECs couvrant deux niveaux trophiques (algues et/ou crustacés et/ou poissons d'eau douce ou salée) quand les NOECs n'ont pas été obtenues à partir des essais courts termes ayant la plus faible CL50.

(c) Un facteur de 500 s'applique à la plus basse des deux NOECs si celle-ci couvre le niveau trophique possédant la plus basse CL50 dans les essais court terme.

S'il est possible de déterminer que le groupe trophique non testé est moins sensible que les deux groupes testés, alors un facteur d'incertitude de 100 peut être appliqué à la plus faible NOEC de seulement deux espèces.

Si des essais court terme sur espèces marines sont connus et indiquent que ces espèces ne sont pas les plus sensibles et que les NOECs générées par ces espèces ne seront pas plus faibles que celles déjà obtenues, un facteur d'incertitude réduit (à 100 si on ne dispose que d'un essai court terme, à 50 si deux essais court terme sur espèces marines sont disponibles) peut être appliqué à la plus faible NOEC de seulement deux espèces. Ceci est particulièrement important si la substance n'a pas le potentiel de se bioaccumuler.

(d) Un facteur de 100 s'applique lorsque des NOECs issues d'essais long terme sont disponibles pour au moins trois espèces d'eau douce ou salée (Algues, Crustacés et Poissons) de 3 niveaux trophiques différents. La NOEC la plus basse sert à dériver la PNEC aquatique.

Le facteur d'extrapolation peut être réduit à 10 si :

- des tests court terme sur des espèces marines (Echinodermes, Mollusques) ont été réalisés et indiquent que ces espèces ne sont pas les plus sensibles et que les NOECs générées pour ces espèces ne seront pas plus basses que celles déjà obtenues.
- Des tests court terme sur espèces marines ont indiqué qu'une de ces espèces est plus sensible et qu'un test long terme a été réalisé pour l'une d'elle. Ceci ne s'appliquera que si les NOECs générées ne sont pas plus faibles que celles déjà disponibles.

La méthode d'extrapolation statistique peut également être utilisée sur des données marines, uniquement lorsque celles-ci sont suffisamment nombreuses.

II - 2 - 3 - Les sédiments

Les sédiments représentent un compartiment important pour les écosystèmes aquatiques. En effet, de nombreux organismes effectuent une partie de leur cycle de vie au contact de cette matrice, s'en nourrissant même parfois. Or les substances les plus hydrophobes peuvent se fixer et s'accumuler dans les sédiments et donc présenter un risque pour les organismes benthiques¹⁰.

Pour les substances pour lesquelles des résultats d'essais sont disponibles sur organismes benthiques, des PNECs peuvent être estimées pour le compartiment benthique, en utilisant des facteurs d'extrapolation. Dans le cas présent, les informations disponibles ne sont pas suffisantes pour appliquer cette méthode à l'ensemble des substances, par conséquent une autre approche est proposée.

Depuis le début des années 1990, différentes approches ayant en commun de rechercher des relations statistiques entre des concentrations de substances et des observations biologiques (en particulier résultats d'essais) ont été développées. Les plus citées sont les approches proposées par Long (1992), Long *et al.* (1995), MacDonald *et al.* (1996) et Smith *et al.* (1996). Plus récemment, ce même groupe d'auteurs a proposé la notion de critère consensuel, obtenu en calculant la moyenne géométrique de critères sélectionnés (seuils de qualité). Deux valeurs sont ainsi calculées, à savoir une concentration dite TEC (*Threshold Effect Concentration*), au-dessous de laquelle les effets sont considérés comme peu probables, et une deuxième concentration au-dessus de laquelle les effets sont considérés comme probables (MacDonald *et al.*, 2000). Dans la mesure où une certaine proportion des sédiments peut être toxique au-dessous de la TEC (cette proportion variant d'un élément à l'autre), elle ne peut donc pas être assimilée à une PNEC. Par conséquent, des facteurs d'extrapolation sont appliqués par précaution aux valeurs de TECs proposées par MacDonald *et al.* (2000) pour un certain nombre de métaux en milieu d'eau douce afin de déterminer des PNECs.

¹⁰ organismes vivants au contact des sédiments.

Dans leur étude, Mac Donald *et al.* (2000) ont testé les seuils proposés sur un échantillon de 347 sédiments. Pour chaque substance, ils ont déterminé la proportion de sédiments toxiques alors que la concentration en la substance considérée était au-dessous de la TEC. Lorsque le pourcentage d'échantillons mal classé était inférieur à 20%, un facteur d'extrapolation de 10 a été systématiquement appliqué à la TEC pour dériver la PNEC et lorsque le pourcentage d'échantillons mal classé était supérieur à 20%, un facteur d'extrapolation de 20 a été utilisé.

Pour les métaux pour lesquels aucune TEC n'est disponible il n'est pas possible de déterminer une PNEC pour les sédiments en eau douce.

Pour la détermination de PNECs en milieu marin, l'étude de Field *et al.* (1999) sur sédiments marins (côtiers) ou estuariens a été utilisée. Ces derniers ont développé une série de régressions logistiques à partir de bases de données associant des mesures chimiques dans les sédiments et des résultats de bioessais. Les modèles obtenus permettent de prédire la probabilité d'effet toxique associée à une concentration donnée, et son intervalle de confiance. Par exemple la concentration correspondant à l'observation de 10% d'échantillons toxiques a été déterminée (appelée T10 par Field *et al.*, 1999). Là encore, les paramètres déterminés ne sont pas assimilables à une PNEC, mais peuvent être utilisés pour la calculer (e.g. en appliquant un facteur d'extrapolation aux concentrations ainsi déterminées). Par conséquent, pour la détermination de la PNEC sédiment en milieu marin pour les métaux, nous avons utilisé la T10 à laquelle un facteur d'extrapolation de 10 a été appliqué.

Pour les métaux pour lesquels une T10 n'est pas disponible, la PNEC déterminée pour les sédiments d'eau douce est utilisée.

Pour les substances organiques rejetées en milieu marin (il n'y a pas de rejets de substances organiques adsorbables dans la Ste Hélène), il n'existe pas de données expérimentales vis à vis des organismes benthiques. Par conséquent, il n'est pas possible de déterminer une PNEC par la méthode des facteurs d'extrapolation. La méthode du coefficient de partage (C. E., 1996) peut alors être appliquée.

Celle-ci suppose que :

- la sensibilité des espèces benthiques est identique à la sensibilité des espèces de la colonne d'eau.
- il existe un équilibre entre la concentration en polluant dans l'eau interstitielle et la concentration dans le sédiment. Les coefficients de partage entre les sédiments et l'eau peuvent être mesurés ou estimés à partir des caractéristiques du milieu et de la substance.

Cependant, en milieu marin il n'est pas nécessaire d'estimer une PNEC pour les sédiments s'il n'existe pas de résultats vis à vis d'organismes benthiques. En effet, il n'existe pas de concentrations mesurées dans les sédiments marins, celles ci sont donc estimées à l'aide du coefficient de partage eau-solide dans les sédiments (voir III - 2 - 3 -a). Par conséquent, utiliser la méthode du coefficient de partage pour estimer une PNEC pour les substances organiques revient à dire que le risque (rapport PEC/PNEC) est équivalent dans l'eau et dans les sédiments.

La méthodologie utilisée pour la détermination des PNEC sédiments est résumée dans le Tableau II-III

Tableau II-III : Méthodologie de détermination des PNECs pour les compartiments sédimentaires

Substances	Sédiment	Données disponibles	Facteurs d'extrapolation	PNEC
organiques	Eau douce	Pas de substances adsorbables dans la Ste Hélène		
	Marin	Le risque pour les organismes benthiques marins est estimé comme étant égal au risque pour les organismes de la colonne d'eau en raison de l'application de la méthode du coefficient de partage.		
métaux	Eau douce	TEC disponible	10 (moins de 20 % des échantillons testés toxiques)	TEC/10
			20 (plus de 20% des échantillons testés toxiques)	TEC/20
		Absence de TEC	-	Pas de PNEC
	Marin	T10 disponible	10	T10 / 10
		Absence de T10	-	PNECsed eau douce
		Absence de TEC	-	Pas de PNEC

Ces différentes méthodes permettent d'estimer des seuils de concentrations en dessous desquels les organismes benthiques ne devraient pas être affectés. Cependant l'incertitude dans l'estimation de ces seuils est extrêmement importante. Les effets sur le compartiment benthique sont encore très mal connus.

II - 3 - Les prédateurs marins

Les substances peuvent s'accumuler et se concentrer au fur et à mesure que l'on progresse dans les chaînes trophiques. Il est donc nécessaire de s'intéresser au risque pour les prédateurs.

Afin de protéger ces prédateurs (oiseaux ou mammifères piscivores par exemple) il est nécessaire d'évaluer une concentration prévisible sans effets vis-à-vis de ces derniers, appelée PNECoral (ou encore PNEC par empoisonnement secondaire). Pour ce faire, des données de toxicité par voie alimentaire des différentes substances vis-à-vis des prédateurs ainsi que les facteurs d'extrapolation présentés dans le Tableau II-IV ont été utilisés.

Tableau II-IV: Facteurs d'extrapolation pour la dérivation des PNEC oral (CE, 1996).

Informations disponibles (essais par voie orale uniquement)	Facteur d'extrapolation
Au moins une CL ₅₀ d'un essai court terme (5 jours)	1000
Une NOEC d'un essai à doses répétées (28 jours)	100
Une NOEC d'un essai à doses répétées (90 jours)	30
Au moins une donnée chronique (reproduction)	10

II - 4 - Compartiment terrestre

La stratégie proposée est basée sur les effets des substances sur les organismes du sol. Pour le moment aucune stratégie n'est disponible pour évaluer les effets possibles sur les fonctions du sol comme la filtration, la capacité tampon et la capacité métabolique. Par ailleurs, seuls les organismes du sol exposés directement via l'eau interstitielle et/ou le sol sont étudiés.

La $PNEC_{sol}$ est estimée à partir de résultats d'essais auxquels sont appliqués des facteurs d'extrapolation. Si des données sont disponibles pour un producteur, un consommateur et/ou un décomposeur, la $PNEC_{sol}$ est calculée en utilisant des facteurs d'extrapolation présentés dans le Tableau II-V.

Tableau II-V : Facteurs d'extrapolation pour la dérivation de la $PNEC_{sol}$ utilisés dans le cadre réglementaire européen (CE, 1996)

Informations disponibles	Facteurs d'extrapolation
L(E)C ₅₀ d'essai de toxicité a court terme (e.g. Plantes, vers de terre, ou micro-organismes)	1000
Une NOEC d'essai de toxicité long terme (e.g. Plantes)	100
NOEC d'essais long terme supplémentaire de deux niveaux trophiques	50
NOEC d'essais long terme supplémentaire de trois niveaux trophiques	10
Données de terrain / données d'écosystèmes modèles	Cas par cas

Des PNECs pour les métaux sont déterminées dans le sol uniquement lorsqu'il existe des résultats d'essais sur organismes terrestres.

II - 5 - Compartiment air

La méthodologie présentée précédemment ne peut être appliquée au compartiment atmosphérique compte tenu des développements actuels concernant l'évaluation des effets sur les organismes exposés via l'atmosphère. Le compartiment atmosphérique n'est donc pas abordé dans l'évaluation des risques.

II - 6 - Résultats

L'ensemble des PNECs est estimé à partir des données présentées dans l'Annexe II : « Evaluation des dangers ».

II - 6 - 1 - PNEC eau

Les valeurs des PNECs qui sont utilisées pour l'évaluation des risques pour les eaux douce et marine sont reportées dans le Tableau II-VI. Ces PNECs ont été dérivées à partir des résultats

d'essais présentés dans l'Annexe I « Evaluation des dangers » suivant les méthodes présentées précédemment.

Les données présentées dans le Tableau II-VI récapitulent pour chaque substance les données qui ont été considérées lors de l'établissement de la PNEC, à savoir :

- le nombre de données chroniques disponibles,
- l'étendue de ces données chroniques,
- le facteur d'extrapolation utilisé pour obtenir la PNEC (appliqué à la NOEC la plus basse ou lorsque la PNEC a été dérivée par la méthode statistique à la HC5).

Ces différentes informations permettent d'avoir une vision rapide de la fiabilité de la valeur de la PNEC proposée. En effet, plus le nombre de résultats disponibles est élevé, plus l'incertitude diminue quant à la valeur de la PNEC extrapolée.

L'étendue des valeurs de NOECs observée est plus difficile à interpréter car elle dépend non seulement du nombre de résultats existants mais aussi des espèces testées, du nombre d'auteurs différents ayant effectué les essais (la variabilité intra et inter espèces est souvent beaucoup plus faible pour un même laboratoire d'essais qu'entre plusieurs laboratoires). Elle permet cependant de relativiser la valeur de la PNEC.

Ces informations se retrouvent au travers du facteur d'extrapolation utilisée pour dériver la PNEC. Plus ce facteur est faible plus la PNEC est fiable.

Les cases grisées correspondent aux substances et aux milieux pour lesquels il n'a pas été nécessaire de dériver une PNEC puisqu'il n'existe pas de rejet identifié de la substance dans le milieu considéré.

Tableau II-VI : Concentrations sans effet prévisible (PNEC) pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce et eau marine)

	Nombre de données disponibles ¹¹	Etendue des valeurs de NOEC ¹² observées (µg/l)	Facteur d'extrapolation ¹³	PNEC eau douce (µg/l)	PNEC eau marine (µg/l)
Acide borique	13 (28)	0,12-56	5*	80	8
Aluminium	7 (10)	0,6-270	10	0,06	0,006
Ammoniac	15 (29)	670-44900	100		6,7
Arsenic	14(15)	10-11000	5*	4,4	0,44
Baryum	5(5)	5800-15100	50	58	5,8
Béryllium	7	2-520	10	0,2	0,02
Brome	10(11)	7800-2500000	10	780	
Bromoforme	3	2-50	500		9,6
Cadmium ED¹⁴	26(41)	0,25-31	3*	0,17	
Cadmium EM	34(53)	0,56-1000			0,17¹⁵
Chrome III	7(8)	47-313000	10	4,7	?¹⁶
Cobalt ED	8(9)	5-500	10	0,5	
Cobalt EM	3	0,45-110	50		0,1
Cuivre	39(76)	1,7-330	2*	1,6	0,8
Cyanure	8	5,7-31	50	0,114	0,0114
Etain	3(4)	0,18-75	10	0,019	
Fer	2(3)	0,13-5,8	50	44	4,4
Fluorures	4 (5) + 2 ¹⁷	3,7-50	100		90
Hydrazine	3 + 1 ¹⁷	(0,5) 1-15	100		0,005
Lithium	2	0,2-13	1000		0,2
Manganèse	2	2-4,55	100 ¹⁸	15	1,5
Mercure inorganique ED	19 (29)	0,07-500	3*	0,15	
Mercure inorganique EM	18 (21)	0,25-100	4*		0,05
Mercure organique	10 (11)	0,03-19	10	0,003	0,0003
Morpholine	2	4100-800000	1000		4,1

¹¹ Les valeurs reportées correspondent au nombre de données chroniques sur espèces différentes. Les valeurs entre parenthèses correspondent au nombre de données disponibles totales (plusieurs valeurs peuvent être disponibles pour une même espèce)

¹² Toutes les données n'ont pas nécessairement été validées, en particulier les valeurs élevées.

¹³ Les facteurs présentés correspondent aux facteurs d'extrapolation utilisés pour déterminer la PNEC eau douce sauf lorsqu'une PNEC a été utilisée uniquement pour le milieu marin. Une * signale lorsque la PNEC est obtenue par méthode statistique. Les détails sont présentés dans l'annexe I.

¹⁴ ED : eau douce ; EM : eau marine

¹⁵ La PNEC eau douce a été utilisée

¹⁶ Compte tenu des informations disponibles il n'a pas été possible de déterminer une PNEC pour le chrome III en milieu marin.

¹⁷ Données chroniques sur organismes d'eau douce auxquelles s'ajoutent des données chroniques sur organismes marins.

¹⁸ Appliqué à un résultat aigu.

	Nombre de données disponibles ¹¹	Etendue des valeurs de NOEC ¹² observées (µg/l)	Facteur d'extrapolation ¹³	PNEC eau douce (µg/l)	PNEC eau marine (µg/l)
Nickel	11	2,5-10000	10	0,25	0,025
Nitrites	7+2 (aigu) ¹⁹	0,6-48	10000		0,06
Plomb	28 (+13) ²⁰	7,2-3000	3*(2*)	5	5,4
TBP	4	370-8300	100		3,7
Uranium	5	10-810	100		0,1
Zinc	21 ED ¹⁴ 28 EM	17-1100 7-2700	2* 2*	8,6	5,2
Zirconium	2	1100-2800	1000		1,1

¹⁹ il s'agit ici de résultats de tests de toxicité aiguë.

²⁰ La PNEC marine a été déterminée à partir de 28 résultats de toxicité chronique sur organismes d'eau douce et 13 résultats de toxicité chronique sur organismes marins.

II - 6 - 2 - PNEC sédiment

Les PNECs déterminées pour les sédiments marins et d'eau douce sont reportées dans le Tableau II-VII.

Une PNEC sédiment a pu être déterminée seulement pour les métaux pour lesquels des TEC ou des T10 étaient disponibles.

Les cases grisées correspondent aux substances et aux milieux pour lesquels il n'a pas été nécessaire de dériver une PNEC puisqu'il n'existe pas de rejet identifié dans le compartiment considéré. Un « ? » correspond aux substances pour lesquelles des informations sont manquantes. Les substances pour lesquelles aucun rejet dans le milieu marin ou aucune mesure dans les sédiments de la Sainte Hélène n'ont été identifiées par le terme source, et pour lesquelles il n'a pas été possible de déterminer une PNEC à partir de résultats biologiques, ne sont pas reprises dans le tableau.

Tableau II-VII : Concentrations sans effet prévisible (PNEC) pour les organismes du sédiment.

Substances inorganiques

	TEC (mg/kg poids sec)	Facteur d'extrapo- lation sur la TEC	PNECsed eau douce (mg/kg poids sec)	T10 (mg/kg poids sec)	Facteur d'extrapo- lation sur la T10	PNECsed marine (mg/kg poids sec)
Aluminium	-	-	?	-	-	?
Arsenic	9,79	20	0,5	-	-	0,5
Baryum	-	-	?	-	-	?
Béryllium	-	-	?	-	-	?
Cadmium	0,99	10	0,1	-	-	0,1
Chrome III	43,4	20	2,2	-	-	2,2
Cobalt	-	-		-	-	?
Cuivre	31,6	10	3,2	-	-	3,2
Etain	-	-	?	-	-	
Fer	-	-	?	-	-	?
Lithium	-	-		-	-	?
Manganèse	-	-	?	-	-	?
Mercure total ²¹	0,18	20	0,01	0,09	10	0,01
Nickel	22,7	20	1,1	10,2	10	1,0
Plomb	35,8	10	3,6	13,4	10	1,3
Uranium	-	-		-		?
Zinc	121	10	12,1	63	10	6,3
Zirconium	-	-		-		?

Substances organiques

Il n'est pas nécessaire de dériver des PNECs pour les substances organiques pour les sédiments. En effet, il n'existe pas de rejets de substances organiques adsorbables dans les eaux douces et il n'existe pas de mesures de concentrations dans les sédiments marins. Le risque pour ces substances est par conséquent estimé à partir du risque pour la colonne d'eau (voir II - 2 - 3 -).

²¹ La distinction entre mercure organique et inorganique n'a pas été faite. En effet, les informations concernant ces deux formes ne sont pas disponibles.

II - 6 - 3 - PNECsol

Les PNEC calculées pour le compartiment terrestre sont reportées dans le Tableau II-VIII. Une PNECsol n'a pu être déterminée que pour les métaux pour lesquels des résultats d'essais sur organismes terrestres étaient disponibles. Selon le nombre de données, la méthode d'extrapolation statistique ou la méthode des facteurs d'extrapolation a été utilisée.

Tableau II-VIII : Concentrations sans effet prévisible (PNEC) pour les organismes du sol.

	Nombre de données terrestres disponibles	Facteur d'Extrapolation ²²	PNECsol (mg/kg sol sec)
Antimoine	0		?
Arsenic	7	10	1,8
Cadmium²³	79	-	0,9
Chrome III	3	10	3,2
Cobalt	2	100	2,4
Cuivre	37	3*	2,7
Etain	6	1000	0,006
Fer	0		?
Manganèse	0		?
Mercure	11	10	0,32
Nickel	8	50	1,3
Plomb	51	3*	12
Tellure	0		?
Thallium	1	1000	0,06
Titane	0		?
Vanadium	0		?
Zinc	89	1*	21

Il a donc été possible de déterminer une PNEC pour le compartiment terrestre pour 11 substances sur les 17 pour lesquels des rejets ont été identifiés et pour lesquels il est pertinent d'évaluer le risque vis à vis des organismes terrestres.

²² Une * signale lorsque la PNEC est obtenue par la méthode statistique.

²³ Cette PNEC découle des effets par empoisonnement secondaire des prédateurs (de vers de terre) qui apparaissent à des concentrations plus basses que les effets de toxicité directe vis à vis des organismes terrestres.

II - 6 - 4 - PNEC prédateurs

Seules des PNEC_{Coral} pour les substances rejetées en milieu marin ont été déterminées et sont reportées dans le Tableau II-IX. En effet, nous ne considérons dans cette étude que les prédateurs marins.

Dans le Tableau II-IX, un « X » correspond à une substance dont le potentiel d'accumulation est faible (BCF<100) et donc pour laquelle l'évaluation des risques n'est pas réalisée. Un « ? » correspond à une substance pour laquelle il n'est pas possible d'extrapoler une PNEC en raison de l'absence de données de toxicité par voie orale ou pour laquelle le potentiel de bioaccumulation n'est pas connu.

Tableau II-IX : concentrations sans effet prévisible (PNEC) pour les prédateurs

	Facteur d'extrapolation	PNEC prédateurs µg/kg de nourriture
Acide borique		X
Aluminium		X
Ammoniaque		X
Arsenic		?
Baryum		X
Béryllium		?
Bromoforme		X
Cadmium	10	160
Chrome III		?
Cobalt		?
Cuivre	30	5700
Fer		?
Fluorures		X
Hydrazine		X
Lithium		?
Manganèse		?
Mercure inorganique	10	700
Mercure organique	10	25
Morpholine		X
Nickel	10	10 000
Nitrites		?
Plomb	10	1000
TBP		?
Uranium		X
Zinc	30	1 670
Zirconium		?

Sur 26 substances toxiques rejetées en milieu marin , 9 sont a priori peu bioaccumulables et pour 10 substances nous n'avons pas pu définir une PNEC orale.

II - 7 - Discussion

II - 7 - 1 - Discussion sur les PNEC eau

a) Eau douce

Pour l'ensemble des substances, une PNEC eau douce a pu être déterminée. Selon les données disponibles les valeurs obtenues sont plus ou moins fiables. Des données long terme sont disponibles pour l'ensemble des substances à l'exception des nitrates pour lesquels un facteur d'extrapolation de 1000 a été utilisé sur des données de toxicité aiguë.

En principe l'incertitude autour de la valeur des PNECs obtenues par la méthode d'extrapolation statistique est plus faible que pour les PNECs obtenues par la méthode des facteurs d'extrapolation puisque celles ci sont extrapolées à partir d'un grand nombre de résultats d'essais. Ce cas concerne les 7 substances suivantes : l'acide borique, l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le mercure inorganique, le plomb et le zinc.

Pour 7 substances (baryum, bromoforme, cyanures, fer, lithium, manganèse et morpholine) le facteur d'extrapolation utilisé pour dériver la PNEC n'est pas minimum. Cela provient d'un manque de données de toxicité long terme en eau douce pour les trois niveaux trophiques requis (poissons, algues et crustacés). Il serait possible pour ces substances d'améliorer la détermination de la PNEC par la production de données manquantes.

Par ailleurs, les méthodologies proposées pour la détermination des PNECs ne prennent pas réellement en compte la représentativité des espèces du milieu. En effet, les groupes taxonomiques pour lesquels des données sont disponibles sont la plupart du temps les mêmes (i.e. algues, crustacés, poissons). Par conséquent, il y a un manque de connaissance pour un grand nombre de taxons présents dans le milieu. En outre, au sein même des groupes taxonomiques très représentés, un nombre relativement faible d'espèces différentes est testé.

b) Eau de mer

Pour quasiment l'ensemble des substances rejetées en milieu marin (à l'exception de 5 métaux pour lesquels la méthode statistique a été utilisée), le facteur d'extrapolation utilisé pour dériver la PNEC est relativement élevée en raison du manque de résultats d'essais pour des espèces appartenant à des groupes taxonomiques marins. Il serait possible pour ces substances d'améliorer la détermination de la PNEC par la production de données manquantes.

Le nombre de données d'écotoxicité disponibles pour les organismes marins est dans la plupart des cas faible. Par conséquent la majorité des PNECs pour le milieu marin a été déterminée à partir de résultats vis à vis d'organismes d'eau douce, ce qui résulte en l'utilisation d'un facteur d'extrapolation de 10 supplémentaire par rapport à celui utilisé pour l'obtention de la PNEC eau douce. La PNEC marine a été obtenue à partir de résultats sur organismes d'eau douce pour 21 substances parmi les 27 pour lesquelles une PNEC eau marine est nécessaire. Parallèlement, pour certaines substances, notamment des métaux, suffisamment de données sur organismes d'eau douce ou marine sont disponibles pour utiliser la méthode par extrapolation statistique. Les résultats obtenus mettent en évidence des PNECs eau douce et marine assez proche. Cependant, cette observation ne remet pas en cause le facteur 10 supplémentaire utilisé pour la détermination de la PNEC marine lors de l'utilisation de facteurs d'extrapolation car ce facteur a été proposé suite au manque de connaissances très important concernant l'effet des substances chimiques sur les organismes marins et sur une biodiversité marine plus importante. En particulier les espèces les plus sensibles ne sont pas forcément celles qui sont testées.

Pour le cadmium et le cuivre, une PNEC statistique a été obtenue à partir des données sur organismes d'eau douce et marins confondus.

Pour le chrome III, il n'a pas été possible de déterminer une PNEC pour le milieu marin. En effet, le manque de données d'écotoxicité sur organismes marins pour cette substance nous obligerait à utiliser un facteur d'extrapolation de 10 supplémentaire sur la PNEC eau douce ce qui conduit à une PNEC plus faible que celle déterminée pour le chrome VI (pour lequel le nombre de données d'écotoxicité est plus important) alors que ce dernier est connu pour être plus toxique.

Dans le cas des nitrites, seules des données aiguës sont disponibles sur organismes d'eau douce, par conséquent un facteur d'extrapolation de 10000 a été utilisé pour déterminer la PNEC.

II - 7 - 2 - PNEC sédiment

Pour un certain nombre de métaux (aluminium, baryum, béryllium, cobalt, fer, lithium, manganèse, uranium et zirconium), il n'a pas été possible de déterminer une PNEC pour les compartiments sédimentaires (eau douce et marine) du fait du manque de données de toxicité sur organismes benthiques.

Par ailleurs, quand une PNEC a pu être déterminée pour des métaux, elle a été obtenue à partir d'une TEC ou d'une T10 qui sont dérivées de résultats sur sédiments multi-contaminés.

Pour les substances organiques, par manque de données sur organismes benthiques, il n'a pas été nécessaire ou possible de déterminer des PNECs pour le sédiment.

II - 7 - 3 - PNECsol

Il n'a pas été possible de déterminer une PNEC sol pour l'antimoine, le fer, le manganèse, le tellure, le titane et le vanadium. Pour la plupart des autres substances pour lesquelles une PNEC a pu être déterminée, la valeur obtenue repose sur un seul résultat d'essai. Par conséquent la représentativité de cette PNEC pour l'ensemble des espèces est très discutable.

II - 7 - 4 - PNEC prédateurs

La plupart des PNECs sont extrapolées à partir de données de toxicité sur mammifères ou oiseaux terrestres. Les PNECs pour les prédateurs marins ont été déterminées uniquement pour les substances qui avaient un potentiel de bio-accumulation relativement élevé ($BCF > 100$) et pour lesquelles des données de toxicité par voie orale sont disponibles.

En effet, le modèle d'empoisonnement secondaire utilisé est relativement frustré. Il n'existe pas à l'heure actuelle de méthode permettant d'estimer l'accumulation dans un réseau trophique de façon réaliste. Celle-ci dépend fortement de la structure du réseau trophique et de l'abondance des espèces composant ce réseau. Par ailleurs, il existe très peu de données de bio-accumulation de substances, des facteurs de bio-concentration fiables n'étant déjà pas disponibles pour toutes les substances. Il faut également noter que les facteurs de bio-concentration dépendent non seulement des espèces testées mais aussi de la concentration d'exposition. Pour un certain nombre de métaux en particulier (surtout les métaux essentiels), les BCF diminuent lorsque la concentration d'exposition augmente. De plus, pour dériver une PNEC orale, il n'existe quasiment jamais de résultats d'essais vis à vis de prédateurs représentatifs du milieu étudié (dans le cas présent, il n'existe pas de résultat de contamination par voie orale sur prédateurs marins). L'incertitude autour de la PNEC orale est donc relativement grande.

Ce modèle est cependant intéressant car il peut permettre d'estimer en première approche si le risque par accumulation dans la chaîne trophique est potentiellement plus élevé que le risque par toxicité directe.

Compte tenu des incertitudes que nous venons de décrire pour l'évaluation de l'empoisonnement secondaire, nous considérons qu'il n'est utile de faire cette analyse que si la substance étudiée a un fort potentiel de bio-accumulation. C'est pourquoi seules les substances ayant un BCF supérieur à 100 sont étudiées. Cela ne signifie pas qu'il n'existe pas de risque pour les prédateurs

pour les autres substances, mais uniquement que, compte tenu des connaissances actuelles, nous ne sommes pas en mesure de l'estimer de façon fiable.

Pour un grand nombre de substances, il n'existe pas de résultats de toxicité par voie orale. Par conséquent des PNECs n'ont pas pu être calculées. L'empoisonnement secondaire ne pourra donc pas être évalué pour ces substances même si elles présentent un potentiel d'accumulation.

III - EVALUATION DES EXPOSITIONS

III - 1 - Rejets en eau douce

III - 1 - 1 - Milieux étudiés

Dans ce rapport, seule la Sainte Hélène a été prise en compte. Le ruisseau des Moulinets, ainsi que le Grand Bel et les Roteures n'ont pas été étudiés. Toute la suite se réfère donc uniquement à la Sainte Hélène.

III - 1 - 2 - Données disponibles

Pour la colonne d'eau, des mesures ont été effectuées en deux lieux (R6 et R6-10) de 1991 à 2000 (voir terme source). Cependant, une analyse critique des résultats a conduit à ne considérer que les échantillons correspondant aux années 1999 (31/03 et 26/08) et 2000 (15/03 et 20/09).

Les substances étudiées sont celles qui ont été suivies dans le milieu. 22 substances toxiques ont été mesurées. Etant donné qu'il n'existe pas de critère pour évaluer les effets des hydrocarbures totaux, ceux ci n'ont pas été pris en compte dans l'évaluation. Par ailleurs, les concentrations en sulfates et nitrates ont été comparées aux critères de qualité (Agence de l'eau, 1999).

Dans les sédiments, il existe des mesures en un lieu de 1994 à 2000 (voir terme source). De la même façon, seuls les échantillons correspondant aux années 1999 et 2000 ont été retenus pour l'évaluation.

Nous supposons que ce qui a été mesuré dans le milieu correspond à ce qui a été apporté par le site COGEMA - la Hague (les teneurs naturelles ne sont pas prises en compte).

Lorsque les valeurs reportées sont inférieures au seuil de détection, c'est la valeur du seuil de détection qui est utilisée. L'exposition est en conséquence surestimée.

Pour comparaison, le calcul des concentrations d'exposition a également été effectué en considérant que la substance n'était pas présente lorsque la mesure était en dessous du seuil de détection (la valeur du seuil est alors prise comme étant égale à zéro ce qui correspond à une sous estimation probable de l'exposition).

III - 1 - 3 - Concentration d'exposition des organismes de la colonne d'eau

a) Méthodologie

Pour chaque substance, les valeurs moyennes et maximales des concentrations mesurées pour 1999 et 2000 ont été déterminées.

Les concentrations utilisées sont dans la mesure du possible les concentrations dissoutes (ou filtrées) afin d'être homogène avec l'évaluation des effets. Lorsque les concentrations ont été mesurées sur des échantillons bruts et qu'il existe un coefficient de partage entre l'eau et les matières en suspension alors la concentration dissoute est estimée en supposant que la teneur en matières en suspension est de 15 mg/l tel que proposé dans le guide technique européen (CE, 1996).

b) Résultats.

Les concentrations d'exposition (PEC) déterminées pour la colonne d'eau dans la Sainte Hélène sont reportées dans le Tableau III-I.

II-I : Concentrations d'exposition dans l'eau de la Ste Hélène en deux lieux (µg/l)

R6-10				R6					
Seuils de détection = 0				Prise en compte des seuils de détection			Seuils de détection = 0		
ns	N	Concentrations moyennes (µg/l)	Concentrations maximales (µg/l)	N	Concentrations moyennes (µg/l)	Concentrations maximales (µg/l)	N	Concentrations moyennes (µg/l)	Concentrations maximales (µg/l)
	4	88,8	126	4	82	148	4	82	148
	4	0	0	4	0,87	0,87	4	0,22	0,87
	4	12,5	50	4	42,5	50	4	12,5	50
	4	38,44	53,49	4	32,7	49,67	4	32,7	49,7
	4	0	0	4	0,98	0,99	4	0,25	0,99
	2	0	0	2	50	50	2	0	0
	4	0,02	0,03	4	0,04	0,07	4	0,02	0,07
	4	0	0	4	10	10	4	0,0	0
	2	0	0	4	0,84	0,84	4	0,2	0,84
	4	0	0	4	0,17	0,17	4	0,04	0,17
	4	0,43	1,14	4	1,57	2,86	4	1,4	2,86
	4	213	290	4	189,8	233	4	189,75	233
	4	0	0	4	0,10	0,19	4	0	0
	4	0	0	4	0,005	0,01	4	0	0
	4	40,6	114,29	4	22,9	29,6	4	22,9	29,6
	4	0,45	1,79	4	2	2,7	4	1,12	2,7
	4	24050	28300	4	10000	18600	4	10000	18600
	4	0,02	0,09	4	0,16	0,19	4	0,02	0,09
	4	0	0	4	0,3	0,3	4	0	0
	4	21050	22300	4	17700	24300	4	17700	24300
	4	9,4	22	4	23,4	40,15	4	23,39	40,2

mé comme 95% du mercure total) et Hgo correspond au mercure organique (5% du mercure total)

c) Discussion

L'étude effectuée dépend fortement des données disponibles (4 mesures au maximum pour chaque substance), donc du choix des substances qui ont été mesurées dans le milieu. Par ailleurs, les seuils de détection annoncés (qui sont en outre très variables) sont limitants (parfois au dessus des PNEC pour notamment le béryllium, le cyanure, le nickel et le mercure).

Les concentrations en ions majeurs d'autres ruisseaux potentiellement non impactés par le site COGEMA-La Hague dans le Nord Cotentin (La Divette et le Lucas) sont disponibles et sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans la Ste Hélène (Tableau III-II).

Les concentrations en mercure organique et inorganique ont été déterminées à partir de la concentration en mercure total mesurée dans la Ste Hélène en considérant que les proportions respectives de mercure inorganique et organique sont 95% et 5% du mercure total, d'après les données rapportées par Slooff *et al.* (1995).

Tableau III-II: Concentrations mesurées dans l'eau de la Divette et du Lucas entre 1985 et 2001(mg.l⁻¹) (D'après Duffa *et al.*, 2001)

		Cl	NO ₃	NH ₄	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO ₄	HCO ₃	PO ₄	F
La Divette 1985-2001	Moyenne	34	15	0,1	19,5	4	16,5	5,5	0,56	15,5	44,5	0,2	0,06
	Min-max	22-46	8,5-25	0-0,5	14-24	2-9	11-22	3,6-6	0,025-1,5	11-27	26-52,5	0-0,6	0,05-0,09
Le Lucas 1985-2001	Moyenne	36	21,5	0,09	21	3	22,2	7,6	0,38	19	63,4	0,1	0,07
	Min-max	29-43	10-27	0-0,35	18-22	2-8,5	19-31	5,6-9	0,12-0,71	14-48	46,6-77	0-0,2	0,05-0,1

Enfin, les rejets ayant visiblement un caractère relativement variables, la représentativité des mesures dans le temps ne peut être assurée compte tenu des données disponibles. Par ailleurs une étude sur des échantillons de 1986 dans la Ste Hélène (Duffa *et al.*, 2001) a été réalisée. Cette étude met en évidence une nette diminution des différentes substances mesurées notamment les métaux qui correspond sans doute à l'arrêt du déversement direct des eaux du réseau pluvial de l'ANDRA dans le ruisseau. Cependant, aucune information n'est disponible sur les concentrations de nombreux métaux dans l'eau, par conséquent une comparaison n'a pas été possible.

III - 1 - 4 - Concentration d'exposition des organismes benthiques

a) Méthodologie

Pour les mêmes raisons que pour la colonne d'eau, la concentration d'exposition pour les organismes benthiques est estimée par les valeurs moyenne et maximale des concentrations mesurées pour les années 1999 et 2000 uniquement.

b) Résultats

Les concentrations d'exposition (PEC) mesurées dans les sédiments de la Sainte Hélène sont reportées dans le Tableau III-III.

Tableau III-III : Concentrations d'exposition mesurées dans les sédiments de la Ste Hélène (mg/kg poids sec).

	Prise en compte du seuil de détection		Seuils de détection = 0			
	N	Concentrations moyennes (mg/kg sed sec)	Concentrations maximales (mg/kg sed sec)	N	Concentrations maximales (mg/kg sed sec)	Concentrations maximales (mg/kg sed sec)
Al	2	9236	13157	2	9236	13157
As	4	2,4	3,1	4	2,4	3,1
B	2	136	157	2	136	157
Ba	4	39,4	53,2	4	39,4	53,2
Be	4	4,3	15,6	4	4,3	15,6
Cd	4	0,03	0,04	4	0,03	0,04
Cr	4	16,4	29	4	1,9	3,8
Cu	2	15	15	2	0	0
Fe	4	5222	7484	4	5222	7484
Hg	4	0,6	0,7	4	0	0
Mn	4	120,3	165	4	120,3	165
Ni	4	16,6	29	4	2,1	5
Pb	4	4,3	8,1	4	4,3	8,1
Sn	4	0,5	0,7	4	0,5	0,7
Zn	4	100,6	149	4	100,6	149

c) Discussion

Une comparaison à partir des données recueillies pour l'année 1986 (Duffa *et al*, 2001) sur les sédiments de la Ste Hélène ainsi que des concentrations mesurées cette même année dans deux autres ruisseaux potentiellement non impactés par le Centre Manche (Fontaine St Martin et Vau Jouan) a été possible pour 5 substances : l'arsenic, le baryum, le chrome, le fer et le zinc.

Les concentrations mesurées dans la Ste Hélène en 1986 pour ces éléments, à l'exception du zinc, sont nettement supérieures aux concentrations mesurées en 1999 et 2000. Les concentrations en zinc sont du même ordre de grandeur qu'en 1986. Par ailleurs, les concentrations mesurées en 1999 et 2000 sont du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans les deux autres ruisseaux, avec ici encore une exception pour le zinc pour lequel les concentrations sont plus élevées dans la Sainte Hélène (tout comme en 1986). Les concentrations en baryum actuelles sont quant à elles, nettement inférieures à celles de 1986 aussi bien dans la Ste Hélène que dans les autres ruisseaux.

Tout comme pour l'eau, la diminution des concentrations observée dans les sédiments pour ces substances (à l'exception du zinc) correspond certainement à l'arrêt du déversement direct des eaux du réseau pluvial de l'ANDRA dans la Ste Hélène.

Pour les autres substances, par manque d'informations une comparaison n'est pas possible.

III - 2 - Rejets en mer

III - 2 - 1 - Les substances rejetées

Les rejets en mer qui sont étudiés dans ce rapport proviennent de deux sources :

- les rejets du site COGEMA-La Hague, comprenant les rejets A et V de la COGEMA ainsi que les rejets des eaux à risque COGEMA - ANDRA.
- les rejets de la centrale de Flamanville.

Les quantités de substances rejetées annuellement par COGEMA-La Hague sont disponibles pour les années 1966 à 2000 (voir terme source). Il est nécessaire de souligner la différence entre les données proposées pour les années 1966 à 1987 qui sont la finalisation d'une reconstitution des rejets et les données concernant les années 1987 à 2000 issues de mesures effectuées régulièrement.

Les quantités de substances rejetées annuellement par la centrale de Flamanville sont disponibles pour les années 1986 à 2000.

Le suivi des eaux usées et pluviales de COGEMA ne sont pas de nature à permettre une évaluation des risques pour l'environnement.

III - 2 - 2 - Détermination des concentrations d'exposition en milieu marin.

a) Méthodologie

Afin de déterminer les concentrations d'exposition des organismes aquatiques aux substances chimiques rejetées par les différentes sources, il est nécessaire de déterminer la dispersion de ces dernières dans le milieu récepteur.

Ces phénomènes de dispersion ont été étudiés par le Groupe Radioécologie Nord Cotentin (1999) qui a déterminé des facteurs de dilution à partir de nombreuses mesures de radionucléides autour des zones de rejet (Cap de la Hague et Cap de Flamanville).

L'utilisation de ces facteurs repose sur la dynamique des masses d'eau de la Manche qui peut être considérée comme fonctionnant en régime permanent à l'échelle de l'année. En effet, les mouvements des masses d'eau sont régis principalement dans les zones côtières par les phénomènes de marée. A l'échelle d'une marée, ces mouvements peuvent être relativement importants, particulièrement dans le cas d'une mer comme la Manche. Cependant, en considérant les flux et reflux durant plusieurs cycles de marée, la dynamique résultante peut être représentée par un ensemble de courants dits « résiduels » qui sont influencés par les conditions météorologiques. A l'échelle de l'année et du Nord-Cotentin, il est donc possible de considérer ces courants résiduels comme constants.

Les facteurs de dilution déterminés pour les radionucléides par le Groupe de Travail n°3 (GRNC, 1999) peuvent être utilisés pour évaluer la dispersion des substances chimiques.

Ces facteurs de dilution sont représentatifs du transport des substances chimiques solubles par les masses d'eau. Ils ne tiennent pas compte de la fixation éventuelle des substances sur les particules sédimentaires, entre le point de rejet et la zone où ils sont appliqués. Pour les substances susceptibles de s'adsorber sur les particules, les concentrations estimées dans l'eau à l'aide des facteurs de dilution sont surestimées. En conséquence, dans la mesure du possible, les concentrations dissoutes sont évaluées lorsque la valeur du coefficient de partage entre l'eau et la phase solide des matières en suspension est disponible.

(1) Les rejets du site COGEMA-La Hague

Pour les substances radioactives, les facteurs de dilution ont été définis par le GT3 (GRNC, 1999) comme le rapport moyen (à l'échelle de l'année) entre l'activité de l'eau de mer, de laquelle est déduite le « bruit de fond », et le flux de radioactivité rejeté par l'usine considérée.

Facteur de dilution (FD) = (activité de l'eau de mer – bruit de fond)/flux de radioactivité rejeté par l'usine considérée (COGEMA)

Deux types de rejet sont distingués au niveau du site de la COGEMA : les rejets A et V.

Les rejets A

La méthode et les facteurs utilisés sont les mêmes que ceux établis par le GT3 (GRNC, 1999) à partir du suivi de l'antimoine 125 (¹²⁵Sb) qui a été choisi comme élément de référence. En effet, l'antimoine a été suivi de manière fiable durant une longue période, et sa seule origine est l'usine de La Hague. Par ailleurs, sous forme soluble, il a un comportement conservatif dans l'eau de mer.

Des facteurs de dilution ont donc été déterminés en différents points de la zone étudiée. Ils permettent de calculer la concentration de ces substances en ces points. Par exemple, le rapport entre l'activité de l'antimoine 125 mesurée à Goury et la quantité rejetée est de 0,76 Bq.m⁻³/TBq.an⁻¹. Cette valeur est reprise pour les facteurs de dilution associés aux substances chimiques et exprimée en µg.l⁻¹ par kg de substances rejetées par an.

Les différents facteurs de dilution ainsi déterminés par le GT3 (GRNC, 1999) et qui sont utilisés pour les substances chimiques sont répertoriés dans le Tableau III-IV.

Les rejets V

Contrairement aux précédents, ceux-ci sont rejetés en permanence, indépendamment de la marée. Ils ont donc tendance à se disperser indifféremment vers le Nord ou le Sud, tandis que les rejets A sont principalement rejetés lorsque le courant de marée porte vers le Nord. Comme ces rejets sont effectués en dehors du créneau horaire de dilution optimale, la dilution de ces rejets est estimée comme étant deux fois moins importante. Ce facteur a été choisi par le GT3 (GRNC, 1999) au vu des concentrations mesurées.

En conclusion, pour le calcul des concentrations ajoutées par COGEMA-La Hague en milieu marin, étant donné que les rejets A et V n'ont pu être différenciés, les facteurs de dilution proposés par le GT3 sont donc ceux utilisés pour les rejets V qui correspondent à la dilution la plus faible, autrement dit, le facteur de dilution déterminé pour les rejets A multiplié par 2.

(2) Rejets EDF Flamanville

Les facteurs de dilution des rejets de la centrale EDF ne sont pas directement accessibles par la mesure car les quantités annuelles rejetées par le site de Flamanville sont très inférieures aux quantités rejetées par le site COGEMA-La Hague pour la plupart des substances. Par conséquent, une confrontation modèle/mesures n'a pas été possible.

Un facteur de dilution associé à ces zones a été estimé à partir du suivi des concentrations en ⁵⁸Co et ⁵⁴Mn dans les algues (Fucus) et les mollusques (Patelles). Les valeurs retenues par le GT3 (GRNC, 1999), obtenue par comparaison modèles /mesures pour les fucus et les patelles sont présentées dans le Tableau III-IV. Ces valeurs reposent sur un faible nombre de mesures et dépendent directement des facteurs de bio-concentration du cobalt. Ces valeurs sont reprises pour les substances chimiques comme cela a été fait pour les rejets de COGEMA.

L'étude des rejets mensuels de la centrale de Flamanville pour l'hydrazine, l'ammonium et le phosphore entre juin 2000 et avril 2001 montre que la variabilité de ceux-ci est très importante. En effet, il existe parfois quatre ordres de grandeurs entre le minimum et le maximum des concentrations mesurées dans l'effluent au cours d'un mois donné. La variation des quantités mensuelles rejetées peut également être importante (un facteur 20 pour l'hydrazine entre février et mars 2001 par exemple).

En conséquence afin d'estimer les concentrations d'exposition des organismes aquatiques les facteurs de dilution sont multipliés par un facteur 10 pour estimer les concentrations dans le milieu à partir des quantités moyennes rejetées annuellement. Les concentrations ainsi obtenues sont diluées dix fois moins que les concentrations obtenues par la simple application du facteur de dilution. Ce facteur supplémentaire permet de prendre en compte le fait que certains organismes aquatiques ont des durées de vie relativement courtes (les algues ou certains stades précoces souvent sensibles d'invertébrés ou de poissons) et qu'il se pourrait qu'ils soient affectés par une exposition relativement importante lors du rejet d'une bâchée. Nous considérons en effet que la durée de rejet des bâchées n'est pas incompatible avec une exposition chronique de certains organismes.

Ce facteur n'est pas utilisé dans l'estimation des concentrations dans les organismes marins (poissons, crustacés, mollusques) qui est utilisée pour l'estimation du risque pour les prédateurs et du risque sanitaire, ni dans l'estimation des concentrations dans les sédiments, puisque la variation des concentrations de rejets est trop rapide pour avoir une incidence sur des paramètres intégrateurs tels que l'adsorption ou l'accumulation.

Le Tableau III-IV récapitule les différents coefficients de dilution qui sont appliqués aux quantités de substance rejetées en mer par le site COGEMA – La Hague et la centrale de Flamanville afin d'estimer les concentrations ajoutées par ces établissements dans le milieu marin et auxquels sont exposés les organismes de la colonne d'eau.

Tableau III-IV: Facteurs de dilution appliqués aux rejets du site COGEMA – La Hague et de la centrale de Flamanville pour estimer les concentrations prévisibles dans la colonne d'eau en divers lieux du Cotentin.

Nom de la zone « EDF »	Nom de la zone « Cogema »	Facteur de dilution du site COGEMA – La Hague ($\mu\text{g.l}^{-1} / \text{kg rejeté} \cdot \text{an}^{-1}$)	Facteur de dilution EDF Flamanville ($\mu\text{g.l}^{-1} / \text{kg rejeté} \cdot \text{an}^{-1}$)
Cap de Flamanville	Diélette / Flamanville / Vauville	$1,52 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-5}$
	Le Rozel	$1,22 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-5}$
	Sciotot	$1,06 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-5}$
Champ proche EDF (500 m de la conduite)	Diélette / Flamanville / Vauville	$1,52 \cdot 10^{-6}$	$137 \cdot 10^{-5}$
Cap de La Hague	Les Huquets (champ proche)	$6,84 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
	Littoral Beaumont-Hague (sauf Querqueville) Large Hague Goury	$1,52 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
Cherbourg	Querqueville Rade de Cherbourg	$1,06 \cdot 10^{-6}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$
	Brick	$0,92 \cdot 10^{-6}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$
Carteret	Barneville	$0,62 \cdot 10^{-6}$	$0,6 \cdot 10^{-5}$

Les zones grisées correspondent aux zones dans lesquelles les concentrations en substances rejetées ont été estimées. Les concentrations les plus fortes liées au rejets de la centrale EDF se trouvent dans le « champ proche EDF » et les concentrations les plus fortes liées aux rejets du site Cogema-la Hague se trouve aux Huquets.

b) Résultats

Les concentrations d'exposition (PEC) déterminées pour la colonne d'eau marine sont reportées dans l'annexe III – A « Concentrations d'exposition (PEC) dans le milieu marin ».

c) Discussion

Les PEC obtenues prennent en compte les rejets COGEMA-La Hague (COGEMA et les eaux à risque COGEMA - ANDRA) ainsi que les rejets de la centrale EDF de Flamanville. L'apport de la Sainte Hélène et des autres ruisseaux à la mer n'est pas pris en compte.

Les rejets de COGEMA sont moyennés sur une année et ont à priori une composition constante. Cependant il n'est pas à exclure que des concentrations ponctuelles plus importantes que celles calculées soient mesurées dans l'environnement. C'est d'autant plus le cas pour les rejets EDF qui sont rejetés de façon épisodique.

D'autre part, les résultats ont été obtenus à partir des facteurs de dilution déterminés par le GRNC (1999) et donc se limitent aux points de la côte évalués par ce même groupe. Concernant la dilution du rejet de la conduite en mer de la COGEMA, un facteur 2 supplémentaire a été utilisé lié à la présence de rejets V. Ce facteur est en principe majorant pour les rejets A, mais la distinction n'ayant pu être faite entre ces deux sources de rejet, ce facteur supplémentaire a été utilisé par précaution.

Le point le plus près de la conduite de COGEMA-La Hague se situe aux Huquets, c'est à dire à 1 km du point de rejet. Pour une évaluation du risque vis à vis des organismes marins, il aurait été nécessaire de s'intéresser à une zone plus proche du point de rejet, ce qui n'a pas pu être fait, faute de modèles pour estimer un facteur de dilution à proximité de la conduite. Il ne faut en conséquence pas exclure le fait qu'il puisse exister des concentrations plus élevées dans une zone plus proche du point de rejet, mais de telles concentrations n'ont pu être quantifiées.

En ce qui concerne les rejets EDF, les facteurs de dilution déterminés par le GRNC (1999) reposent sur un faible nombre de données obtenues à partir des mesures de cobalt et de manganèse dans certains organismes. Par conséquent des incertitudes reposent sur les concentrations estimées dans le milieu pour l'ensemble des substances dont le comportement n'est pas forcément assimilable au cobalt ou au manganèse, pour lesquels les résultats reposent eux mêmes sur un faible nombre de données.

D'autres apports à la mer comme les rejets atmosphériques des installations nucléaires n'ont pas pu être pris en compte faute de méthodologie adaptée et de connaissance des mécanismes de transfert.

III - 2 - 3 - Evaluation de la concentration dans les sédiments marins

a) Méthodologie

Deux paramètres sont déterminants pour estimer la concentration en substances chimiques des sédiments : leur capacité de stockage et la dynamique des particules sédimentaires.

La capacité de stockage des sédiments est déterminée en grande partie par leur granulométrie et leur composition minéralogique. Les zones où la fixation au sédiment est la plus importante sont les zones abritées des courants les plus forts où les particules les plus fines peuvent sédimenter (par exemple, les estuaires). Pour le Nord-Cotentin, c'est la rade de Cherbourg qui est principalement concernée par ces dépôts.

Par ailleurs, la dynamique de déplacement des particules sédimentaires est différente de celle des courants marins. A l'échelle annuelle, les vitesses de déplacement caractéristiques en Manche et mer du Nord sont de l'ordre du millier de kilomètres pour l'eau de mer contre quelques kilomètres à

quelques dizaines de kilomètres pour les sédiments. Comme un faible nombre de données existent sur la dynamique sédimentaire, seule la dispersion des substances dans l'eau est prise en compte pour évaluer la concentration dans les sédiments, comme cela a été fait par le GT3 (GRNC, 1999).

Deux cas sont possibles :

- dans le premier cas, il a été possible de déterminer une PNEC pour les sédiments marins. Dans ce cas une concentration dans les sédiments a été estimée afin de la comparer avec la PNEC.
- dans le second cas, il n'a pas été possible de déterminer une PNEC pour les organismes du sédiment marin, la concentration dans les sédiments n'a par conséquent pas été estimée.

La concentration d'exposition dans les sédiments est évaluée à partir de la concentration dans l'eau de mer et des coefficients de partage entre l'eau et les sédiments pour chaque substance. En conséquence, les concentrations dans les sédiments une année donnée ne dépendent que des concentrations dans la colonne d'eau cette même année.

$$\text{Équation 1 : } C_{\text{sed}_i(i)} = C_{\text{eau de mer}_i(i)} \times K_{\text{sed-eau}} / \text{RHO}_{\text{sed}} \times 1000$$

$C_{\text{sed}_i(i)}$: concentration dans le sédiment l'année i au lieu i (mg/kg sédiment humide)

$C_{\text{eau de mer}_i(i)}$: concentration (dissoute dans la mesure du possible) dans l'eau de mer l'année i au lieu i ($\mu\text{g/l}$)

RHO_{sed}	densité totale des sédiments (poids humide) (1300 kg/m^3)
$K_{\text{sed-eau}}$	coefficient de partage sédiment / eau [-] = $F_{\text{eau}_{\text{sed}}} + F_{\text{solid}_{\text{sed}}} \times K_{\text{p}_{\text{sed}}} \times \text{RHO}_{\text{solid}}$
$F_{\text{eau}_{\text{sed}}}$	fraction volumique d'eau dans les sédiments (0,8)
$F_{\text{solid}_{\text{sed}}}$	fraction volumique de solide dans les sédiments (0,2)
$\text{RHO}_{\text{solid}}$	densité de la fraction solide (poids sec) ($2,5 \text{ kg/l}^{-1}$)
$K_{\text{p}_{\text{sed}}}$	coefficient de partage eau-solide dans les sédiments [l kg^{-1}] peut être estimé par $K_{\text{oc}} * F_{\text{oc}_{\text{sed}}}$ pour les substances organiques
$F_{\text{oc}_{\text{sed}}}$	fraction de carbone organique dans la fraction solide des sédiments (0,05)
K_{oc}	Coefficient de partage carbone organique-eau [l/kg]

Pour obtenir les concentrations en mg/kg sédiment sec, il peut être considéré que 1 kg sédiment sec = 2,6 kg sédiment humide. Le rapport entre poids sec et poids humide a été déterminé sur la base de la composition d'un sédiment standard tel que défini par (CE, 1996).

Les coefficients de partage utilisés par le GT3 (GRNC, 1999) ont été utilisés lorsque ceux ci étaient disponibles.

Pour le cobalt et le béryllium, une approche légèrement différente avait été prise par le GT3 (GRNC, 1999) mais nous n'avons pu reprendre cette dernière faute de temps. Les résultats devraient cependant être assez comparables.

En l'absence de valeurs proposées par le GT3 (GRNC, 1999) les valeurs utilisées sont issues de la littérature. Ces valeurs sont présentées dans le Tableau III-V.

Un « X » correspond à une substance qui n'a pas de potentiel d'adsorption sur les sédiments, un « ? » correspond à un manque de données sur les coefficients de partage de ces substances.

Tableau III-V : Coefficients de partage eau-solide dans les sédiments $K_{p_{sed}}$ (l /kg) et coefficients de partage eau-sédiment $K_{sed-eau}$ de l'ensemble des substances.

	log $K_{p_{sed}}$	$K_{p_{sed}}$ (l/kg)	$K_{sed-eau}$
Aluminium	?	?	?
Ammoniac	X	X	X
Arsenic	3,8	6310	3156
Baryum	3,5	3162	1582
Beryllium	3,2	1585	793
Bore	X	X	X
Bromoforme	0,69	5	X
Cadmium	3,3	1995	998
Chrome III	5,28	190546	95274
Cobalt	3,2	1585	793
Cuivre	4,53	33884	16943
Cyanure	X	X	X
Fer	4,7	50119	25060
Fluorures	X	X	X
Hydrazine	X	X	X
Lithium	?	?	?
Manganèse	3	1000	501
Mercure	5,05	112202	56102
Morpholine	X	X	X
Nickel	5	100000	50001
Nitrites	X	X	X
Plomb	5,63	426580	213291
TBP	1,7	50	X
Uranium	3	1000	501
Zinc	3,3	1995	998
Zirconium	3,5	3162	1582

b) Résultats

Les concentrations d'exposition (PEC) déterminées sont reportées dans l'annexe III – B « Concentrations d'Exposition (PEC) dans les sédiments marins ».

c) Discussion

L'utilisation des coefficients de partage suppose un état d'équilibre entre l'eau de mer et les sédiments, situation qui n'est pas nécessairement vérifiée dans le milieu. Par ailleurs, les concentrations dans l'eau évoluent au cours des années modifiant ainsi les concentrations dans les sédiments.

Les valeurs retenues pour les coefficients de partage par le GT3 (GRNC, 1999) ne constituent qu'un compromis : elles sont en moyenne majorantes (d'un facteur 4 à 20 environ) dans la plupart des stations, et minorantes (d'un facteur 1 à 6 environ) pour la rade de Cherbourg.

Pour le compartiment sédimentaire, les conclusions du GT3 (GRNC, 1999) étaient les suivantes : « la modélisation à l'aide de valeur unique de K_d utilisée quelle que soit la nature des sédiments, pour évaluer les activités des radionucléides dans les sédiments ne tient pas compte des caractéristiques sédimentaires. De ce fait, il est nécessaire de poursuivre la réflexion sur les fonctions empiriques de transfert aux sédiments en examinant l'utilisation de valeurs de K_d

différentes pour chaque classe de sédiments par exemple (sable côtier, galets, vases portuaires, ...). Cette approche nécessite de disposer de séries de résultats de mesures simultanées sur les concentrations en radionucléides et sur les caractéristiques physico-chimiques et granulométriques des mêmes échantillons. Dans l'avenir, lors des prélèvements et de la mesure de la radioactivité associée aux sédiments, des procédures précises doivent être respectées pour obtenir des séries à long terme cohérentes ». Cette conclusion pourra s'appliquer de la même façon aux substances chimiques.

Par ailleurs, il faut noter que la méthodologie utilisée pour l'estimation de la concentration dans les sédiments repose sur un équilibre entre les trois compartiments : eau, matières en suspension et sédiment. Les équations utilisées diffèrent légèrement de celles utilisées par le GT3 (GRNC, 1999) car nous avons pris en compte la contamination de la phase aqueuse et de la phase solide du sédiment. Il est nécessaire de travailler sur ces différentes hypothèses afin de faire évoluer le débat sur ces choix qui ne font pas encore source d'un consensus au niveau international.

III - 2 - 4 - Concentrations dans les organismes marins

a) Méthodologie

La bio-concentration est définie comme le résultat net entre l'apport, la distribution et l'élimination d'une substance dans un organisme du fait de sa seule exposition par l'eau à cette substance. La bioaccumulation inclut, quant à elle, les différentes voies possible d'exposition, soit l'air, l'eau, le sédiment et l'alimentation. Faute d'informations sur la bioaccumulation chez les espèces aquatiques, une estimation peut être faite à partir des données sur la bioconcentration. Le facteur de bio-concentration BCF est défini comme le rapport entre la concentration dans l'organisme et la concentration dans l'eau à l'état d'équilibre.

A partir des facteurs de dilution et de la connaissance des rejets de chaque usine, le GT3 (GRNC, 1999) a pu estimer la concentration en radionucléides dans les espèces marines (poissons, crustacés, mollusques, algues) sur la base d'une exposition à un régime permanent à l'échelle annuelle par le biais des facteurs de bio-concentration (BCF). Cette approche peut s'appliquer de la même façon aux substances chimiques. La concentration en substances chimiques présentes chez les espèces marines peut alors être estimée de la façon suivante :

$$\text{Équation 2 : } C_{sp} = C_{\text{eau de mer}} \times BCF_{sp}$$

C_{sp} : concentration dans l'espèce de la substance chimique considérée (mg /kg poids frais)

$C_{\text{eau de mer}}$: concentration dans l'eau de mer (mg/l)

BCF_{sp} : facteur de bio-concentration de l'espèce (exprimé en poids frais d'organisme)

Les facteurs de bio-concentration pour les différentes espèces (Poissons, Mollusques filtreurs et non filtreurs et Crustacés) sont fournis pour chaque substance dans l'Annexe I « Evaluation des Dangers ». Ces valeurs sont reportées dans le Tableau III-VI ci-dessous. Pour un certain nombre de substances, le GT3 (GRNC, 1999) a déterminé des facteurs correctifs au regard des concentrations dans les organismes estimées à partir des BCF issues de la littérature et des concentrations mesurées dans les organismes du milieu. Ces facteurs correctifs sont indépendants du lieu de prélèvement. Ils permettent de prendre en compte les caractéristiques des différents radionucléides et donc, à priori des différentes substances chimiques, notamment leur affinité pour les particules, mais également les interactions spécifiques pouvant exister entre un radionucléide / substance chimique et une espèce donnée. Les facteurs de bio-concentration déterminés par le GT3 (GRNC, 1999) intégrant les facteurs correctifs ont été réutilisés quand ils existaient (ces substances sont indiquées en italique dans le Tableau II-VII). Pour les autres substances une étude bibliographique a permis de proposer des BCF. Les substances pour lesquelles des valeurs de BCF n'ont pu être proposées par manque d'informations sont marquées d'un « ? » dans le Tableau III-VI.

Tableau III-VI : Facteurs de bio-concentration (BCF) utilisés pour déterminer les concentrations d'exposition dans les organismes.

	Poissons	Crustacés	Mollusques filtreurs	Mollusques non filtreurs	BCF utilisé pour évalué l'empoisonnement secondaire des prédateurs marins
Aluminium	40	1	1	1	0
Ammoniaque	0,02	0,02	0,02	0,02	0
Arsenic	4	400	480	480	480
Baryum	10	1	20	20	0
Béryllium¹	160/400	2500/6500	1000/4000	1000/2400	1000/4000
Bore	1	1	1	1	0
Bromoforme	21	?	?	?	0
Cadmium	1000	10000	20000	20000	20000
Chrome III	200	500	800	800	800
Cobalt	160/400	2500/6500	1000/4000	1000/2400	1000/4000
Cuivre	180	?	?	?	180
Cyanure	0,8	0,8	0,8	0,8	0
Fer	1000	5000	20000	20000	20000
Fluorures	10	1	3	3	0
Hydrazine	0,06	0,06	0,06	0,06	0
Lithium	?	?	?	?	?
Manganèse	1000	5000	10000	10000	10000
Mercure inorg	3380	3300	3300	3300	3380
Mercure org	21700	13300	13300	13300	21700
Morpholine	0	0	0	0	0
Nickel	1000	1000	2000	2000	2000
Nitrites	?	?	?	?	?
Plomb	200	1000	1000	1000	1000
TBP	50	?	?	?	0
Uranium	1	10	30	30	0
Zinc	5000	4000	80000	28000	80000
Zirconium	30	500	1000	1000	1000

Les concentrations dans les organismes aquatiques sont estimées chaque année à partir des concentrations totales dans l'eau cette année là.

b) Résultats

Les concentrations d'exposition (PEC) déterminées dans les organismes marins sont reportées dans l'annexe III – C « Concentrations d'exposition (PEC) dans les organismes marins ».

c) Discussion

Les valeurs de concentrations calculées dans les organismes sont obtenues à partir des concentrations dans l'eau de mer et des facteurs de bio-concentration. Par conséquent, les mêmes incertitudes et limites que celles détaillées pour la colonne d'eau sont valables auxquelles s'ajoutent les incertitudes autour de la valeur même du BCF. En effet, dans le cas de l'estimation

¹ Pour le béryllium et le cobalt, les facteurs correctifs des BCF estimés par le GT3 (GRNC, 1999) sont différents avant et après 1990. Ces résultats proviennent des comparaisons entre les valeurs mesurées sur le terrain et des valeurs estimées.

Pour les poissons, le BCF (après 1990) est de 400. Pour les Crustacés il est de 6500. Pour les mollusques filtreurs il est de 4000 et pour les mollusques non filtreurs de 2400.

des concentrations dans les organismes vivants en vue de l'évaluation des risques pour les prédateurs, les valeurs de BCF pertinentes sont celles déterminées à l'état d'équilibre pour l'organisme entier à des concentrations d'exposition comparables à celles présentes dans le milieu. Or, dans la majorité des cas, ces informations ne sont pas disponibles dans la littérature ce qui conduit à une incertitude sur la valeur du BCF. Par ailleurs, du fait du manque d'informations (BCF), il n'a pas été possible de déterminer des concentrations d'exposition pour toutes les substances.

Des concentrations mesurées dans les moules au niveau de la Grande Rade de Cherbourg depuis 1994 par le RNO (Réseau National d'Observation du milieu marin réalisé) pour différents métaux (cadmium, plomb, mercure, zinc et cuivre) sont disponibles (Comm. Perso. Ifremer, 2002). Ces valeurs sont assez proches de celles calculées pour les mollusques filtreurs à partir des valeurs de rejets, du BCF et des facteurs de dilution à l'exception de l'année 1993 (année où les rejets ont été nettement plus importants) et du zinc (dont le BCF retenu par le GT3 (GRNC, 1999) semble un peu élevé et est probablement issu d'accumulation dans un organe spécifique).

Les concentrations en cuivre mesurées dans les moules n'ont pas pu être comparées aux concentrations estimées en raison de l'absence de BCF pour cette substance.

Il est intéressant de voir que les valeurs obtenues par la modélisation sont assez proches de celles mesurées directement dans l'environnement. Les seules mesures disponibles se situent cependant un peu à l'extérieur de la rade de Cherbourg.

III - 3 - Concentrations dans le sol

III - 3 - 1 - Méthodologie

Dans le cas du Nord-Cotentin, il existe très peu de mesures de substances chimiques disponibles dans l'environnement terrestre. La réalisation de mesures dans l'environnement n'étant pas dans les missions du GRNC, le GT chimique s'est reposé essentiellement sur la modélisation pour évaluer les concentrations dans les différents milieux d'exposition.

Le travail a été décomposé en 2 étapes à savoir la modélisation de la dispersion atmosphérique des substances chimiques puis leur transfert dans les différents compartiments environnementaux.

Le choix d'une méthode de modélisation de la dispersion atmosphérique applicable au cas des rejets chimiques du site de COGEMA-La Hague a été déterminée suite à l'étude de l'applicabilité de la méthode mise en œuvre par le GT3 du GRNC pour modéliser la dispersion des rejets radioactifs des usines de procédé ainsi que par des calculs d'inter comparaison entre trois outils de modélisation.

Les calculs des Coefficients de Dispersion Atmosphériques (CTA) et des dépôts surfaciques pour des flux moyens annuels ont ensuite été réalisés. Pour l'évaluation des risques pour les écosystèmes terrestres, des concentrations maximales, appelées « pires cas » ont été déterminées.

Le transfert dans les sols des substances chimiques rejetées via l'air a été déterminé en adaptant le modèle compartimental utilisé par le GRNC – volet radiologique (GT3).

Pour les 14 éléments communs entre les volets radiologique et chimique, il a été possible de réutiliser le modèle du GRNC (Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Sb, Se, Sn, Te, Zn). Pour les 9 nouveaux éléments inorganiques spécifiques des rejets chimiques, une revue de la bibliographie du domaine nucléaire et chimique a été conduite et il a été finalement décidé de sélectionner les valeurs maximales des gammes de variation des paramètres.

Malgré cette recherche bibliographique, certains paramètres n'ont pu être renseignés de manière spécifique. Pour ces cas, il a été fait appel aux règles d'extrapolation adoptées par le GT3-GRNC.

Sur les 22 substances pour lesquelles une concentration dans le sol a été estimée, seuls les risques liés à 17 métaux (Antimoine, Arsenic, Cadmium, Chrome III, Cobalt, Cuivre, Etain, Fer, Manganèse, Mercure, Nickel, Plomb, Tellure, Thallium, Titane, Vanadium, Zinc) sont évalués.

III - 3 - 2 - Résultats

Les concentrations d'exposition (PEC) déterminées sont reportées dans l'annexe III – D « concentrations d'exposition (PEC) dans le compartiment terrestre ».

III - 3 - 3 - Discussion

Les limites de la modélisation et des valeurs d'exposition obtenues sont détaillées dans la partie « évaluation des risques sanitaires ».

IV - CARACTERISATION DU RISQUE

IV - 1 - Introduction

La caractérisation du risque correspond à 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.

Trois catégories de substances ont été distinguées :

- les substances chimiques à effet toxique potentiel : acide borique, aluminium, ammoniac, antimoine, arsenic, baryum, béryllium, brome, bromoforme, cadmium, chrome, cobalt, cuivre, cyanure, étain, fer, fluorures, hydrazine, lithium, manganèse, mercure, morpholine, nickel, nitrites, plomb, tellure, thallium, titane, tributylphosphate, uranium, vanadium, zinc et zirconium
- les substances eutrophisantes : nitrates, nitrites, sulfates, phosphates
- les substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines: bore, calcium, chlorures, sodium, magnésium, potassium, sulfates, fluorures.

Une méthodologie de caractérisation du risque particulière à chaque catégorie de substances a été utilisée. Pour les substances chimiques à effet toxique potentiel, l'indicateur de risque est le rapport PEC/PNEC. Pour les substances eutrophisantes, les différents suivis de la zone où se font les rejets ont été utilisés. Pour les constituants majeurs, une comparaison des concentrations naturelles avec les concentrations rejetées a été effectuée.

IV - 2 - Quantification des risques pour les substances chimiques à effet toxique potentiel

IV - 2 - 1 - Méthodologie

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 considérera en première approche qu'il n'y a pas de risque pour l'environnement. En revanche si ce rapport est supérieur à 1, il est nécessaire d'obtenir des informations complémentaires pour affiner le résultat de l'évaluation des risques.

Ainsi, la valeur théorique de 1 doit être considérée comme un outil d'évaluation. La valeur du rapport PEC/PNEC doit être interprétée en tenant compte des incertitudes sur la méthodologie d'évaluation des risques.

Cas des mélanges de substances

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).

Lorsque le rejet (aquatique, atmosphérique) a une composition constante, il est possible de tester l'effet de ce dernier et de déterminer une PNEC spécifique. Quand la composition du mélange est variable, il est nécessaire de tester indépendamment tous les constituants du mélange. Une méthodologie d'évaluation des risques pour les mélanges complexes a été proposée pour les substances pétrolières (C.E, 1996). En effet pour les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, il

est généralement possible de supposer qu'ils agissent avec des modes d'action identiques et non spécifiques. La contribution de chaque composant au risque du mélange est par conséquent additive. Dans ce cas, le rapport PEC/PNEC du mélange dans un compartiment peut être estimé à l'aide de l'Équation 3.

$$\text{Équation 3 : } \text{Risque}_{\text{rejet}} = \Sigma (\text{PEC}_{\text{substance}} / \text{PNEC}_{\text{substance}})$$

Deneer (2000) a récemment montré qu'il était possible d'utiliser ce modèle pour les mélanges de substances actives pesticides en milieu aquatique.

Dans le cas présent, faute d'information sur les effets conjoints des substances évaluées, nous évaluerons en première approche le risque lié aux rejets suivant l'Équation 3.

IV - 2 - 2 - Résultats

Seules les substances apportées par les installations nucléaires du Nord Cotentin sont prises en compte pour l'évaluation des risques indépendamment des concentrations naturelles qui pourraient exister dans la mer ou les ruisseaux.

a) Evaluation du risque pour la Sainte Hélène

(1) La colonne d'eau

Les calculs de risque moyen (effectués à partir de la moyenne des concentrations d'exposition) et maximal (effectués à partir de la concentration maximale d'exposition) dans l'eau de la Ste Hélène pour chaque substance et pour la totalité des substances aux deux lieux considérés sont reportés dans le Tableau IV-I.

Tableau IV-I : Calculs de risque dans l'eau de la Ste Hélène

	R6-10				R6			
	Prise en compte des seuils de détection		Seuils de détection = 0		Prise en compte des seuils de détection		Seuils de détection = 0	
	risque moyen	risque maximal	risque moyen	risque maximal	risque moyen	risque maximal	risque moyen	risque maximal
Al	1479,17	2100	1479	2100	1366	2466	1366	2466
As	0,2	0,2	0	0	0,2	0,2	0,05	0,2
B	0,5	0,6	0,2	0,6	0,5	0,6	0,2	0,6
Ba	0,7	0,9	0,7	0,9	0,6	0,9	0,6	0,9
Be	4,9	4,9	0	0	4,9	4,9	1,2	4,9
Br	0,06	0,06	0	0	0,06	0,06	0	0
Cd	0,2	0,2	0,1	0,2	0,3	0,4	0,1	0,4
CN	87,7	87,7	0	0	87,7	87,7	0	0
Co	1,7	1,7	0	0	1,7	1,7	0,4	1,7
Cr	0,04	0,04	0	0	0,04	0,04	0,01	0,04
Cu	0,5	0,7	0,3	0,7	0,98	1,8	0,9	1,8
Fe	4,9	6,6	4,9	6,6	4,3	5,3	4,3	5,3
Hg_i	0,7	1,1	0	0	0,6	1,3	0	0
Hg_o	3,3	3,3	0	0	1,7	3,3	0	0
Mn	2,7	7,6	2,7	7,6	1,5	2	1,5	2
Ni	7,1	7,1	1,8	7,1	8	10,7	4,5	10,7

	R6-10				R6			
	Prise en compte des seuils de détection		Seuils de détection = 0		Prise en compte des seuils de détection		Seuils de détection = 0	
	risque moyen	risque maximal	risque moyen	risque maximal	risque moyen	risque maximal	risque moyen	risque maximal
Pb	0,03	0,04	0	0,02	0,03	0,04	0	0,02
Sn	16	16	0	0	16	16	0	0
Zn	1,2	2,6	1,09	2,6	2,7	4,7	2,7	4,7
risque total	1611	2241	1490	2126	1498	2608	1383	2499

Les évaluations réalisées à partir des concentrations mesurées dans les eaux de la Sainte-Hélène conduisent à la mise en évidence d'un rapport de risque élevé pour l'aluminium (composante principale au risque total), et dans une moindre mesure pour le béryllium, le cyanure, le cobalt, le cuivre, le fer, le manganèse, le mercure organique, le nickel et le zinc.

Pour le béryllium, les cyanures, le mercure et l'étain les rapports de risque calculés sont supérieurs à 1. Cependant, pour ces substances, les rapports de risque ont été déterminés à partir de concentrations d'exposition considérées comme égal à la limite de détection de la méthode analytique, approche conduisant à surévaluer les risques.

(2) Le compartiment sédimentaire

Les calculs de risque pour les substances mesurées dans les sédiments sont reportées dans le Tableau IV-II.

Tableau IV-II : Calculs de risque dans les sédiments de la Ste Hélène.

	Prise en compte des seuils de détection		Seuils de détection = 0	
	risque moyen	risque maximal	risque moyen	risque maximal
Al	?	?	?	?
As	4,75	6,2	4,75	6,2
B	X	X	X	X
Ba	?	?	?	?
Be	?	?	?	?
Cd	0,28	0,4	0,23	0,4
Cr	7,43	13,18	0,84	1,73
Cu	4,69	4,69	0,00	0,00
Fe	?	?	?	?
Hg	60	70	0	0
Mn	?	?	?	?
Ni	15,05	26,36	1,86	4,55
Pb	1,19	2,25	1,19	2,25
Sn	?	?	?	?
Zn	8,31	12,31	8,31	12,31

Les « ? » sont des substances pour lesquelles le manque de données sur la PNEC n'a pas permis de calculer le rapport de risque.

Les « X » sont des substances qui n'ont pas de potentiel d'adsorption sur les sédiments.

Compte tenu de l'impossibilité de caractériser le risque pour un grand nombre de substances, le risque total n'a pas été déterminé.

Les calculs des rapports PEC/PNEC pour chaque substance sont supérieurs à 1 pour l'arsenic, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc.

Pour le mercure, la concentration calculée est basée sur des limites de détection, le risque est par conséquent surestimé, mais il est difficile de savoir dans quelle mesure.

Par ailleurs, les concentrations mesurées dans le milieu sont similaires à celles observées dans les autres ruisseaux de la région (Divette et Lucas) à l'exception du zinc pour lequel il n'existe pas de mesures. Il est cependant difficile de faire la part entre les concentrations naturelles présentes dans les ruisseaux et les concentrations d'origine anthropique aussi bien pour la Ste Hélène que pour les autres ruisseaux.

b) Evaluation du risque pour le milieu marin

(1) La colonne d'eau

Il a été possible d'évaluer le risque pour les organismes vivant dans la colonne d'eau marine en quatre points (Goury, les Huquets, Flamanville et la zone « Champ proche EDF ») pour les années 1966 à 2000.

L'estimation des risques est présentée dans l'annexe IV - A « Calculs de risque pour la colonne d'eau marine »

La somme des ratios PEC/PNEC estimée ainsi que les substances pour lesquelles le ratio PEC/PNEC est supérieur à 1 sont reportées dans le Tableau IV-III.

Les cases vides correspondent à des années pour lesquelles le rapport PEC/PNEC ou la somme de ces rapports est inférieur à 1.

Tableau IV-III : Risque total >1 sur la période d'étude pour les 4 points étudiés et substances pour lesquelles le rapport PEC/PNEC est supérieur à 1 pour cette même période.

Année	Goury		Huquets		Flamanville		Champ proche EDF	
	Risque total	Nitrites ²	Risque total	Nitrites	Risque total	Nitrites	Risque total ³	Substances
1973			1,0					
1974			1,4	1,07				
1975			1,7	1,25				
1976			1,5	1,14				
1977			1,9	1,48				
1978			1,8	1,37				
1979			1,9	1,48				
1980			2,0	1,6				
1981			2,3	1,82				
1982			2,4	1,94				
1983			2,0	1,6				
1984			2,8	2,17				

² Dans les zones de Goury, de Flamanville et des Huquets seuls les nitrites ont un rapport PEC/PNEC > 1

³ Le bromoforme et le chrome ne sont pas pris en compte dans l'évaluation du risque total

Année	Goury		Huquets		Flamanville		Champ proche EDF	
	Risque total	Nitrites ²	Risque total	Nitrites	Risque total	Nitrites	Risque total ³	Substances
1985			2,5	2,1				
1986			2,7	2,2				
1987			2,8	2,4			8,1	7,13 (hydrazine)
1988	1,0		2,6	1,5	1,5		48,0	1,41 (bore) 45,2 (hydrazine)
1989	1,7		4,2	2,2	2,7		88,5	86,6 (hydrazine)
1990			2,9	2,1			7,1	5,22 (hydrazine)
1991			2,4	1,7			10,0	8,51 (hydrazine)
1992			3,2	2,1			9,7	3,27 (ammonium) 5,22 (hydrazine)
1993	1,5		6,5	3,3	1,5		5,7	1,54 (ammonium) 2,58 (hydrazine)
1994	1,6	1,1	6,3	5,0	1,8	1,1	19,7	1,75 (ammonium) 16,2 (hydrazine) 1,11 (nitrites)
1995	1,9	1,6	8,2	7,3	2,0	1,6	11,1	3,39 (ammonium) 5,50 (hydrazine) 1,61 (nitrites)
1996	2,3	1,8	9,3	8,2	2,5	1,8	25,9	2,80 (ammonium) 20,8 (hydrazine) 1,81 (nitrites)
1997	2,2	1,9	9,5	8,6	2,4	1,9	18,5	2,01 (ammonium) 14 (hydrazine) 1,91 (nitrites)
1998	2,4	2,1	10,6	9,6	2,6	2,1	13,9	2,62 (ammonium) 8,53 (hydrazine) 2,14 (nitrites)
1999	2,1	1,8	9,0	8,1	2,3	1,8	19,7	1,47 (ammonium) 15,9 (hydrazine) 1,81 (nitrites)
2000	1,7	1,6	7,4	7,0	1,8	1,6	9,9	2,07 (ammonium) 6,04 (hydrazine) 1,55 (nitrites)

Le risque total calculé pour l'ensemble des substances rejetées est dans la majorité des cas inférieur à 1 laissant penser en première approche qu'il n'y a pas de risque pour les organismes marins pélagiques du fait de ces substances. Des valeurs légèrement supérieures à 1 sont

cependant observées notamment dans la zone des Huquets où la valeur maximale de risque calculée est de 10,5 et dans le « champ proche EDF » où la valeur maximale atteint 88,5.

Les seules substances pour lesquelles le rapport PEC/PNEC dépasse 1 sont les ions ammonium, le bore, l'hydrazine et les nitrites. Ces substances peuvent être classées en 3 catégories :

- le bore pour lequel ce rapport est supérieur à 1 (1,4) uniquement en 1988 au champ proche EDF,
- les nitrites et les ions ammonium pour lesquels le rapport est très souvent compris entre 1 et 10,
- l'hydrazine pour laquelle le rapport est systématiquement compris entre 2,5 et 86 au champ proche EDF.

Pour toutes ces substances, les facteurs d'extrapolation utilisés pour dériver les PNECs sont supérieurs aux rapports de risque observé (de 50 à 10 000), ceci en particulier du fait du faible nombre voire de l'absence de données d'écotoxicité vis-à-vis des organismes marins.

Si le calcul des risques pour les ions ammonium, bore et bromoforme donnent des résultats assez proches de 1, pour l'hydrazine les rapports PEC/PNEC sont beaucoup plus élevés notamment en 1989 où ce rapport atteint un peu plus de 90. La PNEC dans le cas de l'hydrazine a été obtenue à partir de données long terme sur algues seulement, mais les données aiguës semblaient mettre en évidence une action spécifique de cette substance sur les algues.

L'évaluation des risques liée à la présence de bromoforme n'a pu être effectuée. En effet, les quantités de bromoforme rejetées ont été estimées à partir de mesures effectuées dans l'effluent et d'une estimation de la durée du rejet. En appliquant le facteur de dilution pour le champ proche EDF, on estime une concentration supérieure à la concentration maximale mesurée dans l'effluent. Ceci n'est en conséquence pas cohérent mais nous n'avons pas pu estimer de façon plus précise la quantité de bromoforme rejetée annuellement. Dans l'effluent, la concentration maximale mesurée est de 12 µg/l soit 1,4 fois au-dessus de la PNEC bromoforme. Compte tenu de la dilution de l'effluent, le bromoforme ne devrait en conséquence pas poser de problème pour l'environnement.

Le risque lié à la présence de chrome n'a pu être évalué compte tenu de l'absence de PNEC pour le chrome III. Cependant, en utilisant la PNEC dérivée pour le chrome VI (à priori plus contraignante que celle qui aurait pu être dérivée pour le chrome III), le rapport de risque n'excède pas 10^{-3} . Le chrome ne semble en conséquence pas poser de problème pour les organismes pélagiques marins.

Les risques les plus élevés sont observés dans la zone de champ proche EDF, ce qui correspond aux substances discutées précédemment. Dans les autres zones le risque est inférieur à 10. La substance qui semble augmenter significativement le rapport est l'hydrazine qui semble donc être une substance préoccupante.

Par ailleurs, la somme des rapports de risques pour l'ensemble des substances est en certains lieux et pour certaines années supérieures à 1, y compris lorsque la contribution des substances citées précédemment est écartée. Cela provient, en partie, du fait que le nombre de substances étudiées est important et que par conséquent, même si le rapport de risque pour chaque substance est infime la somme de toutes ces contributions peut facilement atteindre la valeur de 1.

(2) Le compartiment sédimentaire

Le risque vis à vis du compartiment sédimentaire lié à chaque substance est estimé lorsqu'une PNECsédiment est disponible.

Pour les métaux pour lesquels une PNEC n'a pas pu être déterminée, le risque pour le compartiment sédimentaire ne peut pas être évalué.

Parmi les 26 substances rejetées en milieu marin, 9 substances n'ont pas de potentiel d'adsorption sur les sédiments. Le risque lié à ces substances peut être estimé comme étant égal au risque pour la colonne d'eau. 10 substances n'ont pu être évaluées en raison du manque de connaissance concernant le coefficient de partage eau-sédiment ou les effets sur les organismes benthiques. Par conséquent, le risque n'a pu être évalué que pour 7 substances.

Compte tenu du nombre important de substances pour lesquelles le rapport PEC/PNEC ne peut être évalué, le risque total n'a pas été déterminé.

Les résultats des calculs de risque pour le compartiment sédimentaire sont présentés dans l'annexe IV – B « calculs de risque pour le compartiment sédimentaire marin ».

Les substances pour lesquelles le rapport PEC/PNEC est supérieur à 1 sont le mercure et dans une moindre mesure le plomb (seulement pour deux années). Pour ces deux substances, les concentrations retenues pour l'évaluation des risques sont égales aux limites de détection de la méthode analytique. Ces limites de détection sont très variables d'une année sur l'autre. L'année 1993 est marquée par des rejets plus importants pour l'ensemble des substances et par des limites de détection des méthodes analytiques plus élevées pour le mercure et le plomb ce qui conduit à un risque plus important. Cependant, l'approche par limites de détection pour déterminer les concentrations dans l'environnement conduit à une surestimation de l'exposition et donc du risque.

c) Evaluation du risque pour les prédateurs marins

Le risque pour les prédateurs est estimé par le rapport Cesp(i)/PNEC_{prédateurs}.

Par ailleurs le risque pour les prédateurs n'a pas été évalué pour un grand nombre de substances. En effet, faute de données (BCF ou PNEC prédateur), le risque lié à l'arsenic, au béryllium, au chrome, au cobalt, au fer, au lithium, au manganèse, aux nitrites, au TBP et au zirconium n'a pas pu être évalué.

Par ailleurs, pour l'acide borique, l'aluminium, l'ammoniaque, le baryum, le bromoforme, les fluorures, l'hydrazine, la morpholine et l'uranium, les BCF identifiés étant inférieurs à 100, il n'a pas été jugé opportun d'estimer le risque pour les prédateurs en raison de la forte incertitude sur les modèles utilisés.

Les calculs de risque sont présentés dans l'annexe IV – C « Calculs de risque pour les prédateurs marins ».

Les rapports PEC/PNEC déterminés pour chaque substance et chaque année sont tous inférieurs à 1 à l'exception de l'année 1993 dans la zone des Huquets laissant penser en première approche qu'il n'y a pas de risque pour les prédateurs marins du fait de ces substances. Ce rapport élevé correspond à un risque supérieur à 1 pour le zinc (3,44) dont le facteur de bioconcentration semble un peu élevé ce qui engendre une surestimation de la concentration d'exposition et donc du risque.

Compte tenu du manque d'informations pour un grand nombre de substances, le risque total n'a pas pu être déterminé et des incertitudes demeurent quant au risque pour les prédateurs marins lié à ces substances.

d) Evaluation du risque pour le compartiment terrestre

Seul le risque pour les substances pour lesquelles une PNEC a pu être déterminée est évalué. Le risque total vis à vis du compartiment sol a été estimé par addition des risques individuels.

Les résultats des calculs de risque pour le compartiment terrestre sont présentés en annexe IV – D « calculs de risque pour les organismes du compartiment terrestre ».

Les évaluations réalisées pour le milieu terrestre ne semblent pas mettre en évidence de risque pour celui-ci. Néanmoins, par manque de données d'écotoxicité vis-à-vis des organismes

terrestres, il n'a pas été possible d'évaluer les risques pour le titane, le tellure, l'antimoine, le fer, le manganèse et le vanadium.

IV - 3 - Risque lié à l'eutrophisation

Contrairement à ce qui se fait pour les eaux douces, aucune définition du terme eutrophisation n'existe pour les eaux côtières. Au lieu de la définition étymologique *stricto sensu* de progression de l'enrichissement d'un milieu, c'est la notion d'état enrichi à un point tel qu'il en résulte des nuisances pour l'écosystème qui a été retenue par Ménesguen *et al* (2001) dans un rapport sur "L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France" commandité par la Commission Européenne – DG – ENV.B1.

La notion d'eutrophisation caractérise en premier lieu un phénomène de croissance algale stimulée par des apports de nutriments (principalement azote et phosphore). Ce processus a été amplifié par l'homme au cours des dernières décennies, suite à l'enrichissement en substances nutritives issues de pratiques culturales intensives et de rejets urbains. La question fréquemment posée est de savoir si on peut définir des critères de richesse en nutriments qui puissent servir de niveaux critiques ou d'alerte en terme de risque d'eutrophisation ou de caractérisation de l'état d'eutrophisation. Cette approche est plus complexe qu'il n'y paraît, notamment en milieu marin côtier, à la fois ouvert et soumis à une dynamique particulière (courants généraux, courants de marée, gradients de densité). Les conséquences de l'enrichissement des eaux côtières sont multifactorielles (biologiques, chimiques, physiques) et ne peuvent être prédites ou infléchies de manière certaine par référence à un (voire plusieurs) critère simplificateur basé sur une concentration de nutriment. Il apparaît 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.

Dans le contexte de notre étude, la question est de savoir si les apports en éléments nutritifs (nitrates, nitrites, phosphates) d'origine anthropique (rejets en mer des installations nucléaires du Nord Cotentin) peuvent conduire à une augmentation de la biomasse phytoplanctonique, autrement dit à une eutrophisation de la zone. La zone est étudiée par le biais de deux suivis : un suivi hydrobiologique des abords de la centrale de Flamanville et un suivi de la flore phytoplanctonique au niveau du point de rejet de la COGEMA.

Dans le cadre de l'implantation d'une centrale électronucléaire à Flamanville et du contexte législatif en vigueur, EDF a confié à l'Ifremer les études écologique et halieutique du milieu marin encadrant ce site. A la suite d'une étude dite "d'avant- projet", menée de juillet 76 à août 78 (étude écologique) et d'avril 77 à septembre 79 (étude halieutique) qui a eu pour objectif d'établir un état de référence avant l'implantation de la centrale nucléaire, un suivi hydrologique de la centrale EDF de Flamanville est réalisé depuis 1986 par l'Ifremer. Ce suivi hydrobiologique, réalisé chaque année (trois fois par an) en trois points d'échantillonnage (sortie du tuyau de rejet, canal d'amenée, point de référence non impacté par les eaux de la centrale) en subsurface (le détail des paramètres suivis est disponible dans la partie traitant des études de terrain), ne permet pas de mettre en évidence une potentielle eutrophisation de la zone. Les données de surveillance n'ont pas permis de déceler d'anomalie dans le cycle saisonnier des paramètres hydrobiologiques (teneurs, variations saisonnières et flore zoo et phytoplanctonique).

Le suivi des espèces phytoplanctoniques dans l'Anse des Moulinets est réalisé dans les eaux de surface à proximité de la conduite de rejet de la COGEMA (100 m) environ quatre fois par an depuis 1992 par l'Ifremer. Les résultats des suivis des compositions spécifiques du phytoplancton dans l'anse des moulinets ne permettent pas de mettre en évidence un changement de dominance des espèces phytoplanctoniques présentes sur la zone. Ces espèces sont caractéristiques des espèces habituellement rencontrées en Manche orientale.

Les données acquises au sein de ces deux réseaux de surveillance ne mettent en évidence aucun signe d'eutrophisation du système.

Les études qui ont été effectuées sont détaillées dans l'annexe IV « Etudes de terrain ».

Pour la Ste Hélène, les concentrations mesurées en nitrates sont importantes (18,6 mg/l au maximum). Le seuil de qualité déterminé par les agences de l'eau (1999) pour cette substance est de 2 mg/l, les valeurs mesurées sont donc bien au-dessus. Cependant, il est difficile de faire la différence entre les apports directs du Centre manche et les apports en nitrates par les activités agricoles.

IV - 4 - Substances appartenant aux constituants majeurs des eaux marines

Un certain nombre de substances rejetées par les deux installations nucléaires du Nord Cotentin sont des constituants majeurs de l'eau de mer, par conséquent le risque engendré par le rejet de ces substances est déterminé en comparant les concentrations naturelles aux concentrations rejetées.

L'eau de mer contient 96,5 % d'eau et 3,5% de composés dissous. Les composés dissous sont représentés à 99,99 % par 11 espèces principales dont les rapports à la chlorinité sont peu variables ; ces rapports peuvent se modifier aux débouchés des fleuves. La composition des eaux de mer naturelle ainsi que les concentrations ajoutées estimées et le rapport de ces deux dernières sont détaillées dans le Tableau IV-IV.

Tableau IV-IV: Comparaison des concentrations estimées et des concentrations des différentes substances présentes dans le milieu naturel en grande quantité.

Espèce chimique	Teneur (mg/l) pour la chlorinité 19,374 ‰ (salinité de 35 ‰) ⁴ (2)	Concentrations estimées (µg/l)		Rapport (1) / (2)
		Maximales (1)	moyennes (écart-type)	
Na ⁺	10763	18,1	7,31 (3,66)	1,7E-06
Mg ²⁺	1294	0,72	0,17 (0,16)	0,5E-06
Ca ²⁺	412	1,44	0,134 (0,3)	3,4E-06
K ⁺	399	0,36	0,1 (7,57E-02)	0,9E-06
Cl ⁻	19353	0,94	0,12 (0,2)	0,5E-07
SO ₄ ²⁻	2712	1,37	0,49 (0,37)	0,5E-06
F ⁻	1,3	9,78E-04	3,07E-04 (2,74E-04)	0,7E-06
B(OH) ₃	25,6	11,3	1,48 (2,32)	4,4E-04

Les concentrations maximales ajoutées estimées sont toutes inférieures millième voire au 10 millionième des concentrations naturelles. Par conséquent ces concentrations sont négligeables par rapport aux quantités présentes naturellement dans les eaux marines.

IV - 5 - Conclusion

Les risques pour les écosystèmes marins et terrestres liés aux rejets des installations nucléaires du Nord Cotentin calculés sont faibles à l'exception des risques potentiels liés à l'hydrazine et aux nitrites en milieu marin (colonne d'eau). Cette conclusion doit être relativisée du fait des incertitudes liées à l'imparfaite connaissance du terme source, au modèle de transfert dans le milieu et à la faiblesse des connaissances en terme d'écotoxicité pour de nombreuses substances.

Par ailleurs, il est à souligner l'absence d'évaluation des risques pour les écosystèmes marins en champ proche COGEMA-La Hague.

Pour ce qui concerne le compartiment sédimentaire marin, deux substances, le mercure et le plomb ont des rapports PEC/PNEC supérieurs à 1. Les résultats ne mettent pas en évidence un risque très élevé sur l'ensemble des zones à l'exception de l'année 1993 où les limites de détection des méthodes analytiques sont nettement plus fortes. Dans ce cas-ci, l'augmentation nette cette année des rejets fournis par le terme source explique l'augmentation des rapports de risque sans plus d'explication (d'autant que pour le mercure les concentrations d'exposition sont calculées à partir des limites de détection de la méthode analytique). Par ailleurs, les effets de moins de la moitié des substances rejetées ont pu être évalués faute de connaissances.

Pour les prédateurs, le manque de données aussi bien dans la détermination des PNECs que des concentrations d'exposition (PECs) a limité notre étude. En effet, il n'a été possible d'évaluer le risque pour les prédateurs que pour un nombre très limité de substances. A cela s'ajoute les incertitudes sur le modèle. Par conséquent, il est difficile de conclure quant à un risque sur les prédateurs même si a priori les calculs des rapports PEC/PNEC disponibles ne mettent pas en évidence un risque.

En ce qui concerne le ruisseau de la Ste Hélène, les rapports de risque calculés sont préoccupants pour l'aluminium, le béryllium, le cuivre, le cobalt, le fer, le manganèse, le nickel et le

⁴ Composition des eaux de mer naturelle (d'après Aminot et Chaussepied, 1983)

zinc. Ces constatations conduisent à préconiser un renforcement du suivi des concentrations dans ce ruisseau.

De nombreuses incertitudes existent également sur les résultats pour le compartiment terrestre qui sont le résultat d'un manque d'informations notamment sur la PNEC. En effet, très peu de résultats d'essais sont disponibles pour les substances rejetées. Des résultats d'essais supplémentaires seraient nécessaires pour évaluer le risque avec plus de certitude.

Ce constat est assez général. En effet, que ce soit dans le domaine marin, sédimentaire ou terrestre les résultats d'essais sur organismes font défaut et ne permettent pas d'obtenir une évaluation des risques satisfaisante.

Par ailleurs, par manque de précision dans le terme source un certain nombre de substances n'ont pas pu être prises en compte. C'est notamment le cas des détergents et des substances chimiques dites conventionnelles (savon liquide, solvant, dégraissant, alcool éthylique et nitrique) utilisés par la centrale EDF de Flamanville et traités avec les eaux usées. Le risque lié au fer rejeté par les effluents de production d'eau déminéralisée de la Centrale n'a pas été évalué non plus.

V - RÉFÉRENCES

Aldenberg T. and Slob W. (1993) - Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **25**, 48-63.

Aldenberg T. and Jaworska J.S. (2000) - Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **46**, 1, 1-18.

Aminot A. and Chaussepied M. (1983) - Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Brest, p 395.

C. E. (1996) - European Commission. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.

Crommentuijn T. (1997) - Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: how to take natural background levels into account. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **37**, 112-118.

Crommentuijn T., Polder M.D. and Van de Plassche E.J. (1997) - Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM. 601501001.

Crommentuijn T., Polder M., Sijm D., De Bruijn J. and Van de Plassche E. (2000) - Evaluation of the Dutch environmental risk limits for metals by application of the added risk approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 6, 1692-1701.

Deneer J.W. (2000) - Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic ecosystems. *Pesticide Management Science*, **56**, 516-520.

DGW (1992) – Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels. R.W.P.M. Laane (ed). Summary of the group reports written during the international workshop on background concentrations of natural compounds held in The Hague, 6-10 April 1992. Directorate General of Public Works and Water Management. Tidal Waters Division. Report DGW-92.033.

DiToro, D. M., C. S. Zarba, D. J. Hansen, W. J. Berry, R. C. Swartz, C. E. Cowan, S. P. Pavlou, H. E. Allen, N. A. Thomas, and P. R. Paquin. (1991). Technical Basis For Establishing Sediment Quality Criteria For Nonionic Organic Chemicals Using Equilibrium Partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10:1541-1583.

Field, L. J., D. D. MacDonald, and S. B. Norton. (1999). Evaluating sediment chemistry and toxicity data using logistic regression modeling. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:1311-1322

G.R.N.C. (1999) - Modèles de transfert des radionucléides dans l'environnement. Groupe Radioécologie Nord Cotentin.

IFREMER (2001) Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Flamanville – Année 2001- sous presse. Rapport Ifremer RST.DEL.SR

Long, E. R. 1992. Ranges in chemical concentrations in sediments associated with adverse biological effects. *Marine Pollution Bulletin* **24**:38-45

Long, E. R., D. D. Macdonald, S. L. Smith, and F. D. Calder. (1995) - Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* **19**:81-97

MacDonald, D. D., R. S. Carr, F. D. Calder, E. R. Long, and C. G. Ingersoll. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* **5**:253-278.

- MacDonald, D. D., C. G. Ingersoll, and T. A. Berger.** (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **39**:20-31
- Ménesguen A.** (2001) – L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer DEL/EC/01.01 – janvier 2001.
- Penrose, W.R., Conacher, H.B.S., Black, R., Meranger, J.C., Miles, W., Cumingham, H.M. et Squires, W.R.** (1977) – Implications of inorganic/organic interconversion on fluxes of arsenic in marine food webs. *Environ. Health perspective* **19** : 53-59.
- REEVES, A.L.** (1979) Barium (toxicity). In: Friberg, L., Nordberg, G.F., &Velimir, B., ed. Handbook on the toxicology of metals, Amsterdam, Oxford, New York, Elsevier Science Publishers, pp. 321-328.
- Smith, S. L., D. D. MacDonald, K. A. Keenleyside, and C. L. Gaudet.** 1996. The development and implementation of Canadian Sediment Quality Guidelines. *Development and Progress in Quality Assessment : Rationale, Challenges, Techniques & Strategies*:233-249
- Slooff W., Van Beelen P., Annema J.A. and Janus J.A.** (1995) - Integrated Criteria Document Mercury. RIVM. 601014008.
- Struijs J., van de Meent D., Peijnenburg W.J.G.M., van den Hoop M.A.G.T. and Crommentuijn T.** (1997) - Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: how to take natural background levels into account. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **37**, 112-118.
- Weast, R.C., Astle, M.J. and Beyer, W.H. ed** (1985) – CRC Handbook of chemistry and physics, 69th ed Boca Raton, Florida, CRC Press, Inc., pp B/77, B/129.

LEXIQUE

BCF : Facteur de BioConcentration

C_b : Background concentration : concentration d'origine naturelle dans le milieu

CE₅₀ : Concentration Efficace pour 50% de la population testée

CI₅₀ : Concentration Inhibitrice pour 50% de la population testée

CL₅₀ : Concentration Létale pour 50% de la population testée

HC5 : Hazardous Concentration affectant 5% des espèces.

K_{ow} : coefficient de partage octanol / eau

K_{eau-MES} : coefficient de partage entre l'eau et les matières en suspension

K_{eau-Sed} : coefficient de partage entre l'eau et les sédiments

K_{eau-Sol} : coefficient de partage entre l'eau et le sol

LOEC: Lowest Observed Effect Concentration. Plus faible concentration testée pour laquelle un effet est observé.

MPA : Maximum Permissible Addition, concentration maximale ajoutée dans l'environnement de façon anthropogénique

MPC : Maximum Permissible Concentration, concentration maximale acceptée dans l'environnement

NOAEL : No Observed Adversed Effect Level

NOEC : No Observed Effect Concentration. Plus forte concentration testée pour laquelle aucun effet n'est observé.

PEC : Predicted Environmental Concentration : concentration prédite dans l'environnement

PNEC : Predicted No Effect Concentration : concentration prédite sans effets.

QSAR : Quantitative Structure Activity Relationships

RHO_{sol} : densité volumique du sol

RMC : Rapport Valeurs Mesurées/ Valeurs Calculées

TEC : Threshold Effect Concentration

T10 : concentration correspondant à l'observation de 10% d'échantillons toxiques

Annexe I : Études de terrain

Annexe II : Évaluation des dangers

Annexe III : Concentrations d'exposition

Annexe III – A : Concentrations dans l'eau marine

Annexe III – B : Concentrations dans les sédiments

Annexe III – C : Concentrations dans les organismes marins

Annexe III-D : Concentrations dans le sol

Annexe IV : Calculs de risque

Annexe IV - A : Calculs de risque pour les organismes marins

Annexe IV - B : Calculs de risque pour les organismes benthiques

Annexe IV - C : Calculs de risque pour prédateurs marins

Annexe IV-D: Calculs de risque pour les organismes terrestres