



EHESP

**Formation d'Ingénieur
du Génie Sanitaire**

Promotion : **2009 - 2010**

Date du Jury : **Octobre 2010**

**Comparaison des outils de gestion des
sites et sols pollués avec la méthode
d'évaluation des risques sanitaires pour
les études d'impact des ICPE**

Présenté par

Karim Abbes

Référent professionnel

Géraldine Deiber

Référent pédagogique

Philippe Glorennec

Lieu de stage

Guigues Environnement

Remerciements

Je remercie vivement Géraldine DEIBER, directeur d'affaire pour m'avoir accueilli au sein de son équipe. Je la remercie pour sa disponibilité et ses conseils. Je souhaiterais également remercier Hélène PIET, ingénieur risques sanitaires, pour son aide et son soutien pour la réalisation de ce mémoire. Je tiens également à remercier Philippe GLORENNEC, référent pédagogique pour sa disponibilité et son encadrement lors de ce stage. Un remerciement pour Delphine Le Boulanger, directeur d'affaire du service sol pour ses précieux conseils.

Je tiens à remercier M.POURTIER ainsi que le personnel de la société EOG qui a su se montrer disponible vis-à-vis des mes questions.

Enfin, je tiens à remercier ces personnes : Catherine Gracian, Sybille FONTAINE, Aurore KONZ, Geoffroy DAUDONNET, Maria PATERNA

Sommaire

Introduction.....	1
1 Contexte réglementaire des sites et sols pollués et des ICPE.....	5
1.1 Les sites et sols pollués.....	5
1.2 Les études d'impact pour les ICPE.....	6
2 Présentation des outils de gestion des sites et sols pollués et de l'Évaluation des Risques Sanitaires dans les études d'impact des ICPE	9
2.1 Introduction à l'IEM et au plan de gestion.....	9
2.1.1 L'interprétation de l'état des milieux.....	10
2.1.2 Le plan de gestion et l'analyse des risques résiduels.....	12
2.2 L'évaluation des risques sanitaires pour les études d'impact	14
2.2.1 Caractérisation du site et de son environnement.....	14
2.2.2 Choix des traceurs de risques et des relation dose-réponse.....	14
2.2.3 Évaluation des expositions.....	15
2.2.4 Caractérisation des risques.....	15
3 Analyse des outils de gestion des sites et sols pollués et de l'ERS pour les études d'impact	17
3.1 Les valeurs toxicologiques de références utilisées dans les ERS dans le cadre des études d'impact.....	17
3.2 Les valeurs de gestion réglementaires utilisées dans le cadre des outils de gestion des sites et sol pollué	18
3.2.1 Généralités sur l'origine de ces valeurs	18
3.2.2 Les valeurs de gestion réglementaires pour les eaux destinées à la consommation humaine	19
3.2.3 Les valeurs de gestion réglementaires pour les denrées alimentaires.....	20
3.2.4 Les valeurs de gestion réglementaires pour l'air extérieur.....	20
3.3 Analyse critique sur l'élaboration des valeurs de gestion réglementaires et de leurs utilisations dans une démarche de gestion des sites et sols pollués.....	21
3.3.1 Intérêts des valeurs de gestion réglementaires	21
3.3.2 Limites d'utilisation	21

3.4	Les méthodes de sélection des VTR dans les outils de gestion site et sol pollué et l'ERS pour les études d'impact	22
3.4.1	Sélection par analyse scientifique	23
3.4.2	Sélection selon les préconisations de la circulaire du 30 mai 2006	23
3.5	Les référentiels de gestion spécifique de l'IEM	24
3.5.1	Comparaison aux milieux naturels ou à l'état initial	24
3.5.2	La grille de calcul de l'IEM : outil de gestion sujet à discussion.....	24
3.6	Analyse des risques résiduels du plan de gestion, une analyse représentative ?	26
4	Exemple concret de la mise en œuvre d'un plan de gestion.....	27
4.1	Méthode de travail	27
4.1.1	Outils de gestion utilisés.....	27
4.1.2	Matériels	27
4.2	Investigations réalisées.....	28
4.2.1	Etat géologique et hydrogéologique des milieux.....	28
4.2.2	Circulation d'eau.....	28
4.2.3	Substances et concentrations retrouvées	28
4.3	Aménagement futurs et cibles retenues	29
4.4	Schéma conceptuel	29
4.5	Evaluation de l'exposition chez les futurs résidents.....	29
4.5.1	Typologie des expositions	29
4.5.2	Exposition par ingestion	29
4.5.3	Exposition par inhalation	30
4.6	Evaluation des risques selon l'analyse des risques résiduels.....	30
4.6.1	Etude des substances par rapport aux valeurs de gestion réglementaires	30
4.6.2	Présentation des VTR sélectionnées selon la circulaire du 30 mai 2006	31
4.6.3	Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ARR.....	32
4.6.4	Caractérisation du risque cumulé pour les effets sans seuil selon l'ARR.....	32
4.7	Evaluation des risques selon l'approche ERS.....	33
4.7.1	Sélection des VTR.....	33
4.7.2	Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ERS.....	33
4.7.3	Caractérisation des risques pour les effets sans seuil selon l'ERS	34
4.8	Comparaison et interprétation des résultats	34
4.8.1	Comparaison des VTR retenues	34
4.8.2	Comparaison des quotients de danger cumulés.....	36
4.8.3	Comparaison des excès de risque individuels	37

5	Evaluation du risque global : risques résiduels sol pollué et risque liés à une ICPE selon deux outils de gestion.....	39
5.1	Démarche	39
5.2	Synthèse des substances étudiées	39
5.3	Schéma conceptuel global	40
5.4	Evaluation des expositions	40
5.4.1	Evaluation des expositions par inhalation aux rejets ICPE	40
5.4.2	Evaluation des expositions par ingestion aux rejets ICPE	40
5.5	Additivité des expositions.....	41
5.6	Evaluation des risques selon l'approche ARR	41
5.6.1	Etude des substances par rapport aux valeurs de gestion réglementaires	41
5.6.2	Etude des expositions cumulées.....	43
5.6.3	Sélection des VTR.....	43
5.6.4	Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ARR.....	44
5.6.5	Caractérisation des risques pour les effets sans seuil selon l'ARR	45
5.7	Evaluation des risques selon l'approche ERS.....	45
5.7.1	Etude des expositions cumulées.....	45
5.7.2	Sélection des VTR.....	46
5.7.3	Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ERS.....	46
5.7.4	Caractérisation des risques pour les effets sans seuil selon l'ERS	47
5.8	Comparaison des résultats d'évaluation des deux approches.....	47
5.8.1	Comparaison des doses journalières d'exposition.....	47
5.8.2	Comparaison des excès de risques individuels	48
	Conclusion.....	49
	Bibliographie.....	51
	Liste des annexes.....	I

Table des tableaux

Tableau 1 : Intervalles de gestion pour l'interprétation des milieux	25
Tableau 2 : Substances et concentrations présentes dans le sol.....	28
Tableau 3 : Substances étudiées dans l'ARR.....	31
Tableau 4 : Comparaison des concentrations modélisées avec le modèle HHRAP aux valeurs de gestion réglementaires du cadmium et du plomb	31
Tableau 5 : Quotients de dangers calculés selon l'approche ARR.....	32
Tableau 6 : Cumul des quotients de danger selon l'analyse des risques résiduels	32
Tableau 7 : Excès de risque individuels calculés selon l'ARR.....	33
Tableau 8 : Quotients de danger calculés selon l'ERS	33
Tableau 9 : Cumul des quotients de danger selon l'ERS	34
Tableau 10 : Excès de risque individuels selon l'ERS.....	34
Tableau 11 : Comparaison des VTR selon les deux approches de gestion	35
Tableau 12 : Comparaison des cumuls de quotient de danger selon les deux approches	36
Tableau 13 : Comparaison des ERI selon les deux méthodes de sélection des VTR	37
Tableau 14 : Substances étudiées pour l'étude de cas.....	39
Tableau 15 : Substances étudiées et valeurs de gestion réglementaires.....	41
Tableau 16 : Comparaison de la concentration dans l'air extérieur en benzène et en plomb aux valeurs de gestion réglementaires	42
Tableau 17 : Comparaison du cumul des concentrations en plomb dans les denrées alimentaires à la valeur de gestion réglementaire.....	42
Tableau 18 : Cumul des expositions selon l'ARR	43
Tableau 19 : Cumul des expositions pour le xylène.....	43
Tableau 20 : Quotients de danger liés aux rejets ICPE et au sol pollué calculés dans l'ARR.....	44
Tableau 21 : Cumul des quotients de danger liés au risque ICPE et sol pollué	44
Tableau 22 : Comparaison des ERI selon les deux outils de gestion.....	45
Tableau 23 : Expositions cumulées en plomb dans l'ERS	45
Tableau 24 : Quotients de danger liés aux émissions de l'ICPE et au sol pollué calculés selon l'ERS.....	46
Tableau 25 : Cumuls des quotients de danger liés aux émissions de l'ICPE et au sol pollué calculés selon l'ERS.....	46
Tableau 26 : Excès de risques individuels calculés selon l'ERS	47
Tableau 27 : Comparaison des DJE du plomb selon les deux approches.....	48
Tableau 28 : Comparaison des ERS selon les deux outils de gestion	48

TABLES DES ILLUSTRATIONS

Figure 2 : Organisation des outils de gestion des sites et sols pollués.....	10
Figure 3 : Etapes de la démarche IEM	12
Figure 4 : organisation du plan de gestion.....	13
Figure 5 : Schéma conceptuel d'exposition lié au site pollué	29
Figure 6 : Schéma conceptuel global.....	40

Liste des sigles utilisés

AESA : Autorité européenne de sécurité des aliments
AFSSA : Agence française de sécurité sanitaire des aliments
ARR : Analyse des risques résiduels
ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BET : Budget Espace Temps
CI : Concentrations inhalées
DAE : Demande d'autorisation d'exploiter
DJE : Dose journalière d'exposition
DJT : Dose journalière tolérable
EDR : Evaluation détaillée des risques
ERI : Excès de risqué individuel
ERS : Evaluation des risques sanitaires
ERU : Excès de risque unitaire
HHRAP : Human Health Risk Assessment Protocol
IEM : Interprétation de l'état des milieux
InVS : Institut national de veille sanitaire
MrL : Minimal risk level
OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment
OMS : Organisation mondiale de la Santé
QD : Quotient de danger
RfC : Reference concentration
RfD : Reference dose
US EPA : United State of Environmental Protection Agency
VTR : Valeur toxicologique de référence
VG : Valeur guide

Introduction

En France, 4 000 sites pollués sont répertoriés et près de 200 000 sont identifiés comme susceptibles de l'être du fait des anciennes activités humaines. Par définition, un site pollué est un lieu qui, du fait d'anciens dépôts de déchets ou d'infiltrations de substances polluantes, présente une pollution susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement¹.

Ces situations sont souvent dues à d'anciennes pratiques sommaires d'élimination des déchets, mais aussi à des fuites ou à des épandages de produits chimiques, accidentels ou non. Il existe également autour de certains sites des contaminations dues à des retombées de rejets atmosphériques accumulés au cours des années voire des décennies.

Pour qu'un site pollué présente un risque pour les populations il faut, simultanément, une source de pollution, des voies de transfert, c'est-à-dire des possibilités de mise en contact direct ou indirect des polluants avec les populations avoisinantes (par les eaux souterraines ou superficielles, les envols de poussières, les transferts vers les produits alimentaires, les émissions de vapeurs...) et la présence de personnes ou compartiments de l'environnement exposés à cette contamination.

Dans le cadre de la réalisation de la base de données BASOL, 4033 sites sont répertoriés comme susceptibles d'être pollués du fait des anciennes activités pratiquées sur place. Les études réalisées sur ces sites ont permis d'identifier et de hiérarchiser les principaux polluants présents dans les eaux et les sols. (Figure 1)

Répartition des principales substances retrouvées dans une pollution de sol

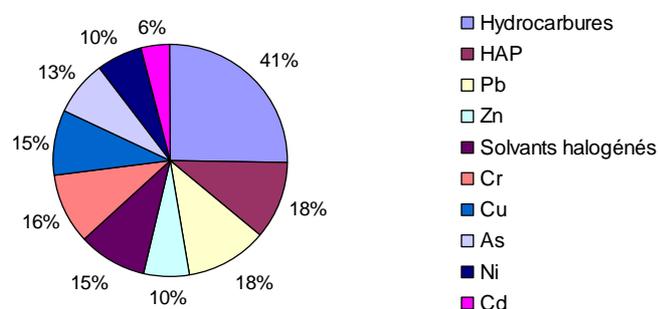


Figure 1 : Substances retrouvées dans le sol Basol

¹ BRGM, Enjeux des Géosciences, Fiche de synthèse scientifique, Juillet 2005

Ces données montrent l'enjeu majeur pour l'environnement que revêt l'étude des pollutions organiques ; ces dernières ne concernent pas moins d'un site pollué français sur deux. Parmi les contaminants organiques les plus présents on peut citer les hydrocarbures et les solvants halogénés. Malgré la diversité des cas de pollutions organiques rencontrés, on peut déduire quelques généralités sur les pollutions organiques et leurs causes :

- au niveau spatial, ce sont en très grande majorité des cas de pollutions ponctuelles c'est-à-dire qu'à l'origine de la contamination, les surfaces concernées sont faibles. Cependant, leurs étendues peuvent être amplifiées par migration et dispersion de la pollution.
- au niveau temporel, deux grands types de pollution peuvent expliquer une contamination organique : les pollutions accidentelles provenant d'un déversement ponctuel dans le temps et les pollutions chroniques correspondant à des apports de substances sur de longues périodes le plus souvent localisés dans les zones d'utilisation ou de stockage des produits.

Aujourd'hui, pour faire face aux risques liés aux sols pollués, deux outils de gestion sont disponibles. Il s'agit en effet du plan de gestion et l'IEM (Interprétation de l'Etat des Milieux) proposés par le Ministère de l'environnement et du développement durable en 2007. L'objectif de l'IEM est de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec les usages déjà fixés. Le plan de gestion permet quant à lui d'agir aussi bien sur l'état du site (par des aménagements ou des mesures de dépollution) que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés. Dans ces deux outils de gestion, une évaluation quantitative des risques sanitaires est réalisée où, à la différence de l'ancienne méthodologie (Evaluation Détaillée des Risques), les « règles » d'utilisation sont encadrées.

En plus de la présence des sols potentiellement pollués par des activités passées, s'ajoutent des industries en activité potentiellement source de pollution pouvant entraîner des effets sanitaires chez la population. En 2006, la France comptait environ 500 000 installations classées au titre de la loi sur les ICPE, dont 53 842 étaient soumises à une autorisation préfectorale.

Pour évaluer les risques liés à la présence de ces industries, une étude sanitaire doit être menée par les responsables de l'exploitation. La méthode utilisée pour quantifier les risques de ces installations définie par les guides de l'INERIS est classiquement appelée l'évaluation des risques sanitaires.

Au vue du nombre important de sites et sols pollués et de la présence d'ICPE, il n'est pas impossible qu'une population soit soumise simultanément à ces deux impacts.

Or, deux méthodologies différentes sont utilisées pour caractériser chacun de ces impacts. Se pose ainsi la question de la démarche à adopter pour la détermination du risque global.

Trois objectifs sont définis dans ce mémoire :

- Analyser les référentiels de gestions utilisés dans les outils de gestion des sites et sols pollués et ceux utilisés dans le cadre des études d'impact des ICPE.
Cette analyse théorique permet de mettre en évidence les avantages et les inconvénients de chaque méthode.
- A partir d'une étude de cas sur un projet d'aménagement de futurs lotissements sur un site anciennement pollué, une comparaison des outils de gestion des sites et sols pollués avec l'évaluation des risques sanitaires menée dans les règles de l'art est réalisée. Cet objectif permet ainsi d'illustrer l'analyse réalisée précédemment.
- Chez une population soumise à l'impact d'une ICPE et à une pollution de sol, deux méthodologies sont définies : l'ERS pour les études d'impact et les outils de gestion des sites et sols pollués. L'objectif est de comparer ces deux méthodologies pour la caractérisation du risque global.

1 Contexte réglementaire des sites et sols pollués et des ICPE

1.1 Les sites et sols pollués

Il n'existe pas aujourd'hui de régime juridique spécifique aux sites et sols pollués. Différentes législations permettent néanmoins à l'administration d'intervenir pour faire respecter un certain nombre d'obligations légales notamment en matière de surveillance, de maîtrise et de remise en état des sites pollués. La loi du 15 juillet 1975, codifiée aux articles L. 541-1 et suivants du code de l'environnement, institue une obligation d'assurer, ou de faire assurer, l'élimination des déchets et prévoit des dispositions spéciales pour les installations de stockage de déchets. La loi du 19 juillet 1976, codifiée aux articles L. 511-1 et suivants du code de l'environnement, et son décret d'application du 21 septembre 1977, constituent sans doute le cadre juridique le plus efficace et le mieux adapté en matière de remise en état des sites pollués

La politique de gestion des sites et sols pollués s'est d'abord fondée sur un travail initial de recensement et de hiérarchisation. Puis, suivant les avancées des autres pays dans ce domaine, la politique de réhabilitation et de traitement des sites s'est infléchie à la fin des années 1990 vers une politique de gestion des risques en fonction de l'usage. À cet effet, la circulaire du 10 décembre 1999² a introduit les outils méthodologiques appropriés à la mise en œuvre de cette politique que sont le diagnostic approfondi et l'EDR (Evaluation Détaillée des Risques). Fondée sur l'examen et la gestion du risque plus que sur le niveau de pollution intrinsèque, cette politique nécessite de garder la mémoire des pollutions et des actions de réhabilitation mises en œuvre, mais aussi de fixer les usages des sols compatibles avec les pollutions résiduelles après traitement du site. Basée sur une quantification du risque, l'EDR apparaît comme **l'outil d'aide à la décision**.

Cependant, l'annexe 1 à la note ministérielle du 8 février 2007³ présente les limites méthodologiques de la circulaire du 10 décembre 1999 Il apparaît en effet que :

- Le diagnostic approfondi, étape essentielle pour apprécier les risques, correspondant à la connaissance de l'état des milieux et des usages est souvent négligé.
- Des éléments faisant partis du processus de gestion sont parfois négligés : la comparaison des techniques de dépollution et de leurs coûts économiques, la prise

² Circulaire du 10 décembre 1999 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation.

³ Note ministérielle du 8 février 2007 relative aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. Annexe 1, La politique et la gestion des sites pollués en France, bilan et nouvelle démarche de gestion proposées.

en compte des valeurs de gestion réglementaires, la gestion des terres polluées et le devenir des terres excavées.

- Les calculs de risques sanitaires permettant de définir les seuils de dépollution sont basés sur des scénarios d'usages peu réalistes ce qui conduit à considérer des terrains dépollués à un certain niveau comme inutilisable alors que l'utilisation de scénarios plus représentatifs aurait comme résultat une compatibilité de l'état des milieux avec les usages.

Ces éléments ont poussé les pouvoirs publics à définir une démarche progressive et proportionnée en rappelant notamment :

- La nécessité de rappeler l'importance des moyens à mettre en œuvre pour réaliser des diagnostics et pour connaître l'état des milieux.
- Les bases de la politique de gestion des risques suivant l'usage.
- Les modalités de mises en œuvre de la quantification des risques sanitaires.
- La mise en œuvre d'un suivi des opérations de dépollution.

Ainsi les règles de cadrage suivantes ont été fixées :

- Rechercher et traiter les sources de pollution.
- Se baser sur la gestion sanitaire en place pour l'ensemble de la population française pour apprécier les risques.
- Justifier les choix techniques retenus sur des critères explicites, argumentés et transparents.

1.2 Les études d'impact pour les ICPE

Lors d'une DAE (demande d'autorisation d'exploiter), une étude d'impact prévue par l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976, aujourd'hui codifiée articles L. 122-1 à L. 122-3 du code de l'Environnement.

Ces études doivent permettre de connaître la situation existante avant la mise en service de l'installation, ses caractéristiques et ses effets bruts sur l'environnement pour chacune de ces nuisances, les mesures prises pour atténuer les effets, et la situation prévisible après mise en service.

Cette étude d'impact doit présenter :

- Une analyse de l'état initial du site et de son environnement portant sur les richesses naturelles et les espaces naturels agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs ainsi

que sur les biens matériels et le patrimoine culturel susceptible d'être affectés par le projet.

- Une analyse des effets directs et indirects du projet sur l'environnement et la santé des populations.
- Les mesures envisagées pour supprimer et limiter et, si possible compenser les inconvénients de l'installation ainsi que l'estimation des dépenses correspondantes.
- Les conditions de remise en état du site après l'exploitation.
- Un résumé non technique afin de faciliter la prise de connaissance.
- Pour certaines catégories d'installations, une analyse des méthodes utilisées pour évaluer les effets de l'installation sur l'environnement⁴.

Le retour d'expérience mené par la direction de la prévention des pollutions et des risques montre que cette méthode n'a permis d'améliorer la gestion des risques chronique que dans un faible nombre de cas (moins de 1% des dossiers présentant une ERS)⁵. De plus, il ressort que cette méthodologie est appliquée de manière mécanique en négligeant le contexte local, la caractérisation du site et le principe de proportionnalité. Enfin, elle se focalise sur le calcul de l'indice de risque et de l'excès de risque individuel au détriment des éléments réellement pertinents sur la gestion (l'analyse des techniques de traitement, la compréhension des mécanismes toxicologiques, la détermination des particularités locales, la hiérarchisation des polluants à gérer, l'identification des enjeux sanitaires et environnementaux à protéger, le dimensionnement de la surveillance environnementale...)

Ainsi, les gains en termes de gestion notamment en ce qui concerne la réduction des émissions de substances toxiques pour la santé humaine semblent faibles et les débats sont bien souvent limités au choix de la valeur toxicologique de référence.

⁵Direction de la Prévention des pollutions et des risques, Installations classées-Substances toxiques, 15 mai 2007

2 Présentation des outils de gestion des sites et sols pollués et de l'Évaluation des Risques Sanitaires dans les études d'impact des ICPE

La gestion des risques liés aux sites et sols pollués et aux ICPE font respectivement appel à des outils méthodologiques que sont : l'IEM/plan de gestion et l'évaluation des risques sanitaires. Il ne s'agit pas de présenter en détail ces outils mais d'en faire une synthèse en vue d'apporter des éléments de réflexion sur l'utilité de ces outils dans une démarche de gestion des risques.

2.1 Introduction à l'IEM et au plan de gestion

Les définitions de l'IEM et du plan de gestion sont présentées ci-dessous⁶ :

L'IEM : l'objectif principal de cet outil est de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec les usages déjà fixés : impacts hors site des ICPE en cessation d'activités, à la suite d'un signal sanitaire ou découverte de milieux pollués.

Le plan de gestion : lorsque la situation permet d'agir aussi bien sur l'état du site que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés : cessation d'activité d'une ICPE, projet de réhabilitation et mesures de dépollution à prendre à l'issue d'une IEM.

A la suite du plan de gestion, une ARR (analyse des risques résiduels) présentée comme une évaluation quantitative des risques sanitaires sur les expositions résiduelles est réalisée. Cette analyse permet de valider le plan de gestion.

Les nouveaux outils s'organisent de la manière suivante⁷:

- Une visite du site et de l'étude historique.
- **La réalisation du schéma conceptuel d'exposition**, élément de base du système de gestion.
- La mise en œuvre d'une IEM ou d'un plan de gestion
- Une surveillance environnementale et un bilan quadriennal. Il s'agit d'un bilan effectué tous les quatre ans des résultats de cette surveillance pour juger de l'efficacité des actions de gestion mises en place.

⁶ Circulaire du 8 février 2007 relative aux sites et sols pollués-Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués

⁷ Sophie Murlon, Des nouveaux textes et outils de gestion des sites et sols pollués, DREAL Champagne Ardenne, Novembre 2008

Ces deux démarches de gestion ne sont pas nécessairement exclusives l'une de l'autre : selon les cas, elles peuvent être menées indépendamment, simultanément ou successivement.

Par exemple, à la suite d'une IEM et dès lors que des actions simples de gestion ne sont pas suffisantes, un plan de gestion peut être nécessaire pour rétablir la compatibilité entre l'état des milieux et les usages. Inversement, la réalisation d'un plan de gestion pour la réhabilitation d'un site peut conduire à découvrir des pollutions hors des limites du site du projet.

Le processus général d'une démarche de gestion de sites et sols pollués est représenté ci-dessous

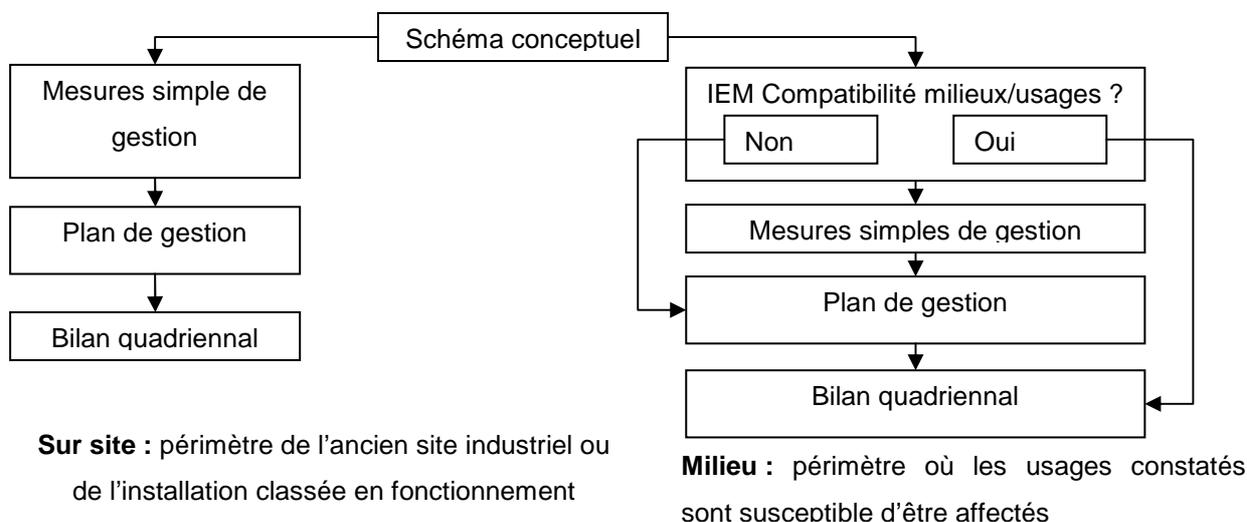


Figure 1 : Organisation des outils de gestion des sites et sols pollués

2.1.1 L'interprétation de l'état des milieux

Démarche générale

Elle permet de distinguer⁸ :

- les milieux qui ne nécessitent aucune action particulière, c'est-à-dire ceux qui permettent une libre jouissance des usages constatés sans exposer les populations à des niveaux de risques excessifs.
- les milieux qui peuvent faire l'objet d'actions simples de gestion pour rétablir la compatibilité entre état des milieux et leurs usages.
- les milieux qui nécessitent un plan de gestion.

⁸ Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Démarche de l'interprétation de l'état des milieux, février 2007

L'IEM débute par la réalisation d'un schéma conceptuel ⁹ qui constitue les fondations sur lesquelles toutes démarches de gestion doivent reposer. Ce schéma permet d'appréhender l'état des pollutions et les voies d'exposition au regard des activités et des usages constatés. Ainsi, trois composantes du risque sont définies dans ce schéma :

- Les sources de pollution
- Les différents milieux de transfert et leurs caractéristiques ce qui détermine l'étendue des pollutions
- Les cibles à protéger : les populations riveraines, les usages des milieux et de l'environnement, les milieux d'exposition et les ressources naturelles à protéger

La construction du schéma conceptuel repose sur une collecte d'informations pouvant nécessiter des recherches documentaires, des enquêtes auprès des utilisateurs du site ou du milieu et des campagnes de mesures.

SI l'IEM conclut à une compatibilité entre l'état des milieux et leurs usages, alors aucune mesure de gestion n'est nécessaire et le schéma conceptuel n'a pas lieu d'évoluer. En revanche, en cas d'incompatibilité entre l'état des milieux et les usages, la mise en œuvre d'un plan de gestion est alors nécessaire pour rétablir la compatibilité. Le schéma conceptuel va donc évoluer d'une configuration initiale vers une configuration finale où les usages seront compatibles avec les milieux.

Stratégie de gestion de l'IEM

La démarche à adopter de l'IEM semble être menée de manière réfléchie et raisonnée puisqu'en amont du processus, l'état des milieux est comparé au milieu naturel ou à l'état initial des sites en activité. Le processus d'évaluation des risques n'est enclenché que si une dégradation est observée. Dans ce cas, le processus continue.

Pour les substances disposant de valeurs de gestion réglementaires, les concentrations sont comparées directement à la valeur de gestion :

- Si la concentration de la substance est supérieure, elle est intégrée dans le plan de gestion avec analyse des risques résiduels (présentée au chapitre 2.1.2.).
- Si la concentration de la substance est inférieure, les risques associés sont considérés comme acceptables par l'administration.

Pour les substances ne possédant pas de valeurs de gestion réglementaires, une grille de calcul présentée sous la forme d'évaluation quantitative des risques sanitaires est réalisée. Dans cette grille, le choix des VTR repose sur les préconisations de la circulaire du 30 mai 2006 et l'hypothèse d'additivité des risques n'est pas utilisée.

⁹ Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Schéma conceptuel et modèle de fonctionnement, février, 2007

Les résultats sont interprétés grâce à des intervalles de gestion définis dans le guide méthodologique de l'IEM.¹⁰

Le schéma ci-dessous illustre les différentes étapes de la démarche IEM

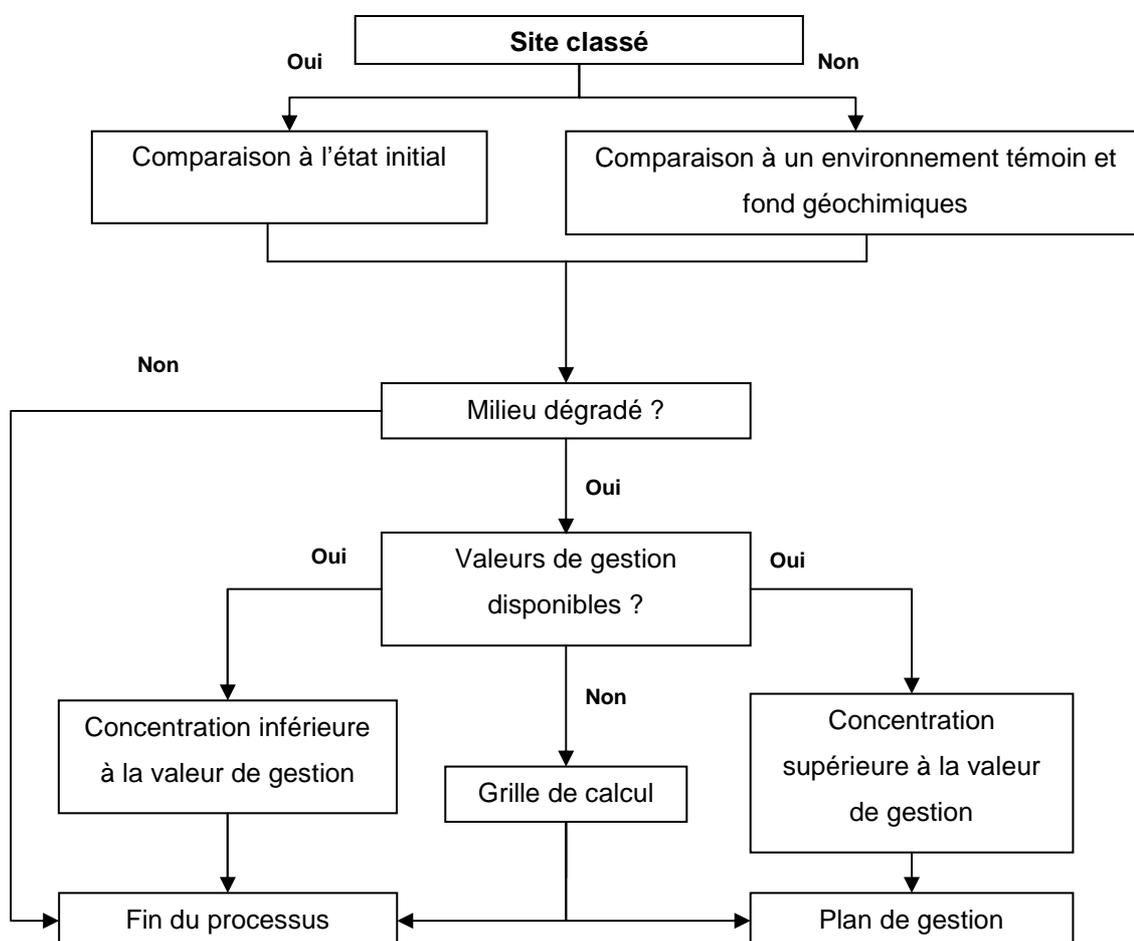


Figure 2 : Etapes de la démarche IEM

2.1.2 Le plan de gestion et l'analyse des risques résiduels

Dans le cadre du plan de gestion, le schéma conceptuel évolue d'une configuration initiale qui consiste à caractériser l'état du site concerné avant le projet d'aménagement vers la représentation du projet dans sa configuration finale. La configuration finale du schéma conceptuel intègre l'ensemble des mesures de gestion dont la réalisation conditionne l'acceptabilité du projet, c'est-à-dire la compatibilité totale entre l'état des milieux et les futurs usages.

¹⁰ Ministère de l'Ecologie et du Développement durable' Interprétation de l'Etat des Milieux' février, 2007

Les objectifs du plan de gestion sont par priorité de :

- Maîtriser les sources de pollutions.
- Maîtriser les impacts.

Après l'identification des mesures de gestion, le choix du plan de gestion est déterminé par :

- Un bilan coûts-avantages permettant, parmi les différentes options de gestion possibles, de valider le plan de gestion tout en respectant la hiérarchie des objectifs cités ci-dessus.
- Une analyse des risques résiduels. Cette analyse est réalisée lorsque que les expositions résiduelles subsistent. Dans ce cas, une évaluation quantitative des risques sanitaires doit conclure à des risques résiduels acceptables par l'administration.

À noter que ce bilan coûts-avantages ne faisait pas partie de l'ancienne méthodologie (EDR), cela permet ainsi de choisir les meilleures solutions de gestion en fonction des contraintes économiques.

Les étapes du plan de gestion peuvent être représentées par le schéma ci-dessous. La flèche rouge montre les différentes itérations qui peuvent être réalisées au cours de la démarche de gestion d'un site pollué.

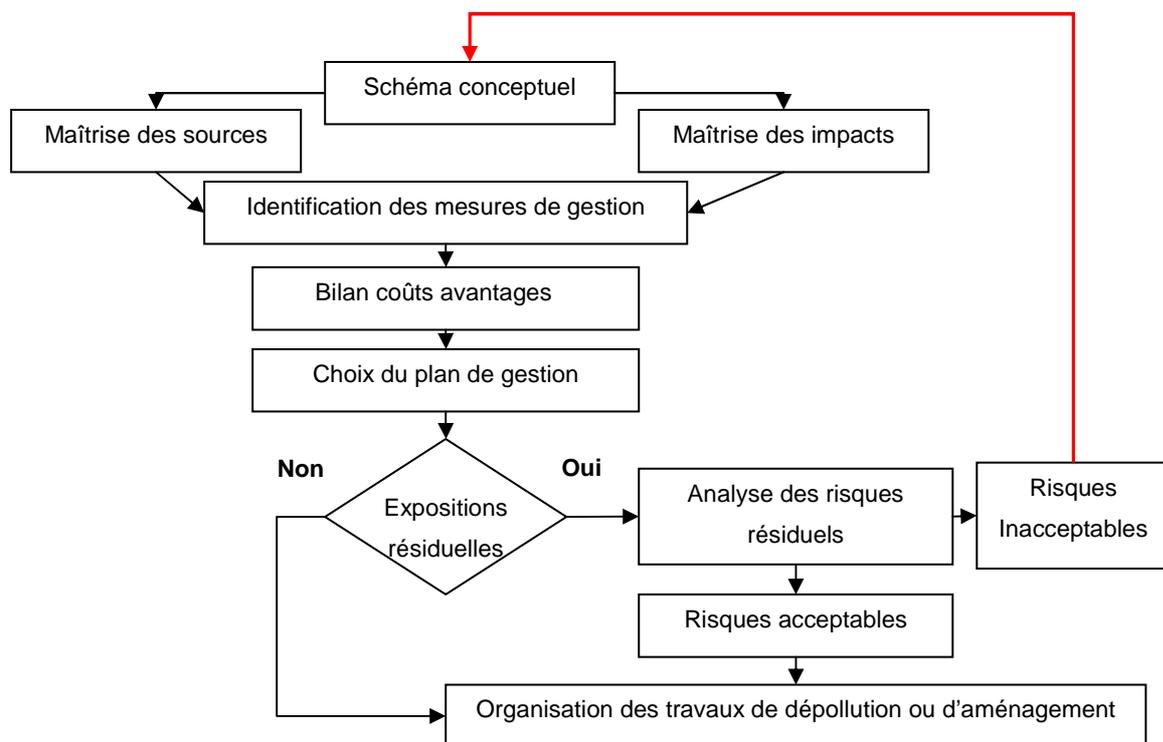


Figure 3 : organisation du plan de gestion

L'analyse des risques résiduels se présente sous la forme d'une évaluation quantitative des risques sanitaires menée sur les expositions résiduelles dont les modalités d'utilisation sont encadrées (cf. paragraphe 3.2). Cet outil permet de valider le plan, de gestion.¹¹

2.2 L'évaluation des risques sanitaires pour les études d'impact

L'évaluation des risques sanitaires est une démarche structurée développée par l'Académie des sciences américaine au début des années 80.

Elle est définie comme « une démarche méthodique de synthèse des connaissances scientifiques disponibles en vue d'évaluer les effets sur la santé résultant d'une exposition d'une population ou d'individus à une substance, un agent ou une situation dangereuse »¹².

La démarche d'évaluation des risques sanitaires est composée de quatre étapes :

2.2.1 Caractérisation du site et de son environnement

La première phase de l'étude est consacrée au recueil des données d'émission caractérisant l'ensemble des rejets atmosphériques du site, ainsi qu'à la description de l'environnement du site. Les données d'émission concernent la nature et le flux des différents polluants émis par les installations du site ainsi que les caractéristiques physiques des rejets. L'environnement du site est quant à lui caractérisé d'un point de vue de son milieu naturel et démographique.

2.2.2 Choix des traceurs de risques et des relation dose-réponse

Identification des danger et des relation dose-réponse

En fonction de leur mécanisme d'action, les polluants peuvent être classés en deux catégories :

- **les toxiques à seuil** pour lesquels il existe des VTR (valeurs toxicologiques de référence) en dessous desquelles l'exposition est réputée sans risque. Ces VTR, basées sur les connaissances scientifiques, sont fournies pour chaque voie d'exposition par l'OMS (l'Organisation Mondiale de la Santé) ou des organismes tels que l'EPA (Environmental Protection Agency), l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), Santé Canada ou encore le RIVM (National Institute of Public Health and the Environment, Pays-Bas).
- **les toxiques sans seuil**, tels que la plupart des produits cancérigènes, pour lesquels il n'est pas possible de définir un niveau d'exposition sans risque pour la population.

¹¹ Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Analyse des Risques Résiduels, février, 2007

¹² INERIS, Guide méthodologique de l'Evaluation des Risques Sanitaires dans les études d'impact des installations classées, 2003

Pour ces produits, des ERU (Excès de Risque Unitaires) sont définis par les mêmes instances internationales.

Sélection des traceur de risque et des VTR

Afin de conduire l'évaluation du risque sanitaire, une sélection des polluants traceurs de risque à considérer parmi ceux identifiés à l'émission est réalisée. Le choix des polluants à conserver doit, selon les recommandations de l'InVS (Institut national de veille sanitaire), être basé sur les concentrations à l'émission, le comportement de la substance dans l'environnement, la toxicocinétique (comportement de la substance dans le corps humain), la connaissance de la toxicité de ces substances lors d'exposition chronique voire subchronique et sur l'existence d'une relation dose-effet. Pour chaque substance, un argumentaire est réalisée sur le choix des VTR.

2.2.3 Evaluation des expositions

L'exposition des personnes peut se produire :

- soit directement par inhalation pour les polluants gazeux ou particulaires présentant un risque toxique pour cette voie d'exposition,
- soit par ingestion pour les polluants particulaires se déposant au sol et présentant un risque toxique par ingestion. L'exposition par ingestion peut être :
 - directe lorsqu'il s'agit d'ingestion de sol contaminé
 - indirecte par ingestion d'aliments.

2.2.4 Caractérisation des risques

La caractérisation spécifique du risque est conduite en comparant, pour chaque polluant considéré, les valeurs d'exposition prévisibles avec les valeurs toxicologiques de référence choisies.

Pour les effets à seuil, la possibilité d'effets toxiques pour les populations exposées est matérialisée par le calcul d'un QD (quotient de danger).

Pour les effets sans seuil (effets cancérigènes), dans le cas d'une exposition par inhalation, la caractérisation des risques consiste à calculer un ERI_i (excès de risque individuel par inhalation). Pour l'ingestion, il s'agit d'un ERI_o . L'ERI correspond à la probabilité supplémentaire de survenue d'un cancer.

De façon à apprécier le risque cumulé lors de l'exposition conjointe à plusieurs polluants, les risques peuvent être additionnés selon les règles suivantes : □

- Pour les polluants à effets à seuil : la somme doit être réalisée pour ceux dont la toxicité est identique en terme de mécanisme d'action et d'organe cible.
- Pour les polluants à effets sans seuil : la somme de tous les ERI doit être réalisée, quels que soient le type de cancer et l'organe touché.

3 Analyse des outils de gestion des sites et sols pollués et de l'ERS pour les études d'impact

Cette partie a pour objectif d'analyser les référentiels d'aide à la décision des outils de gestion des sites et sols pollués et de l'évaluation des risques sanitaires pour les études d'impact.

3.1 Les valeurs toxicologiques de références utilisées dans les ERS dans le cadre des études d'impact

Les VTR sont établies par des organismes de santé nationaux et internationaux : US EPA, ATSDR, OMS, Santé Canada, RIVM, OEHHA....Elles se rapportent à un type d'effet, une voie et une durée d'exposition. La construction d'une VTR se fait soit en utilisant des données toxicologiques (études chez les animaux) soit au travers des études épidémiologiques.

La méthode d'élaboration de ces valeurs diffère selon les valeurs dites à seuil et les valeurs sans seuils.

Pour les effets à seuil, la VTR correspond à la dose maximale pour laquelle on suppose ne pas voir apparaître d'effet nuisible chez l'homme. La majorité des VTR à seuil sont établies à partir d'études chez les animaux. Elles sont obtenues en divisant la valeur de la dose estimée sans effet sur l'animal par un certain nombre de facteurs de sécurité pour compenser le manque de connaissances se rapportant aux phénomènes ci-dessous :

- La transposition à l'homme d'un seuil obtenu sur l'animal.
- Les différences de sensibilité inter-individus au sein d'une même substance.
- L'extrapolation temporelle souvent nécessaire pour passer d'un résultat issu d'une expérience réalisée sur une durée moyenne à une valeur protectrice sur le long terme.

En fonction de l'instance considérée et bien qu'étant de nature similaire, différents termes sont utilisés pour les désigner :

- Reference doses (RfD) pour l'US EPA ;
- Minimal risk levels (MRL) pour l'ATSDR ;
- Dose Journalière Tolérable (DJT), pour l'OMS, le RIVM ou Santé Canada.

Pour les effets sans seuil, l'excès de risque unitaire, représente la probabilité d'observer un effet néfaste sur la santé lié à une substance par unité de dose. L'obtention de cette valeur se fait en extrapolant la relation dose-réponse observée lors d'une étude toxicologique ou épidémiologique.

La quantification des relations doses-réponses, pour les effets à seuil ou sans seuil se heurte à plusieurs difficultés.

Le passage des résultats observés chez l'animal aux situations réelles pour l'homme impose de recourir à des extrapolations ou des facteurs d'incertitudes dont la pertinence est difficile à vérifier. De même, l'utilisation d'étude épidémiologique pour la quantification de relation dose-réponse est souvent réalisée en milieu professionnel et pour des doses supérieures à l'environnement. Il est donc nécessaire de recourir à des extrapolations pour passer des fortes doses aux faibles doses et d'une population particulière (travailleurs en bonne santé) à la population générale.

3.2 Les valeurs de gestion réglementaires utilisées dans le cadre des outils de gestion des sites et sol pollué

Ces valeurs sont définies comme étant des niveaux de risques acceptés par les pouvoirs publics pour l'ensemble de la population française et sont définies pour trois compartiments environnementaux¹³ :

- **les eaux** : les EDCH (Eaux Destinées à la Consommation Humaine), les eaux superficielles et souterraines, eaux de baignades, eaux piscicoles et conchylicoles, eaux minérales naturelles et eaux de sources embouteillées.
- **les denrées alimentaires**
- **l'air extérieur**

3.2.1 Généralités sur l'origine de ces valeurs

La méthode d'élaboration des valeurs de gestion réglementaires ne suit pas une démarche scientifique et transparente pour l'ensemble des substances. Pour tous les milieux pouvant exposer directement l'homme à des substances chimiques, la mise en place de ces valeurs suit des principes généraux mais elles résultent finalement toujours d'avis d'experts, de compilations d'avis, de négociations au cas par cas et de consensus entre les états membres de l'UE (Union européenne).

¹³ Adeline Barneaud, Eléments sur l'origine et le mode d'élaboration des valeurs réglementaires de l'eau, de l'air et des denrées alimentaires, applicables en France pour les substances chimiques, INERIS, Juin 2006

L'aspect sanitaire n'est pas le seul à être pris en compte ; ces valeurs font également références à des aspects socio-économiques, analytiques et à l'aspect environnemental. Afin de comprendre la signification de ces valeurs et leur interprétation dans une démarche de gestion de sites et sols pollués, il semble nécessaire de comprendre leurs méthodes d'élaboration.

3.2.2 Les valeurs de gestion réglementaires pour les eaux destinées à la consommation humaine

Pour les EDCH, les valeurs de gestion réglementaires font référence aux limites réglementaires de qualité et aux références réglementaires de qualité.

Les valeurs limites réglementaires et les valeurs de références réglementaires de qualité correspondent pour la plupart aux valeurs guides établies par l'Organisation mondiale de la santé. Ces valeurs guides représentent généralement « la concentration d'un composant qui ne présente pas de risque significatif pour la santé d'une personne qui consommerait l'eau en question pendant toute sa vie ».

La méthode d'élaboration de ces valeurs n'est pas la même pour les effets à seuil et les effets sans seuil. Néanmoins, le point de départ de la fixation d'une valeur est l'utilisation d'une valeur toxicologique de référence (Cf. Chapitre précédent). Les valeurs toxicologiques de référence utilisées sont souvent celles de l'OMS.

Pour les substances à effets à seuil

La valeur guide pour les EDCH est calculée en tenant compte du poids corporel et de la consommation en eau de la population. L'équation utilisée pour sa détermination est la suivante :

$$VG = DJT * pc * P / C$$

Avec :

DJT : $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$

VG valeur guide, $\mu\text{g}/\text{l}$

pc poids corporel, 15 et 60 kg (enfant et adulte)

P proportion de la DJT attribuable à la consommation d'eau. (10% valeur par défaut),

C la consommation quotidienne en eau. 0,75 – 2 l/j (enfant et adulte)

On note que l'utilisation d'une proportion de la DJT attribuable à la consommation d'eau donne l'assurance que la somme de toutes les sources d'apport ne dépasse par la DJT.

Pour les substances à effets sans seuil

Dans le cas de substances toxiques sans seuil, les valeurs guides de l'OMS sont présentées comme étant la concentration dans l'eau de boisson associée à un excès de risque de cancer de 10^{-5} pour la vie entière. Les valeurs de gestion réglementaires pour les substances cancérigènes tiennent compte d'un facteur de sécurité de 10 les associant ainsi à un ERI de 10^{-6} .

Pour la détermination de la valeur guide, l'OMS émet l'hypothèse d'une consommation quotidienne en eau de 2 litres.

Contrairement aux substances présentant des effets à seuil, les valeurs guides pour les substances cancérigènes ne tiennent pas compte d'éventuels autres apports.

3.2.3 Les valeurs de gestion réglementaires pour les denrées alimentaires

Deux critères sont utilisés pour fixer les valeurs réglementaires dans les denrées alimentaires :

- Les données sur la toxicité des substances et de l'évaluation des risques sanitaires réalisées par l'AESA (Agence Européenne de Sécurité Alimentaire)
- Les données de contamination des denrées alimentaires et de consommation dans les pays membres.

Ces données de contamination des denrées alimentaires et de consommation sont transmises par les Etats membres de l'Union Européenne via

- Des tâches de coopération scientifique renforcées.
- Des plans de surveillance et de contrôle dans chaque pays qui peuvent résulter d'initiatives nationales ou de recommandations de la Commission Européenne.

D'une manière générale, la valeur réglementaire est fixée au 95^{ième} percentile de la distribution des teneurs mesurées dans les aliments au sein de l'Union Européenne.

La définition des valeurs de gestion réglementaires s'appuie aussi sur des avis basés sur la toxicité des substances et les niveaux d'exposition en Europe.

3.2.4 Les valeurs de gestion réglementaires pour l'air extérieur

Elles sont le résultat de négociations entre les pays membres à partir de groupes de travail d'experts mis en place par la Commission Européenne. Les valeurs réglementaires finalement recommandées s'appuient principalement sur des données sanitaires, notamment

les travaux de l'OMS sur l'élaboration de valeurs guides. La méthode d'élaboration des valeurs guides de l'OMS suit une démarche similaire à la fixation des valeurs guides dans l'eau. Toutefois, étant donnée l'hétérogénéité des effets sanitaires des substances concernées et des données disponibles, l'approche se fait toujours au cas par cas.

3.3 Analyse critique sur l'élaboration des valeurs de gestion réglementaires et de leurs utilisations dans une démarche de gestion des sites et sols pollués

3.3.1 Intérêts des valeurs de gestion réglementaires

L'utilisation de ces valeurs comme référence de gestion est plus simple que la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires. En effet, il ne s'agit plus de calculer des doses journalières d'exposition ni de l'utilisation de relations dose-réponse mais de simplement comparer une mesure environnementale à une valeur de gestion réglementaire. Ainsi, les résultats sont plus facilement compréhensibles

3.3.2 Limites d'utilisation

Ces valeurs de gestion réglementaires sont établies pour chaque substance et ne tiennent pas compte de l'exposition cumulée et des interactions possibles entre plusieurs substances. Il s'agit en effet d'une gestion substance par substance et milieu par milieu sans additivité des risques.

La plupart des valeurs de gestion réglementaires sont construites à partir de VTR et selon des scénarios classiques d'exposition. Afin d'interpréter les risques sanitaires associés à une valeur de gestion, il est nécessaire de connaître l'origine de la VTR ainsi que les paramètres retenus du scénario d'exposition.

Pour une substance et un milieu donné, une seule valeur de gestion réglementaire est proposée. Cette substance peut générer plusieurs effets à seuil différents. et pour chacun de ces effets, une VTR peut être proposée.

Or, la valeur guide est calculée à partir d'une VTR et se rapporte ainsi à l'effet critique déterminé lors de sa construction. Par conséquent, la valeur de gestion réglementaire ne donne pas l'assurance de protéger de tous les effets.

Pour illustrer cette réflexion, on peut citer en exemple, le tétrachloroéthylène pour lequel une valeur guide est définie à partir d'une VTR_{orale} ($14 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j)¹⁴ fixée par l'OMS dont les effets associés sont de nature hépatique.

En parallèle, l'US EPA a publié une VTR_{orale} ($4 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j) pour cette même substance mais l'effet critique déterminé est neurologique.¹⁵

En reprenant l'équation de calcul d'une valeur guide, les effets neurologiques ne sont pas protégés. Cette analyse montre l'importance de connaître l'origine de la VTR ayant permis à l'élaboration de la valeur guide afin d'avoir une bonne interprétation sur l'utilisation de ces valeurs de gestion.

A partir du mode de calcul de la valeur guide de l'OMS pour les eaux de boisson, on peut s'interroger sur les valeurs par défaut utilisées par l'OMS au regard de la situation française. En effet, les valeurs guides étant établies sur la base de scénario classique d'exposition, il semble intéressant de les comparer à un scénario plus réaliste fondé sur des données locales. Les paramètres du scénario pouvant faire l'objet d'une analyse sont les suivants :

- La consommation d'eau de boisson.
- La part attribuable à l'eau de boisson compte tenu notamment du niveau estimé des apports alimentaires.

3.4 Les méthodes de sélection des VTR dans les outils de gestion site et sol pollué et l'ERS pour les études d'impact

Pour une même substance, plusieurs VTR peuvent être proposées. Dans les outils de gestion des sites et sols pollués, le choix de la VTR repose sur les recommandations de la circulaire du 30 mai 2006. Pour les études d'impact, réalisées le plus souvent par des bureaux d'étude, le choix des VTR peut être accompagné d'un argumentaire.

Au final, pour une même étude, des VTR différentes peuvent être utilisées donnant lieu à des risques calculés distincts et par conséquent, une possibilité d'aboutir à des choix de gestion différents.

Deux méthodes de sélection de VTR sont confrontées :

- Sélection selon une approche scientifique¹⁶
- Sélection selon les recommandations de la circulaire du 30 mai 2006

¹⁴ INERIS, Fiche de données toxicologiques Tétrachloroéthylène, septembre 2008

¹⁵ OMS, Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first and second addenda, 2008

¹⁶ INERIS, Pratique de choix des valeurs toxicologique de référence dans les évaluations de risques sanitaires, Mars 2006.

3.4.1 Sélection par analyse scientifique

Le choix de la VTR se réalise sur la base de critères qui permettent de faire une étude comparative de la qualité scientifique des VTR pertinentes proposées par les différentes bases de données. Les critères retenus sont les suivants :

- **La date d'élaboration de la VTR** : l'évolution de la recherche, le développement de nouvelles techniques et dans certains cas, le suivi de protocoles standardisés permettent de s'assurer plus facilement de la qualité scientifique des études. Depuis 1981, les bonnes pratiques de laboratoires ont été instaurées notamment par l'OCDE (organisation de coopération et de développement économique) dans le texte relatif à ces bonnes pratiques.
- **L'origine des données de l'étude source** : il est recommandé de privilégier les études réalisées chez l'homme plutôt que chez l'animal. Cela permet d'éviter d'ajouter des facteurs d'extrapolation, souvent réalisés de manière conventionnelle à cause de l'absence de données.
- **La description des études sources** : L'étude utilisée pour la détermination de la VTR doit être bien documentée, notamment sur : l'espèce et le groupe de population étudiée, le nombre d'animaux testés, les concentrations ou doses testées, le temps et la fréquence d'exposition.
- **La justification scientifique des calculs de VTR** : l'importance de regarder si la justification scientifique menée par les organismes ayant établi les VTR est bien documentée.

Cette pratique de choix de VTR semble être en adéquation avec la définition de l'ERS où les meilleures connaissances scientifiques doivent être utilisées.

3.4.2 Sélection selon les préconisations de la circulaire du 30 mai 2006

Cette circulaire est définie dans un objectif d'harmonisation des pratiques par les administrations de santé.¹⁷

La démarche de sélection de la VTR est la suivante : lorsque plusieurs VTR sont proposées par les six bases de données (OMS, ATSDR, US EPA, Santé Canada, RIVM et OEHHA), alors la sélection de la VTR se fait en respectant une hiérarchisation spécifique.

- Pour les substances à effets à seuil : US EPA, ATSDR, OMS, Santé Canada, RIVM, OEHHA
- Pour les substances à effets sans seuil : US EPA, OMS, RIVM, OEHHA

¹⁷ Circulaire DGS/SD relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

Les préconisations de la circulaire ne suivent pas une démarche scientifique ce qui s'oppose à la logique de la méthode ERS dans laquelle les meilleures connaissances scientifiques doivent être utilisées.

De plus, le principe de cette circulaire repose sur une démarche simplificatrice et ne tiennent pas compte de la mise à jour des VTR.

Enfin, on peut se poser la question de la manière dont cette hiérarchisation est proposée par cette circulaire.

3.5 Les référentiels de gestion spécifique de l'IEM

3.5.1 Comparaison aux milieux naturels ou à l'état initial

Pour les installations classées, l'état des milieux peut être comparé aux résultats de l'étude de l'état initial de l'environnement.

Cette comparaison permet de connaître l'évolution des milieux depuis la mise en service de l'installation.

En l'absence de données sur l'état initial, l'état des milieux étudié est comparé à l'état des milieux naturels voisins. Pour cela, il y a lieu de considérer les fonds géochimiques (métaux) et la qualité des eaux superficielles et souterraines.¹⁸

Cette comparaison peut s'avérer nécessaire pour connaître la part de pollution attribuable au site. Cependant, la migration des polluants peut générer une zone d'impact relativement importante et il est difficile de la délimiter. De ce fait, le choix de l'environnement témoin reste relativement difficile. De plus, en contexte industriel ou périurbain, il est difficile de trouver des sols naturels situés à proximité et pédologiquement comparables.

3.5.2 La grille de calcul de l'IEM : outil de gestion sujet à discussion

Pour rappel, cette grille est utilisée lors de la réalisation d'une IEM pour les substances ne possédant pas de valeurs de gestion réglementaires.

Il s'agit d'une évaluation quantitative des risques sanitaires dont les modalités d'utilisation sont fixées. Le choix des VTR est réalisé selon les recommandations de la circulaire du 30 mai 2006 et l'hypothèse d'additivité des risques n'est pas utilisée.

¹⁸ Denis Baize, Eléments traces dans les sols Fonds géochimique, fonds pédochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définition et utilité, INRA, Juillet 2009

Le principe de gestion, fixé par ces critères d'utilisation de la méthode d'évaluation quantitative des risques sanitaires, a le mérite d'être en adéquation avec celui adopté par l'utilisation des valeurs de gestion réglementaires. Nous retrouvons en effet une gestion des risques qui se fait substance par substance et milieu par milieu.

Selon les résultats de la grille de calcul, les actions à engager sont définies dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Intervalles de gestion pour l'interprétation des milieux

Intervalles de gestion		Interprétation des résultats	Les actions à engager	
Effets à seuil	Effets sans seuil		Sur les milieux	Sur les usages
QD<0,2	ERI< 10 ⁻⁶	Etats des milieux et usages compatibles	S'assurer que la source de pollution est maîtrisée	Mémorisation des usages pour s'assurer de la pérennité des usages actuels qui sont compatible avec les milieux
0,2 <QD<5	10 ⁻⁶ <ERI<10 ⁻⁴	Zone d'incertitudes	Mesures de gestion simple	Mémorisation des usages pour s'assurer de la pérennité des usages actuels qui sont compatible avec les milieux
			Réalisation d'une ERS	
>5	ERI> 10 ⁻⁴	Etats des milieux et usages incompatibles	Réalisation d'un plan de gestion pour rétablir la compatibilité des milieux et les usages	

Ne pas considérer l'additivité des risques peut impliquer des différences en termes de décisions de gestion entre la démarche IEM et une évaluation des risques sanitaires menée dans les règles de l'art. D'après les intervalles de gestion, si plusieurs substances génèrent des quotients de danger légèrement inférieurs à 0,2, alors l'état des milieux est compatible avec les usages. En revanche, la réalisation d'une ERS avec l'hypothèse d'additivité des risques peut conclure à des risques inacceptables au sens de l'administration.

Néanmoins, contrairement à la méthode ERS, où les seuls critères de décision sont une valeur de 1 pour les quotients de danger et 10⁻⁵ pour les excès de risque individuels, la méthode IEM propose trois niveaux de risques chacun associé à un type d'action à engager. L'utilisation d'intervalles de gestion de risques permet ainsi d'associer des actions qui sont proportionnées aux risques évalués et orientent le gestionnaire de risque dans ses choix de gestion.

3.6 Analyse des risques résiduels du plan de gestion, une analyse représentative ?

L'analyse des risques résiduels se présente comme une évaluation quantitative des risques sanitaires dont les règles d'utilisation sont fixées :

- Lorsque la concentration d'une substance est inférieure à sa valeur de gestion réglementaire, les risques sont considérés comme acceptables. Elle n'est donc pas intégrée dans l'évaluation.
- Lorsqu'une substance ne dispose pas de valeur de gestion, les risques associés à cette substance sont évalués.
- Dans cette évaluation des risques sanitaires, le choix de la relation dose-réponse repose sur les recommandations de la circulaire du 30 mai 2006
- A la différence de l'IEM, l'hypothèse d'additivité des risques est utilisée **mais uniquement sur les substances dont les risques sont quantifiés.**

Cette analyse a le mérite d'utiliser l'hypothèse d'additivité des risques pour caractériser le risque global pour les effets à seuil et les effets sans seuil. Cependant, toutes les substances ne sont pas forcément intégrées dans le calcul du risque global.

Lors d'une évaluation des risques sanitaires menée selon les règles cités précédemment, le risque global peut être inférieur au seuil d'acceptabilité. En revanche, en intégrant les risques liés aux substances réglementées, le risque cumulé peut dépasser la limite d'acceptabilité.

Au final, l'ARR utilise deux principes de gestion différents :

- Un principe de gestion substance par substance et milieu par milieu
- Un principe de gestion du risque cumulé en utilisant l'additivité des risques.

4 Exemple concret de la mise en œuvre d'un plan de gestion

Cette idée comparative est réalisée à partir d'un projet de construction de lotissement pour lequel la méthodologie préconisée par le Ministère en charge de l'Environnement doit être appliquée.

4.1 Méthode de travail

4.1.1 Outils de gestion utilisés

Deux outils de gestions différents sont utilisés pour caractériser les risques chez les futurs résidents :

- **Le plan de gestion avec l'analyse des risques résiduel**

Pour les substances présentes à des concentrations inférieures à leurs valeurs de gestion réglementaires, elles ne sont pas intégrées dans l'ARR. Pour les autres substances, nous procédons à l'analyse des risques résiduels avec un choix de la relation dose-réponse selon les préconisations de la circulaire du 30 mai 2006.

- **La méthode d'évaluation des risques sanitaires**

Toutes les substances sont sélectionnées pour être évaluées selon les règles de l'art de la méthode d'évaluation des risques sanitaires. Le choix des VTR repose sur une analyse scientifique.

L'objectif consiste alors à comparer les risques évalués dans ces deux outils de gestion.

4.1.2 Matériels

L'étude de cas est une étude fictive. Cependant, les données sont issues de plusieurs études de cas réelles. Les données prises en compte sont :

- Les substances associées à leurs concentrations. Parmi les substances, certaines sont volatils et d'autres ont la capacité à ce bio-accumuler dans les végétaux. De plus certaines de ces substances doivent posséder des valeurs de gestion réglementaires en lien avec les milieux d'exposition étudiés.
- La nature du plan de gestion
- Les caractéristiques du sol et du sous sol (données géologiques et hydrogéologiques).

Le dégazage du sol génère la présence de polluants à l'intérieur des futurs lotissements. Pour modéliser les concentrations dans les futurs lotissements, le modèle Johnson Ettinger est utilisé. Une présentation du modèle est disponible en annexe 1

Des jardins privés avec possibilité de culture de végétaux font partis du projet d'aménagement. Les végétaux peuvent donc être impactés par le transfert de substances du sol vers les plantes. Pour quantifier les concentrations dans les végétaux, le model HHRAP (Human Health Risk Assessment Protocol) de l'US EPA 2005 est utilisé. Annexe 1.

4.2 Investigations réalisées

4.2.1 Etat géologique et hydrogéologique des milieux

Lors de la réalisation des sondages, une description détaillée des terrains est effectuée. Les terrains rencontrés lors des investigations sont les suivants :

- Remblais sablo limoneux graveleux silteux bruns-noirâtres.
- Remblais sablonneux fins roux.

4.2.2 Circulation d'eau

Aucune circulation d'eau n'est constatée.

4.2.3 Substances et concentrations retrouvées

Le tableau 2 présentes les substances avec leurs concentrations retrouvées lors des investigations.

Tableau 2 : Substances et concentrations présentes dans le sol

Substances	Concentrations dans le sol mg/kg
chlorure de méthylène	0,10
Trichloréthylène	0,11
Ethylbenzène	1,50
Toluène	3,60
Xylène	1,10
Cadmium	0,2
Plomb	42,0

4.3 Aménagement futurs et cibles retenues

Le projet d'aménagement comprend la construction de futurs lotissements avec jardins privés.

Le caractère résidentiel du projet implique de considérer les cibles suivantes :

- Les résidents adultes.
- Les résidents enfants.

4.4 Schéma conceptuel

Le descriptif de l'état des milieux et leurs futurs usages conduisent à la réalisation du schéma conceptuel suivant :

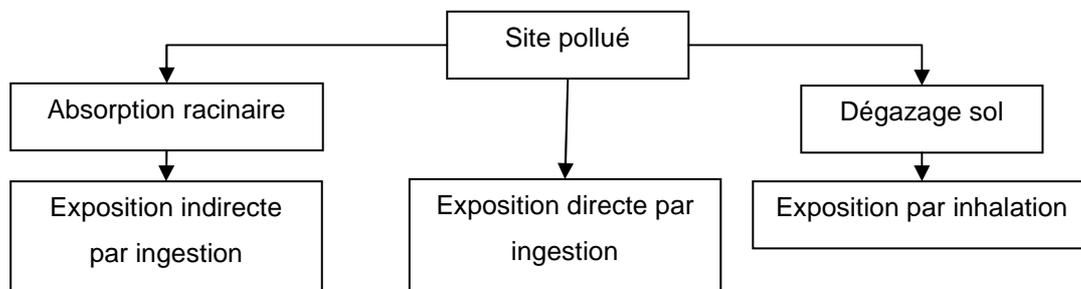


Figure 4 : Schéma conceptuel d'exposition lié au site pollué

4.5 Evaluation de l'exposition chez les futurs résidents

4.5.1 Typologie des expositions

Les substances volatiles retrouvées dans le sol peuvent remonter à la surface et ainsi se retrouver dans l'air intérieur et extérieur des futurs lotissements. L'exposition par inhalation à ces substances est donc étudiée. Des jardins privés avec cultures de végétaux font partie du projet d'aménagement. De ce fait, la voie par ingestion directe et indirecte de sol est étudiée.

4.5.2 Exposition par ingestion

Les doses ingérées étant fonction de l'âge de la cible, deux scénarios sont considérés avec un scénario enfant et un scénario adulte. Pour le scénario enfant et les adultes, les tranches d'âge sont comprises entre 2 à 7 ans et 17 à 60.

Les DJE (doses journalières d'expositions) sont estimées en considérant l'autoconsommation d'aliments élaborés au niveau des jardins potagers. L'apport de chaque polluant via la consommation alimentaire des végétaux (légumes feuilles, légumes racines et fruits) est estimé à partir de la banque de données CIBLEX version 2003 dans la ZEAT Ouest (Zone d'Etude et d'Aménagement du Territoire).

Les concentrations de polluants dans les produits de la chaîne alimentaire sont estimées en utilisant les équations du protocole HHRAP de l'US-EPA basées sur des facteurs de bioconcentration. Les détails de calculs et les résultats sont décrits en l'annexe 2.

4.5.3 Exposition par inhalation

Pour évaluer l'exposition par inhalation, il est nécessaire de définir un BET (budget espace temps) et de quantifier les concentrations à l'intérieur et l'extérieur des futurs lotissements. Les paramètres du BET et les résultats sont présentés en annexe 3.

Les calculs de concentrations dans ces deux milieux sont réalisés en utilisant le modèle RISC 4. Ce dernier est basé sur le modèle de Johnson Ettinger et sur une approche de volatilisation d'un flux vers l'air extérieur dilué par la circulation de l'air ambiant.^{19 20}

Les données d'entrée du modèle sont les paramètres géologiques du sous sol, les caractéristiques des futurs lotissements et les concentrations dans le sol. Annexe 3.

4.6 Evaluation des risques selon l'analyse des risques résiduels

4.6.1 Etude des substances par rapport aux valeurs de gestion réglementaires

Les valeurs de gestion réglementaires sont définies pour l'air, les denrées alimentaires et l'air extérieur. Dans cette étude, les risques liés à deux compartiments environnementaux sont étudiés : les denrées alimentaires (végétaux) et l'air extérieur. Le tableau 3 présente les substances pour lesquelles des valeurs de gestion réglementaires sont définies.

¹⁹ INERIS, Etude des modèles d'évaluation de l'exposition et des risques liés au sol pollués, Modélisation du transfert de vapeurs du sous-sol ou du vide sanitaires vers l'air intérieur, Avril 2005

²⁰ US EPA, User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings, février 2004

Tableau 3 : Substances étudiées dans l'ARR

Substances	Valeurs de gestions disponibles pour les végétaux	Valeur de gestion réglementaire pour l'air extérieur
chlorure de méthylène		
Trichloréthylène		
Ethylbenzène		
Toluène		
Xylène		
Cadmium	■	
Plomb	■	■

Seules les concentrations en cadmium et en plomb sont réglementées pour les denrées alimentaires. Dans cette étude de cas, l'exposition par inhalation au plomb n'est pas étudiée. Leurs concentrations, issues de la modélisation, sont comparées à leurs valeurs de gestion réglementaire. (Tableau 4)

Tableau 4 : Comparaison des concentrations modélisées avec le modèle HHRAP aux valeurs de gestion réglementaires du cadmium et du plomb

Substance	Types d'aliments	Concentrations modélisées en mg/kg	Valeurs de gestion réglementaires en mg/kg
cadmium	Légumes feuilles	2,93E-03	0,2
	légumes racines	2,84E-03	0,1
	Fruits	4,45E-03	0,05
Plomb	Légumes feuilles	6,68E-02	0,3
	légumes racines	8,39E-02	0,1
	Fruits	6,34E-02	0,1

Les concentrations dans les denrées alimentaires sont inférieures aux valeurs de gestion réglementaires pour les deux substances. Le plomb et le cadmium ne sont donc pas intégrés dans l'ARR. En revanche, les risques liés à l'ingestion de sol sont évalués.

4.6.2 Présentation des VTR sélectionnées selon la circulaire du 30 mai 2006

Les VTR sont sélectionnées selon les recommandations de la circulaire du 30 mai 2006 pour toutes les substances. Elles sont présentées en annexe 4.

4.6.3 Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ARR

Les quotients de dangers pour les substances intégrées dans l'ARR sont présentés au Tableau 5.

Tableau 5 : Quotients de dangers calculés selon l'approche ARR

Substances	QD inhalation		QD ingestion	
	Enfants	Adultes	Enfants	Adultes
chlorure de méthylène	1,1E-03	8,8E-04	5,4E-02	2,3E-02
trichloréthylène	3,1E-03	3,2E-03	4,1E-04	4,2E-05
Ethylbenzène	3,1E-03	3,2E-03	3,6E-04	1,0E-04
Toluène	2,8E-03	2,8E-03	6,4E-02	2,5E-02
Xylène	2,9E-02	3,0E-02	2,4E-04	5,9E-05
Cadmium (ingestion de sol)	/	/	1,7E-03	1,6E-04
Plomb (ingestion de sol)	/	/	1,1E-01	9,6E-03

Les quotients de dangers calculés sont inférieurs à 1. Par conséquent aucun effet à seuil n'est susceptible d'apparaître en exposition chronique par inhalation et par ingestion.

Pour les substances générant les mêmes effets, les quotients de dangers sont cumulés. Deux effets sont communs à plusieurs substances : les effets rénaux et hépatiques. Tableau 6

Tableau 6 : Cumul des quotients de danger selon l'analyse des risques résiduels

Effets	Substances	QD _{tot}	QD _{tot}
		Enfants	Adultes
Reins	cadmium (ingestion de sol) Toluène (ingestion) Ethylbenzène (inhalation)	6,8E-02	2,8E-02
Hépatiques	Chlorure de méthylène (ingestion) Trichloréthylène (ingestion) Ethylbenzène (ingestion),	5,4E-02	2,3E-02

Selon l'approche ARR, les quotients de danger sont inférieurs à 1 pour les effets rénaux et hépatiques. Ces derniers ne sont donc pas susceptibles de se produire.

4.6.4 Caractérisation du risque cumulé pour les effets sans seuil selon l'ARR

Le tableau 7 présente les ERI et l'ERI_{tot} calculés selon l'outil de gestion ARR. Les excès de risques individuels sont inférieurs au seuil d'acceptabilité.

Tableau 7 : Excès de risque individuels calculés selon l'ARR

Substances	Outils de gestion : ARR		Contribution au risque cancérigène
	ERI _i	ERI _o	
Chlorure de méthylène	1,9E-07	5,6E-06	9,2E-01
Trichloréthylène	1,2E-07	1,40-11	1,9E-02
Plomb (ingestion de sol)		3,7E-07	5,8E-02
ERI _{tot}	6,3E-06		

4.7 Evaluation des risques selon l'approche ERS

4.7.1 Sélection des VTR

Les VTR sélectionnées sont présentées en annexe 5.

4.7.2 Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ERS

Le Tableau 8 présente les quotients de dangers déterminés avec l'ERS.

Tableau 8 : Quotients de danger calculés selon l'ERS

Substances	QD inhalation		QD ingestion	
	Enfants	Adultes	Enfants	Adultes
chlorure de méthylène	3,1E-03	2,4E-03	5,4E-01	2,3E-01
Trichloréthylène	1,0E-03	1,1E-03	4,1E-04	4,2E-05
Ethylbenzène	2,4E-03	2,5E-03	3,6E-04	1,0E-04
Toluène	2,8E-03	2,8E-03	6,4E-02	2,5E-02
Xylène	1,3E-02	1,4E-02	2,4E-04	5,9E-05
Cadmium (ingestion de sol+ végétaux)	/	/	2,0E-01	7,6E-02
Plomb (ingestion de sol+ végétaux)	/	/	1,7E-01	4,1E-02

Les quotients de dangers calculés sont inférieurs à 1. Par conséquent aucun effet à seuil n'est susceptible d'apparaître en exposition chronique par inhalation et par ingestion.

Pour les substances générant les mêmes effets, les quotients de dangers sont cumulés et se rapportent aux effets rénaux et hépatiques.

Tableau 9 : Cumul des quotients de danger selon l'ERS

Effets	Substances	QD _{tot}	QD _{tot}
		Enfants	Adultes
Reins	cadmium (ingestion de sol et végétaux) Toluène (ingestion) Ethylbenzène (inhalation)	2,6E-01	1,0E-02
Hépatiques	Chlorure de méthylène (ingestion) Trichloréthylène (ingestion) Ethylbenzène (ingestion),	5,4E-01	2,3E-01

Les résultats des quotients de danger calculés avec l'ERS conduisent à la même interprétation que dans l'ARR.

4.7.3 Caractérisation des risques pour les effets sans seuil selon l'ERS

Les ERI calculés selon la méthode ERS sont inférieurs au seuil d'acceptabilité. Le risque cancérigène est essentiellement attribuable au chlorure de méthylène.

Tableau 10 : Excès de risque individuels selon l'ERS

Substances	ERS		Part au risque cancer
	ERI _i	ERI _o	
Chlorure de méthylène	4,1E-07	5,6E-06	81,1%
Trichlororéthylène	5,4E-07	1,4E-11	7,3%
Plomb (ingestion de sol + végétaux)		8,6E-07	11,6%
ERI_{tot}	7,41E-06		

Les excès de risques individuels pour les substances sélectionnées dans l'analyse des risques résiduels sont inférieurs au seuil d'acceptabilité.

4.8 Comparaison et interprétation des résultats

4.8.1 Comparaison des VTR retenues

Le tableau 11 présente VTR retenues pour cette étude selon les deux méthodes de sélection décrites au chapitre précédent. Les VTR en rouge sont celles où des différences de valeurs apparaissent.

Pour évaluer l'importance de ces différences le rapport $VTR_{Analyse\ Scientifique} / VTR_{Circulaire}$ est présenté.

Pour les effets à seuil, le chlorure de méthylène, le trichloréthylène et le xylène présentent des différences de VTR par inhalation. Pour l'ingestion, il s'agit du chlorure de méthylène et du cadmium. Le rapport des VTR sélectionnées selon les deux démarches est de 10 pour le chlorure de méthylène pour la voie par ingestion. Pour les effets sans seuil, il y a deux différences de VTR entre les deux méthodes de sélection. Il s'agit du chlorure de méthylène et du trichloréthylène par inhalation.

Tableau 11 : Comparaison des VTR selon les deux approches de gestion

Substance	Effets à seuil						Effets sans seuil					
	Circulaire	Analyse scientifique	VTR _{AS} /VTR _c _{ir}	Circulaire	Analyse scientifique	VTR _{cir} /VTR _A _s	Circulaire	Analyse scientifique	VTR _{AS} /VTR _c _{ir}	Circulaire	Analyse scientifique	VTR _{cir} /VTR _A _s
	inhalation µg/m ³	inhalation µg/m ³		ingestion mg/kg	ingestion mg/kg		inhalation (µg/m ³) ⁻¹	inhalation (µg/m ³) ⁻¹		ingestion (mg/kg) ⁻¹	ingestion (mg/kg) ⁻¹	
chlorure de méthylène	1,10E+03	4,00E+02	0,4	6,00E-02	6,00E-03	10	4,70E-07	1,00E-06	2,1	7,50E-03	7,50E-03	1
	ATSDR	OEHHA		US EPA	OMS		US EPA	OEHHA		US EPA	US EPA	
trichloréthylène	2,00E+02	6,00E+02	3	2,38E-02	2,38E-02	1	4,30E-07	2,00E-06	4,7	2,50E-04	2,50E-04	1
	RIVM	OEHHA		OMS	OMS		OMS	OEHHA		2,50E-04	2,50E-04	
Cadmium	/	/		1,00E-03	2,00E-04	5	/	/		/	/	
Plomb	/	/		3,50E-03	3,50E-03	1	/	/		8,50E-03	8,50E-03	1
				OMS	OMS		OEHHA	OEHHA				
Ethylbenzène	1,00E+03	1,00E+03	1	9,70E-02	9,70E-02	1	/	/		/	/	
	US EPA	ATSDR		US EPA	US EPA		/	/				
Toluène	5,00E+03	5,00E+03	1	8,00E-02	8,00E-02	1	/	/		/	/	
	US EPA	US EPA		US EPA	US EPA		/	/				
Xylène	1,00E+02	2,20E+02	2,2	2,00E-01	2,00E-01	1	/	/		/	/	
	US EPA	ATSDR		US EPA	US EPA		/	/				

4.8.2 Comparaison des quotients de danger cumulés

Les résultats des calculs de quotient de dangers obtenus selon les deux outils de gestion sont présentés au Tableau 12

Tableau 12 : Comparaison des cumuls de quotient de danger selon les deux approches

Effets	QD _{tot} Enfants		QD _{tot} Adultes	
	ARR	ERS	ARR	ERS
Reins	6,8E-02	2,6E-01	2,8E-02	1,0E-02
Hépatiques	5,4E-02	5,4E-01	2,30E-02	2,3E-01

Pour les effets rénaux :

Les substances susceptibles de générer des effets rénaux sont le cadmium (ingestion), toluène (ingestion) et l'éthylbenzène (inhalation).

Les quotients de danger calculés dans l'ERS sont supérieurs à ceux de l'ARR.

Les VTR du toluène et de l'éthylbenzène par inhalation sont égales. En revanche, la VTR du cadmium retenue selon les recommandations de la circulaire est 5 fois plus élevée que celle retenue dans l'ERS. Par conséquent, le quotient de danger pour l'ingestion de cadmium calculé dans l'ERS est plus élevé que celui calculé dans l'ARR.

De plus, les valeurs de DJE utilisées dans les deux outils de gestion ne sont pas les mêmes. La valeur de la DJE utilisée dans l'ERS est plus élevée que celle de l'ARR puisque l'ingestion de végétaux n'est pas pris en compte dans l'ARR.

Il est donc logique que les risques évalués selon l'ARR soient plus faibles que ceux quantifiés dans l'ERS. Néanmoins, pour cette étude, la différence n'est pas suffisamment pour entraîner des décisions de gestion différentes.

Pour les effets hépatiques :

Les substances concernées sont le chlorure de méthylène (ingestion), le trichloréthylène (ingestion) et l'éthylbenzène (ingestion). Aucune de ces substances ne possèdent de valeurs de gestion réglementaires. Leurs DJE calculés dans l'ARR et l'ERS sont donc identiques.

Pourtant, une différence d'un facteur 10 apparaît entre les deux outils de gestion. Cette différence des quotients de dangers s'explique par les VTR utilisées dans les deux outils de gestion.

La VTR du chlorure de méthylène utilisée dans l'ERS est 10 fois inférieure à celle utilisée dans l'ARR (différence d'un facteur 10).

Bien que dans ce cas les différences de VTR n'aient pas de conséquences sur l'acceptabilité du risque, il est impossible d'en faire une généralité. Par exemple, une augmentation d'un facteur 2 de la DJE en chlorure de méthylène par les enfants donnerait un quotient de danger supérieur au seuil d'acceptabilité lorsqu'il serait calculé à partir de la VTR_{AS} . Alors qu'il serait toujours inférieur en le calculant à partir de la $VTR_{circulaire}$

4.8.3 Comparaison des excès de risque individuels

Les ERI calculés à partir des VTR sans seuil selon les deux méthodes de sélection sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 13 : Comparaison des ERI selon les deux méthodes de sélection des VTR

Substances	ERS		Part au risque cancer	ARR		Part au risque cancer
	ERLi	ERLo		ERLi	ERLo	
Chlorure de méthylène	4,1E-07	5,6E-06	81,1%	1,9E-07	5,6E-06	78,2%
Trichlororéthylène	5,4E-07	1,4E-11	7,3%	1,2E-07	1,4E-11	1,6%
Plomb	NE	8,6E-07	11,6%	/	3,7E-07	4,9%
ERI_{tot}	7,4E-06			6,3E-06		

Dans les deux méthodes, les ERI et les ERI_{tot} calculés sont inférieurs au seuil d'acceptabilité.

Concernant le plomb, l'ERI du plomb calculé dans l'ARR est inférieur à celui calculé dans l'ERS. Dans les deux outils de gestion, les DJE ne sont pas les mêmes. Dans l'ARR, l'ERI est déterminé à partir de la DJE liée à l'ingestion de sol alors que dans l'ERS la DJE intègre en plus de l'ingestion de sol, les végétaux.

Pour le chlorure de méthylène et le trichlororéthylène, les VTR utilisées dans les deux démarches pour calculer les ERI_i pour l'inhalation ne sont pas les mêmes.

Malgré cette différence de VTR, les ERI_i calculés selon les deux approches sont inférieurs à la limite d'acceptabilité.

5 Evaluation du risque global : risques résiduels sol pollué et risque liés à une ICPE selon deux outils de gestion

Il s'agit dans cette partie de confronter deux méthodologies pour caractériser le risque global en considérant :

Les risques résiduels liés au site pollué évalués au chapitre précédent.

Les risques associés à une ICPE qui souhaite démarrer sa production. Les données utilisées proviennent de l'étude d'impact réalisée dans le cadre de la demande d'autorisation d'exploiter.

Les deux méthodes utilisées sont l'ARR et l'ERS.

5.1 Démarche

La première étape consiste à réaliser le schéma conceptuel d'exposition regroupant les deux sources de pollution : la pollution initiale du sol et les rejets de l'ICPE. Ce schéma permet ainsi de mettre en évidence les risques potentiels de chaque substance.

Après avoir identifié les risques de chaque substance, les résultats des deux démarches de gestion sont comparés.

5.2 Synthèse des substances étudiées

Le Tableau 14 présente les substances retenues pour cette étude avec les risques associés

Tableau 14 : Substances étudiées pour l'étude de cas

substances		Risques sans seuil		Risque avec seuil	
Voies d'exposition		Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion
Substances sol pollué	chlorure de méthylène	■	■	■	■
	Trichloréthylène	■	■		
	Cadmium				■
	Plomb		■		■
	Ethylbenzène			■	■
	Toluène			■	■
	Xylène			■	■
Substances ICPE	Benzène			■	
	Xylène			■	
	Antimoine			■	■
	Cadmium	■		■	
	Chrome VI	■		■	
	Cobalt			■	■
	Plomb	■	■	■	■

5.3 Schéma conceptuel global

L'objectif est d'élaborer un schéma conceptuel incluant la pollution initiale du sol et les rejets de l'ICPE. Ce schéma permet d'avoir une liste exhaustive des sources de pollutions, des milieux d'exposition et des voies de transfert.

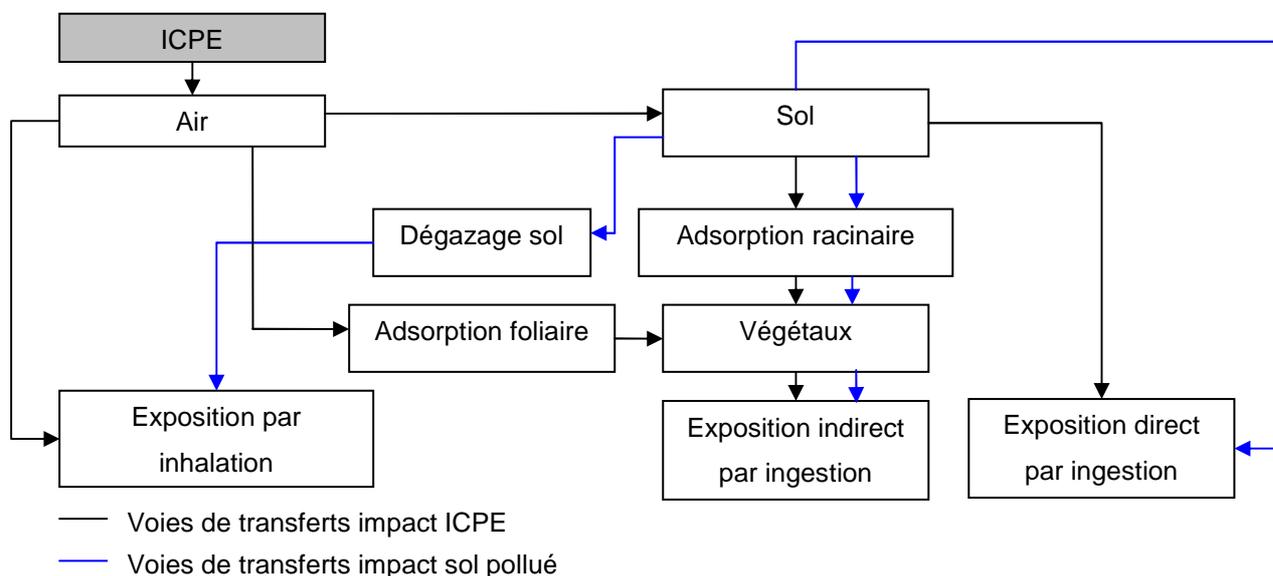


Figure 5 : Schéma conceptuel global

Les flèches en bleues correspondent aux voies de transfert « sol déjà pollué → habitants » celles en noires sont relatives aux voies de transfert « pollutions ICPE → habitants ».

5.4 Evaluation des expositions

5.4.1 Evaluation des expositions par inhalation aux rejets ICPE

Les concentrations dans l'air dues aux rejets atmosphériques de l'ICPE sont quantifiées avec un modèle de dispersion atmosphérique de type Gaussien. Il permet l'étude de l'impact à long terme des émissions atmosphériques sous des conditions météorologiques constantes dans l'espace.

Les résultats des concentrations atmosphériques et des concentrations inhalées sont présentés en annexe 6.

5.4.2 Evaluation des expositions par ingestion aux rejets ICPE

Les concentrations dans le sol s'estiment en deux étapes :

- La quantification des flux de dépôt au sol déterminée avec le logiciel de dispersion atmosphérique, exprimés en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$.

- Utilisation des équations du modèle HHRAP pour déterminer, à partir des flux de dépôt au sol, les concentrations dans le sol en mg/kg à des profondeurs de 1 et 20 cm. Les concentrations à 1cm du sol sont utilisées pour évaluer l'exposition par ingestion de sol et celles de 20cm pour l'ingestion de denrées alimentaires.

5.5 Additivité des expositions

Pour cumuler les expositions, les polluants doivent être identiques, émis par les deux sources de pollutions et présents dans le même compartiment environnemental. Parmi les substances susceptibles d'avoir un effet sur la santé des populations, deux respectent ces règles : le plomb par ingestion et le xylène par inhalation. Une analyse sur l'additivité des expositions dans chaque outil de gestion est réalisée pour ces substances.

5.6 Evaluation des risques selon l'approche ARR

5.6.1 Etude des substances par rapport aux valeurs de gestion réglementaires

Le tableau ci-dessous présente les substances pour lesquelles une valeur de gestion réglementaire est définie.

Tableau 15 : Substances étudiées et valeurs de gestion réglementaires

substances		Valeur de gestions réglementaires disponibles ?	
Milieux d'exposition		végétaux	Air extérieur
Substances sol pollué	chlorure de méthylène		
	trichloréthylène		
	Cadmium	■	
	Plomb	■	
	Ethylbenzène		
	Toluène		
	Xylène		
Substances ICPE	Benzène		■
	Xylène		
	Antimoine		
	Cadmium		
	Chrome VI		
	Cobalt		
	Plomb	■	■

Concernant l'air extérieur, les concentrations en plomb et en benzène sont comparées aux valeurs de gestion réglementaires. Tableau 16

Tableau 16 : Comparaison de la concentration dans l'air extérieur en benzène et en plomb aux valeurs de gestion réglementaires

Substances	Concentration présent dans l'air extérieur µg/m3	Valeurs de gestion réglementaires µg/m3
Benzène	2,1	5,0
Plomb	9,6E-04	0,5

Les concentrations dans l'air extérieur en benzène et en plomb sont inférieures aux valeurs de gestion réglementaires. Les risques liés à ces substances ne sont donc pas quantifiés.

Pour l'ingestion de végétaux, le plomb et le cadmium doivent être comparés à leurs valeurs de gestion réglementaires.

L'unique source d'apport de cadmium dans les végétaux est la pollution initiale du sol. L'étude sanitaire n'a pas retenu ce traceur de risque pour l'ingestion. La concentration en cadmium a été évaluée précédemment et n'a pas montré de dépassement de sa valeur de gestion réglementaire. Cf. Tableau 4. Les risques liés à l'ingestion de cadmium ne sont donc pas quantifiés.

Les concentrations de plomb dans les denrées alimentaires sont causées par :

- La pollution initiale du sol.
- Les émissions particulaires de l'ICPE.

Pour chacune de ces sources de pollution, les concentrations en plomb dans les végétaux sont modélisées. Il est donc nécessaire de sommer les concentrations dans les végétaux générées par ces deux apports puis de comparer la concentration totale en plomb à la valeur de gestion réglementaire. Tableau 17

Tableau 17 : Comparaison du cumul des concentrations en plomb dans les denrées alimentaires à la valeur de gestion réglementaire

Substance	Types d'aliments	Apports pollution initiale du sol mg/kg	Apports rejets ICPE mg/kg	Concentrations totale en mg/kg	Valeurs de gestion réglementaire mg/kg
Plomb	Légumes feuilles	6,68E-02	2,31E-04	6,70E-02	0,3
	légumes racines	8,39E-02	2,90E-04	8,41E-02	0,1
	Fruits	6,34E-02	3,51E-04	6,37E-02	0,1

Les apports en plomb de l'ICPE dans les végétaux sont très faibles, voir négligeables, par rapport aux apports de la pollution initiale du sol.

5.6.2 Etude des expositions cumulées

Concernant le plomb, les risques liés à l'ingestion directe de sol doivent être quantifiés. Il est donc nécessaire de calculer la DJE totale en plomb liée à l'ingestion de sol. Le calcul de cette DJE nécessite la connaissance de la concentration totale en plomb dans le sol. Cette dernière comprend : la concentration initiale en plomb dans le sol (sol pollué) et la concentration due aux rejets de l'ICPE. Le tableau ci-dessous présente le cumul des concentrations dans le sol et les DJE totale pour les enfants et les adultes.

Tableau 18 : Cumul des expositions selon l'ARR

Cibles	Concentration initiale dans le sol	Concentration due au dépôt de l'ICPE	DJE totale mg/kg/j Ingestion de sol
Enfants	42,0 mg/kg	2,9 mg/kg	3,92E-04
Adultes			3,59E-05

Ce tableau montre que la concentration de plomb dans le sol, due aux dépôts de particules, est très faible par rapport à la concentration en plomb initialement présente dans le sol.

La concentration totale en xylène inhalées provient des rejets des émissions gazeuses de l'ICPE et du dégazage du sol. Afin d'évaluer la concentration totale, il faut cumuler les CI (concentrations inhalées) correspondant à ces deux sources de pollution. (Tableau 19)

Tableau 19 : Cumul des expositions pour le xylène

Substances	Apport dégazage sol		Apport ICPE		Total	
	CI sol pollué en µg/m3 enfants	CI sol pollué en µg/m3 sol adultes	CI sol pollué en µg/m3 enfants	CI sol pollué en µg/m3 sol adultes	Enfants en µg/m3	Adultes en µg/m3
Xylènes	2,8E+00	2,9E+00	2,2E-01	2,1E-01	3,0 E+00	3,1 E+00

5.6.3 Sélection des VTR

Les VTR sont sélectionnées selon les recommandations de la circulaire du 30 mai 2006. Elles sont présentées en annexe 7.

5.6.4 Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ARR

Les résultats des quotients de danger liés aux substances émises par l'ICPE et à la pollution de sol sont présentés dans le Tableau 20.

Tableau 20 : Quotients de danger liés aux rejets ICPE et au sol pollué calculés dans l'ARR

Substances	inhalation		ingestion	
	QD (enfants)	QD (adultes)	QD (enfants)	QD (adultes)
Chlorure de méthylène	1,1E-03	8,8E-04	5,4E-02	2,3E-02
Trichloréthylène	3,1E-03	3,2E-03	4,1E-04	4,2E-05
Ethylbenzène	3,1E-03	3,2E-03	3,6E-04	1,0E-04
Toluène	2,7E-03	2,8E-03	6,4E-02	2,5E-02
Xylène	3,0E-02	3,1E-02	2,4E-04	5,9E-05
Antimoine	1,5E-03	1,5E-03	3,8E-02	5,9E-03
Cadmium (ingestion de sol)	4,3E-06	3,5E-06	1,7E-03	1,6E-04
Chrome VI	3,0E-03	2,4E-03	/	/
Cobalt	3,0E-03	2,4E-03	8,1E-03	1,2E-03
Plomb (ingestion de sol)			1,1E-01	1,0E-02

/ Traceur de risque non sélectionné pour l'inhalation

Les quotients de danger de chaque substance sont inférieurs à 1 avec un maximum de 1,1E-01 pour le plomb par ingestion. Pour tous les polluants pris individuellement, aucun effet à seuil n'est susceptible d'apparaître en exposition chronique par inhalation et ingestion.

Le tableau ci-dessous présente les quotients de dangers pour les effets rénaux, respiratoires, neurologiques et hépatiques.

Tableau 21 : Cumul des quotients de danger liés au risque ICPE et sol pollué

Effets	Substances	QD _{tot}	QD _{tot}
		Enfants	Adultes
Reins	Cadmium (ingestion de sol), Toluène (ingestion) Ethylbenzène (inhalation)	6,9E-02	2,8E-02
Respiratoires	Cadmium(inhalation) xylène (ingestion et inhalation rejets ICPE et dégazage), antimoinés (ingestion), cobalt (inhalation), chrome (inhalation), chlorure de méthylène (ingestion et inhalation)	1,3E-01	6,5E-02
neurologiques	xylène (inhalation rejet ICPE et dégazage), plomb (ingestion et inhalation)	1,4E-01	4,2E-02
Hépatiques	Chlorure de méthylène (ingestion) Trichloréthylène (ingestion) Ethylbenzène (ingestion),	5,4E-02	2,3E-02

En utilisant l'analyse des risques résiduels, on démontre que les risques des substances présentant des effet à seuil sont acceptables.

5.6.5 Caractérisation des risques pour les effets sans seuil selon l'ARR

La caractérisation des risques pour les effets sans seuil concerne : le cadmium (inhalation), le chrome (inhalation), le chlorure de méthylène (inhalation et ingestion), trichlororéthylène (inhalation) ainsi que le plomb (inhalation et ingestion de sol).

Le tableau ci-dessous présente les ERI de chaque polluant et de l'ERI cumulé.

Tableau 22 : Comparaison des ERI selon les deux outils de gestion

Substances	Outils de gestion : ARR		Contribution au risque cancérigène
	ERI _i	ERI _o	
Chlorure de méthylène	1,9E-07	5,6E-06	93%
Trichlororéthylène	1,2E-07	1,4E-11	2%
Plomb (ingestion de sol)		8,8E-07	14%
Cadmium (ingestion de sol)	6,6E-11	/	0%
Chrome	2,9E-07	/	5%
ERI_{tot}	6,2E-06		

Les résultats de l'ARR ne montrent pas de dépassement de la valeur limite. Par conséquent, le risque est considéré comme acceptable par l'administration.

5.7 Evaluation des risques selon l'approche ERS

5.7.1 Etude des expositions cumulées

Pour le xylène, l'exposition cumulée est la même que celle décrite au 5.6.2.

Dans l'ERS, la dose journalière d'exposition concerne l'ingestion de sol et de végétaux. Les DJE totales en plomb sont présentées dans le tableau ci-dessous pour chaque cible étudié.

Tableau 23 : Expositions cumulées en plomb dans l'ERS

Cibles	DJE totale mg/kg/j Ingestion de sol
Enfants	6,8E-04
Adultes	1,5E-04

5.7.2 Sélection des VTR

Les VTR sont sélectionnées selon une analyse scientifique et sont présentée en annexe 8.

5.7.3 Caractérisation des risques pour les effets à seuil selon l'ERS

Le tableau 24 présente les quotients de dangers pour les effets à seuil calculé selon l'ERS

Tableau 24 : Quotients de danger liés aux émissions de l'ICPE et au sol pollué calculés selon l'ERS

Substances	Inhalation		Ingestion	
	QD (enfants)	QD (adultes)	QD (enfants)	QD (adultes)
Chlorure de méthylène	2,4E-03	2,4E-03	5,4E-01	2,3E-01
Trichlororéthylène	1,0E-03	1,0E-03	4,1E-04	4,2E-05
Ethylbenzène	2,4E-03	2,4E-03	3,6E-04	1,0E-04
Toluène	2,7E-03	2,7E-03	6,4E-02	2,5E-02
Xylène	3,0E-02	3,1E-02	2,4E-04	5,9E-05
Benzène	5,19E-02	5,08E-02	/	/
Antimoine	1,5E-03	1,5E-03	3,8E-02	5,9E-03
Chrome VI	1,4E-04	1,4E-04	/	/
Cobalt	2,5E-03	2,4E-03	8,1E-03	1,2E-03
Plomb (ingestion de sol et végétaux)	1,6E-03	1,5E-03	1,9E-01	4,3E-02
Cadmium	3,5E-06	3,5E-06	2,0E-01	7,6E-02

Les quotients de dangers calculés selon la méthode ERS sont inférieurs à 1. Aucun effet à seuil n'est donc susceptible de se produire chez les résidents.

Tableau 25 : Cumuls des quotients de danger liés aux émissions de l'ICPE et au sol pollué calculés selon l'ERS

Effets	Substances	QD _{tot}	QD _{tot}
		Enfants	Adultes
Reins	Cadmium (ingestion de sol et denrée alimentaire), Toluène (ingestion) Ethylbenzène (inhalation)	2,6E-01	1,0E-01
Respiratoires	Cadmium(inhalation) xylène (ingestion et inhalation rejets ICPE et dégazage), antimoine (ingestion), cobalt (inhalation), chrome (inhalation), chlorure de méthylène (ingestion et inhalation)	6,2E-01	2,7E-01
neurologiques	xylène (inhalation rejet ICPE et dégazage), plomb (ingestion et inhalation)	2,3E-01	4,3E-02
Hépatiques	Chlorure de méthylène (ingestion) Trichloréthylène (ingestion) Ethylbenzène (ingestion),	5,4E-01	2,3E-01

Les risques cumulés sont inférieurs à 1. Ces effets ne sont donc pas susceptibles de se produire.

5.7.4 Caractérisation des risques pour les effets sans seuil selon l'ERS

Le tableau ci-dessous présente les ERI calculés selon l'ERS.

Tableau 26 : Excès de risques individuels calculés selon l'ERS

Substances	Outils de gestion : ERS		Contribution au risque cancérigène
	ERI _i	ERI _o	
Chlorure de méthylène	4,1E-07	5,6E-06	50%
Trichlororéthylène	5,4E-07	1,4E-11	4%
Plomb (ingestion de sol et végétaux)	4,9E-09	9,1E-07	8%
Cadmium	6,6E-11	/	0%
Chrome	2,9E-07	/	2%
Benzène	4,35E-06		36%
ERI_{tot}	1,21E-05		

Pour chaque substance prise individuellement, le risque cancer est acceptable. En revanche, en prenant en compte l'hypothèse d'additivité des risques, le risque cumulé dépasse le seuil d'acceptabilité.

5.8 Comparaison des résultats d'évaluation des deux approches

5.8.1 Comparaison des doses journalières d'exposition

Pour les substances non réglementées, la valeur de la dose journalière d'exposition cumulée est la même dans les deux outils de gestion. C'est le cas du xylène qui est transféré par le dégazage du sol et des émissions gazeuses de l'ICPE.

Lors de la caractérisation du risque, l'élément qui pourrait générer des différences de risques est le choix de la valeur toxicologique de référence. Pour le xylène, la VTR utilisée dans l'ERS est égale à celles de l'ARR.

Pour les substances réglementées, les doses journalières d'exposition ne sont pas les mêmes dans les deux outils de gestion. Par exemple, lors de l'ARR, l'ingestion de végétaux n'est pas prise en compte. Alors que dans l'ERS, la DJE tient compte des apports de tous les médias environnementaux. Le tableau 27 présente les DJE_{tot} utilisées pour la quantification des risques dans les deux outils de gestion.

Tableau 27 : Comparaison des DJE du plomb selon les deux approches

Substance	DJE _{tot} ARR mg/kg	DJE _{tot} ERS mg/kg	DJE _{tot} ARR/ DJE _{tot} ERS
Plomb	4,2E-04	6,8E-04	60%

Dans l'ARR, la dose journalière d'exposition représente 60% de la DJE utilisée dans l'ERS. Cette différence de DJE n'est pas suffisamment élevée pour générer des différences d'acceptabilité des risques entre les deux approches. De ce fait, on peut penser que l'utilisation de la valeur de gestion réglementaire du plomb dans les denrées alimentaires est suffisamment protectrice.

5.8.2 Comparaison des excès de risques individuels

Le tableau ci-dessous présente les ERI calculés selon les deux outils de gestion.

Tableau 28 : Comparaison des ERS selon les deux outils de gestion

Substances	ERS		Part au risque cancer	ARR		Part au risque cancer
	ER _{li}	ER _{lo}		ER _{li}	ER _{lo}	
Chlorure de méthylène	4,1E-07	5,6E-06	50%	1,9E-07	5,6E-06	82%
Trichlororéthylène	5,4E-07	1,4E-11	4%	1,2E-07	1,4E-11	2%
Cadmium	6,6E-11		0%	6,6E-11		0%
Plomb	4,9E-09	9,13E-07	8%		8,80E-07	12%
Chrome	2,9E-07		2%	2,9E-07		4%
Benzène	4,4E-06		36%			
ERI_{tot}	1,2E-05			7,1E-06		

Ce tableau montre la différence des risques cumulés selon les deux approches. L'intégration du benzène dans le processus de quantification des risques sanitaires entraîne un dépassement de la limite d'acceptabilité de l'ERI_{tot} alors que sa concentration est très inférieure à sa valeur de gestion.

Ce résultat met en évidence les limites du principe de gestion « substance par substance et milieu par milieu » utilisé dans les nouveaux outils de gestion.

Dans l'ERS, l'essentiel du risque cancérigène est attribuable au benzène et au chlorure de méthylène. Dans l'ARR, le risque est principalement attribué au chlorure de méthylène.

Conclusion

L'objectif de ce mémoire est de comparer les parties « évaluation » des outils de gestion des sites et sols pollués avec la méthode d'évaluation des risques sanitaires utilisée dans le cadre des études d'impact pour les ICPE.

Dans l'approche sanitaire des outils de gestion des sites et sols pollués, les règles d'utilisation de l'évaluation des risques sanitaires sont désormais encadrées.

Le choix de la valeur toxicologique de référence est réalisé selon les recommandations de la circulaire du 30 mai 2006. Le principe de cette circulaire est de choisir les VTR en fonction de l'organisme ayant publié la VTR sans utiliser de critères scientifiques.

L'hypothèse d'additivité des risques permettant de quantifier le risque cumulé n'est plus réellement utilisée. Dans l'IEM, l'évaluation des risques se présente sous la forme d'une grille de calcul sans procéder à l'addition des quotients de danger et des excès de risque individuels. Néanmoins, des intervalles de gestion sont définis et permettent la mise en place d'actions à engager en fonction du risque évalué.

Dans l'analyse des risques résiduels, l'utilisation de l'hypothèse d'additivité concerne uniquement les substances pour lesquelles il n'existe pas de valeurs de gestion réglementaires.

L'utilisation des valeurs de gestion réglementaires :

Ces valeurs sont construites à partir de VTR sur la base de paramètres de scénarios classiques d'exposition. De plus, d'autres aspects, autre que sanitaire font partis du processus de définition de ces valeurs : l'aspect socio-économique, environnemental, technique et réglementaire.

Ces valeurs sont disponibles pour l'eau, les denrées alimentaires et l'air extérieur. Il serait donc intéressant d'avoir des valeurs de gestion réglementaires pour d'autres milieux d'exposition comme le sol et l'air intérieur.

Ces éléments sont les principales différences observées entre les parties « évaluation » des outils de gestion des sites et sols pollués et la méthode d'évaluation des risques sanitaires.

Pour savoir si ces différences méthodologiques peuvent entraîner des variations sur l'acceptabilité du risque, une étude de cas est réalisée.

Cette étude consiste à comparer les risques évalués avec deux outils de gestion : l'ARR et l'ERS. Il ressort de cette étude que :

- Les deux méthodes de sélection des VTR testées ne génère pas de différences sur l'acceptabilité du risque entre les deux outils de gestion. Cependant, il est impossible de généraliser cette conclusion.

La solution serait d'avoir une base de donnée nationale de toutes les VTR hiérarchisées selon des critères scientifiques.

- Lors d'un diagnostic pour un sol ou un site pollué par plusieurs substances réglementées, il est recommandé d'utiliser l'hypothèse d'additivité des risques. En effet, plus le nombre de substances réglementées est important, plus les chances d'observer un risque cumulé supérieur au seuil d'acceptabilité sont élevées.
- Enfin, cette étude montre l'importance de tenir compte d'autres sources de pollution à la fois pour une étude sanitaire pour une ICPE ou lors d'un diagnostic pour les sites et sols pollués.

Bibliographie

- [1] Circulaire du 10 décembre 1999 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation.
- [2] Note ministérielle du 8 février 2007 relative aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. Annexe 1, La politique et la gestion des sites pollués en France, bilan et nouvelle démarche de gestion proposées.
- [3] Direction de la Prévention des pollutions et des risques, Installations classées-Substances toxiques, 15 mai 2007
- [4] Circulaire du 8 février 2007 relative aux sites et sols pollués-Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués
- [5] Sophie Murlon, Des nouveaux textes et outils de gestion des sites et sols pollués, DREAL Champagne Ardenne, Novembre 2008
- [6] Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Démarche de l'interprétation de l'état des milieux, février 2007
- [7] Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Schéma conceptuel et modèle de fonctionnement, février, 2007
- [8] Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Interprétation de l'Etat des Milieux, février, 2007
- [9] Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, Analyse des Risques Résiduels, février, 2007
- [10] INERIS, Guide méthodologique de l'Evaluation des Risques Sanitaires dans les études d'impact des installations classées, 2003
- [11] Adeline Barneaud, Elements sur l'origine et le mode d'élaboration des valeurs réglementaires de l'eau, de l'air et des denrées alimentaires, applicables en France pour les substances chimiques, INERIS, Juin 2006
- [12] INERIS, Fiche de données toxicologiques Tétrachloroéthylène, septembre 2008
- OMS, Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first and second addenda, 2008
- [13] INERIS, Pratique de choix des valeurs toxicologique de référence dans les évaluations de risques sanitaires,
- [13] Circulaire DGS/SD relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

- [14] Denis Baize, Eléments traces dans les sols Fonds géochimique, fonds pédochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définition et utilité, INRA, Juillet 2009
- [15] INERIS, Etude des modèles d'évaluation de l'exposition et des risques liés au sol pollués, Modélisation du transfert de vapeurs du sous-sol ou du vide sanitaires vers l'air intérieur, Avril 2005
- [16] US EPA, User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings, février 2004
- [17] BRGM, Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués, Février 2000
- [18] Seguin, Catherine, Le Gueren, Guyonnet, Baranger; Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes, 2001
- [18] Frank Karg, Sites pollués par les métaux lourds : les pollutions les plus anciennes, Environnement et Techniques, décembre 2001
- [19] Juliette Origny, Les risques sanitaires liés au sol pollués
- [20] Ecologie et Développement Durable, Sites et sols pollués : Vers une meilleure gestion, Janvier 2007
- [21] Bruno Mortgat, Sols pollués : De l'importance des études préalables, Environnement et Technique, décembre 1998
- [22] Tanguy Latron, Pollution des sols : Du diagnostic au traitement, Face au risque, Septembre 2003
- [23] Ministère de la Santé et des Sports, Santé et environnement dans les régions de France, septembre 2008
- [24] Environnement et Technique , Grenelle : Perspectives d'évolution du cadre réglementaire et de la méthodologie technique applicable aux sites pollués, mars 2009
- [25] Environnement et Technique, Friches industrielles et amélioration des sols, mai 2010

Sites internet consultés

www.epa.gov/iris

www.atsdr.cdc.gov

www.who.int/en

www.ter.org/iter

<http://www.ineris.fr/fr/recherche-innovation/rapports-scientifiques>

<http://awast.brgm.fr/>

<http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr>

Liste des annexes

Annexe 1 : Présentation du modèle RISC et HHRRAP

Annexe 2 : Paramètres et calculs des doses journalières d'exposition

Annexe 3 : Paramètres et calculs des concentrations inhalées lors du dégazage du sol

Annexe 4 : Présentation des VTR retenues selon la circulaire du 30 mai 2006 pour les substances dans le sol

Annexe 5 Présentation des VTR retenues selon l'analyse scientifique pour les substances dans le sol

Annexe 6 : Présentation des résultats des expositions par ingestion et par inhalation aux rejets ICPE

Annexe 7 : Présentation des VTR retenues selon la circulaire du 30 mai 2006 pour les substances émises par l'ICPE

Annexe 8 : Présentation des VTR retenues selon l'analyse scientifique pour les substances dans le sol

Annexe 9: Incertitudes

Annexe 1

Présentation du modèle RISC et HRRAP

Description du modèle RISC 4

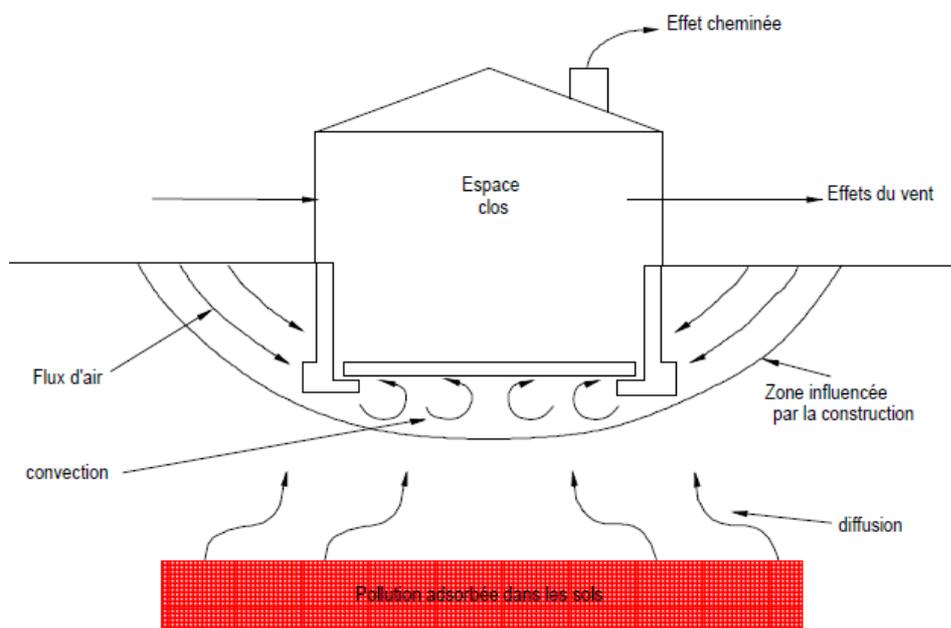
Lorsqu'une pollution est présente sous un bâtiment, les polluants volatils peuvent, sous forme de vapeurs, s'introduire à l'intérieur du bâtiment via les fondations à partir des sols présentant une pollution résiduelle. La migration convective et par diffusion des contaminants du sol et l'intrusion dans le bâtiment peuvent être estimées à l'aide du modèle mis au point par Johnson et Ettinger (1991).

A partir de données spécifiques du polluant, de données relatives au site et de données caractérisant le bâtiment, le modèle de Johnson et Ettinger (JEM) permet de déterminer un coefficient d'atténuation (α) qui relie la concentration dans l'air intérieur et la concentration du polluant en phase gazeuse au niveau de la source (sols / eau souterraine).

L'intrusion du polluant volatil du sous-sol dans un bâtiment peut être décrite comme suit : à la limite supérieure de la zone contaminée, les polluants volatils migrent par diffusion vers la surface jusqu'à ce qu'ils rencontrent la zone d'influence de la construction.

Les mouvements d'air convectifs dans la colonne de sol transportent alors les vapeurs à travers les fissures et les joints qui se trouvent entre les fondations et le fond du bâtiment. Ces effets de convection sont dus à la pression négative au sein de la structure causée par la combinaison des effets du vent et des rejets d'air dus à la ventilation mécanique et au chauffage.

La vitesse de pénétration des vapeurs de polluant dans le bâtiment dépend donc uniquement de la convection, mais la concentration de vapeur est limitée par la convection ou la diffusion, selon la distance qui sépare la zone source de la construction (LT).



Concentration à l'intérieur

La modélisation des expositions aux vapeurs est conduite sur la base des équations de Johnson & Ettinger (1991), dont la description est donnée ci-dessous.

La diffusion entraîne les polluants à travers le sol jusqu'à la zone d'influence du bâtiment où le phénomène convectif intervient. Le mouvement convectif, dû à une différence de pression entre l'air du sol et l'air intérieur des bâtiments (occasionnée par la combinaison du vent, du chauffage et des mécanismes de ventilation), transporte les vapeurs par les fissures des fondations et de la dalle béton.

La concentration dans l'air intérieur en régime permanent (source infinie) est calculée à partir de la concentration dans l'air des sols à la source comme suit :

$$C_{int} = \alpha \cdot C_{vs}$$

Avec α :

α

$$\alpha = \frac{\left[\frac{D_{eff} \times A_B}{Q_B \times L_T} \right] \times \left[\exp\left(\frac{Q_{sol} \times L_{crack}}{D_{crack} \times A_{crack}} \right) \right]}{\left[\exp\left(\frac{Q_{sol} \times L_{crack}}{D_{crack} \times A_{crack}} \right) + \left[\frac{D_{eff} \times A_B}{Q_B \times L_T} \right] + \left[\frac{D_{eff} \times A_B}{Q_{sol} \times L_T} \right] \times \left[\exp\left(\frac{Q_{sol} \times L_{crack}}{D_{crack} \times A_{crack}} \right) - 1 \right] \right]}$$

D_{eff} : coefficient de diffusion effectif (cm²/s) calculé à partir de la porosité et de la teneur en eau des différents horizons de sols entre la source de pollution et le dallage par application des équations de Millington et Quirck détaillées ci-après

C_{vs} : concentration de vapeur dans la source (g/cm³)

Q_{sol} : débit de gaz en provenance du sol dans le bâtiment (cm³/s), calculé à partir de la différence de pression et de la perméabilité des sols sous dallage

D_{crack} : coefficient de diffusion effectif dans les fondations (cm²/s), calculé à partir de la porosité et de la teneur en eau des sols sous dallage par application des équations de Millington et Quirck détaillées ci-après

A_{crack} : surface de fissures à travers lesquelles les vapeurs rentrent dans le bâtiment (cm²), correspondant au produit entre le taux de fissuration et la surface du dallage

L_{crack} : épaisseur de la dalle (cm)

A_B : surface des bâtiments (cm²)

L_T : distance de la source au dallage (cm)

Q_b : Débit de renouvellement d'air du bâtiment (m³/s), calculé à partir du nombre d'échanges d'air par jour et du volume du bâtiment.

Le débit Q_{sol} est calculé à partir de l'équation suivante :

$$Q_{sol} = \frac{2 \times \Pi \times (\Delta P) \times kv \times X_{crack}}{\mu \ln[2 \times Z_{crack} / r_{crack}]}$$

Avec

DP : gradient de pression entre le bâtiment et l'extérieur ($g/cm^2 \cdot s^2$)

kv : perméabilité intrinsèque des sols (cm^2)

R : viscosité des vapeurs ($g/cm \cdot s$)

Xcrack : longueur du cylindre représentant la fissure, correspondant au périmètre du bâtiment considéré

rcrack : rayon équivalent de la fissure, calculé par le rapport entre (fraction des fissures dans le dallage x surface du dallage) et le périmètre du bâtiment considéré

Zcrack : profondeur des fissures sous le sol, correspondant à l'épaisseur du dallage considéré

Calcul des coefficients de diffusion

Le coefficient de diffusion réel (appelé diffusion effective, D_{sa} dans l'air et D_w dans l'eau) est calculé par la solution analytique développée par Millington and Quirk (1981) à partir de la porosité des sols, de la teneur en air et en eau et des coefficients de diffusion de la substance dans l'air et dans l'eau.

$$D_{sa} = D_{air} \times q_{air} \times t_{air}^{-1}$$

$$D_w = (D_{eau} / H) \times q_{eau} \times t_{eau}^{-1}$$

Le coefficient de diffusion dans le milieu poreux est ensuite défini comme la somme des deux termes précédents.

Le coefficient de tortuosité (t^{-1}) est défini de la manière suivante :

- Dans l'air du sol : $\tau_{air}^{-1} = \theta_{air}^{-7/3} / \theta^2$
- Dans la phase aqueuse du sol : $\tau_{eau}^{-1} = \theta_{eau}^{-7/3} / \theta^2$,

Avec :

H constantes de Henry adimensionnelle,

q porosité totale,

q_{eau} teneur en eau du sol,

q_{air} teneur en gaz du sol.

La concentration dans l'air du sol est calculée correspond à la valeur minimale issue des équations suivantes :

$$C_{vs} = (C_t \times r_b \times KH) / (q_a \times KH + q_w + r_b \times F_{oc} \times K_{oc})$$

Equation utilisée quand $C_w < \text{Solubilité effective}$ (concentration dans l'eau à l'équilibre)

Avec C_t : concentration en polluant dans le sol (mg/kg)

ρ_b : densité du sol (g/cm³)

f_{oc} : fraction de carbone organique dans le sol (g co/g sol)

K_{oc} : coefficient de partition du carbone organique (mg/g)

K_H : constante de Henry ((mg/l)/(mg/l))

q_a : teneur en air dans les sols (cm³ d'air/ cm³ de sol)

q_w : teneur en eau dans les sols (cm³ d'eau/ cm³ de sol)

Concentration dans l'air extérieur

Le calcul des concentrations diluées par le vent est effectué à l'aide de l'équation générique utilisée dans le logiciel RISC (modèle boîte) :

$$C_{i,air-ext} = \frac{F}{v} \cdot \frac{L}{H}$$

avec C_i , air-ext : concentration moyenne dans l'air extérieur (Rg/m³) à la hauteur de l'organe respiratoire (H)

F : flux de polluant à l'interface sol/air extérieur (Rg/m²/s)

L : longueur de la zone de mélange (correspondant à la longueur de la zone polluée) (en m)

v : vitesse moyenne du vent (m/s).

H : hauteur de la zone de mélange (m) correspondant à la hauteur de l'organe respiratoire de la cible

Le flux vers l'air extérieur est calculé à partir de l'équation de FICK (flux diffusif seul) suivante :

$$\phi(g / m^2 - j) = D_{eff} * \frac{\partial C}{\partial z}$$

Où :

- dC/dz : gradient de concentration (g/m³-m) entre la concentration à la source (la concentration dans les gaz à l'équilibre avec les sols pollués ou les eaux de la nappe polluée).
- Le coefficient de diffusion effectif (D_{eff} en m²/j) dans le sol prend en considération à la fois la diffusion dans la phase aqueuse et dans la phase gazeuse¹ est donné ci-après.

Le coefficient de diffusion réel (appelé diffusion effective, D_{sa} dans l'air et D_w dans l'eau) est calculé par la solution analytique développée par Millington and Quirk (1981) à partir de la porosité des sols, de la teneur en air et en eau et des coefficients de diffusion de la substance dans l'air et dans l'eau.

$$D_{sa} = D_{air} \times q_{air} \times t_{air}^{-1}$$

$$D_w = (D_{eau} / H) \times q_{eau} \times t_{eau}^{-1}$$

Le coefficient de diffusion dans le milieu poreux est ensuite défini comme la somme des deux termes précédents. Le coefficient de tortuosité (t) est défini de la manière suivante :

- Dans l'air du sol : $t_{air}^{-1} = \theta_{air}^{7/3} / \theta^2$
- Dans la phase aqueuse du sol : $t_{eau}^{-1} = \theta_{eau}^{7/3} / \theta^2$,

Présentation du modèle HHRAP

1. Généralités sur le modèle HHRAP

HHRAP est un guide méthodologique qui a pour objectif initial d'évaluer les risques liés aux émissions d'incinérateurs de déchets dangereux. Cette méthode a été publiée en 1998 par l'Office of Solid Waste et révisée en 2005. Le principe est de déterminer une Dose Journalière d'Exposition (DJE) qui représente la concentration de polluant dans l'organisme sur la période d'exposition. La DJE est calculée à partir de termes sources : concentration atmosphérique et dépôts humides et secs calculés à partir d'un logiciel de dispersion atmosphérique. Elle est exprimée en mg de polluant/kg de poids corporel/j (mg/kg pc/j). La DJE est comparée à une Valeur Toxicologique de Référence (VTR) afin d'obtenir un niveau de risque. La figure 1 présente le schéma général de la méthode.

2. Modèle d'exposition du modèle HHRAP

Le modèle HHRAP propose une suite d'équations de transfert simples, liées les unes aux autres, pour obtenir une concentration de polluant dans les compartiments d'exposition (sol, fruits et légumes, viande, lait et œufs), à partir des termes sources. Ces équations font appel à des paramètres spécifiques au modèle : paramètres environnementaux (densité de sol, lessivage...), physico-chimiques (poids moléculaire, pression de vapeur...) et facteurs de bioconcentration (bioconcentration dans les racines, bioconcentration dans la viande...), et peuvent être recodées sur un outil simple comme EXCEL.

Le modèle d'exposition représente :

- les voies d'exposition : ingestion de sol, fruits et légumes, viande, lait et œufs,
- les calculs des DJE dans les compartiments d'exposition (sol, fruits et légumes, viande, lait et œufs) à partir des concentrations de polluant dans les compartiments d'exposition et des quantités d'aliments ingérés et le calcul de la DJE totale par ingestion.

3. Estimation de la concentration en polluants dans les sols

La concentration dans le sol en polluants émis par le site est liée au flux de dépôts au sol générés par les rejets et dépend du temps pendant lequel ce flux de dépôt au sol s'accumule. En répartissant uniformément les dépôts surfaciques sur tout le volume de sol étudié, il est possible d'estimer la concentration cumulée dans le sol (C_{St}) après un temps t donné de rejet, à partir de l'équation ci-dessous :

$$C_{St} = \frac{D \times (1 - e^{-k.t})}{\mu \times Z \times k}$$

C_{St} : concentration de polluant dans le sol pour une durée d'exposition t , avec $C_{S0} = 0$ à l'instant $t = 0$ (mg de polluant/kg de sol),

D : flux de dépôts de polluant au sol (mg de polluant/m² de surface au sol/an),

k : constante d'atténuation liée aux phénomènes d'érosion, de ruissellement, de volatilisation, de lixiviation et de dégradation (an⁻¹),

t : durée de fonctionnement du site (an),

μ : masse volumique du sol (kg de sol / m³ de sol),

Z : épaisseur de la couche de sol où s'accumule le polluant (m de sol).

Conformément aux recommandations de l'US-EPA (United States-Environmental Protection Agency), la valeur de la constante d'atténuation k retenue est égale à 0 pour l'ensemble des polluants considérés, sauf pour les dioxines et furanes où la constante d'atténuation spécifique est de $6,93.10^{-2} \text{ an}^{-1}$.

Ainsi, pour les polluants autres que les dioxines et furanes considérés pour le risque par ingestion, le fait de retenir une constante d'atténuation k égale à 0 amène à utiliser la formule de calcul suivante :

$$C_{St} = \frac{D}{\mu \times Z} \times t$$

La densité du sol, μ , retenue dans le cadre de cette étude est de 1,3 g/cm³ (INERIS, 2003).

Une profondeur de sol Z de 1 cm pour les scénarios d'ingestion de sol par l'homme ou les animaux et une profondeur Z de 20 cm pour les transferts racinaires sol/plante (US-EPA, 1993) sont considérées.

Les flux de dépôts au sol sont ramenés dans cette étude à 30 ans de fonctionnement du site. Ainsi, en retenant une valeur t égale à 30 ans, la concentration C_{S30} calculée correspond à la concentration en polluants dans le sol, liée à l'accumulation des dépôts au sol au bout de 30 ans de fonctionnement du site.

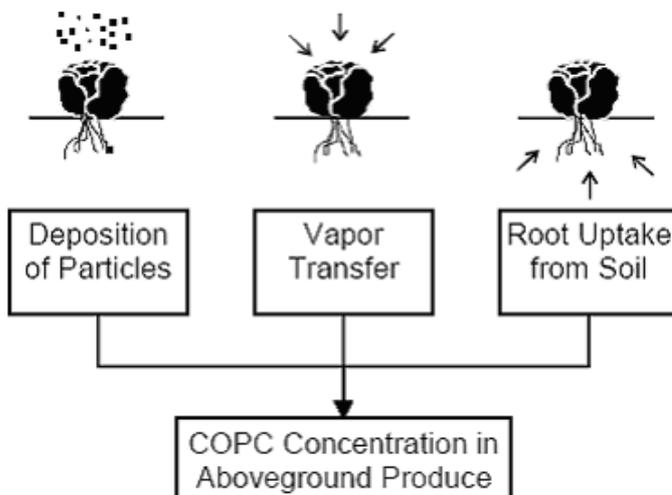
Dans le cadre de la caractérisation du risque sanitaire, c'est cette valeur de contamination maximale, atteinte au bout de 30 ans d'accumulation des rejets, C_{S30} , qui est retenue.

4. Estimation de la concentration en polluants dans les différents milieux de consommation alimentaire

Le calcul des concentrations en polluants dans l'alimentation (végétaux, produits d'origine animale, lait maternel) a été réalisé à partir des équations présentées dans ce chapitre, proposées par l'US-EPA (HHRAP, 2005) et reprises par l'INERIS (2003).

Concentration en polluant dans les végétaux

Les végétaux sont impactés par les retombées de substances sur les feuilles, le transfert gazeux foliaire et par le transfert de substances du sol vers la plante.



Transferts mis en jeu dans le calcul de la concentration en polluant dans les végétaux (d'après HHRAP, 2005)

Pour estimer les concentrations totales en polluants dans les différents végétaux, les équations proposées par l'US-EPA (HHRAP 2005) sont utilisées. La concentration en polluants dans les végétaux, $C_{\text{végétaux}}$, est ainsi définie :

$$C_{\text{végétaux}} = C_{ld} + C_{lg} + C_{ls} = \left[D_t \times (1 - F_v) \times R_p \times \frac{(1 - e^{(-k_p \times T_p)})}{Y_p \times k_p} \right] + \left[\frac{F_v \times C_{\text{air}} \times B_v \times V_G}{\rho_{\text{air}}} \right] \times [C_s \times BCF]$$

$C_{\text{végétaux}}$: concentration totale dans les végétaux (mg de polluant/kg de plante MS (Matière Sèche)),

C_{ld} : concentration dans les végétaux due aux dépôts sur les parties aériennes (mg de polluant/kg de plante MS),

C_{lg} : concentration dans les végétaux due à l'absorption foliaire gazeuse (mg de polluant/kg de plante MS),

C_{ls} : concentration dans les végétaux due aux transferts depuis le sol (mg de polluant/kg de plante),

D_t : flux de dépôt annuel total au sol (mg de polluant/m²/an),

F_v : fraction volatile du polluant,

R_p : fraction interceptée du dépôt (sans unité),

k_p : coefficient de réduction de la concentration déposée sur les végétaux par augmentation de la biomasse, érosion par le vent et lessivage (an⁻¹),

T_p : durée d'exposition à la contamination pendant la saison de croissance (an),

Y_p : rendement de la culture (kg de plante MS/m²),

C_{air} : concentration en polluant dans l'air (µg de polluant/ m³ d'air),

B_v : facteur de biotransfert air/plante,

V_G : facteur de correction,

ρ : densité de l'air,

C_s : concentration en substance chimique dans le sol, ici C_{S30} (mg de polluant/kg de sol),

BCF : facteur de bioconcentration plante-sol (mg/kg de plante / mg/kg de sol).

ANNEXE 2

Paramètres et calculs des doses journalières d'exposition

1. Paramètres d'exposition

Poids corporel :

Les poids corporels sont repris de la banque de données CIBLEX (2003), la plus récente pour les spécificités de la population française. Pour la détermination du poids moyen des individus, nous retenons la classe d'âge 2 - 7 ans pour les enfants, et les données portant sur les plus de 17 ans pour les adultes. Nous considérons, pour chaque classe, la moyenne entre le poids moyen des hommes et le poids moyen des femmes. Ainsi, **le poids moyen des enfants est de 17 kg et celui des adultes de 62 kg.**

Quantité d'aliments autoconsommés

Les quantités d'aliments autoconsommés par les adultes sont calculées sur la base des données de consommation alimentaire de CIBLEX version 2003 dans la ZEAT Ouest.

Paramètres	Enfant 2-7 ans	Adulte 17 60 ans
Consommation légumes feuilles kg/j	0,02	0,04
Consommation légumes racines kg/j	0,14	0,04
Consommation légumes fruits kg/j	0,14	0,17

Quantité de sol ingéré

La quantité de sol ingérée par un adulte est de 50 mg/j. Cette valeur est recommandée par l'US-EPA (1997) et a été reprise par l'INERIS pour la méthode de calcul des valeurs de constat d'impact (VCI) dans les sols (1997). **Pour les enfants**, l'US-EPA a estimé que 100 mg/j était une valeur moyenne représentative de l'ingestion de sol par les enfants de moins de six ans. L'US-EPA a aussi utilisé 200 mg/j comme valeur moyenne précautionneuse. A partir de ces données, nous retenons la valeur raisonnablement majorante de **150 mg/j** qui est aussi utilisée par l'INERIS pour la méthode de calcul des VCI dans les sols (1997).

2. Résultats des calculs de DJE

Substances	concentrations légumes feuilles mg/kg	concentrations légumes racines mg/kg	concentrations fruits mg/kg
Chlorure de méthylène	2,05E-02	1,21E+00	1,49E-01
Trichloréthylène	2,05E-02	1,21E+00	3,11E-02
Cadmium	2,90E-03	2,80E-03	2,80E-03
Plomb	4,80E-02	6,00E-02	7,30E-02
Ethylbenzène	1,10E-01	2,60E-01	1,70E-01
Toluène	4,50E-01	6,20E-01	6,90E-01
Xylène	8,00E-02	1,90E-01	1,20E-01

Substances	DJE sol Enfants mg/kg/j	DJE sol Adultes mg/kg/j	DJE végétaux Enfants mg/kg/j	DJE végétaux Adultes mg/kg/j	DJE totale Enfants mg/kg/j	DJE totale Adulte mg/kg/j
Chlorure de méthylène	8,72E-07	7,99E-08	3,25E-03	1,37E-03	3,25E-03	1,37E-03
Trichloréthylène	9,59E-06	8,79E-07	2,31E-07	1,10E-07	9,82E-06	9,89E-07
Cadmium	1,74E-06	1,60E-07	3,79E-05	1,50E-05	3,96E-05	1,52E-05
Plomb	3,66E-04	3,35E-05	2,30E-04	1,11E-04	5,97E-04	1,45E-04
Ethylbenzène	1,31E-05	1,20E-06	2,26E-05	8,96E-06	3,57E-05	1,02E-05
Toluène	3,14E-05	2,88E-06	5,05E-03	2,01E-03	5,08E-03	2,01E-03
Xylène	3,14E-05	2,88E-06	1,66E-05	8,96E-06	4,80E-05	1,18E-05

Annexe 3

Paramètres de calculs des concentrations inhalées lors du dégazage du sol

1. Définition du budget espace temps

Paramètres	Fraction d'exposition	Fréquence d'exposition en jour/an	Durée d'exposition en an
jardin privatif (inhalation air extérieur)			
Enfants résidents	0,05 (1.25h/j)	1	6
Adultes résidents	0,02 (0,41h/j)	1	24
Intérieur maison			
Enfants résidents	0,77	1	6
Adultes résidents	0,79	1	24

2. Calculs des concentrations inhalées

La concentration inhalée pour chaque substance est calculée selon la formule suivante :

$$CI = (C_{\text{air intérieur}} * t_{\text{intérieur}} + C_{\text{air extérieur}} * t_{\text{extérieur}}) * T * F / T_M$$

Où :

$t_{\text{extérieur}}$ $t_{\text{intérieur}}$ = fraction du temps d'exposition, à la concentration C_i pendant une journée ($T_i/24$)

$C_{\text{air extérieur}}$ $C_{\text{air intérieur}}$ = concentration de la substance dans l'air des différents milieux ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

F : Fréquence d'exposition correspondant au nombre annuel de jours d'exposition ramené au nombre total annuel de jours. Pour cette étude, $F = 1$.

T : durée d'exposition en année

T_M : Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition

Pour les substances non cancérigènes :

T_M est égal à la durée d'exposition T.

Pour les substances cancérigènes :

T : une période d'exposition de 30 ans est retenue

T_M est égale à la durée de vie, prise conventionnellement à 70 ans par de nombreux

3. Concentrations inhalées

Substances	Concentrations extérieur en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Concentrations extérieur $\mu\text{g}/\text{m}^3$	CI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (enfants)	CI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (adultes)
Chlorure de méthylène	4,55E-03	1,23E+00	9,44E-01	9,66E-01
Trichlororéthylène	2,95E-03	8,10E-01	6,22E-01	6,36E-01
Ethylbenzène	1,48E-02	4,07E+00	3,12E+00	3,20E+00
Toluène	6,57E-02	1,79E+01	1,37E+01	1,41E+01
Xylène	1,36E-02	3,77E+00	2,89E+00	2,96E+00

Annexe 4

Présentation des VTR retenues selon la circulaire du 30 mai 2006 pour les substances dans le sol

VTR à seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	1,1E+03	Hépatiques	US EPA 2003
Trichlororéthylène	2,0E+02	Neurologiques Respiratoires	ATSDR 2005
Ethylbenzène	1,0E+03	Rénaux	US EPA 1995
Toluène	5,0E+03	Neurologiques	US EPA 2005
xylène	1,0E+02	Irritation du nez	US EPA 2003

VTR seuil par ingestion

VTR à seuil			
Substances	ingestion mg/kg	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	6,0E-03	Hépatiques	ATSDR 2000
Trichlororéthylène	2,38E-02	Hépatiques	OMS 2004
Ethylbenzène	9,7E-02	Hépatiques	OMS 2004
Cadmium	2,0E-04	Rénaux	US EPA 1994
Plomb	3,5E-03	Neurologiques	OMS 1995
Toluène	8,0E-02	Rénaux	US EPA 2005
xylène	2,0E-01	Baisse du poids	US EPA 2005

VTR sans seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	1,0E-06	Tumeurs pulmonaires	OEHHA 2002
Trichlororéthylène	2,0E-06	Tumeurs malignes	OEHHA 2002

VTR sans seuil par ingestion

VTR à seuil			
Substances	inhalation (mg/kg)⁻¹	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	7,5E-03	Tumeurs malignes	US EPA 1995
Trichlororéthylène	2,5E-03	Tumeurs testicules	Santé Canada
Plomb	8,50E-03	Tumeurs rénales	OMS 2000

Annexe 5

Présentation des VTR retenues selon l'analyse scientifique pour les substances dans le sol

VTR à seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation µg/m³	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	4,0E+02	Hépatiques	US EPA 2003
Trichlororéthylène	6,0E+02	Neurologique	ATSDR 2005
Ethylbenzène	1,0E+03	Reproduction	US EPA 1995
Toluène	5,0E+03	Neurologiques	US EPA 2005
xylène	2,2E+02	Irritation du nez	US EPA 2003

VTR seuil par ingestion

VTR à seuil			
Substances	ingestion mg/kg	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	6,0E-02	Hépatiques	ATSDR 2000
Trichlororéthylène	2,38E-02	Hépatiques	OMS 2004
Ethylbenzène	9,7E-02	Hépatiques	OMS 2004
Cadmium	1,0E-03	Rénaux	US EPA 1994
Plomb	3,5E-03	Neurologiques	OMS 1995
Toluène	8,0E-02	Rénaux	US EPA 2005
xylène	2,0E-01	Baisse du poids	US EPA 2005

VTR sans seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation (µg/m³)⁻¹	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	4,7E-07	Tumeurs malignes	US EPA 1995
Trichlororéthylène	4,3E-07	Tumeurs malignes	OMS 2000

VTR sans seuil par ingestion

VTR à seuil			
Substances	inhalation (mg/kg)⁻¹	Effet Critique	organisme et année
Chlorure de méthylène	7,5E-03	Tumeurs malignes	US EPA 1995
Trichlororéthylène	2,5E-03	Tumeurs testicules	Santé Canada
Plomb	8,50E-03	Tumeurs rénales	OMS 2000

Annexe 6

Présentation des résultats des expositions par ingestion et par inhalation aux rejets ICPE

Doses journalières d'exposition

Substances	Concentrations modélisées dans sol en mg/kg à 1 cm de profondeur	Concentrations modélisées dans sol en mg/kg à 20 cm de profondeur	DJE enfants totale mg/kg	DJE adulte totale mg/kg
Antimoine	1,48E+00	7,42E-02	1,53E-05	2,35E-06
Plomb	2,90E+00	1,45E-01	2,84E-05	3,91E-06
Cobalt	1,12E+00	5,60E-02	1,13E-05	1,68E-06

Concentrations atmosphériques modélisées et concentrations inhalées

Traceurs de risque	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ R ₁	Concentrations inhalées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (enfants)	Concentrations inhalées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (adultes)
Benzène	2,10E+00	1,72E+00	1,68E+00
Xylènes	2,70E-01	2,21E-01	2,17E-01
Antimoine	3,63E-04	2,98E-04	2,91E-04
Cadmium	8,62E-08	7,06E-08	6,91E-08
Chrome VI	1,69E-05	1,39E-05	1,36E-05
Cobalt	3,02E-04	2,48E-04	2,42E-04
Plomb	9,57E-04	7,84E-04	7,68E-04

Annexe 7

Présentation des VTR retenues selon la circulaire du 30 mai 2006 pour les substances émises par l'ICPE

VTR à seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effet Critique	organisme et année
Benzène	3,00E+01	sanguins	US EPA 2003
Xylènes	2,20E+02	neurologiques respiratoires	et ATSDR 2005
Antimoine	0,2	respiratoires	ES EPA 1995
Cadmium	2,00E-02	néphrotoxiques	OEHHA 2003
Chrome VI	1,00E-01	respiratoires	US EPA 1998
Cobalt	1,00E-01	respiratoires	ATSDR 2004
Plomb	0,5	Plombémie	OMS 2000

VTR seuil par ingestion

VTR à seuil			
Substances	ingestion mg/kg	Effet Critique	organisme et année
Antimoine	4,00E-04	Espérance de vie	US EPA 1999
Cobalt	1,40E-04	Cardiovasculaire	RIVM 2000
Plomb	3,60E-03	Plombémie	OMS 1995

VTR sans seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Effet Critique	organisme et année
Benzène	7,80E-06	Leucémie	US EPA 1998
Cadmium	1,80E-03	Cancer poumons	ATSDR 2005
Chrome VI	4,00E-02	Cancer poumons	US EPA 1995
Plomb	1,20E-05	Tumeurs rénales	OMS 2000

VTR sans seuil par ingestion

VTR à seuil			
Substances	inhalation $(\text{mg}/\text{kg})^{-1}$	Effet Critique	organisme et année
Plomb	8,50E-03	Tumeurs rénales	OMS 2000

VTR à seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effet Critique	organisme et année
Benzène	3,00E-02	sanguins	US EPA 2003
Xylènes	1,00E+02	neurologiques	ATSDR 2005
Antimoine	2,00E-01	respiratoires	ES EPA 1995

Annexe 8

Présentation des VTR retenues selon l'analyse scientifique pour les substances émises par l'ICPE

VTR à seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effet Critique	organisme et année
Benzène	3,00E+01	sanguins	US EPA 2003
Xylènes	1,00E+02	neurologiques	ATSDR 2005
Antimoine	0,2	respiratoires	ES EPA 1995
Cadmium	2,00E-02	rénaux et respiratoires	OEHHA 2003
Chrome VI	1,00E-01	respiratoires	US EPA 1998
Cobalt	1,00E-01	respiratoires	ATSDR 2004
Plomb	0,5	Plombémie	OMS 2000

VTR sans seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	ingestion mg/kg	Effet Critique	organisme et année
Antimoine	4,00E-04	Espérance de vie	US EPA 1999
Cobalt	1,40E-04	Cardiovasculaire	RIVM 2000
Plomb	3,60E-03	Plombémie	OMS 1995

VTR à seuil par inhalation

VTR à seuil			
Substances	inhalation $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Effet Critique	organisme et année
Benzène	6,00E-06	Leucémie	OMS 2000
Cadmium	1,80E-03	Cancer poumons	ATSDR 2005
Chrome VI	4,00E-02	Cancer poumons	ES EPA 1995
Plomb	1,20E-05	Tumeurs rénales	OMS 2000

VTR sans seuil par ingestion

VTR à seuil			
Substances	inhalation $(\text{mg}/\text{kg})^{-1}$	Effet Critique	organisme et année
Plomb	8,50E-03	Tumeurs rénales	OMS 2000

Annexe 9

Incertitudes

1. Facteurs de sous estimation des risques

L'exposition par la **voie cutanée** n'a pas été prise en compte dans cette étude. Ce choix est cependant justifié par plusieurs éléments. D'abord il n'est pas établi de VTR par voie cutanée pour les polluants considérés et l'extrapolation d'une valeur de référence à partir d'une autre voie est entachée d'un grand nombre d'incertitudes. De plus, l'absorption cutanée des gaz est négligeable devant l'absorption des voies digestives et respiratoires. En effet, la surface cutanée exposée à l'air (mains et visage) représente 18 % de la surface corporelle soit environ 0,35 m² pour un adulte de 70 kg (Finley, 1994). Cette surface est 200 fois moins importante que la superficie interne des poumons 90 m² (Déoux 1997). Il faut ajouter à ceci que la peau a une fonction de barrière de protection, alors que les poumons ont pour rôle de favoriser les échanges gazeux intérieurs/extérieurs. Finalement, l'exposition par voie cutanée doit être négligeable en comparaison de l'exposition par les voies digestives et respiratoires.

2. Facteurs de sous estimation des risques

Les incertitudes qui portent sur cette évaluation, et qui conduisent à surestimer les risques, sont les suivantes :

- L'**accumulation des dépôts** de polluants dans le sol ne tient pas compte des phénomènes naturels de dégradation.
- La non prise en compte du **lavage et de l'épluchage des fruits et légumes** est un facteur de surestimation de l'apport en métaux lourds. En effet, une partie de ces substances peut être éliminée par ces manipulations.

3. Incertitudes dont l'influence sur le résultat n'est pas connue

Les incertitudes qui portent sur cette évaluation et dont le sens d'influence n'est pas connu sont les suivantes :

- Il est considéré que pendant 30 ans de rejets les émissions de l'ICPE et de le dégazage du sol sont constants.
- Les **quantités d'aliments ingérés** proviennent de statistiques concernant l'autoconsommation des habitants de la ZEAT Méditerranée. Cependant, les régimes alimentaires peuvent être très différents entre individus. Les incertitudes liées à ces scénarios de consommation sont difficilement quantifiables.

Abstract

Comparison of the management tools of sites and grounds polluted with the valuation method of the sanitary risks for the studies of impact of the ICPE

The objective of this report is to compare the results of evaluation of the obtained risks by using two different management tools: the analysis of the residual risks and the evaluation of the sanitary risks used in the studies of impact of the ICPE.

This comparison is realized at first on a fictitious case study in which a population is subjected to the residual risks of one ground polluted. Then, the comparison is realized by taking into account the air emissions of an ICPE.

By using the hypothesis of the accumulated risks, the values of the risk accumulated in the ARR and in the ERS are lower at the beginning of acceptability. On the other hand, by taking into account the risks due to the air emissions of the ICPE, the risk accumulated in the ARR is lower at the limit of acceptability while that calculated in the ERS is superior. This difference is mainly due to the statutory values of management used in the ARR.

During an evaluation of the sanitary risks for sites and polluted grounds or for the ICPE, the importance is to consider the other sources of pollution as well as the choice of the methodology to be adapted to the other case studies.