

**ENSP**  
ECOLE NATIONALE DE  
LA SANTE PUBLIQUE

RENNES

⇒ **ICF Environnement**

---

**Ingénieur du Génie Sanitaire**

Promotion : **2006 - 2007**

Date du Jury : **octobre 2007**

---

**Impact de la nouvelle politique des sites et  
sols pollués sur la gestion des risques  
sanitaires et environnementaux**

**Etude d'un cas concret :**

**le réaménagement d'une friche industrielle**

---

Présenté par :

**Sophie DELAHAIE**

Lieu de stage :

**ICF Environnement**

Référent professionnel :

**Karine PARADIS**

Référent pédagogique :

**Denis BARD**

---

---

# Remerciements

---

Je tiens tout d'abord à remercier Madame Karine Paradis, superviseur au sein de la société ICF Environnement et référent professionnel pour ce mémoire, pour m'avoir permis d'effectuer ce stage dans de bonnes conditions, pour sa disponibilité et son aide précieuse pour la réalisation du mémoire.

Je voudrais remercier tout le personnel d'ICF, pour son accueil chaleureux et sa sympathie tout au long de ce stage. En particulier, Aline Coftier et Anne-Marine Robert qui m'ont apporté de nombreux conseils et ont patiemment répondu à toutes mes interrogations...

Mes remerciements vont ensuite à toutes les personnes que j'ai contactées pour la réalisation de ce travail, qui n'ont pas hésité à me recevoir et à me faire part de leurs retours d'expériences :

- Monsieur Côme Daniau, épidémiologiste à l'Unité Méthodes et Investigations du Département Santé Environnement de l'Institut national de Veille Sanitaire,
- Madame Muriel Andrieu-Semel, Ingénieur du Génie Sanitaire au Ministère de la Santé, de la Jeunesse et des Sports,
- Monsieur Michel Rouge, Ingénieur du Génie Sanitaire au Ministère de la Santé, de la Jeunesse et des Sports.

Ensuite, je tiens à remercier Monsieur Denis Bard, professeur à l'École Nationale de la Santé Publique, pour son suivi et ses encouragements.

Pour finir, je remercie mille fois mes parents sans qui cette année à l'École Nationale de la Santé Publique n'aurait pas été possible : merci pour les déménagements....

---

# Sommaire

---

<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
<b>1 CONTEXTE .....</b>	<b>4</b>
1.1 L'EVOLUTION DE LA POLITIQUE DES SITES ET SOLS POLLUES EN FRANCE.....	4
1.2 RETOUR D'EXPERIENCE SUR LES ANCIENS OUTILS: LES CONSTATS .....	5
<b>2 PRESENTATION ET ETUDE GLOBALE DES NOUVEAUX OUTILS.....</b>	<b>7</b>
2.1 LA DÉMARCHE.....	7
2.2 LA VISITE, LE SCHEMA CONCEPTUEL ET LE DIAGNOSTIC .....	8
2.2.1 <i>Présentation</i> .....	8
2.2.2 <i>Points positifs, points négatifs, zones d'ombres</i> .....	9
2.3 LE PLAN DE GESTION ET L'ANALYSE DES RISQUES RESIDUELS (ARR).....	9
2.3.1 <i>Présentation</i> .....	9
2.3.2 <i>Points positifs, points négatifs, zones d'ombres</i> .....	11
2.4 L'INTERPRETATION DE L'ETAT DES MILIEUX (IEM) .....	12
2.4.1 <i>Présentation</i> .....	12
2.4.2 <i>Points positifs, Points négatifs, Zones d'ombres</i> .....	14
2.5 LA METHODOLOGIE RELATIVE AU CHOIX DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE.....	15
<b>3 EVOLUTION DE LA GESTION DES RISQUES SANITAIRES DANS LES SITES ET SOLS POLLUES.....</b>	<b>16</b>
3.1 LA CIRCULAIRE DU 30 MAI 2006 RELATIVE AU CHOIX DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE .....	16
3.2 LA CONFRONTATION DE DEUX APPROCHES DE GESTION DES RISQUES SANITAIRE .....	19
3.2.1 <i>L'évaluation des risques sanitaires: avantages et inconvénients</i> .....	19
3.2.2 <i>Les valeurs de gestion réglementaires: avantages et inconvénients</i> .....	20
3.3 L'APPROCHE SANITAIRE DU PLAN DE GESTION .....	23
3.4 L'APPROCHE SANITAIRE DE L'INTERPRÉTATION DE L'ETAT DES MILIEUX .....	23
3.5 ET DANS LE CADRE D'UNE DEMARCHE RETROSPECTIVE? .....	25
<b>4 UNE ETUDE DE CAS INTEGREE DANS LA PROBLEMATIQUE.....</b>	<b>26</b>
4.1 METHODOLOGIE .....	26
4.1.1 <i>Description</i> .....	26
4.1.2 <i>Matériels</i> .....	26
4.2 CARACTERISATION DU LIEU D'EXPOSITION .....	26

4.2.1	<i>Présentation générale</i> .....	26
4.2.2	<i>Projet de réaménagement</i> .....	27
4.2.3	<i>Historique du site</i> .....	27
4.2.4	<i>Investigations réalisées</i> .....	27
4.3	EVALUATION DES EXPOSITIONS .....	27
4.3.1	<i>Identification des cibles et des voies d'exposition</i> .....	27
4.3.2	<i>Paramètres d'exposition</i> .....	28
4.3.3	<i>Sélection des substances et concentrations retenues</i> .....	29
4.3.4	<i>Modélisation des transferts</i> .....	30
4.3.5	<i>scénarii d'exposition</i> .....	31
4.3.6	<i>Quantification des doses d'exposition</i> .....	32
4.4	TOXICOLOGIE .....	33
4.4.1	<i>Deux méthodologies de choix des VTR</i> .....	33
4.4.2	<i>VTR retenues</i> .....	33
4.5	CARACTERISATION DU RISQUE.....	33
4.5.1	<i>Présentation des résultats</i> .....	34
4.5.2	<i>Comparaisons</i> .....	37
4.5.3	<i>Analyse du choix des VTR et conclusion</i> .....	39
4.6	ANALYSE DES INCERTITUDES .....	40
4.7	DETERMINATION DES OBJECTIFS DE REHABILITATION.....	42
4.7.1	<i>Objectifs de réhabilitation des deux approches</i> .....	42
4.7.2	<i>Comparaison des mesures de gestion émises et conclusion</i> .....	42
4.8	CHOIX DES SUBSTANCES .....	44
4.8.1	<i>Deux méthodologies de choix des substances</i> .....	44
4.8.2	<i>Conclusion</i> .....	45
	<b>CONCLUSION</b> .....	<b>46</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>49</b>
	<b>LISTE DES ANNEXES</b> .....	<b>51</b>

---

## Liste des sigles utilisés

---

ARR : Analyse des Risques Résiduels

ATSDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BTEX : Benzène, Toluène, Ethylène, Xylènes

BRGM : Bureau des Recherches Géologiques et Minières

DDASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales

DRASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales

DRIRE : Direction Régionale de l'Industrie de la recherche et de l'Environnement

EDR : Evaluation Détaillée des Risques

ERI : Excès de Risque Individuel

ESR : Evaluation Simplifiée des Risques

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HCT : Hydrocarbures Totaux

HEAST : Health Effects Assessment Summary Tables

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

IEM : Interprétation de l'Etat des Milieux

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

INRA : Institut National de Recherche Agronomique

IR : Indice de Risque

IRIS : Integrated Risk Information System

IVS : Institut national de Veille Sanitaire

MEDAD : Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables

OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment

OHV : Organohalogénés Volatils

OMS: Organisation Mondiale de la Santé

PCB : Polychlorobiphényles

QD: Quotient de Danger

RAIS : Risk Assessment Information System

RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu

UE : Union Européenne

US EPA : United States Environmental Protection Agency

VDSS : Valeur de Définition de Source Sol

VCI : Valeur de Constat d'Impact

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

---

# Liste des figures et tableaux

---

FIGURE 1 PRESENTATION GENERALE DE L'ORGANISATION DES NOUVEAUX OUTILS .....	8
FIGURE 2 DEMARCHE DE REALISATION D'UN PLAN DE GESTION.....	10
FIGURE 3 DEMARCHE D'INTERPRETATION DE L'ETAT DES MILIEUX.....	13
FIGURE 4 INTERVALLE DE GESTION DES RISQUES DE LA GRILLE DE CALCUL IEM .....	24
FIGURE 5 MODELISATION DES TRANSFERTS .....	30
FIGURE 6 EMBLEMMENT SUPPOSE DES ECOLES DANS LE BATIMENT.....	31
FIGURE 7 SCHEMA CONCEPTUEL.....	32
TABLEAU 1 NIVEAUX DE RISQUES OBTENUS SELON L'APPROCHE ICF.....	35
TABLEAU 2 NIVEAUX DE RISQUES OBTENUS SELON L'APPROCHE DE LA CIRCULAIRE DGS .....	36
TABLEAU 3 SYNTHESE DES NIVEAUX DE RISQUES OBTENUS .....	37
TABLEAU 4 CALCULS D'INCERTITUDES (NIVEAUX DE RISQUES OBTENUS SELON L'APPROCHE ICF)	41
TABLEAU 5 OBJECTIFS DE REHABILITATION .....	42
TABLEAU 6 RESULTATS OBTENUS EN UTILISANT DEUX METHODES DE CHOIX DES SUBSTANCES ...	44

---

# Introduction

---

Le problème des sols contaminés est aujourd'hui très préoccupant dans tous les pays industrialisés. Ce phénomène est la conséquence des activités industrielles et agricoles, de la gestion des déchets et du manque de contrôle environnemental qui ont eu lieu principalement au cours du siècle dernier. Les rejets atmosphériques, les déversements et l'entreposage associés aux activités industrielles ont contaminé les sols, les eaux souterraines et les eaux de surface.

La reconnaissance des sols contaminés en tant que problème sanitaire, environnemental, social et économique est relativement récente, pour deux raisons. Dans les années 70, des incidents majeurs ont attiré l'attention des médias dans divers pays (Love Canal dans l'Etat de New York, Times Beach dans le Missouri ou Lekkerkerk aux Pays-Bas). L'ampleur de la contamination de ces sols, la menace pour la santé de la population résidant à proximité et la médiatisation de ces événements ont révélé un problème largement répandu qui était jusqu'alors insoupçonné.

Par ailleurs, l'étalement de l'espace urbain a incité des promoteurs à réutiliser des terrains contaminés, interpellant ainsi les autorités gouvernementales qui ont mis en place des politiques, des règlements et des programmes de gestion des sites contaminés.

Depuis, les sols contaminés ont émergé comme l'une des grandes questions auxquelles doivent faire face les politiques d'aménagement de l'espace, sous la forte contrainte de menaces sanitaires et environnementales.

En France, les fondements de cette politique datent de l'élaboration de la loi 'déchets' de 1975 et de la loi 'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement' (ICPE) de 1976. Par la suite, des circulaires ont posé les principes et les outils de cette politique mais l'ont également fait évoluer par deux fois. Vers la fin des années 90, en fléchissant vers une politique de gestion des risques en fonction de l'usage et non plus en considérant le seul niveau de pollution intrinsèque ; puis en février 2007 avec l'arrivée de deux nouveaux outils de gestion : le plan de gestion et l'interprétation de l'état des milieux, qui font évoluer la démarche une nouvelle fois. [1]

## ➤ Objectifs :

Les objectifs de ce mémoire sont les suivants:

- Etudier l'impact et la pertinence des nouveaux outils de gestion des sites et sols pollués sur la gestion des risques sanitaires et environnementaux.
- Concernant l'étude de cas : définir si le site considéré est compatible avec son usage projeté et le cas échéant, participer à l'élaboration du plan de gestion du site.

La difficulté essentielle de ce mémoire réside dans le fait que ces nouveaux outils ne sont pas encore couramment appliqués et que l'ensemble des documents explicatifs issus du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables (MEDAD) n'est pas encore disponible.

## ➤ Enjeux :

### Enjeux sanitaires et environnementaux :

Par l'effet de différents mécanismes (eau de ruissellement, volatilisation...), une substance présente dans le sol peut devenir mobile et avoir un impact à la fois sur l'environnement (les

ressources en eaux souterraines et superficielles, le milieu aérien, les végétaux...) et sur la santé de l'homme.

L'exposition d'une population au danger d'une substance polluante peut-être directe (par ingestion de sol principalement) ou indirecte (par ingestion, inhalation et contact cutané) et les risques rencontrés par la population correspondent le plus souvent à des expositions chroniques à des polluants de nature chimique. Les polluants considérés comme les plus préoccupants sont :

- Certains métaux lourds et métalloïdes connus pour leur pouvoir neurotoxique ou cancérigène par ingestion et/ou inhalation.
- Certains hydrocarbures, en particulier le benzène et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques reconnus pour leur effet CMR (Cancérigène, Mutagène, Reprotoxique).
- Beaucoup de solvants halogénés ou leurs produits de dégradation reconnus comme substances et préparations très toxiques et nocives, parfois cancérigènes.[2]

L'impact d'un site pollué concerne tous les milieux. Les nappes sont souvent la voie de transfert principale pour les polluants des sites pollués et les effets de certaines contaminations peuvent se faire sentir pendant de nombreuses années en raison des faibles vitesses de renouvellement des eaux souterraines. La pollution peut se propager sur de vastes secteurs en aval des sites à l'origine de la pollution et atteindre d'autres nappes et les eaux superficielles pour lesquelles l'élimination peut s'avérer très coûteuse et parfois impossible.[3]

#### Enjeux réglementaires et institutionnels :

L'évaluation des risques sanitaires liés aux sites pollués est compliquée du fait qu'elle porte d'une part, sur des probabilités faibles, liées à une exposition faisant intervenir plusieurs médias environnementaux et que, d'autre part, le sol est une matrice vivante, évolutive, encore mal connue et d'analyse chimique difficile. De plus, la connaissance des dangers liés aux contaminants des sols est très lacunaire.

Cependant, cette méthode est d'un apport considérable car elle permet de guider les décisions de traitement et de réhabilitation d'un site pollué en se fondant notamment sur des critères de santé publique.

Cette méthode n'étant pas toujours bien comprise par les différents acteurs concernés, la nouvelle politique de gestion a pour objectif principal de clarifier et recadrer cette méthode ainsi que son utilisation.

#### Enjeux socio-économiques:

Les programmes de gestion des sites contaminés représentent des sommes considérables. Une question majeure restant à résoudre par les pays industrialisés est liée à la réduction des coûts de réhabilitation tout en ne compromettant pas la santé publique et l'environnement, mais aussi la confiance du marché économique qui agit sur le redéveloppement économique et durable de ces terrains. [4]

#### ➤ **Méthodologie:**

##### Première partie:

Concernant l'étude des nouveaux outils, il n'est pas envisageable de discuter 'dans le détail' l'ensemble des changements occasionnés par ces derniers.

Il a donc été choisi de séparer cette réflexion en deux parties :

- Une réflexion assez globale sur les nouveaux outils : la démarche, les points positifs, négatifs, les zones d'ombres...
- Une discussion plus approfondie sur l'évaluation des risques sanitaires : son intégration dans le plan de gestion et l'interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) et les modifications de fond apportées à la démarche.

##### Deuxième partie:



Pour l'étude de cas, il s'agit d'une évaluation des risques sanitaires réalisée dans le cadre du réaménagement d'un entrepôt présent sur un site ayant connu diverses activités: usine à gaz et dépôt pétrolier entre autres.

Cette étude est réalisée afin d'effectuer une comparaison entre les résultats obtenus en utilisant:

- dans un premier temps : deux méthodologies pour le choix des valeurs toxicologiques de référence,
- dans un second temps : deux méthodologies pour le choix des substances à intégrer dans l'évaluation des risques sanitaires.

Ceci afin d'étudier les deux changements majeurs occasionnés par les nouveaux outils sur l'évaluation des risques sanitaires dans le plan de gestion.

Le choix des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) se fera tout d'abord en utilisant la méthodologie mise en place depuis plusieurs années par ICF Environnement sur les recommandations de l'InVS et de l'INERIS, puis en utilisant la méthodologie présentée dans la circulaire n°DGS/SD7B/2006/234 du 30 mai 2006.

La sélection des substances se fera premièrement selon la méthode jusque là utilisée par ICF Environnement (sélection de toutes les substances détectées sur le site), puis en sélectionnant les substances dont la concentration est supérieure aux valeurs de gestion réglementaires ou qui ne disposent pas de ces valeurs.

Les résultats des calculs de risques réalisés avec ces différentes méthodes seront discutés.

# 1 CONTEXTE

## 1.1 L'évolution de la politique des sites et sols pollués en France

[4,5,6]

La France ne possède pas de législation spécifique aux sites contaminés. Le principal document réglementaire est le Code de l'Environnement et ses articles relatifs à la gestion des installations classées (reprenant la loi 'ICPE' du 19 juillet 1976 et toutes ses déclinaisons ultérieures) sur lequel se fonde l'action de l'administration pour la gestion et la réhabilitation des sites et sols pollués. Le principe du pollueur-payeur, posé par la loi 'déchet' du 15 juillet 1975 est également une caractéristique de l'approche française.

La politique française est précisée par plusieurs circulaires, notamment :

- La circulaire du 3 décembre 1993 relative à la mise en place d'une politique de réhabilitation et de traitement des sites et sols pollués. [7]
- La circulaire du 7 avril 1996 relative à la réalisation de diagnostics initiaux et de l'Evaluation Simplifiée des Risques. [8]

Le diagnostic initial est constitué de deux étapes principales : une étude documentaire complétée par une visite de terrain et si nécessaire, des investigations limitées visant à confirmer la pollution des différents milieux. Les données collectées servent à la mise en œuvre de l'Evaluation Simplifiée des Risques (ESR).

L'ESR utilise les principes de l'analyse de risques (présence concomitante d'une source dangereuse, des possibilités de transfert, des cibles identifiées) et des valeurs guides (Valeur de Constat d'Impact : VCI et Valeur de Définition de Source Sol : VDSS, fonction des usages connus du site) pour noter le degré d'importance de l'impact de la pollution sur les sols et les ressources en eau.

Son objectif est le classement des sites en trois groupes :

- les sites classe 3 : « banalisables » pour l'usage déclaré (actuel ou prévu) ;
- les sites classe 2 : à surveiller,
- les sites classe 1 : nécessitant une Evaluation Détaillée des Risques devant permettre d'apporter les éléments d'appréciation sur l'existence effective ou potentielle de risques ou de nuisances.

L'objectif était alors de permettre un recensement et une hiérarchisation des sites pollués ainsi qu'une réhabilitation systématique de l'ensemble des sites identifiés comme sensibles, les sites classés en catégorie 1, en considérant leur seul niveau de pollution intrinsèque.

- La circulaire du 10 décembre 1999, relative aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation, a introduit les outils méthodologiques appropriés que sont le diagnostic approfondi et les Evaluations Détaillées des Risques (EDR). [9]

Le diagnostic approfondi cherche à définir l'extension de la pollution, à comprendre les mécanismes de propagation des polluants dans les différents milieux de transfert, mais aussi collecter des données en relation avec l'évaluation détaillée des risques. Il faut garder à l'esprit que dans certains cas, la réalisation de mesures simples permet de supprimer les risques sans qu'une étude approfondie soit nécessaire.

L'EDR, vis-à-vis de l'homme et son environnement, est l'outil d'aide à la décision pour gérer le risque. C'est une étape qui permet une réelle quantification du risque compte tenu de l'usage auquel son détenteur le destine et de son environnement.

Classiquement, quatre étapes sont décrites : l'identification des dangers, l'évaluation du rapport dose-réponse, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques.

En fonction des résultats obtenus, il peut être nécessaire de mettre en place une stratégie de réhabilitation du site. Dans le cas d'une dépollution, l'EDR peut aider à définir des objectifs de traitement, en termes de concentrations résiduelles dans les sols ou l'eau.

Suivant l'avancée des autres pays dans ce domaine, la politique de réhabilitation et de traitement des sites s'est donc infléchi à la fin des années 90 vers une politique de gestion des risques en fonction de l'usage, plus que sur l'attachement au niveau de pollution intrinsèque. Les objectifs de dépollution du site étant fondés sur l'EDR.

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.

Ces outils de gestion des sites et sols pollués ont fait l'objet d'une évaluation basée sur le retour d'expérience, en 2005 et 2006.

Suite à ce retour d'expérience, le MEDAD a décidé d'abandonner les anciens outils qu'étaient l'ESR et l'EDR au profit de deux nouvelles démarches de gestion bien distinctes dont l'évaluation des risques sanitaires fait partie intégrante : le plan de gestion et l'Interprétation de l'Etat des Milieux.

La circulaire du 8 février 2007 présente ces nouveaux outils. [10]

## 1.2 Retour d'expérience sur les anciens outils: les constats

En annexe 1 à la note ministérielle du 8 février 2007 (relative aux sites et sols pollués et aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués), le Ministère présente le bilan de l'évaluation de la politique.

Il semble que les anciens outils soient reconnus et la démarche globalement appréciée par les différents acteurs mais que la réécriture des outils afin de les rendre plus efficaces et mieux utilisés s'imposait pour plusieurs raisons :

- La présentation très linéaire des anciens outils peut induire une utilisation successive de l'ensemble des outils proposés, sans réelle réflexion sur l'identification des enjeux sanitaires et environnementaux à protéger.
- Les anciens outils présentent peut-être quelques faiblesses en termes de clarté des conditions et du contexte d'utilisation puisque ces derniers sont parfois mal utilisés.
- En particulier, le débat sur la gestion des sites se focalise bien souvent sur les résultats de l'évaluation détaillée des risques sanitaires, une approche intégrée étant nécessaire dans la gestion de ce type de projet avec la prise en compte des aspects sanitaires, environnementaux, techniques, économiques, réglementaires... Une des conséquences de cette mauvaise utilisation des outils est que certaines mesures de gestion conduisent à laisser en place des sources de pollution qui doivent selon toute évidence, être évacuées vers la filière de traitement appropriée.
- Le fait de ne pas prendre en compte les valeurs de gestion réglementaires en vigueur crée une dis connexion entre l'approche sanitaire mise en œuvre pour les sols pollués et celle mise en œuvre pour les autres milieux (eau..).
- Le suivi régulier des chantiers de dépollution n'étant pas une obligation, des dysfonctionnements apparaissent fréquemment entre les seuils de dépollution choisis et la réalité du terrain.
- Enfin, l'ancienne politique ne s'inscrit pas suffisamment dans une politique plus large de prévention des risques chroniques.

[11]

De façon plus spécifique, les mauvaises utilisations fréquentes rencontrées avec les anciens outils sont les suivantes :

➤ **Le Diagnostic approfondi**

- Cette étape est souvent négligée alors qu'elle est fondamentale pour réaliser un schéma conceptuel représentatif.

➤ **L'Évaluation Simplifiée des Risques**

- Le but de cet outil est de recenser et de classer les sites pour définir des priorités d'actions et n'est pas adapté à la gestion d'un site en particulier. Pourtant, l'ESR n'avait pas été supprimé au moment de la mise en place de l'EDR.
- L'ESR est parfois utilisé pour répondre à la question : « le site est-il pollué ou non pollué ? » à partir des valeurs guides : Valeur de Constat d'Impact (VCI)<sup>1</sup> et Valeur de Définition de Source Sol (VDSS)<sup>2</sup>, ce qui n'est pas le but de l'outil.
- Les VDSS et VCI sont parfois utilisées comme seuils de dépollution ou de réhabilitation. Cette utilisation est d'autant plus mauvaise que ces valeurs sont définies en fonction du niveau de risque attribué par rapport à la seule voie d'ingestion et que le risque 'principal' est le plus souvent issu de la voie d'inhalation. De plus une VCI<sub>sol</sub> est définie à partir d'une dose journalière d'exposition qui correspond à un Indice de Risque (IR) de 1 ou à un Excès de Risque Individuel (ERI) de 10-4. [12]

➤ **L'Évaluation Détaillée des Risques**

En complément des remarques faites plus haut sur l'EDR :

- L'interprétation et la communication des résultats de l'EDR (avec la prise en compte des incertitudes) sont parfois complexe et peuvent retarder le projet lorsqu'il est question de définir des objectifs de dépollution dans des projets de réaménagement.
- L'EDR est parfois basée sur des scénarii d'usages peu réalistes.
- Les incertitudes sont parfois omises, ce qui donne des résultats sans valeur.

---

<sup>1</sup> Valeur de Constat d'Impact (VCI) : lorsque le sol / l'eau est un milieu d'exposition, ces valeurs guides (VCI sol et VCI eau) étaient utilisées pour apprécier le niveau d'impact de la pollution sur le sol / l'eau, en fonction de la sensibilité de l'usage.

<sup>2</sup> Valeur de Définition de Source Sol (VDSS) : ces valeurs guides étaient utilisées pour caractériser la source de pollution constituée par un sol.

## **2 PRESENTATION ET ETUDE GLOBALE DES NOUVEAUX OUTILS**

L'objectif n'est pas de présenter dans le détail les nouveaux outils (les documents du MEDAD sont présents pour cela) mais d'en faire une synthèse relativement simple qui permette une compréhension rapide des remarques associées.

### **2.1 La démarche**

[11,13]

Cette démarche n'est pas présentée comme une nouvelle façon de faire qui va révolutionner les principes de la gestion des sites et sols pollués mais plutôt comme une amélioration des anciens outils basée sur les pratiques les plus pertinentes qui sont actuellement utilisées. Elle doit améliorer, sans changer sur le fond, les concepts techniques et la politique de gestion.

Les principales évolutions sont les suivantes:

- la suppression des VDSS et VCI,
- la création de deux démarches de gestion distinctes: le plan de gestion et l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM),
- la gestion des risques suivant l'usage est assortie de nouvelles règles de cadrage,
- le champ d'application: tout site ayant été le siège d'activité industrielle (ICPE et non ICPE).

Les nouvelles règles de cadrage qui viennent se rajouter à la politique de gestion des risques suivant l'usage sont les suivantes:

- rechercher et traiter les sources de pollution,
- se baser sur la gestion sanitaire en place pour l'ensemble de la population française pour apprécier le risque,
- gérer en prenant en compte le bilan environnemental global,
- justifier les choix techniques retenus sur des critères explicites, argumentés et transparents.

Voici une brève définition des deux nouvelles démarches de gestion proposées:

L'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) : il s'agit de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec des usages fixés : impacts hors sites des ICPE en cessation d'activité, à la suite d'un signal sanitaire, découverte de milieux pollués ...

Le Plan de Gestion et l'Analyse des Risques Résiduels (ARR), 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, projets de réhabilitation, mesures de dépollution à prendre à l'issue d'une Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM).

L'Analyse des Risques Résiduels (ARR) est une évaluation quantitative des risques sanitaires menée sur les expositions résiduelles qui prend en compte l'ensemble des mesures de gestion du projet et les scénarios d'usages futurs du site. Cet outil valide le plan de gestion et ne peut conclure qu'à des risques acceptables.

L'évaluation des risques sanitaires fait partie intégrante de ces deux démarches : par l'ARR dans le plan de gestion et par une grille de calcul dans l'IEM.

Après étude plus approfondie des nouveaux outils, nous verrons que certains concepts sont tout de même modifiés sur le fond.

L'organisation des nouveaux outils doit amener les acteurs du projet à être plus tôt dans la réflexion sur les choix à entreprendre, et donc dans l'action.

L'utilisateur est rapidement dirigé vers la construction d'un scénario de gestion du site qui doit répondre à la question "comment gérer le site?"

L'organisation des nouveaux outils se fait comme suit:

- la visite du site et l'étude de son historique sont à la base du schéma conceptuel,
- le schéma conceptuel devient l'élément à la base du système de gestion,
- les deux diagnostics (initial et approfondi) sont fondus dans un seul diagnostic, qui sera désormais réalisé selon un processus itératif avec le schéma conceptuel,
- la réalisation d'une IEM ou d'un plan de gestion (validé par une ARR). Il est à noter que selon les cas, ces démarches peuvent être mises en oeuvre indépendamment, simultanément ou successivement.
- si besoin, réalisation d'une surveillance environnementale et d'un bilan quadriennal (bilan tous les quatre ans des résultats de cette surveillance) afin d'obtenir une vision dynamique de l'efficacité de la gestion mise en place.

Le schéma suivant représente, de façon volontairement simplifiée, l'organisation des nouveaux outils:

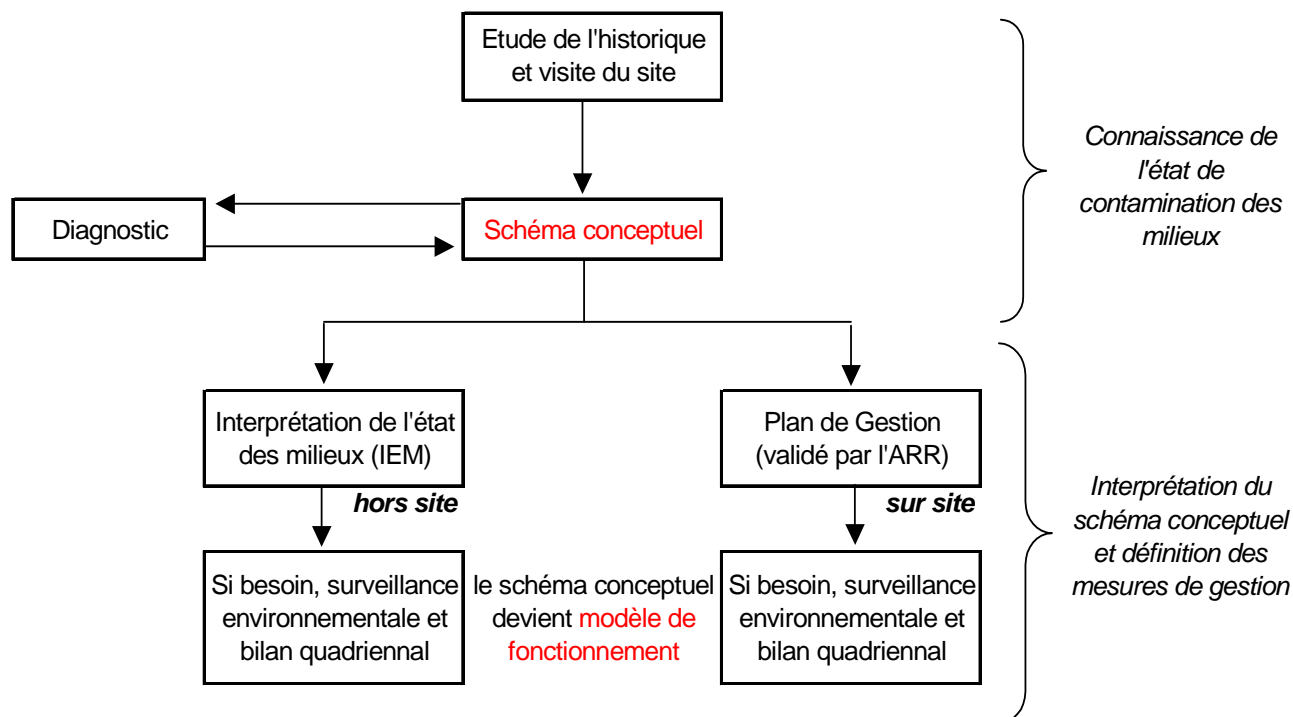


Figure 1 Présentation générale de l'organisation des nouveaux outils

## 2.2 La visite, le schéma conceptuel et le diagnostic

### 2.2.1 Présentation

[14,15]

Le schéma conceptuel est désormais à la base du système de gestion. Il s'agit d'un bilan factuel de l'état du milieu ou du site étudié. La construction de ce schéma repose sur une importante phase de collecte d'informations dont le point de départ est l'étude de l'historique du site et la visite du site. C'est à partir du schéma conceptuel que seront menées les actions de diagnostics, selon un processus itératif, en ciblant les zones à investiguer. Les informations sont intégrées au schéma tout au long du processus.

Cet outil doit donc permettre de faire la synthèse des éléments de compréhension du phénomène en faisant apparaître : les sources de pollutions, les milieux de transfert et les milieux d'exposition, les usages des différents milieux et les cibles à protéger.

Dans le cas d'un projet de réhabilitation, le schéma conceptuel n'est pas statique, il doit évoluer de la configuration initiale du site (avant le projet de réaménagement) vers la configuration finale du site (en fonction des usages futurs et faisant apparaître les mesures de gestion envisagées). Le schéma va donc évoluer de façon itérative en fonction des différentes mesures de gestion envisagées.

## 2.2.2 Points positifs, points négatifs, zones d'ombres...

### ➤ Le schéma conceptuel utilisé efficacement

Il est pertinent d'avoir replacé le schéma conceptuel au cœur du système, en insistant sur le fait que cet outil :

- doit collecter l'ensemble des données,
- mettre en évidence les risques,
- apparaître dès le début du processus de gestion
- évoluer vers un schéma final lorsqu'il s'agit d'un projet de réaménagement.

Il permet alors de 'comprendre ce qui se passe' et d'identifier les enjeux sanitaires et environnementaux le plus tôt possible, sans attendre la réalisation de calculs de risques.

La communication sur le risque peut se faire plus tôt et plus facilement avec le schéma conceptuel, pour une meilleure compréhension des acteurs.

Le schéma conceptuel permet de cibler les zones à mieux investiguer et le diagnostic apporte des informations pour compléter le schéma... Il s'agit d'un fonctionnement itératif entre ces deux outils qui permet des actions de diagnostics intelligentes.

### ➤ Supprimer les VDSS et VCI : mais quelle définition d'un sol pollué?

La suppression de l'Evaluation Simplifiée des Risques (ESR) et de ses valeurs guides associées est une modification majeure.

Cette suppression est nécessaire au vu des utilisations abusives de ces valeurs: pour déterminer si un site est pollué ou non ou pour définir les seuils de dépollution... Cependant, à la lecture des documents relatifs à la visite du site et au schéma conceptuel, la définition de ce qu'est un site pollué ou un site propre n'apparaît pas clairement. Il apparaît donc difficile de trancher et d'arrêter la procédure si un site ne doit pas être intégré dans la politique de gestion des sites et sols pollués.

Le risque n'est-il pas d'avoir des procédures hétérogènes entre les entreprises mais surtout de faire entrer des sites non pollués dans une procédure longue et coûteuse?

## 2.3 Le plan de gestion et l'Analyse des Risques Résiduels (ARR)

### 2.3.1 Présentation

[13,16]

A l'heure actuelle, le MEDAD n'a pas encore fourni de document donnant des explications détaillées sur la réalisation du plan de gestion.

Les objectifs du plan de gestion sont les suivants :

- Maîtriser les sources de pollution, en premier lieu, si c'est techniquement et économiquement pertinent.

- Maîtriser les impacts (à défaut de la suppression totale des sources).
- Une gestion de bon sens (nettoyage des lieux dans le cas de pollution accidentelle, de pollution concentrée ou accessible, des mesures proportionnées dans les autres cas)

Après identification de mesures de gestion, le choix du plan de gestion sera déterminé par :

- un bilan coûts-avantages qui prend en compte les mesures techniques et les coûts économiques correspondants ainsi que le bilan environnemental global. Le plan de gestion retenu correspond au bilan coûts-avantages le plus favorable, tant au plan sanitaire qu'environnemental et économique.
- Une Analyse des Risques Résiduels (ARR) dans les cas où il subsiste des expositions résiduelles. Cette analyse doit obligatoirement montrer un niveau de risque acceptable pour valider le plan de gestion. La démarche proposée pour l'ARR est de réaliser, lorsque c'est pertinent, une évaluation des risques sanitaires correspondant aux expositions résiduelles du plan de gestion.

L'acquisition de connaissances sur l'état des milieux, sur l'exposition des populations, l'identification des milieux à protéger étant généralement des processus itératifs et progressifs, l'ensemble de la démarche doit reposer sur un processus itératif.

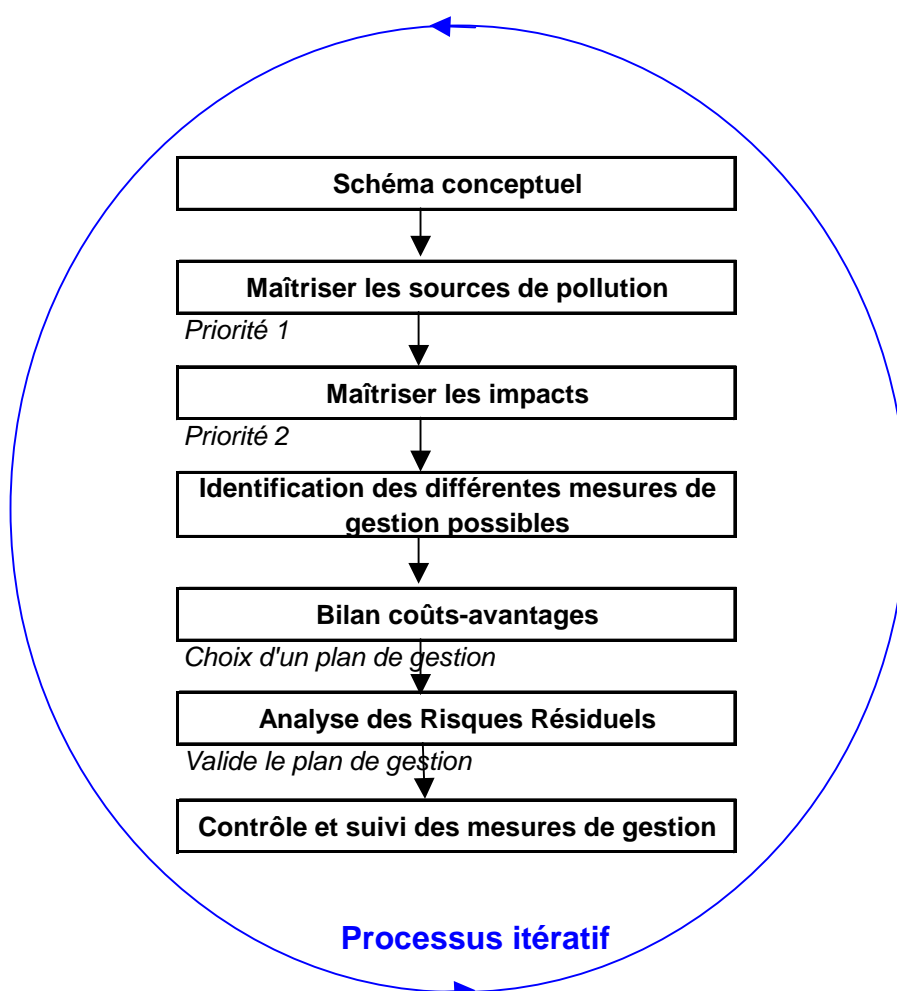


Figure 2 Démarche de réalisation d'un plan de gestion



### 2.3.2 Points positifs, points négatifs, zones d'ombres...

#### ➤ Rappel du bon sens d'une approche sanitaire ET environnementale

Un des constats les plus problématique pour les anciens outils est que la gestion du risque se base souvent essentiellement sur les résultats de l'EDR sur la santé (les EDR sur les eaux souterraines étant réalisées peu fréquemment). Etant donné que cette méthode ne prend en compte que les substances toxiques auxquelles la population est susceptible d'être exposée, elle n'est pas appropriée à une protection environnementale pertinente et elle limite parfois la possibilité de préservation et de protection de la qualité des eaux souterraines.

Le premier objectif est désormais de maîtriser les sources de pollution et le deuxième est de maîtriser les impacts sur les populations et l'environnement.

La protection sanitaire des populations reste la priorité mais désormais, même si un site pollué ne présente pas de risque inacceptable pour la santé, il doit être dépollué, surtout dans les cas où le traitement s'avère simple.

De plus, un bilan environnemental global est désormais réalisé dans la démarche coûts-avantages. Réaliser un bilan environnemental global consiste à prendre en compte l'ensemble des éléments du projet, pour déterminer les impacts à la fois directs et indirects sur l'environnement.

#### ➤ De l'action plus tôt !

Contrairement aux anciens outils, les mesures de gestion sont envisagées très tôt dans le processus, même s'il sera souvent nécessaire de revenir sur des étapes précédentes (processus itératif).

#### ➤ Prise en compte de l'ensemble des voies d'exposition

Le diagnostic initial et l'ESR n'étaient pas adaptés pour le milieu d'exposition air. Cette voie est désormais prise en compte dès le début, au même titre que les autres. Rappelons que l'inhalation de substances toxiques est souvent le risque 'principal'.

#### ➤ L'Analyse des Risques Résiduels (ARR), des modifications de fond discutables

Le concept de risque résiduel n'est pas nouveau, il est fréquemment utilisé pour la gestion des risques en santé environnementale. Le risque résiduel est calculé après avoir pris en compte l'ensemble des mesures de gestion du projet et les scénarios d'usages futurs du site. Dans la description du contenu du plan de gestion, l'évaluation des risques sanitaires n'intervient qu'en fin de démarche avec l'analyse des risques résiduels.

Concernant l'intégration de l'ERS dans la démarche du plan de gestion, les documents ne sont pas explicites mais leur lecture laisse supposer la démarche qui suit : la réalisation d'une EDR, intégrée dans le bilan coûts-avantages, pour déterminer un seuil de dépollution en début de processus. Par la suite, il s'agit d'un processus itératif entre les mesures de gestion envisagées et l'EDR.

L'EDR finale est celle qui démontre un niveau de risque acceptable : c'est l'ARR qui apparaît dans le plan de gestion. Cette méthode est finalement assez similaire à l'ancienne mis à part le fait qu'elle s'intègre dans un bilan coûts-avantages.

Par contre, l'ARR n'est pas nécessaire lorsque les valeurs de gestion réglementaires sont retenues en tant qu'objectifs de dépollution ou qu'il est démontré que les pollutions résiduelles sont inférieures à ces valeurs de gestion.

Ces valeurs de gestion sont disponibles pour l'eau de boisson, l'air extérieur et les denrées alimentaires mais pas pour toutes les substances toxiques et il n'y a pas de valeur de gestion pour les polluants présents dans les sols.

Concernant ce point, le document présente une zone d'ombre :

- l'ARR n'est pas nécessaire lorsque toutes les substances sont présentes à des concentrations inférieures aux valeurs réglementaires (sachant que peu de substances présentes des valeurs réglementaires) ou alors,
- il n'est pas obligatoire de sélectionner dans l'ARR les substances présentes à des valeurs inférieures aux valeurs de gestion réglementaires.

C'est une des modifications de fond majeures apportées à la démarche de gestion des risques sanitaires.

Les situations où les valeurs réglementaires sont choisies comme seuils de dépollution sont très rares car ces valeurs sont souvent basses et les travaux de dépollution associés très coûteux.

### ➤ **Comparer les risques à ceux d'un environnement témoin, pas si simple**

Cette comparaison peut s'avérer nécessaire si on cherche à connaître la part de risque attribuable au cas étudié.

Dans le cas des ICPE (pour lesquelles un état initial est disponible), il est possible d'utiliser l'état initial de l'environnement, un lien logique et cohérent est donc réalisé avec les données de l'étude d'impact. Pour les non ICPE, il s'agit de déterminer un environnement témoin, à l'abri des zones d'effets des installations et devant comporter un fond géochimique comparable à celui du site.

Cette démarche est plus complexe qu'il n'y paraît. Pour les polluants métalliques, certaines données existent au BRGM ou à l'INRA mais la méthode à entreprendre pour faire ses propres recherches reste à préciser. Concernant les polluants organiques, on peut faire la même remarque car il est délicat de définir un rayon d'influence et il est bien sûr fréquent de se trouver dans des zones industrielles (où trouver une zone de référence locale ?).

### ➤ **Le périmètre : ICPE et non ICPE**

La politique de gestion des sites pollués s'élargit à tous les sites. Il est utile d'apporter une méthodologie pour les sites non ICPE, c'est une question de bon sens. Par contre, on peut se demander si la méthodologie n'est pas trop « lourde » à assumer financièrement pour des petites entreprises.

## **2.4 L'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM)**

### **2.4.1 Présentation**

[17]

L'objectif de cette démarche est de distinguer :

- les milieux compatibles avec les usages constatés et qui ne nécessitent aucune action particulière,
- des milieux qui présentent des écarts avec la gestion sanitaire mise en place en France et qui doivent faire l'objet de mesures de gestion: des mesures simples ou un plan de gestion.

Les références premières pour la gestion des risques étant:

- l'état naturel de l'environnement,

- les valeurs de gestion réglementaires en vigueur concernant la protection de la santé de la population (qualité des eaux agricoles ou d'abreuvement des troupeaux, de potabilisation, de potabilité des eaux, de qualité de l'air extérieur, qualité des denrées alimentaires) et la biodiversité.

➤ **Les étapes successives de la démarche**

Ci-dessous les différentes étapes relatives à la réalisation d'une IEM :

- La connaissance de l'état des milieux : acquise par des campagnes de mesures réalisées dans les différents milieux d'exposition susceptibles de poser problème, en cohérence avec le schéma conceptuel.
- La comparaison des résultats avec le milieu naturel ou l'état initial de l'environnement (dans le cas d'une ICPE).
- Si le milieu est dégradé, la comparaison des résultats aux valeurs de gestion réglementaires en vigueur ; et à une grille de calcul de risques sanitaires spécifique à l'IEM lorsque ces valeurs ne sont pas disponibles (pour les sols essentiellement).
- Suivant les résultats, c'est la fin de processus (en s'assurant que les sources de pollution sont maîtrisées et éventuellement, que les usages n'ont pas évolué depuis le dossier d'impact) ou l'orientation vers un plan de gestion.

Il est à noter qu'un plan de gestion sera d'emblée requis si une substance toxique est détectée dans l'eau destinée à la consommation humaine et qu'elle ne possède pas de limite de potabilité pour la santé humaine.

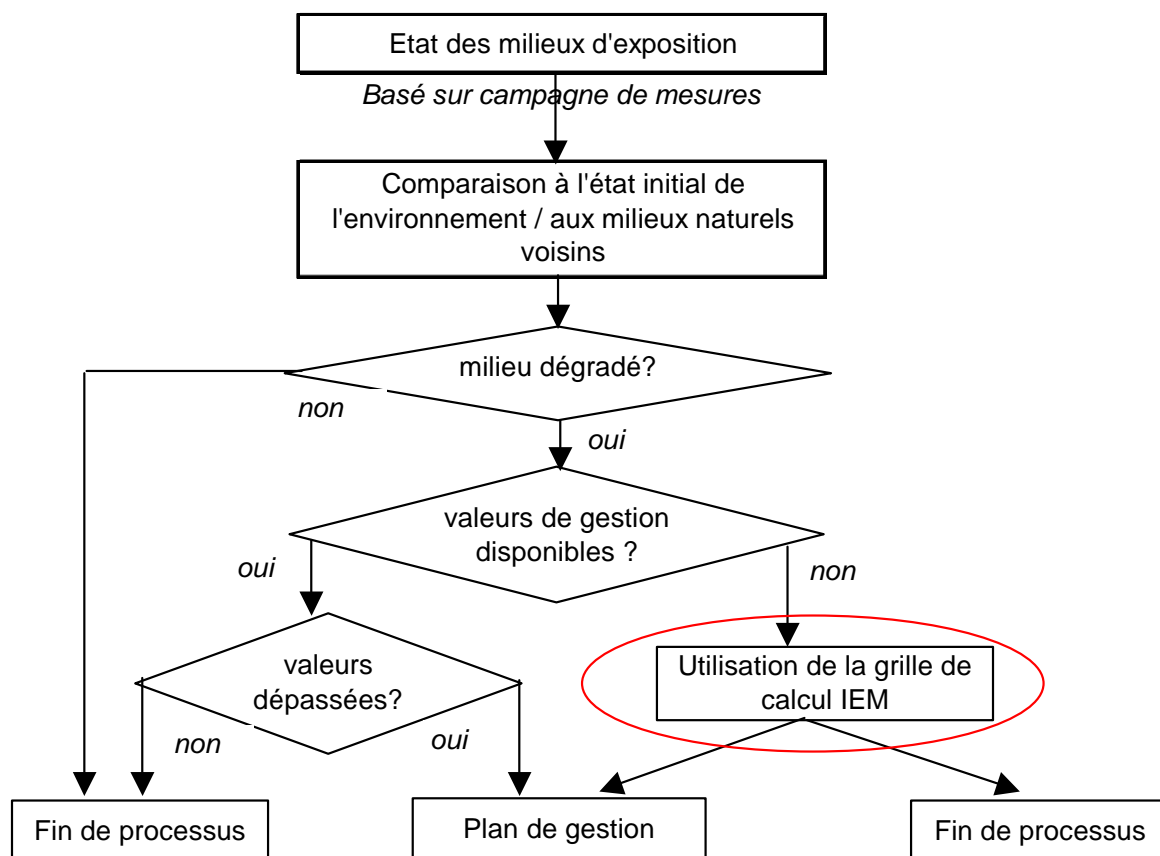


Figure 3 Démarche d'interprétation de l'état des milieux

## 2.4.2 Points positifs, Points négatifs, Zones d'ombres ...

### ➤ Interet de la démarche

La démarche en elle-même est intéressante et paraît logique puisqu'elle permet d'avoir un cadre précis d'intervention lorsqu'on souhaite évaluer les risques sur des zones hors site. Le plus souvent, l'IEM sera utilisé dans le cas de grosses pollutions pour des sites industriels que l'on soupçonnera d'avoir un impact à l'extérieur.

### ➤ L'approche de gestion du risque de la démarche

L'approche choisie pour gérer le risque dans cette démarche est toujours cohérente avec une gestion du risque selon l'usage puisque seules les voies d'exposition pertinentes issues du schéma conceptuel seront prises en compte.

Elle utilise un mélange/compromis entre une approche qui utilise des valeurs réglementaires et une approche d'évaluation des risques sanitaires avec une grille de calcul spécifique à la démarche.

L'hypothèse d'additivité des risques n'est pas utilisée en première approche mais l'utilisation d'un intervalle de gestion des risques permet de s'orienter vers une EDR avec additivité des risques si nécessaire.

Egalement, on peut se poser la question de la cohérence de l'utilisation de valeurs réglementaires élaborées pour les milieux eau et air, dans le contexte de la gestion des sites et sols pollués.

Cette nouvelle méthodologie de gestion du risque sanitaire est également discutable et fera l'objet d'une analyse dans le chapitre suivant.

### ➤ Basée sur une campagne de mesures

Il semble que les mesures soient privilégiées par rapport à la modélisation pour l'obtention de données d'entrée des calculs de risques.

Les mesures de contaminants étant ponctuelles, elles sont intéressantes lorsque la pollution est en place depuis longtemps et lorsque l'usage est fixé.

Cependant, dans le cas d'une pollution non stabilisée, la modélisation est un outil complémentaire qui permet de prévoir l'évolution d'un panache de pollution et de cibler les zones d'études adéquates pour la réalisation d'un programme de mesures pertinent (même dans le cas d'une pollution déjà installée depuis longtemps, la modélisation peut aider à déterminer ces zones d'études).

C'est par la combinaison de la modélisation et de la mesure que la solidité des conclusions est renforcée.

### ➤ Comparaison aux milieux naturels voisin / à l'état initial de l'environnement

La remarque est similaire à celle faite pour le plan de gestion.

## **2.5 La méthodologie relative au choix des Valeurs Toxicologiques de Référence**

Le 30 mai 2006, la Direction Générale de la Santé a émis une circulaire 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. [18]

Les nouveaux outils de gestion font référence à cette circulaire qui impacte directement la méthodologie de l'EDR utilisée pour les sites et sols pollués et appelle plusieurs remarques.

### **3 EVOLUTION DE LA GESTION DES RISQUES SANITAIRES DANS LES SITES ET SOLS POLLUES**

#### **3.1 La circulaire du 30 mai 2006 relative au choix des Valeurs Toxicologiques de Référence**

[18]

##### ➤ **Problématique à l'origine de la circulaire**

Sans l'existence d'un référentiel national faisant autorité, les pratiques de choix des VTR sont hétérogènes et lorsque des VTR retenues sont différentes (sans raison scientifique ou sans choix de gestion explicite) cela peut conduire à des options de gestion des sites incohérents d'une étude à une autre.

Il est nécessaire d'encadrer cette démarche, cependant proposer une pratique de choix des VTR reste un exercice délicat. En effet, une analyse scientifique pleinement satisfaisante des VTR peut nécessiter un investissement en temps conséquent qui paraît hors de portée lorsqu'il s'agit d'une évaluation des risques sanitaires réalisée en bureau d'études. De plus, en fonction du cas étudié, cette analyse critique des VTR ne nécessite pas le même niveau d'approfondissement.

L'idée est donc ici que les DRASS/DDASS et DRIRE (essentiellement) puissent avoir recours à une méthodologie simplifiée de choix des VTR et de comparer les VTR utilisées dans une étude avec les VTR proposées par cette nouvelle méthodologie afin de vérifier qu'il n'existe pas de différence importante sur les niveaux de risques calculés.

Cette nouvelle méthodologie est donc à l'attention des DRASS/DDASS et DRIRE. Les évaluateurs de risques ne doivent pas se fermer à cette méthodologie : si une VTR obtenue par cette méthodologie ne semble pas adaptée, il est toujours possible d'utiliser une VTR qui semble plus pertinente et d'accompagner ce choix par un argumentaire.

Ceci est particulièrement valable lorsque l'on se trouve dans le cas d'une EDR qui nécessite une recherche approfondie des VTR.

La DRASS/DRIRE pourrait par la suite avoir recours à un jugement d'expert (avec une agence sanitaire).

##### ➤ **Différentes démarches de choix des VTR**

[19]

Les bureaux d'études utilisent généralement deux démarches pour choisir les VTR :

- Une approche simplifiée conservatrice avec laquelle l'évaluateur choisit la VTR la plus pénalisante parmi les bases de références.
- Une approche qualitative avec laquelle, après analyse de quelques critères scientifiques c'est la valeur la plus pertinente qui est retenue, toujours parmi les bases de référence.

Les bases de référence utilisées dans les ERS sont celles de l'OMS, US-EPA, ATSDR, Health Canada, RIVM et OEHHA : le choix de ces bases est issu de considérations de notoriété et de continuité historique. D'autres bases de données peuvent également être utilisées par les bureaux d'études, elles proposent des VTR qui peuvent être tout aussi valables.

La démarche conservatrice a le mérite d'être la plus précautionneuse pour l'homme mais elle n'est pas basée sur un argumentaire scientifique et le fait de se baser sur un nombre plus ou

moins important de bases de données accroît mécaniquement la tendance au sur-conservatisme, sans réelle plus-value en termes de validité.

La démarche qualitative est réalisée dans l'optique d'un choix pertinent plutôt que conservateur, mais l'analyse étant peu approfondie (études toxicologiques et/ou études épidémiologiques, voie d'exposition et durée d'exposition considérée, degré de confiance accordé par l'organisme, date d'établissement ou de révision de la VTR, transparence du protocole...) il y a une certaine prise de risque dans ce choix et il convient d'être vigilant.

➤ **Démarche simplificatrice de la circulaire : une hiérarchisation de bases de données**

La circulaire décrit la démarche suivante : lorsque plusieurs valeurs toxicologiques de référence existent dans l'une des 6 bases de données précisées; pour un même effet critique, une même voie et une même durée d'exposition : il faut sélectionner la première base dans laquelle la VTR est présente, en respectant une hiérarchisation spécifique des bases, différente selon que les substances ont des effets à seuil ou des effets sans seuil.

- Pour les substances à effets à seuil successivement :
  - US EPA (United States Environmental Protection Agency),
  - ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry),
  - OMS (Organisation Mondiale de la Santé),
  - Health Canada,
  - RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu),
  - OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment).
- Pour les substances à effets sans seuil successivement :
  - US EPA,
  - OMS,
  - RIVM,
  - OEHHA.

En l'absence de VTR dans les 6 bases de données, une quantification du risque n'est pas envisageable même si les données d'exposition sont exploitables.

➤ **Discussion**

Ce système de sélection des VTR est discutable. En effet, les deux types d'approches utilisées jusqu'à présent répondaient à deux objectifs distincts mais cohérents : le conservatisme et l'analyse scientifique alors que cette dernière méthode, très simplifiée, ne suit aucune de ces deux logiques.

Ce système de sélection permet une simplification de la démarche, une harmonisation des pratiques et une meilleure transparence mais on peut penser qu'il est régressif puisque la démarche de l'ERS doit, par définition, s'appuyer sur les meilleures connaissances scientifiques du moment.

Le choix et la hiérarchisation des bases sont établis sur des critères de notoriété et d'ancienneté. Concernant l'US EPA, cette base est de plus choisie comme référence car elle comporte le plus grand nombre de valeurs et qu'elle est facilement accessible.

Dans un rapport d'étude de 2006 [19], l'INERIS décrit sa pratique dans le choix des VTR et explique qu'il considérerait comme optimale une mutualisation, à l'échelle européenne, de l'analyse critique et du choix des VTR, par une structure faisant autorité et/ou par d'autres acteurs (bureaux d'étude, industriels...).

La capitalisation et la mise à disposition publique en continu de ces résultats permettraient une utilisation par les évaluateurs de risques sanitaires.

Il serait alors possible d'envisager, comme méthode de choix des VTR dans les évaluations de risques sanitaires, une approche qualitative sur la base d'une analyse critique pertinente.

Il pourrait s'agir d'un compromis intéressant entre une approche scientifique pleinement satisfaisante (mutualisation des connaissances, analyse réalisée par des experts, utilisation d'un nombre plus important de bases de données) et les réalités de terrain (gain de temps pour les évaluateurs).

A ce sujet, l'Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail réalise actuellement un travail de recherche des VTR les plus pertinentes par substance et par voie d'exposition.

➤ **Autres remarques :**

**Les VTR avec seuil pour les substances cancérigènes mutagènes**

Désormais, s'agissant de substances cancérigènes génotoxiques, la VTR sans seuil est la seule utilisable, les experts s'accordant sur leur mode d'action sans seuil.

Pourquoi et sur quels critères cette décision a été prise ?

Malgré le caractère secondaire des effets à seuil qui caractérisent les substances cancérigènes, ceux-ci contribuent néanmoins au niveau de risque non cancérigène global (Quotient de danger global calculé en additionnant les quotients de danger des substances en présence ayant le même mécanisme d'action toxique sur le même organe cible).

Ne retenir que la VTR sans seuil amène à diminuer le quotient de danger 'global'.

**Les valeurs issues de dérivation**

Les dérivations entre la voie orale et la voie respiratoire ne sont plus admises, sauf dans le cas où les substances engendreraient un effet similaire, quelle que soit la voie d'exposition. Il est vrai que l'approche mathématique de la dérivation est purement mathématique, sans justification toxicologique réellement pertinente.

Il serait nécessaire de définir précisément « un effet similaire », car entre les effets principaux et secondaires il est souvent possible de déterminer des effets sanitaires similaires entre deux voies d'exposition distinctes.

Certaines substances jusque là prises en compte dans les EDR ne pourront plus l'être par manque de VTR. Il serait nécessaire de réaliser une liste des substances prioritaires pour lesquelles il faut déterminer une VTR afin de remédier à ce problème.

**Les valeurs provisoires**

Il est indiqué qu'il n'est pas envisageable d'utiliser une valeur provisoire. Ce choix n'apparaît pas incohérent dans la mesure où le processus de validation est tout simplement respecté.

**Pas de dérivation voie à voie pour le calcul des VTR pour la voie cutanée**

Les valeurs toxicologiques concernant la voie cutanée étant rares, elles étaient dérivées à partir de données portant sur la voie orale. La réalisation de cette dérivation devait faire l'objet d'une réflexion et d'une recherche approfondies par l'évaluateur lui-même, tout en gardant la démarche transparente. Les résultats fournis par cette dérivation n'étaient pas toujours fiables et cohérents.

Le retour d'expérience sur l'ERS montre que les risques liés à l'ingestion de poussières et de terre sont souvent plus importants que celui lié au contact cutané et que la mise en œuvre de mesures de gestion visant à rendre ces risques acceptables peut permettre la gestion du risque cutané.

Le choix qui a été fait paraît donc raisonnable, il est de plus précisé que cela ne doit pas empêcher les décideurs d'en tenir compte.

Concernant les risques liés à la baignade, ce choix peut cependant poser problème.



## 3.2 La confrontation de deux approches de gestion des risques sanitaire

La méthode d'évaluation des risques sanitaires a été mise en place aux Etats Unis dans les années 70 pour servir de base à la fixation de seuils réglementaires pour les substances chimiques, principalement les substances cancérigènes, dans les aliments ou en milieu professionnel, dans un cadre de population générale.

Cette démarche ne fut donc pas élaborée spécialement dans l'objectif de réhabiliter des sols pollués ou d'autoriser des exploitations industrielles. C'est dans un second temps que l'US-EPA a développé la méthode d'évaluation des risques sanitaires au cas des sites pollués<sup>3</sup> [20]

En France, d'une manière générale, la gestion des risques sanitaires utilise des valeurs guides réglementaires, correspondant au niveau de risque accepté par les pouvoirs publics pour l'ensemble de la population. C'est le cas par exemple de la gestion sanitaire de l'eau.

S'agissant d'un site pollué, le plus souvent, plusieurs médias environnementaux d'exposition interviennent et les risques sanitaires associés sont faibles. L'évaluation des risques sanitaires étant particulièrement adaptée à ce contexte, c'est la méthode qui est utilisée en France pour la gestion sanitaire associée aux sites et sols pollués.

Avec la nouvelle politique de gestion des sites pollués, selon les cas, il est désormais envisageable d'utiliser l'une ou l'autre de ces approches voir le plus souvent l'utilisation des deux approches dans une même étude.

Il est intéressant de faire le point sur les avantages et inconvénients de l'évaluation des risques sanitaires et de l'utilisation de valeurs guides réglementaires, dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués

### 3.2.1 L'évaluation des risques sanitaires: avantages et inconvénients

“Démarche méthodique de synthèse des connaissances scientifiques disponibles en vue d'évaluer les effets sur la santé résultant d'une exposition à une population ou d'individus à une substance, un agent ou une situation dangereuse”

[21]

#### ➤ Avantages

- L'ERS est une pratique reconnue qui apporte une méthode structurée et rigoureuse dans un contexte d'incertitudes.
- L'ERS utilise les meilleures connaissances scientifiques du moment, dans la transparence et la cohérence.
- L'ERS est réalisée en fonction des paramètres spécifiques au site étudié et en fonction de son usage.

---

<sup>3</sup> L'US-EPA (United States Environmental Protection Agency) a adapté la méthode d'évaluation des risques sanitaires au cas des sites pollués par des déchets dangereux dans le cadre du programme « superfund », en 1989.

- Cette méthode a l'avantage de tenir compte de la toxicité des mélanges de produits chimiques. Plusieurs approches sont possibles mais les connaissances sur la toxicité des mélanges d'agents chimiques étant quasiment inexistantes à l'heure actuelle, c'est l'hypothèse de l'additivité des risques qui est retenue en évaluation de risque : il n'y a pas d'interaction entre les effets des molécules en présence et on peut pratiquer une simple addition des risques dans certaines situations. La pratique la plus courante retient les règles de cumuls suivantes (US-EPA, 1989):

- Pour les effets déterministes, sont additionnés les quotients de danger se rapportant aux mêmes effets toxiques et concernant le même organe (l'hypothèse d'additivité des effets toxiques est considérée comme appropriée pour des effets toxiques similaires sur des organes communs et pas des mécanismes d'action communs).
- Pour les effets stochastiques, sont additionnés les excès de risques individuels liés aux différentes substances et aux différents modes d'exposition, pour apprécier globalement le risque cancérigène qui pèse sur la population exposée.

Ces règles de calcul par défaut se veulent proportionnées, en l'état actuel des connaissances.

[21]

#### ➤ Inconvénients

- De nombreuses hypothèses de travail et de nombreuses incertitudes plus ou moins quantifiables, sont inhérentes à la démarche: la transposition inter-espèces, l'extrapolation fortes doses/faibles doses, les interactions toxicologiques entre les agents (antagonisme, potentialisation et synergie), la faible validation des modèles, les incertitudes sur la représentativité temporelle et spatiale et sur l'imputabilité des teneurs mesurées dans les milieux d'exposition.

- La présentation/communication des résultats avec la notion de « risque acceptable » et les incertitudes, est complexe.

### 3.2.2 Les valeurs de gestion réglementaires: avantages et inconvénients

Les valeurs réglementaires visant la protection de la santé des populations existent pour l'eau (principalement les eaux pouvant exposer directement les populations à des substances chimiques: eaux de consommation, eaux de loisirs...), l'air extérieur et les denrées alimentaires.

#### ➤ Avantages

De manière générale, la démarche étant simplifiée par rapport à une ERS:

- Utilisation d'une démarche plus cohérente avec les dispositifs de gestion sanitaire et environnementale mis en place en France.

- La démarche est beaucoup plus simple quand on peut se confronter à une valeur de référence. Les résultats sont également présentés avec moins d'incertitudes et sont facilement compréhensibles : l'évaluation du risque est moins complexe (et les résultats sont plus facilement vérifiables par des tiers).

- La communication autour des résultats est facilitée.

- Cette démarche permet une meilleure harmonisation des pratiques.

- Egalement, les valeurs réglementaires ne prennent pas en compte uniquement des critères sanitaires mais également des critères économiques...

### ➤ Inconvénients

- Les valeurs réglementaires sont établies pour chaque substance, individuellement et ne tiennent pas compte de l'exposition cumulée à plusieurs substances et des interactions possibles entre ces substances. Il s'agit d'une gestion substance par substance et milieu par milieu : il n'y a pas d'additivité du risque et donc pas prise en compte du niveau de risque 'global'.

Même si on ne dispose pas de règle générale de quantification des interactions toxicologiques, selon toute logique, la prise en compte d'un niveau de risque 'global' calculé après additivité des risques est une approche de précaution par rapport à une gestion substance par substance et milieu par milieu qui présente des niveaux de risques 'partiels' et de façon indépendante.

Une approche plus réaliste devrait considérer toutes les interactions toxicologiques des substances :

- L'additivité: l'effet combiné est égal à la somme des effets individuels. C'est donc, pour rappel, la seule interaction prise en compte.
- La synergie: l'effet du mélange est supérieur à la somme des effets individuels.
- La potentialisation : la toxicité d'une substance est augmentée par une autre substance non toxique.
- L'antagonisme: l'effet du mélange est inférieur à la somme des effets individuels.

Ces interactions, liées à une exposition simultanée ou consécutive entre les molécules, peuvent résulter parfois en des conséquences inattendues: une réponse toxique significativement plus élevée ou plus faible que la simple somme des réponses induites par les composants du mélange pris individuellement. De tels effets pouvant être bénéfiques ou dangereux, il s'agit donc d'un aspect important à prendre en compte.

Souvent, les données disponibles portent sur la toxicité de quelques combinaisons binaires présentes dans des mélanges de complexité beaucoup plus grande. Les connaissances sur la toxicité des mélanges d'agents chimiques sont donc quasiment inexistantes et la caractérisation quantitative des interactions toxicologiques n'est pour le moment pas possible.

Cependant, dans le contexte d'incertitude dans lequel on se trouve et selon les principes<sup>4</sup> qui régissent la gestion des risques en santé environnementale, l'hypothèse d'additivité des risques semble être une solution en cohérence avec les principes de précaution et de proportionnalité.

[22]

- Ces valeurs sont construites selon un processus d'analyse des risques, à partir de VTR d'organismes de référence et selon un scénario d'exposition classique. Les valeurs nationales retenues sont égales ou inférieures aux valeurs européennes.

Il est nécessaire de connaître l'origine d'une VTR et les modalités du scénario d'exposition associé pour juger de la cohérence de son utilisation dans la gestion d'un site pollué.

Voici une liste de questions qu'il peut convenir de se poser:

- *Quel est le niveau de risque associé à la valeur guide ?*

---

<sup>4</sup> le principe de précaution, le principe de proportionnalité, le principe de spécificité et le principe de transparence

Selon l'hypothèse d'additivité des risques : 10 substances dangereuses présentes à des concentrations associées à un ERI de  $10^{-6}$  (comme c'est le cas pour les valeurs réglementaires associées à l'eau de boisson), représentent un ERI global de  $10^{-5}$ , niveau de risque considéré comme acceptable. Au-dessus de 10 substances associées à un ERI de  $10^{-6}$  le niveau de risque est considéré comme inacceptable.

Dans le cas de population en présence de peu de polluants, les valeurs réglementaires utilisées peuvent être adaptées. Par contre, en présence de nombreux polluants ou si les valeurs guides sont construites sur la base d'un ERI  $>$  à  $10^{-6}$ , on peut être amené à se poser des questions.

- *La valeur guide protège t'elle la population à la fois des effets cancérogènes et non cancérogènes de la substance?*
- *La valeur guide protège t'elle les populations les plus sensibles? (enfants, femmes enceintes...)*
- *La valeur guide est-elle compatible avec certains comportements locaux particuliers? (Correspond t'elle aux doses auxquelles est exposée ma population?)*

Il est toutefois difficile d'obtenir des informations précises sur les méthodes d'élaboration de ces valeurs réglementaires.

Les valeurs ne sont pas établies de la même façon dans les différents milieux et les processus d'élaboration ne suivent pas une démarche scientifique homogène et transparente (entre autres parce qu'elles prennent en compte des facteurs autres que sanitaires). Les valeurs réglementaires sont pour la plupart le résultat d'avis et de négociations au cas par cas, entre les états européens.

A ce sujet, l'INERIS a produit un rapport intitulé "Origine et mode d'élaboration des valeurs de gestion réglementaires des milieux d'exposition humaine". [23]

### 3.3 L'approche sanitaire du plan de gestion

[16]

Comme présenté dans le chapitre précédent, l'Analyse des Risques Résiduels (ARR) n'est pas nécessaire lorsqu'il est démontré que les pollutions résiduelles sont inférieures aux valeurs réglementaires.

Des valeurs réglementaires n'étant pas disponibles pour toutes les substances chimiques toxiques et tous les milieux d'exposition concernés (pas de valeur pour l'air intérieur et le sol par exemple), la méthode utilisée est donc un 'mixte' entre l'évaluation des risques sanitaire classique et l'utilisation de valeurs de gestion réglementaires :

- Lorsqu'une substance toxique possède une valeur réglementaire et qu'elle est présente à une concentration inférieure à cette dernière, la substance est considérée comme non dangereuse, sans prise en compte des interactions toxicologiques des mélanges de produits chimiques (pas d'additivité des risques).
- Lorsqu'une substance toxique ne possède pas de valeur réglementaire ou qu'elle est présente à une concentration supérieure à la valeur réglementaire, elle est sélectionnée pour la réalisation de l'évaluation des risques sanitaires.

L'évaluation des risques sanitaires (ou ARR) utilise l'hypothèse d'additivité des risques mais étant donné que toutes les substances toxiques ne sont pas prises en compte, le niveau de risque final ne représente pas de véritable niveau de risque 'global', plus représentatif de la réalité.

Afin de remédier à cela, si certains évaluateurs choisissent de réaliser des ERS en sélectionnant toutes les substances toxiques (selon l'ancienne méthodologie), ils risquent de se trouver face à un autre dilemme : se retrouver dans une situation où les seuils de réhabilitation déterminés sont inférieurs aux valeurs réglementaires en vigueur. Comment réagir face à une telle situation ?

Concernant l'ARR du plan de gestion, les principales remarques sont donc les suivantes :

- pas d'estimation d'un véritable niveau de risque 'global' puisque toutes les substances toxiques ne sont pas prises en compte ;
- un choix des VTR effectué selon une démarche simplificatrice, non scientifique;
- une utilisation des valeurs guides qui doit se faire après vérification de l'adéquation de cette valeur avec le cas d'étude.

### 3.4 L'approche sanitaire de l'Interprétation de l'Etat des Milieux

[17]

L'approche sanitaire de la démarche d'IEM est différente de celle du plan de gestion.

S'il est établi que le milieu est dégradé (Cf figure 3 page X):

- Lorsqu'une substance toxique possède une valeur réglementaire et qu'elle est présente à une concentration inférieure à cette dernière, la substance est considérée comme non dangereuse et c'est la fin du processus. On ne pratique pas l'additivité, comme pour l'ARR du plan de gestion (les remarques associées à cette pratique sont donc les mêmes que celles faites pour l'approche sanitaire du plan de gestion).
- Lorsqu'une substance toxique possède une valeur réglementaire et qu'elle présente une concentration supérieure à cette dernière, on intègre le processus du plan de gestion, il y aura donc réalisation d'une ARR (avec additivité des risques mais ne comprenant pas toujours l'ensemble des substances toxiques).
- Lorsqu'une substance ne possède pas de valeur réglementaire, on utilise la "grille de calcul IEM", spécifique à cette démarche. Cette grille ne pratique pas l'additivité des

risques en première approche et c'est la seule véritable différence avec l'approche sanitaire du plan de gestion.

Il convient d'expliquer plus en détail la grille de calcul des risques spécifique à l'IEM.

Cette grille comporte:

- un onglet "sol" pour les risques liés à l'ingestion de sol;
- un onglet "air" pour les risques liés à l'air intérieur et à l'air extérieur;
- un onglet "alimentation" pour les risques liés à l'ingestion de végétaux cultivés sur un sol potentiellement pollué.

Les risques liés à la consommation d'eau s'apprécient sur la seule base des valeurs réglementaires en vigueur et dans le cas d'une substance détectée qui ne posséderait pas de valeur réglementaire, le plan de gestion est requis.

Pour la détermination de la dose journalière d'exposition, de la concentration d'inhalation, de l'excès de risque individuel et du quotient de danger, cette grille obéit aux mêmes équations de calculs qu'une ERS classique.

En première approche, les substances sont donc considérées isolément sans procéder à l'additivité des risques. En fonction des résultats obtenus, les actions à engager sont présentées dans la figure suivante:

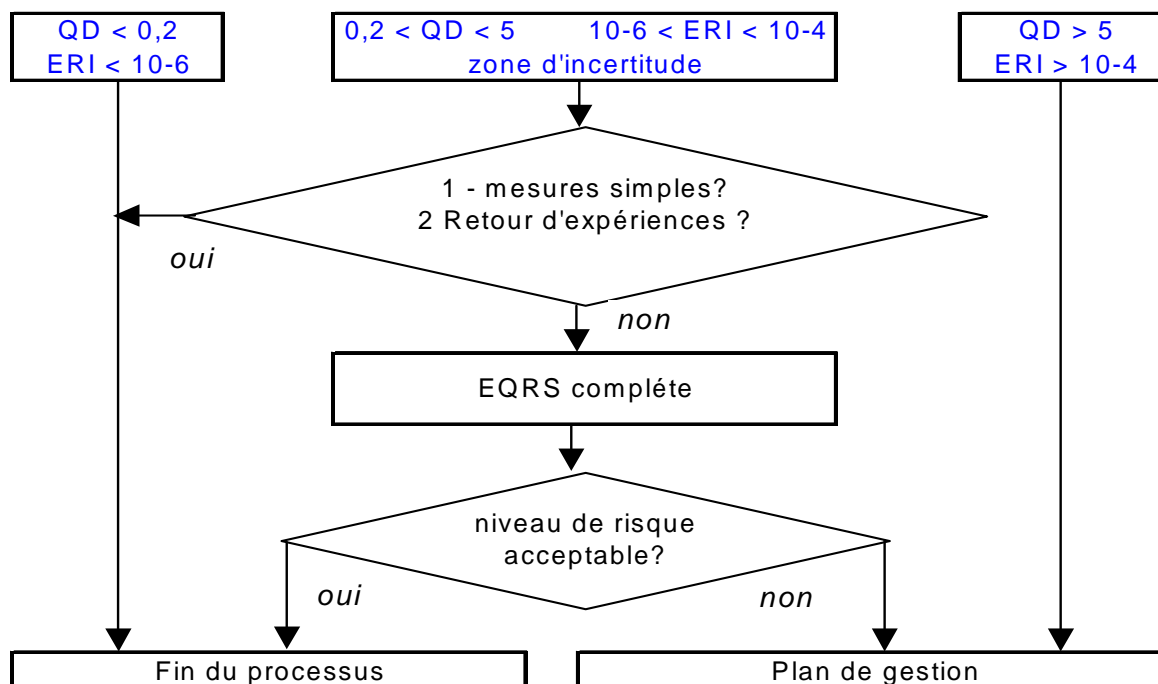


Figure 4 Intervalle de gestion des risques de la grille de calcul IEM

En deuxième approche, une ERS complète est engagée si on se situe dans la zone d'incertitudes et que des mesures simples ne permettent pas de résoudre le problème. Cette ERS complète utilise l'additivité des risques selon les règles de cumul en vigueur.

Cette démarche est présentée comme une manière raisonnée d'évaluer les risques, en cohérence avec la gestion des risques mise en œuvre par les pouvoirs publics et car le retour d'expériences montre que l'additivité des risques peut faire varier d'un ordre de grandeur les résultats des niveaux de risques calculés.

Concernant l'additivité des risques, cet argument est discutable. Effectivement, il est logique que les résultats des niveaux de risques soient plus élevés après additivité des risques, ne faut-il pas simplement admettre de ce résultat que les interactions toxicologiques des substances peuvent faire parfois fortement varier le risque sanitaire ?

### ➤ Les intervalles de gestion des risques utilisés

Cependant, il est intéressant de s'interroger sur la pertinence des intervalles de gestion des risques utilisés. En effet, si ces intervalles sont définies de manière cohérente et conservatrice, le problème de l'additivité des risques peut être partiellement résolu.

- Pour une substance toxique associée à un Quotient de Danger (QD)  $< 0.2$  ou à un Excès de Risque Individuel (ERI)  $< 10^{-6}$  : c'est la fin du processus, en s'assurant que la source de pollution est maîtrisée.

Cet intervalle est relativement conservateur en présence de peu de substances. Pour un nombre plus important de substances avec des niveaux de risques légèrement inférieurs à ces intervalles et en prenant en considération les substances toxiques avec des valeurs réglementaires (qui ne sont pas pris en compte dans cette grille), une ERS classique avec additivité des risques peut démontrer un risque inacceptable.

- Pour une substance toxique associée à un QD compris entre 0.2 et 5 ou à un ERI compris entre  $10^{-4}$  et  $10^{-6}$  : il s'agit d'une zone d'incertitudes qui nécessite la mise en œuvre de mesures de gestion simples et de bon sens ou la réalisation d'une ERS complète avec additivité des risques. Pour un QD  $> 5$  ou un ERI  $> 10^{-4}$ , un plan de gestion est requis.

Ces intervalles semblent également conservateurs mais la remarque concernant la non prise en compte des substances possédant une valeur réglementaire pèse encore sur la pertinence de la grille de calcul des risques.

Tout comme pour l'ARR, d'autres remarques peuvent être évoquées, notamment concernant le choix des VTR et la pertinence des valeurs guides utilisées.

## 3.5 Et dans le cadre d'une démarche rétrospective?

L'approche sanitaire de ces outils est assez bien adaptée à la démarche prospective de l'ERS dans le cadre de la mise en place d'installations ou d'aménagements.

Dans un contexte d'évaluation rétrospective, pour savoir si une exposition peut être à l'origine de pathologies observées au sein d'une population, les outils de gestion des sites et sols pollués ont une approche sanitaire incomplète :

- Les points d'entrée associés aux outils sont uniquement environnementaux. Une seule allusion est faite concernant les signaux sanitaires comme déclencheurs potentiels d'une IEM. Il serait cohérent d'avoir un point d'entrée sanitaire plus affirmé et expliqué. On peut par exemple se demander quels sont les signaux sanitaires qui doivent orienter vers une analyse approfondie des sols?
- Il n'existe pas de véritable méthode pour l'estimation de l'exposition ou de l'imprégnation des populations présentes autour des sites pollués. Le recensement des biomarqueurs des polluants les plus fréquemment rencontrés sur les sites et la compréhension de leur utilisation dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués est un exemple parmi d'autres.
- Les nouveaux outils marquent une progression avec la surveillance environnementale sur le site mais la surveillance sanitaire (étude épidémiologique, suivi sanitaire) n'est encore pas évoquée alors qu'elle peut s'avérer utile dans des situations délicates.
- Selon le même principe, l'état initial environnemental est évoqué dans les nouveaux outils et pas l'état initial sanitaire. Cependant, il est encore prématuré d'évoquer ce concept à l'heure actuel.

## 4 UNE ETUDE DE CAS INTEGREE DANS LA PROBLEMATIQUE

### 4.1 Méthodologie

#### 4.1.1 Description

L'évaluation des risques sanitaires se décompose en plusieurs étapes :

1. Analyse des données,
2. Evaluation des expositions (définition des scénarii d'exposition, quantification des doses journalières d'exposition),
3. Sélection des substances (détermination des substances retenues pour l'étude et leurs concentrations associées dans les sols et/ou la nappe),
4. Evaluation de la relation dose-réponse : recueil des valeurs toxicologiques de référence disponibles au moment de la réalisation de l'étude, et choix argumenté d'une valeur toxicologique pour chaque substance retenue,
5. Résultats : caractérisation des risques (effets avec seuil et sans seuil),
6. Interprétation des résultats : hiérarchisation des risques, détermination des objectifs de réhabilitation (ou de dépollution) et/ou de servitudes à mettre en place -si nécessité-, évaluation des incertitudes,
7. Conclusion et recommandations.

Chacune de ces étapes est détaillée en *Annexe 1*.

Les niveaux de risque acceptables sont basés sur les recommandations de la circulaire du 10 décembre 1999 de Dominique VOYNET : "Sites et sols pollués: principe de fixation des objectifs de réhabilitation".

#### 4.1.2 Matériels

Le transfert de polluants des eaux souterraines et des sols vers l'air extérieur et intérieur est modélisé à l'aide d'outils de calculs adaptés et de logiciels de modélisation.

Dans le cadre de la présente étude :

- le transfert vers l'air intérieur a été estimé grâce au modèle Johnson et Ettinger
- les équations de l'ASTM<sup>5</sup> ont été utilisées pour quantifier le transfert vers l'air ambiant (RBCA version 1.3)

La présentation de ces logiciels ainsi que le détail des équations de modélisation des transferts sont présentés en *Annexe 2*

[24,25,26]

### 4.2 Caractérisation du lieu d'exposition

#### 4.2.1 Présentation générale

Dans le cadre de l'aménagement d'un entrepôt, ICF Environnement a été mandaté pour la réalisation d'une Evaluation des Risques Sanitaires, dans l'objectif d'étudier la compatibilité

---

<sup>5</sup> American Society for Testing and Materials



de l'aménagement envisagé (commerces, équipements publics, zones d'activités et logements) avec la pollution observée au droit du site.

#### 4.2.2 Projet de réaménagement

Le futur projet d'aménagement prévoit le réaménagement de l'entrepôt existant avec : des parkings, commerces et gymnase dans le sous-sol existant, des commerces, logements, bureaux, écoles, collège, crèche en rez-de-chaussée et dans les étages.

Dans le but de simplifier cette évaluation des risques sanitaires, seule une partie du bâtiment sera étudiée. Cette partie comprend (cf. figure 5, page 30):

- un gymnase situé en sous-sol,
- une école située au rez-de-chaussée, dont une partie est située au-dessus du gymnase et l'autre partie est de plain-pied,
- une cour d'école de plain-pied, située au rez-de-chaussée.

Cette école est constituée d'une maternelle et d'une primaire. L'emplacement de la maternelle et de la primaire à l'intérieur des deux volumes n'est pas encore défini.

#### 4.2.3 Historique du site

Les études historiques réalisées sur l'ensemble du site (7 hectares) ont mis en évidence les sources potentielles de contamination suivantes :

- une ancienne usine à gaz,
- un stockage de charbon,
- des cuves aériennes d'origine inconnue,
- des stockages aériens d'origine inconnue,
- un dépôt enterré de 50 m<sup>3</sup> de fioul domestique,
- un dépôt enterré de 100 m<sup>3</sup> de fioul domestique,
- des chaudières,
- des transformateurs aux PCB,
- des cuves enterrées d'une station service.

#### 4.2.4 Investigations réalisées

Des investigations ont été réalisées sur les sols (sondages réalisés à la tarière mécanique et au carottier à percussion) et les eaux souterraines (implantation d'un réseau piézométrique). Cette phase vise à décrire l'état du sous-sol et des eaux souterraines au droit des zones potentiellement polluées recensées lors de l'étude historique.

Les résultats analytiques ont été utilisés pour déterminer les substances et concentrations associées à prendre en considération pour l'ERS.

### 4.3 Evaluation des expositions

#### 4.3.1 Identification des cibles et des voies d'exposition

##### ➤ Cibles étudiées :

Au regard du futur aménagement, les cibles simples sont les suivantes :

- les enfants fréquentant l'école maternelle,
- les enfants fréquentant l'école primaire,
- les professeurs d'école,
- les enfants qui fréquentent le gymnase pour l'Education Physique et Sportive,
- les professeurs d'école qui fréquentent le gymnase pour l'Education Physique et Sportive,
- les riverains adultes et enfants qui fréquentent le gymnase pour leur loisir,
- d'autres employés de l'école : personnel de ménage...

Les cibles simples permettant de créer les cibles croisées suivantes :

- **Cible 1** : les professeurs d'école exerçant leur activité dans l'école et fréquentant le gymnase pour l'EPS et le loisir ;
- **Cible 2** : les enfants de moins de 6 ans, scolarisés dans la maternelle et fréquentant le gymnase pour le loisir;
- **Cible 3** : les enfants de plus de 6 ans, scolarisés dans l'école primaire et fréquentant le gymnase pour l'EPS (jusqu'à la fin de la primaire) et leur loisir (jusqu'à l'âge adulte);
- **Cible 4** : les enfants grandissants (cible 2 + cible 3)

Ces cibles croisées sont parmi les plus sensibles en terme d'exposition et donc de risque sanitaire, tout en restant réalistes.

En première approche, c'est avec les cibles croisées qu'est réalisée l'évaluation des risques sanitaires de ce site. L'étude couvre ainsi les autres cibles simples qui pourraient être présentes sur le site mais qui sont moins exposées, du fait d'une durée d'exposition plus faible sur le site.

#### ➤ **Exposition aux substances contenues dans les sols :**

Les voies de contact direct (notamment ingestion, inhalation après envol de poussières et contact cutané) avec des substances éventuellement présentes au niveau des sols de surface n'ont pas été prises en compte dans la présente étude, car l'ensemble des terrains potentiellement pollués en place sur le site sera recouvert par des matériaux artificiels ou de la terre végétale.

Compte tenu de l'usage du site, la présente étude suppose qu'aucun végétal comestible ne sera planté sur le site. De ce fait, la voie d'exposition par ingestion de fruits ou légumes issus de végétaux cultivés sur le site n'a pas été prise en compte.

Par ailleurs, certains composés volatils présents dans les sols peuvent, du fait de leurs propriétés physico-chimiques, se volatiliser, et ainsi atteindre l'air extérieur et intérieur des bâtiments, par passage au travers de la colonne de sol jusqu'aux bâtiments ou à la surface. La voie d'exposition par inhalation, en intérieur et en extérieur, de substances volatiles issues des sols doit donc être considérée.

#### ➤ **Exposition aux substances contenues dans les eaux souterraines :**

L'absence de puits au droit du site exclut tout contact direct (ingestion et contact cutané) avec les eaux souterraines.

Si le contact direct avec les eaux souterraines est exclu du champ de l'étude, un contact indirect est vraisemblable. En effet, certaines substances peuvent se volatiliser, migrer au travers de la colonne de sol et atteindre l'air ambiant et intérieur. Une exposition par inhalation de substances volatiles issues de la nappe doit donc être considérée.

Les voies d'exposition retenues dans la présente étude sont donc les suivantes :

- **Inhalation à l'intérieur des bâtiments de vapeurs provenant des sols ;**
- **Inhalation à l'extérieur de vapeurs provenant des sols ;**
- **Inhalation à l'intérieur des bâtiments de vapeurs provenant de la nappe ;**
- **Inhalation à l'extérieur de vapeurs provenant de la nappe.**

### **4.3.2 Paramètres d'exposition**

Les paramètres généraux caractérisant l'exposition des différentes cibles doivent être renseignés.

Le temps passé quotidiennement sur le site est estimé selon les hypothèses conservatrices à partir de jugements d'experts, des données spécifiques à la région Ile de France fournies par la base de donnée CIBLEX (2003), du site pédagogique du Ministère national de l'Education nationale (<http://eduscol.education.fr/D0088/SPORTACC.htm>).

Une synthèse des hypothèses retenues dans le cadre de cette étude est disponible en *Annexe 3*.

### 4.3.3 Sélection des substances et concentrations retenues

Les substances retenues pour l'évaluation des risques doivent répondre à certains critères :

- elles doivent être détectées en quantité suffisante sur le site;
- les données acquises sur ces substances doivent être d'une qualité suffisante pour être exploitées en analyse des risques : substances connues pour être toxiques pour l'homme et pour lesquelles il existe des VTR.

D'une manière générale, l'ensemble des substances chimiques détectées dans les sols et/ou dans les eaux souterraines à des teneurs supérieures aux limites de quantification et pour lesquelles des données toxicologiques sont disponibles a été retenu.

Puisque seules les voies d'exposition par inhalation de substances volatiles sont considérées, certaines substances, quantifiées dans les sols et les eaux, n'ont pas été retenues dans cette étude du fait de leur non-volatilité. C'est le cas des fractions hydrocarbonées supérieures à C16, des cyanures non libres et des métaux à l'exception du mercure.

Les substances ainsi considérées dans la présente étude sont :

- **les hydrocarbures totaux (HCT) ;**
- **les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ;**
- **les composés organohalogénés volatiles (OHV) ;**
- **les BTEX (Benzène, Toluène, Ethylène, Xylènes);**
- **le mercure ;**
- **les polychlorobiphényles (PCB) ;**
- **les cyanures ;**
- **le phénol.**

*Remarque : L'évaluation des risques sanitaires réalisée en sélectionnant des substances ayant des concentrations inférieures aux valeurs réglementaires est réalisée dans la partie 8 : « Choix des substances » de ce chapitre.*

#### ➤ Concentrations dans les sols:

Afin d'affiner l'évaluation de l'exposition, les calculs de risques ont été réalisés pour 3 zones distinctes pour lesquelles des concentrations différentes ont été retenues :

- les sols présents sous l'école de plain pied,
- le gymnase
- la cour d'école.

Des échantillons ont été pris en compte pour caractériser les concentrations dans chacune de ces zones.

Dans le cadre d'une approche majorante, les concentrations retenues au droit de chaque secteur sont les concentrations maximales rencontrées dans chacune des 3 zones.

Les substances et concentrations maximales observées dans les sols sont présentées en *Annexe 4*.

#### ➤ Concentrations dans les eaux souterraines:

Un réseau piézométrique, constitué de trois piézomètres PZ1, PZ2 et PZ3, a été implanté sur le site, afin d'affiner la connaissance des impacts des activités sur la nappe souterraine. Pour chaque substance, la concentration maximale détectée sur les trois piézomètres a été retenue pour la présente évaluation des risques sanitaires. Les substances et concentrations maximales observées dans la nappe (situation actuelle) sont présentées en *Annexe 5*

#### 4.3.4 Modélisation des transferts

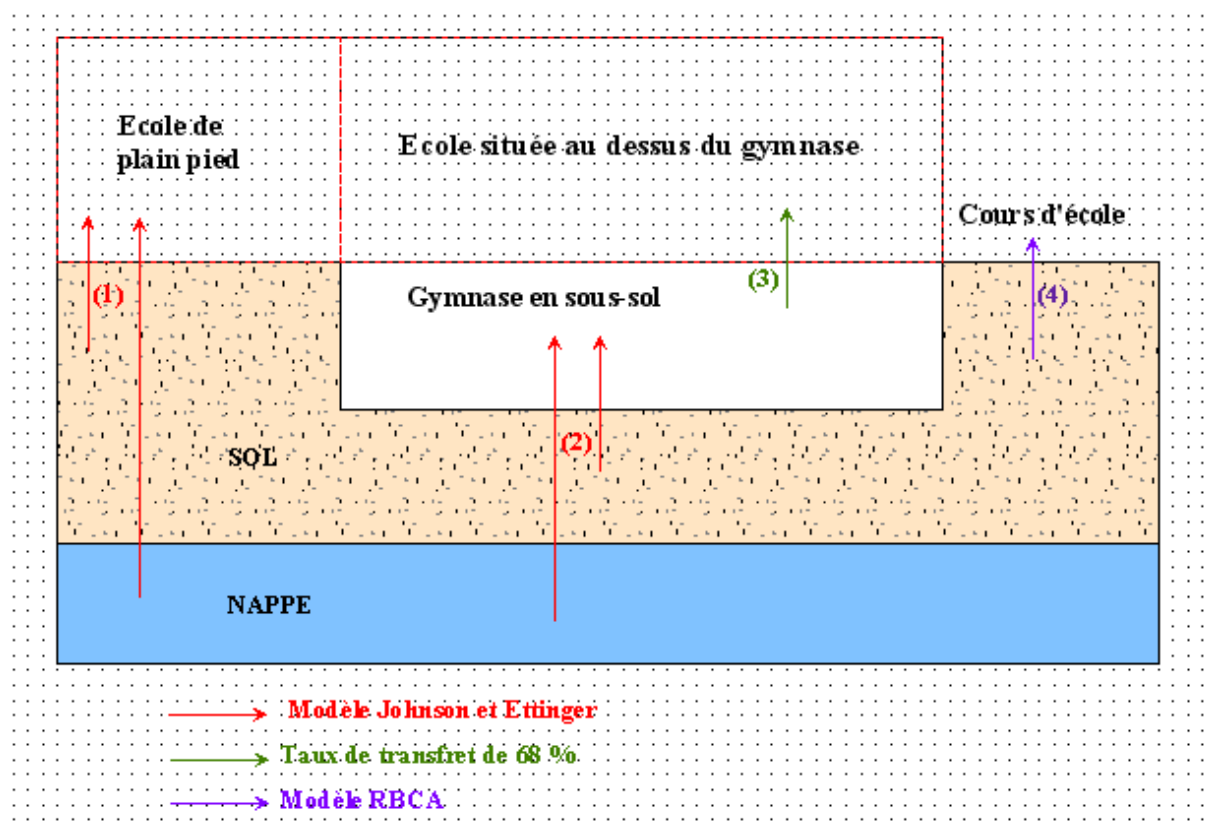


Figure 5 Modélisation des transferts

Les transferts des substances de la nappe et des sols vers la partie de plain-pied (flux (1)) et vers le sous-sol (flux (2)) ont été modélisés séparément à partir de Johnson et Ettinger avec des jeux de paramètres spécifiques à chaque partie.

Comme explicité ci-dessus, il est supposé que la concentration d'un polluant dans l'air intérieur du rez-de-chaussée du bâtiment est égale à 68 % de la concentration dans l'air dans le sous-sol (transfert (3) vers le volume au-dessus du sous-sol). Cette valeur de 68 % correspond au taux maximal proposé par le modèle Risc Human 3.1 qui indique un taux de transfert compris entre 0 et 68%, un taux au 95ième percentile de 39,4% et un taux moyen de 11 %<sup>6</sup>.

<sup>6</sup> The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soil contaminated with volatile compounds, M.F.W Waitz, J.I. Freijer, P. Kreule, F.A. Swartjes, May 1996 (report no 715810014); Fast T, Kliet J, Wiel H van de (1987) : De Bijdrage aan de verontreiniging van de lucht in woningen, Report no 6 in publikatiereeks Milieubeheer. VROM, Leidschendam, The Netherlands)

Les transferts des substances de la nappe et des sols vers l'air ambiant dans la cours d'école (flux (4)) ont été modélisés séparément à partir de RBCA avec des jeux de paramètres spécifiques.

#### 4.3.5 scénarii d'exposition

Sans information précise sur les futurs emplacements de la maternelle et de la primaire à l'intérieur des deux volumes représentés par la partie de l'école de plain-pied et celle située au-dessus du gymnase : nous considérons que la maternelle et la primaire sont toutes deux situées pour une moitié sur la partie de plain-pied et pour l'autre au-dessus du gymnase.

##### Vue de dessus

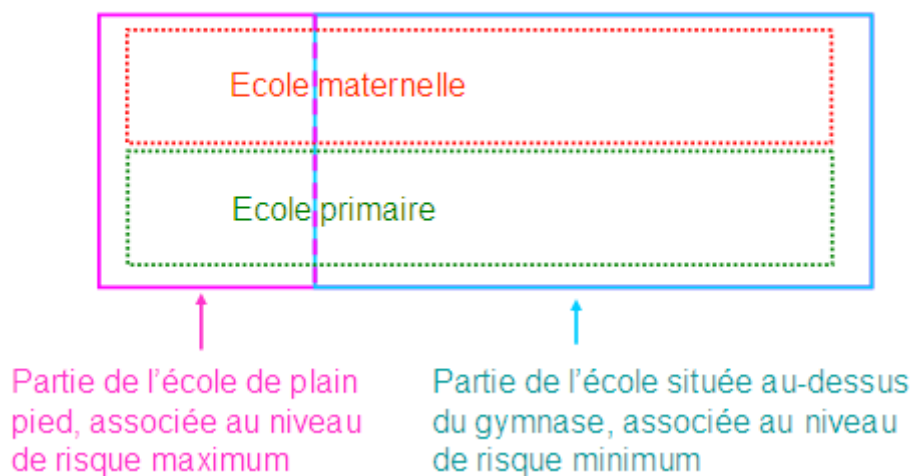


Figure 6 Emplacement supposé des écoles dans le bâtiment

Nous observerons par la suite que les risques associés à la partie de plain-pied sont toujours supérieurs à ceux associés à la partie au-dessus du gymnase.

Il a donc été décidé de ne pas diluer les concentrations modélisées dans les deux parties de l'école et de **créer des scénarii permettant d'encadrer le niveau de risque par un minimum et un maximum** :

- une cible qui passe toute la durée d'exposition dans la partie de l'école de plain-pied (maternelle + primaire pour un écolier ou 40 ans d'enseignement pour un professeur) présentera un **niveau de risque maximum**,
- une cible qui passe toute la durée d'exposition dans la partie de l'école située au-dessus du gymnase présentera un **niveau de risque minimum**.

Un schéma conceptuel résumant les scénarii d'exposition retenus est présenté ci-après.

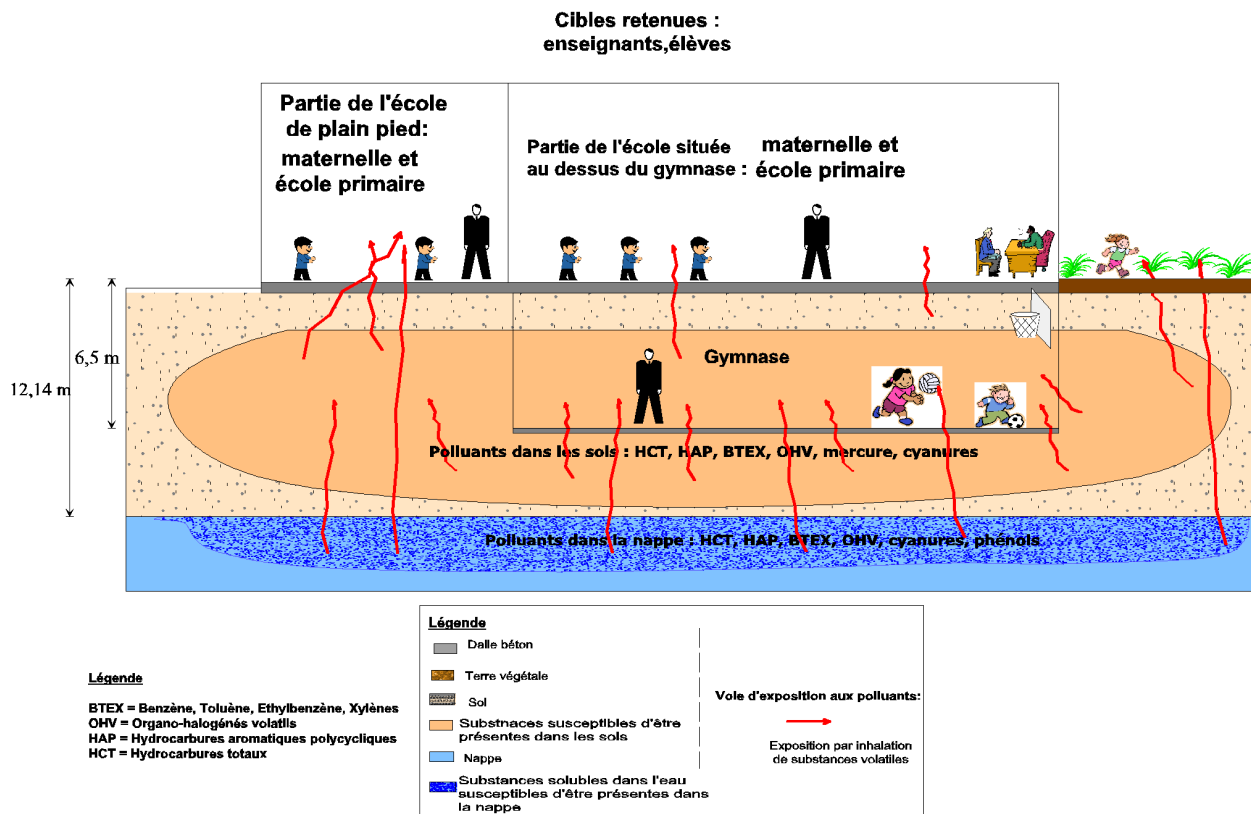


Figure 7 Schéma conceptuel

### 4.3.6 Quantification des doses d'exposition

L'équation mathématique permettant le calcul de la concentration d'exposition ( $CE_i$ ) d'un individu à une substance volatile  $i$  contenue dans les sols et/ou les eaux souterraines est égale à:

$$CE_i = \frac{C_{i\text{air}} * ET * EF * ED}{AT}$$

Avec :

- $CE_i$  = Concentration d'exposition à la substance  $i$  (mg/m<sup>3</sup>)
- $C_{i\text{air}}$  = Concentration de la substance  $i$  modélisée dans l'air (mg/m<sup>3</sup>)
- $ET$  = Temps d'exposition (heures/jour)
- $EF$  = Fréquence d'exposition (jours/an)
- $ED$  = Durée d'exposition (années)
- $AT$  = Temps moyenné (période sur laquelle l'exposition est moyennée-jours)

## 4.4 Toxicologie

### 4.4.1 Deux méthodologies de choix des VTR

#### ➤ Méthodologie ICF

ICF Environnement réalise une approche qualitative, conformément aux recommandations de l'InVS et de l'INERIS : après analyse de plusieurs critères scientifiques, c'est la valeur la plus pertinente qui est retenue parmi les bases de référence suivantes : US-EPA, ATSDR, OMS, RIVM, Health Canada, OEHHA, UE, HEAST (RAIS).

Les critères utilisés sont les suivants :

- Une valeur issue d'une d'étude épidémiologique a plus de poids qu'une valeur issue d'une étude expérimentale.
- Une valeur non provisoire a plus de poids qu'une valeur provisoire.
- La spécificité de la VTR par rapport aux voies et à la durée d'exposition:
  - o la VTR établie suite à une expérimentation chronique est plus pertinente qu'une autre établie suite à une étude subchronique ou même aigu,
  - o une étude dont la voie d'exposition est la même que celle considérée dans l'étude est également un critère de choix.
- La transparence du protocole expérimental. Les facteurs d'ajustement doivent prendre en considération tous les paramètres utilisés dans l'établissement de la VTR:
  - o la dose (utilisation d'un LOAEL à défaut d'un NOAEL),
  - o la non chronicité de l'étude qui a permis d'établir la VTR,
  - o l'utilisation d'une étude expérimentale à défaut d'une étude épidémiologique,
  - o la variabilité intra-espèces,
  - o le nombre d'études utilisées pour établir la VTR.
- Le degré de confiance accordé par l'organisme,
- L'année d'élaboration/révision de la VTR.

#### ➤ Méthodologie issue de la circulaire DGS

Pour rappel, cette méthodologie est décrite dans le chapitre 3.1.

### 4.4.2 VTR retenues

Les VTR retenues selon chaque méthodologie sont présentées dans le tableau en *Annexe 6*.

On notera que dans ce cas d'étude :

- Les VTR peuvent varier d'un facteur multiplicatif allant de 1 à 8.86.
- Selon l'approche de la circulaire DGS, les VTR issues de dérivation de la voie orale à la voie respiratoire disparaissent. Dans la présente étude, c'est le cas pour l'acénaphène, l'anthracène, le fluoranthène, le fluorène et le pyrène. L'impact de cette modification n'est pas observable car ces polluants ne contribuent pas au risque non cancérogène.

## 4.5 Caractérisation du risque

Les calculs ont été réalisés avec des paramètres propres au site quand ceux-ci étaient disponibles.

En l'absence de valeurs spécifiques, des valeurs disponibles dans la littérature ou des choix d'expert ont été retenus (User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings, USEPA, June 19, 2003.).

Les paramètres utilisés dans les modèles sont présentés en *Annexe 7*.

Il est rappelé que l'acceptabilité des risques est définie sur la base de la circulaire ministérielle du 10 décembre 1999. Un risque inacceptable est caractérisé par un indice de risque supérieur à 1 et un excès de risque supérieur à  $10^{-6}$  pour les futurs usagers du site.

#### 4.5.1 Présentation des résultats

Les niveaux de risques sont présentés:

- par **cible**,
- pour les **effets à seuil et sans seuil**,
- pour les substances volatiles issues des **sols** et de la **nappe**,

Successivement :

- o dans le **gymnase (EPS ou activité de loisir)**
- o dans la **partie de l'école de plain-pied**
- o dans la **partie de l'école située au-dessus du gymnase**
- o dans la **cours d'école**

Pour chaque cible, la somme des niveaux de risques d'effet sans seuil et à seuil est réalisée :

- pour les niveaux de risques associés à la partie de l'école de plain-pied, pour calculer **le niveau de risque maximum**,
- pour les niveaux de risques associés à la partie de l'école située au-dessus du gymnase, pour calculer **le niveau de risque maximum**.

La synthèse des niveaux de risques calculés est présentée dans les tableaux ci-après :



Niveau de risque d'effets sans seuil	Niveau de risque d'effets à seuil
--------------------------------------	-----------------------------------

CIBLE 1 : Professeur école				
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	9,82E-07	1,93E-02	MAX MIN
	gymnase (activité professionnelle)	2,33E-06	4,57E-02	
	école, partie de plain pied	2,40E-05	7,67E-01	
	école, partie au dessus du gymnase	1,80E-05	3,53E-01	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>2,73E-05</b>	<b>8,32E-01</b>	
<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>		<b>2,13E-05</b>	<b>4,18E-01</b>	
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	1,80E-07	2,37E-04	MAX MIN
	gymnase (activité professionnelle)	4,26E-07	5,61E-04	
	école, partie de plain pied	1,44E-05	1,87E-02	
	école, partie au dessus du gymnase	3,29E-06	4,34E-03	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,50E-05</b>	<b>1,95E-02</b>	
<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>		<b>3,89E-06</b>	<b>5,13E-03</b>	
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	4,18E-13	3,95E-09	MAX MIN
	nappe, cours d'école	1,81E-08	1,25E-04	
	<b>Total</b>	<b>1,81E-08</b>	<b>1,25E-04</b>	
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>4,23E-05</b>	<b>8,51E-01</b>	
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>2,52E-05</b>	<b>4,23E-01</b>	
CIBLE 2 : Enfant de moins de 6 ans (maternelle)				
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,44E-07	4,14E-02	MAX MIN
	école, partie de plain pied	6,19E-06	9,28E-01	
	école, partie au dessus du gymnase	1,75E-06	2,97E-01	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>6,43E-06</b>	<b>9,69E-01</b>	
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>		<b>1,99E-06</b>	
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	3,54E-08	4,67E-04	MAX MIN
	école, partie de plain pied	1,11E-06	1,46E-02	
	école, partie au dessus du gymnase	2,54E-07	3,35E-03	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,15E-06</b>	<b>1,50E-02</b>	
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>		<b>2,90E-07</b>	
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	4,18E-14	7,34E-09	MAX MIN
	nappe, cours d'école	1,81E-09	1,25E-04	
	<b>Total</b>	<b>1,81E-09</b>	<b>1,25E-04</b>	
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>7,58E-06</b>	<b>9,84E-01</b>	
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>2,29E-06</b>	<b>3,42E-01</b>	
CIBLE 3 : Enfant de plus de 6 ans (primaire)				
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,49E-06	1,23E-01	MAX MIN
	gymnase (activité professionnelle)	4,35E-07	4,96E-02	
	école, partie de plain pied	9,00E-06	9,53E-01	
	école, partie au dessus du gymnase	2,76E-06	3,15E-01	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,19E-05</b>	<b>1,13E+00</b>	
<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>		<b>5,68E-06</b>	<b>4,88E-01</b>	
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	3,72E-07	1,40E-03	MAX MIN
	gymnase (activité professionnelle)	6,38E-08	5,61E-04	
	école, partie de plain pied	1,77E-06	1,55E-02	
	école, partie au dessus du gymnase	4,05E-07	3,56E-03	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>2,21E-06</b>	<b>1,74E-02</b>	
<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>		<b>8,41E-07</b>	<b>5,52E-03</b>	
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	6,27E-14	3,95E-09	MAX MIN
	nappe, cours d'école	2,72E-09	1,25E-04	
	<b>Total</b>	<b>2,72E-09</b>	<b>1,25E-04</b>	
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>1,41E-05</b>	<b>1,14E+00</b>	
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>6,52E-06</b>	<b>4,93E-01</b>	
CIBLE 4: Enfant grandissant (cible2 + cible3)				
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>2,17E-05</b>	<b>2,13E+00</b>	MAX
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>8,81E-06</b>	<b>8,35E-01</b>	MIN

Tableau 1 Niveaux de risques obtenus selon l'approche ICF

## Approche de la circulaire de la DGS

		Niveau de risque d'effets sans seuil	Niveau de risque d'effets à seuil	
<b>CIBLE 1 : Professeur école</b>				
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	1,01E-06	2,34E-02	
	gymnase (activité professionnelle)	2,40E-06	5,55E-02	
	école, partie de plain pied	5,61E-05	8,25E-01	
	école, partie au dessus du gymnase	1,86E-05	4,29E-01	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>5,96E-05</b>	<b>9,04E-01</b>	MAX
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>2,20E-05</b>	<b>5,08E-01</b>	MIN
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,73E-08	2,34E-04	
	gymnase (activité professionnelle)	6,47E-08	5,55E-04	
	école, partie de plain pied	2,18E-06	1,85E-02	
	école, partie au dessus du gymnase	5,00E-07	4,29E-03	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>2,27E-06</b>	<b>1,93E-02</b>	MAX
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>5,92E-07</b>	<b>5,08E-03</b>	MIN
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	4,18E-13	0,00E+00	
	nappe, cours d'école	2,77E-09	1,25E-04	
	<b>Total</b>	<b>2,77E-09</b>	<b>1,25E-04</b>	
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>6,18E-05</b>	<b>9,23E-01</b>	MAX
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>2,26E-05</b>	<b>5,13E-01</b>	MIN
<b>CIBLE 2 : Enfant de moins de 6 ans (maternelle)</b>				
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,64E-07	5,32E-02	
	école, partie de plain pied	1,42E-05	1,11E+00	
	école, partie au dessus du gymnase	1,89E-06	3,82E-01	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,44E-05</b>	<b>1,16E+00</b>	MAX
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>2,16E-06</b>	<b>4,35E-01</b>	MIN
	inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	5,39E-09	4,62E-04
école, partie de plain pied		1,69E-07	1,44E-02	
école, partie au dessus du gymnase		3,87E-08	3,32E-03	
<b>Total (avec école de plain pied)</b>		<b>1,74E-07</b>	<b>1,49E-02</b>	MAX
<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>		<b>4,41E-08</b>	<b>3,78E-03</b>	MIN
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur		sols, cours d'école	4,18E-14	0,00E+00
	nappe, cours d'école	2,77E-10	1,25E-04	
	<b>Total</b>	<b>2,77E-10</b>	<b>1,25E-04</b>	
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>1,46E-05</b>	<b>1,18E+00</b>	MAX
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>2,20E-06</b>	<b>4,39E-01</b>	MIN
<b>CIBLE 3 : Enfant de plus de 6 ans (primaire)</b>				
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,68E-06	1,58E-01	
	gymnase (activité professionnelle)	4,70E-07	6,38E-02	
	école, partie de plain pied	2,10E-05	1,13E+00	
	école, partie au dessus du gymnase	2,98E-06	4,04E-01	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>2,41E-05</b>	<b>1,35E+00</b>	MAX
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>6,13E-06</b>	<b>6,25E-01</b>	MIN
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	5,66E-08	1,39E-03	
	gymnase (activité professionnelle)	9,71E-09	5,55E-04	
	école, partie de plain pied	2,69E-07	1,53E-02	
	école, partie au dessus du gymnase	6,16E-08	3,52E-03	
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>3,35E-07</b>	<b>1,73E-02</b>	MAX
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>1,28E-07</b>	<b>5,47E-03</b>	MIN
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	6,27E-14	0,00E+00	
	nappe, cours d'école	4,16E-10	1,25E-04	
	<b>Total</b>	<b>4,16E-10</b>	<b>1,25E-04</b>	
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>2,45E-05</b>	<b>1,37E+00</b>	MAX
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>6,26E-06</b>	<b>6,31E-01</b>	MIN
<b>CIBLE 4: Enfant grandissant (cible2 + cible3)</b>				
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>3,91E-05</b>	<b>2,55E+00</b>	MAX
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>8,46E-06</b>	<b>1,07E+00</b>	MIN

Tableau 2 Niveaux de risques obtenus selon l'approche de la circulaire DGS

Résultats obtenus concernant les **effets à seuil**:


Cibles	Partie école de plain pied (MAX)	
	VTR approche ICF	VTR approche DGS
Cible 1	8,51E-01	9,23E-01
Cible 2	9,84E-01	1,18E+00
Cible 3	1,14E+00	1,37E+00
Cible 4	2,13E+00	2,55E+00

Partie Ecole au-dessus du gymnase (MIN)	
VTR approche ICF	VTR approche DGS
4,23E-01	5,13E-01
3,42E-01	4,39E-01
4,93E-01	6,31E-01
8,35E-01	1,07E+00

Résultats obtenus concernant les **effets sans seuil**:

Cibles	Partie école de plain pied (MAX)	
	VTR approche ICF	VTR approche DGS
Cible 1	4,23E-05	6,18E-05
Cible 2	7,58E-06	1,46E-05
Cible 3	1,41E-05	2,45E-05
Cible 4	2,17E-05	3,91E-05

Partie Ecole au-dessus du gymnase (MIN)	
VTR approche ICF	VTR approche DGS
2,52E-05	2,26E-05
2,29E-06	2,20E-06
6,56E-06	6,26E-06
8,81E-06	8,46E-06

 Niveaux de risques supérieurs aux seuils de la circulaire Voynet du 10/12/99

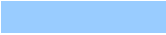
 Niveaux de risques inférieurs aux seuils de la circulaire Voynet du 10/12/99

Tableau 3 Synthèse des niveaux de risques obtenus

#### ➤ Traceurs de risques

Les traceurs de risque sont les substances responsables du risque.

Les traceurs de risques sont pour les effets sans seuil :

- le benzène et le chloroforme dans les sols au-dessous de l'école de plain-pied
- le naphthalène dans les sols au-dessous du gymnase
- le chlorure de vinyle dans la nappe

Les traceurs de risques sont pour les effets à seuil :

- les hydrocarbures totaux et les cyanures libres dans les sols au-dessous de l'école de plain-pied et du gymnase

#### 4.5.2 Comparaisons

Les traceurs de risques sont les mêmes dans les deux approches, même si leur contribution au risque (% de contribution d'une substance à un niveau de risque calculé) peut varier significativement.

Le tableau 3 qui synthétise les niveaux de risques totaux obtenus fait clairement apparaître que :

- Concernant les effets à seuil, les niveaux de risques associés à l'approche de la circulaire DGS sont toujours supérieurs à ceux associés à l'approche ICF.
- Concernant les effets sans seuil, au niveau de la partie de l'école de plain-pied, les niveaux de risques associés à l'approche DGS sont toujours supérieurs à ceux associés à l'approche ICF.
- Concernant les effets sans seuil, au niveau de la partie de l'école au-dessus du gymnase, les niveaux de risques associés à l'approche ICF sont toujours inférieurs à ceux de l'approche de la circulaire DGS, mais la variation reste minime.

Les différences de niveaux de risques impactant le caractère d'acceptabilité des résultats sont les suivantes :

*(Pour une lecture plus aisée : les niveaux de risques associés aux 5 points ci-dessous sont entourés et numérotés dans les tableaux 1 et 2)*

**1-** L'inhalation de substances volatiles issues des sols, au niveau de l'école de plain-pied, présente pour la cible 2 un **risque cancérigène** non acceptable (1.44 E-5) selon l'approche DGS et acceptable (6.43 E-6) selon l'approche ICF.

Le chloroforme contribue à 64% pour le risque cancérigène inacceptable, ce qui pourrait expliquer cette différence puisque la VTR du **chloroforme** issue de la méthodologie de la circulaire est **4.4 fois** plus élevée que la VTR ICF.

**2-** L'inhalation de substances volatiles issues des sols, au niveau de l'école de plain-pied, présente pour la cible 2 un **risque non cancérigène** non acceptable (1.11) selon l'approche DGS et acceptable selon l'approche ICF (9.28 E-1).

Le **benzène** contribue à 32% pour le risque cancérigène inacceptable (et le chloroforme à 7%), ce qui pourrait expliquer cet écart puisque la VTR ICF du benzène est **2 fois** plus élevée que la VTR issue de la méthodologie de la circulaire.

**3-** Même si le caractère acceptable ou non du risque total associé n'est pas impacté, la cible 3 présente également, pour la même situation, un **risque non cancérigène** non acceptable (1.13) selon l'approche DGS et acceptable selon l'approche ICF (9.53 E-1). L'explication de cet écart est identique au point précédent.

**4-** L'inhalation de substances volatiles issues des sols, au niveau de l'école au-dessus du gymnase, présente pour la cible 4 un **risque non cancérigène** inacceptable selon l'approche DGS (1.07) et acceptable selon l'approche ICF (8.35 E-1).

Les polluants qui contribuent majoritairement à ce risque sont les suivants : le **naphtalène** (environ 50%), le benzène (environ 10%) et le chloroforme (environ 5%), ce qui pourrait expliquer ce faible écart puisque la VTR ICF du naphtalène est **1.22 fois** plus élevée que celle de la circulaire DGS (et que les VTR des deux autres traceurs sont également différentes selon la méthodologie utilisée).

**5-** Même si cela le caractère acceptable ou non du risque total associé n'est pas impacté, l'inhalation de substances volatiles issues de la nappe, au niveau de l'école de plain-pied, présente pour la cible 1 un **risque cancérigène** non acceptable (1.44 E-5) selon l'approche ICF et acceptable (2.18 E-6) selon l'approche DGS.

Le **chlorure de vinyle** contribue à 96% pour le risque cancérigène inacceptable, ce qui pourrait expliquer cette différence puisque la VTR issue de la méthodologie de la circulaire est **8 fois** plus faible que la VTR ICF.

### 4.5.3 Analyse du choix des VTR et conclusion

#### ➤ Chlorure de vinyle

Inhalation cancérigène : des valeurs sont proposées par l'US-EPA : 8.8.10<sup>-3</sup> (mg/m<sup>3</sup>)-1, l'OEHHA : 7,8.10<sup>-2</sup> (mg/m<sup>3</sup>)-1 et le RIVM : 2,78.10<sup>-2</sup> (mg/m<sup>3</sup>)-1.

- La valeur retenue par l'approche ICF est celle de l'OEHHA. Celle de l'OEHHA a été jugée plus pertinente car elle est issue d'un ensemble d'études dont une étude épidémiologique, tandis que celles de l'US-EPA et du RIVM n'ont été établies qu'à partir d'études expérimentales. De plus, la VTR de l'OEHHA est plus récente que celle de l'US-EPA et du RIVM.
- La valeur retenue selon l'approche de la circulaire DGS est celle de l'US EPA.

#### ➤ Chloroforme

Inhalation cancérigène : des valeurs sont proposées par l'OEHHA : 5,3 10<sup>-3</sup> (mg/m<sup>3</sup>)-1, l'US EPA : 2,3 10<sup>-2</sup> (mg/m<sup>3</sup>)-1

- La VTR établie par l'OEHHA est retenue pour la présente étude. Cette VTR tient compte, d'une part, de l'étude expérimentale sur laquelle l'US-EPA s'est fondé pour définir sa VTR, et d'autre part, élargit son champ d'analyse à d'autres études expérimentales plus récentes. A ce titre, l'US-EPA indique qu'une réévaluation de sa VTR est en cours.
- La valeur retenue selon l'approche de la circulaire DGS est celle de l'US EPA.

#### ➤ Benzène

Inhalation non cancérigène : des valeurs sont proposées par l'US EPA : 3.10<sup>-2</sup> mg/m<sup>3</sup>, l'ATSDR : 9.60.10<sup>-3</sup> mg/m<sup>3</sup>, le RIVM : 1,56.10<sup>-1</sup> mg/m<sup>3</sup>, l'OEHHA : 6.10<sup>-2</sup> mg/m<sup>3</sup>.

- Plusieurs VTR sont proposées par l'US-EPA, l'ATSDR, le RIVM, l'OEHHA. La valeur de l'ATSDR est une valeur provisoire qui a donc été écartée. La valeur du RIVM n'a pas été revue depuis 2001, contrairement à celle proposée par l'US-EPA et l'OEHHA. La VTR retenue pour le benzène par voie respiratoire est celle de l'OEHHA car elle est fondée sur un panel d'études plus large et une durée d'exposition plus longue.
- La valeur retenue selon l'approche de la circulaire DGS est celle de l'US EPA.

#### ➤ Naphtalène

Inhalation non cancérigène : des valeurs sont proposées par l'US-EPA : 3.10<sup>-3</sup> mg/m<sup>3</sup>, l'ATSDR : 3,67.10<sup>-3</sup> mg/m<sup>3</sup> et l'OEHHA : 9.10<sup>-3</sup> mg/m<sup>3</sup>.

- L'OEHHA a établie sa valeur à partir d'une étude subchronique, elle n'est donc pas retenue. Les deux autres valeurs (US-EPA et ATSDR) sont établies à partir de la même étude (NTP 1992) mais l'ATSDR se base sur deux études supplémentaires. De plus la dernière révision de l'ATSDR est plus récente que celle de l'US-EPA (2005 contre 1998), la valeur de l'ATSDR est donc retenue pour la présente étude : 3,67.10<sup>-3</sup> mg/m<sup>3</sup>.
- La valeur retenue selon l'approche de la circulaire DGS est celle de l'US EPA.

#### ➤ Conclusion

On observe dans ce cas d'étude que la sélection des VTR selon l'une ou l'autre des méthodologies proposées impacte le caractère d'acceptabilité des risques calculés.

Le plus souvent (mis à part la différence de niveau de risque n<sup>5</sup>) les niveaux de risques obtenus sont supérieurs pour l'approche de la circulaire DGS, ceci étant à associer à l'utilisation de VTR plus pénalisantes.

L'analyse du choix des VTR pour ces traceurs de risques met également en évidence le fait que l'OEHHA est une base de données toxicologique retenue fréquemment selon l'approche ICF alors qu'elle est proposée en dernier selon la méthodologie issue de la circulaire DGS.

## 4.6 Analyse des incertitudes

L'analyse des incertitudes porte sur :

- la caractérisation physique du site,
- la sélection des substances,
- l'évaluation de l'exposition,
- l'évaluation de la toxicité.

L'Annexe 8 présente les détails de cette analyse, à la fois qualitative et quantitative.

Une analyse de sensibilité est effectuée sur les paramètres suivants :

- la profondeur de la nappe : utilisation de la cote de Bourdaloue, correspondant au niveau antérieur à toute sollicitation industrielle de la nappe.
- le type de sol : utilisation d'un sol de type limono-sableux, jugé moins précautionneux.
- le taux de transfert des substances volatiles entre le gymnase et l'école située au-dessus : utilisation d'un taux de transfert de 39,4%, jugé moins précautionneux.

Le tableau 4, page suivante, présente une synthèse de ces résultats.

Ces calculs mettent en évidence le caractère très sensible du choix du type de sol.

En particulier, un sol de type limono-sableux conduirait, s'il était retenu, à rendre les niveaux de risques associés aux cibles 3 et 4 acceptables (au niveau de l'école de plain-pied). Cependant, les risques associés à la cible 1 restent inacceptables. La réalisation d'une analyse granulométrique sur les sols qualifiés de sable limoneux (loamy sand), sous l'école de plain-pied, est donc recommandée dans le cadre des investigations complémentaires.

Concernant le taux de transfert, les niveaux de risques peuvent varier de façon importante (jusqu'à 37% pour la cible 2) mais le critère d'acceptabilité des niveaux de risques n'est jamais modifié.

La profondeur de la nappe est un paramètre qui a très peu d'influence sur les niveaux de risques de cette étude.

Il faut souligner que, d'une manière générale, les données d'entrée retenues ont tendance à surestimer les risques sanitaires ; ceci répond au principe de précaution qui régit la santé publique et l'évaluation des risques sanitaires.

Tableau 4 Calculs d'incertitudes (niveaux de risques obtenus selon l'approche ICF)

Nappe: profondeur de 913 cm			Nappe: profondeur de 1214 cm			Pourcentage de variation par rapport au cas d'étude	
	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	
Cible 1	1*	3,79E-05	7,95E-01	4,23E-05	8,51E-01	-10,5	-6,6
	2*	2,41E-05	3,92E-01	2,52E-05	4,23E-01	-4,5	-7,3
Cible 2		7,63E-06	9,85E-01	7,58E-06	9,84E-01	0,7	0,1
		2,30E-06	3,42E-01	2,29E-06	3,42E-01	0,5	0,0
Cible 3		1,39E-05	1,14E+00	1,41E-05	1,14E+00	-1,8	-0,8
		6,20E-06	4,87E-01	6,52E-06	4,93E-01	-4,9	-1,3
Cible 4		2,15E-05	2,12E+00	2,17E-05	2,13E+00	-0,9	-0,4
		8,50E-06	8,29E-01	8,81E-06	8,35E-01	-3,5	-0,8

Taux de transfert gymnase - école: 39,4 %			Taux de transfert gymnase - école : 68 %			Pourcentage de variation par rapport au cas d'étude	
	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	
Cible 1		4,23E-05	8,51E-01	4,23E-05	8,51E-01	0,0	0,0
		1,63E-05	2,73E-01	2,52E-05	4,23E-01	-35,5	-35,5
Cible 2		7,58E-06	9,84E-01	7,58E-06	9,84E-01	0,0	0,0
		1,44E-06	2,16E-01	2,29E-06	3,42E-01	-36,9	-36,9
Cible 3		1,41E-05	1,14E+00	1,41E-05	1,14E+00	0,0	0,0
		5,19E-06	3,59E-01	6,52E-06	4,93E-01	-20,4	-27,1
Cible 4		2,17E-05	2,13E+00	2,17E-05	2,13E+00	0,0	0,0
		6,64E-06	5,75E-01	8,81E-06	8,35E-01	-24,7	-31,1

Type de sol: Loamy Sand (sable limoneux)			Sandy Loam (sol de type limoneux - sableux)			Pourcentage de variation par rapport au cas d'étude	
	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	
Cible 1		3,54E-05	3,94E-01	4,23E-05	8,51E-01	-16,4	-53,8
		1,16E-05	1,55E-01	2,52E-05	4,23E-01	-54,1	-63,3
Cible 2		3,34E-06	3,47E-01	7,58E-06	9,84E-01	-55,9	-64,7
		8,72E-07	1,17E-01	2,29E-06	3,42E-01	-61,9	-65,9
Cible 3		6,31E-06	4,11E-01	1,41E-05	1,14E+00	-55,4	-64,1
		2,51E-06	1,69E-01	6,52E-06	4,93E-01	-61,5	-65,8
Cible 4		9,65E-06	7,58E-01	2,17E-05	2,13E+00	-55,6	-64,4
		3,38E-06	2,85E-01	8,81E-06	8,35E-01	-61,6	-65,8

Remarque :

1\* : Ces niveaux de risques représentent le scénario qui se déroule au niveau de l'école de plain-pied (niveau de risque maximum) ; 2\* : Ces niveaux de risques représentent le scénario qui se déroule au niveau de l'école située au dessus du gymnase (niveau de risque minimum).



## 4.7 Détermination des objectifs de réhabilitation

### 4.7.1 Objectifs de réhabilitation des deux approches

Les concentrations proposées permettent d'obtenir des niveaux de risques acceptables :

Selon niveaux de risques obtenus avec l'approche ICF Environnement	Selon les niveaux de risques obtenus avec l'approche de la circulaire DGS
<b>Partie de l'Ecole de plain pied</b>	<b>Partie de l'Ecole de plain pied</b>
<b>NAPPE (effets sans seuil)</b>	
Chlorure de vinyle: 12 µg/L (100)	
<b>SOLS (effets sans seuil)</b>	<b>SOLS (effets sans seuil)</b>
Benzène : 0,125 mg/Kg (0,55)	Benzène : 0,065 mg/Kg (0,55)
Chloroforme: 0,1 mg/Kg (0,45)	Chloroforme: 0,04 mg/Kg (0,45)
Naphtalène : 0,4 mg/Kg (1,1)	Naphtalène : 0,3 mg/Kg (1,1)
<b>SOLS (effets à seuil)</b>	<b>SOLS (effets à seuil)</b>
Hydrocarbures totaux : diminution de 50%	Hydrocarbures totaux : diminution de 50%
Cyanures: 0,5 mg/Kg (1,2)	Cyanures: 0,5 mg/Kg (1,2)
<b>Partie de l'école au dessus du gymnase</b>	<b>Partie de l'école au dessus du gymnase</b>
<b>SOLS (effets sans seuil)</b>	<b>SOLS (effets sans seuil)</b>
Naphtalène: 10 mg/Kg (85)	Naphtalène: 15 mg/Kg (85)

Tableau 5 Objectifs de réhabilitation

(Remarque : les concentrations entre parenthèses sont les concentrations initiales.)

Le détail de la démarche est disponible en Annexe 9.

Les niveaux de risques obtenus après le calcul des seuils de réhabilitation sont présentés dans des tableaux en Annexe 10.

### 4.7.2 Comparaison des mesures de gestion émises et conclusion

#### ➤ Mesures de gestion émises pour l'approche ICF

##### Partie de l'école de plain-pied :

La dépollution de la nappe est recommandée. Il s'agit de la principale différence de gestion du risque entre les deux approches.

Le seuil de 12 µg/L de chlorure de vinyle est celui qu'il faudrait atteindre pour arriver à un niveau de risque lié à l'inhalation de substances volatiles issues de la nappe (cible 1 : 2.18 10<sup>-6</sup>) identique à celui de l'approche de la circulaire DGS. Un seuil plus élevé serait donc également envisageable.

Concernant les sols, différentes options de gestion sont possibles :

- Du fait que la pollution est très localisée, l'excavation de terres polluées, envoyées en décharge et remplacées par des terres propres est possible.
- Le traitement des terres polluées est une solution mais cette opération s'avère délicate car les seuils demandés en benzène et chloroforme sont bas.
- Des solutions compensatoires sont envisageables comme la construction d'un vide sanitaire ventilé mécaniquement.

##### Partie de l'école au-dessus du gymnase :

- L'excavation des sols pollués par le naphtalène est une solution envisageable.
- La construction d'un vide sanitaire est un autre choix possible, si le volume à excaver s'avère par exemple trop important.
- Les seuils demandés en HAP sont trop faibles pour un traitement des terres.



➤ **Mesures de gestion émises pour l'approche de la circulaire DGS**

Partie de l'école de plain-pied :

L'excavation de terres polluées, envoyées en décharge et remplacées par des terres propres est possible

Le traitement des terres polluées n'est pas une solution réaliste car les seuils de réhabilitation du benzène et du chloroforme sont trop bas et trop proches de leur limite de quantification (respectivement 0,065 et 0,04 mg/Kg).

Partie de l'école au-dessus du gymnase :

L'excavation des sols pollués par le naphtalène est une solution envisageable. (La différence de 5000 µg/Kg sur le seuil du naphtalène n'est pas significative).

Comme précédemment, des solutions compensatoires sont envisageables.

Pour ces deux approches, au préalable, ces investigations complémentaires sont nécessaires pour affiner les seuils de réhabilitation :

- une analyse granulométrique sur les sols qualifiés de sable limoneux (loamy sand),
- une analyse des gaz des sols afin de connaître la part de substances présentes dans les sols qui se volatilise et de calculer un taux dégazage qui soit au plus proche de la réalité.

Ceci afin de s'affranchir de certaines hypothèses majorantes utilisées.

➤ **Conclusion**

Dans ce cas d'étude, les différences observées dans les niveaux de risques calculés selon les deux approches ont un impact non négligeable sur la gestion du risque puisqu'il s'agit :

- d'une décision de dépollution de nappe,
- d'une différence de seuils de réhabilitation pour la dépollution des sols.

## 4.8 Choix des substances

### 4.8.1 Deux méthodologies de choix des substances

Le but de cette partie est d'analyser les niveaux de risques obtenus en sélectionnant les substances dont la concentration est supérieure aux valeurs de gestion réglementaires ou qui ne disposent pas de ces valeurs.

Seuls les milieux eau, air ambiant et les aliments sont concernés ; on ne dispose pas de valeurs propres au milieu sol. D'une manière générale, peu de substances disposent d'une valeur réglementaire et ces valeurs sont très faibles.

Dans le cas d'étude, on ne s'intéresse donc qu'aux polluants détectés dans les eaux souterraines. Le texte réglementaire utilisé est l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine (Annexe 1).

Peu de substances disparaissent de l'évaluation des risques sanitaires : le tétrachloroéthylène (présent à une concentration inférieure à sa limite de quantification) et le trichloroéthylène (présent à 0,2 µg/L, la valeur réglementaire étant 0,5 µg/L). L'impact sur les niveaux de risques calculés est négligeable.

L'expérience est renouvelée en modifiant notre cas d'étude : pour les polluants détectés dans la nappe et disposant d'une valeur réglementaire, les concentrations de ces derniers ont été modifiées pour être 'juste inférieures' aux valeurs de gestion (les nouvelles concentrations des polluants, sont disponibles en *Annexe 1*).

Les niveaux de risques obtenus sont comparés avec ceux obtenus sans prise en compte des substances inférieures aux valeurs réglementaires :

Tableau 6 Résultats obtenus en utilisant deux méthodes de choix des substances

	Présence de substances avec des concentrations justes inférieures aux valeurs de gestion		Non prise en compte des substances avec des concentrations inférieures aux valeurs de gestion		Variation des niveaux de risques en %	
	Niveau de risque d'effets sans seuil	Niveau de risque d'effets à seuil	Niveau de risque d'effets sans seuil	Niveau de risque d'effets à seuil		
<b>Cible 1</b>						
<b>Inhalation de substances volatiles issues de la nappe:</b>						
dans le gymnase, activité de loisir	4,17E-09	4,66E-04	1,15E-09	4,65E-04	-72,5	-0,4
dans le gymnase, pour l'EPS	9,88E-09	1,10E-03	2,71E-09	1,10E-03	-72,5	-0,4
dans la partie de l'école de plain pied	2,21E-07	2,35E-02	6,68E-08	2,34E-02	-69,7	-0,4
dans la partie de l'école au dessus du gymnase	7,64E-08	8,54E-03	2,10E-08	8,50E-03	-72,5	-0,4
<b>Cible 2</b>						
<b>Inhalation de substances volatiles issues de la nappe:</b>						
dans le gymnase, activité de loisir	8,23E-10	9,20E-04	2,26E-10	9,16E-04	-72,5	-0,4
dans la partie de l'école de plain pied	1,71E-08	1,84E-02	5,17E-09	1,83E-02	-69,7	-0,4
dans la partie de l'école au dessus du gymnase	5,91E-09	6,60E-03	1,62E-09	6,58E-03	-72,5	-0,4
<b>Cible 3</b>						
<b>Inhalation de substances volatiles issues de la nappe:</b>						
dans le gymnase, activité de loisir	8,64E-09	2,76E-03	2,37E-09	2,75E-03	-72,5	-0,4
dans le gymnase, pour l'EPS	1,48E-09	1,10E-03	4,07E-10	1,10E-03	-72,5	-0,4
dans la partie de l'école de plain pied	2,72E-08	1,95E-02	8,23E-09	1,94E-02	-69,7	-0,4
dans la partie de l'école au dessus du gymnase	9,41E-09	7,01E-03	2,58E-09	6,98E-03	-72,5	-0,4

La variation des niveaux de risques calculés peut être très importante (jusqu'à 72,5 % dans ce cas fictif) mais les substances concernées sont présentes en des concentrations tellement basses que les niveaux de risques concernés par ces modifications sont très faibles, avec un impact sur le risque total négligeable.

Le cas étudié est réalisé avec les substances présentes dans la nappe du cas d'étude et ne concerne que la voie d'exposition par inhalation. Il serait donc intéressant d'étendre ces tests à d'autres situations, dans un cas où la nappe serait à l'origine d'un risque sanitaire important par exemple.

#### **4.8.2 Conclusion**

Le bon sens nous permet de donner le raisonnement suivant :

Plus le nombre de substances respectant les valeurs réglementaires est élevé, plus l'écart entre les niveaux de risques calculés est important. Dans la majorité des cas, les conclusions sur la présence ou non de risques seront inchangées puisque les valeurs réglementaires sont généralement très basses.

Cependant, afin de respecter l'hypothèse d'additivité des risques et de calculer un niveau de risque au plus proche de la réalité, il serait logique de retenir l'ensemble des substances toxiques détectées, car toutes représentent une part de risque dont il faut tenir compte.

La condition à cette règle est de ne calculer des seuils de réhabilitation que sur les substances dépassant les valeurs réglementaires.

En effet, il est plus juste d'établir un seuil de réhabilitation sur une substance donnée, en tenant compte des risques engendrés par les autres substances qui cohabitent avec elle.

---

## CONCLUSION

---

De manière générale, les nouveaux outils proposés devraient permettre une gestion à la fois plus cohérente et plus rapide des sites et sols pollués.

Plus cohérente pour différentes raisons :

- Il est fait appel au bon sens en insistant sur le fait que le premier objectif est de maîtriser les sources de pollution et le deuxième est de maîtriser les impacts sur les populations et l'environnement. La protection sanitaire des populations reste une priorité mais la protection de l'environnement est remise en avant et les sources de pollutions doivent être traitées ou évacuées dès lors que c'est techniquement et économiquement envisageable.
- La gestion des sites et sols pollués avait tendance à se baser uniquement sur les résultats de l'évaluation des risques sanitaires. Les critères environnementaux, économiques, techniques et réglementaires doivent désormais faire partie intégrante du plan de gestion.
- Le champ d'application de ces outils s'est logiquement ouvert aux sites non ICPE et aux situations de pollutions hors sites industrielles (IEM).

Enfin, une gestion plus rapide car les mesures doivent être envisagées le plus tôt possible, les acteurs sont dans l'action dès le début du processus.

### **Approche environnementale :**

L'approche environnementale de ces nouveaux outils est donc globalement positive.

Il reste néanmoins une zone d'ombre : avec la suppression des VDSS et VCI et sans définition claire de ce qu'est un site pollué ou un site propre, à partir de quand un site rentre-t-il dans la procédure longue et coûteuse des sites et sols pollués ?

### **Approche sanitaire :**

Si on s'intéresse de plus près à l'approche sanitaire des nouveaux outils, trois modifications majeures sont intervenues :

- Une méthodologie de choix des valeurs toxicologiques de référence est proposée dans la circulaire N°DGS/SD7B/2006/234 du 30 mai 2006. La démarche est simplificatrice : elle propose une hiérarchisation de bases de données toxicologiques pour la sélection des VTR, sans utilisation de critères scientifiques.
- L'hypothèse d'additivité des risques, auparavant utilisée afin de prendre en compte un niveau de risque 'global', au plus proche de la réalité, n'est plus rigoureusement respectée :
  - o Avec l'Analyse de Risques Résiduels (ARR) et l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM), il semble qu'il n'est plus nécessaire de prendre en compte une substance toxique si cette dernière est présente à une concentration inférieure à sa valeur réglementaire.
  - o L'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) utilise une 'grille de calcul IEM' pour la réalisation de l'évaluation des risques sanitaires. Cette grille ne pratique pas l'additivité des risques en première approche (la gestion se fait substance par substance et milieu par milieu). Cependant elle utilise un intervalle de gestion des risques relativement conservateur et qui peut orienter l'évaluateur vers une ERS complète en deuxième approche.
- L'utilisation de valeurs réglementaires : se pose la question de la pertinence de l'utilisation de ces valeurs dans le contexte particulier de la gestion des sites et sols pollués.

La deuxième partie de ce mémoire est une étude de cas concrète (dans le cadre du réaménagement d'une ancienne friche industrielle) qui fut l'occasion d'analyser l'impact de la méthodologie de choix des VTR proposée par la circulaire, ainsi que l'impact de la nouvelle méthode de sélection des substances.

Concernant la méthodologie de choix des VTR, il ressort que :

- La méthodologie proposée par la circulaire DGS a l'avantage d'être simplificatrice, transparente et de proposer une méthode qui pourrait harmoniser les pratiques. Cependant, elle ne s'appuie plus sur une analyse scientifique, même simple, alors que l'évaluation des risques sanitaires doit par définition s'appuyer sur les meilleures connaissances scientifiques du moment.
- Le choix de la méthodologie de sélection des VTR d'ICF (analyse de critères scientifiques conformément aux recommandations de l'InVS et de l'INERIS) ou de celle de la circulaire DGS peut impacter de manière non négligeable le caractère d'acceptabilité des risques (dans un sens ou dans l'autre), ainsi que les mesures de gestions associées.
- Les bases de données utilisées le plus souvent par ICF ne sont pas les bases de données recommandées en priorité par la circulaire.

La solution pourrait être la suivante : la détermination au niveau national et par un groupe d'experts, de VTR par substance et par voie d'exposition, à utiliser dans le cadre des évaluations de risques sanitaires des sites et sols pollués.

Concernant le choix des substances, le cas particulier étudié dans ce mémoire ne démontre pas de modification notable. Il serait cependant intéressant de mener ce test sur des cas plus appropriés où la nappe contribue fortement au risque.

Le bon sens nous permet néanmoins de donner le raisonnement suivant : il serait logique de retenir l'ensemble des substances toxiques détectées, car toutes représentent une part de risque dont il faut tenir compte. La condition à cette règle est de ne calculer des seuils de réhabilitation que sur les substances dépassant les valeurs réglementaires.

En effet, il est plus juste d'établir un seuil de réhabilitation sur une substance donnée, en tenant compte des risques engendrés par les autres substances qui cohabitent avec elle.

Pour finir, précisons que l'utilisation de valeurs réglementaires apparaît logique mais il est nécessaire de s'assurer que l'utilisation de ces valeurs est pertinente dans le cas particulier de la gestion des sites et sols pollués. En plus, il n'existe pas de valeurs réglementaires disponibles pour les sols mais seulement pour les milieux eau, air ambiant et les aliments. L'accès à une information complète sur l'élaboration de ces valeurs reste le point faible.

---

## Bibliographie

---

- [1] Gérin M., Gosselin P., Cordier S. et al., *Environnement et Santé Publique fondements et pratiques*, Editions Tec Doc, 2003.
- [2] El Yamani M., *Santé et Environnement : enjeux et clés de lecture*, *Environnement et milieux : sites et sols pollués*, AFSSET, juillet 2006.
- [3] Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, *La surveillance des eaux souterraines au droit et à proximité des installations classées et des sites et sols pollués*, février 2005.  
Disponible sur Internet :  
<http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr/DocPrevention.html#Eaux%20Souterraines,%20surveiller%20pour%20mieux%20protéger>
- [4] Ferguson C., Darmendrail D., *Evaluation des risques issus des sites pollués : réglementation et pratiques dans 16 pays européens*, Rapport BRGM, avril 2005.  
Disponible sur Internet :  
<http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/DocumentsAppui.html>
- [5] BRGM, INERIS, MATE, *Classeur Gestion des sites potentiellement pollués. Les guides relatifs au diagnostic approfondi et à l'évaluation détaillée des risques*, Editions du BRGM, 2000.
- [6] Herbreteau N., *Sites et sols pollués : développement d'une nouvelle thématique*, Mémoire d'Ingénieurs d'Etudes Sanitaires de l'Ecole Nationale de Santé Publique, 2003.
- [7] Circulaire du 3 décembre 1993 relative à la politique de réhabilitation et de traitement des sites et sols pollués.
- [8] Circulaire du 7 avril 1996 relative à la réalisation de diagnostics initiaux et de l'évaluation simplifiée des risques sur les sites industriels en activité.
- [9] Circulaire du 10 décembre 1999 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation.
- [10] Circulaire du 8 février 2007 relative aux Installations Classées - Prévention de la pollution des sols - Gestion des sols pollués.
- [11] 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. Historique, bilan et nouvelles démarches de gestion proposées
- [12] INERIS, *Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols*, Réf : INERIS DRC-01-25587-/DESP/-R01, novembre 2001
- [13] Note ministérielle du 8 février 2007 relative aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. Annexe 2, Comment identifier un site (potentiellement) pollué – Comment gérer un problème de site pollué – Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués
- [14] Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, *La visite du site*,.Version 0. février 2007.

Disponible sur Internet :

<http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/OutilsMethodologiquesOutils.html>

[15] Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, *Schéma conceptuel et modèle de fonctionnement*, Version 0. février 2007

Disponible sur Internet :

<http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/OutilsMethodologiquesOutils.html>

[16] Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, *La démarche d'Analyse des Risques Résiduels*, Version 0. février 2007.

Disponible sur Internet :

<http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/OutilsMethodologiquesOutils.html>

[17] Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, *La démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux*, Version 0. février 2007

Disponible sur Internet :

<http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/OutilsMethodologiquesOutils.html>

[18] Circulaire N°DGS /SD7B/2006/234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

[19] INERIS, *Pratique INERIS de choix des valeurs toxicologiques de référence dans les évaluations de risques sanitaires*, Réf : INERIS-DCR-05-41113-ETSC/R01a, mars 2006.

[20] INERIS, *La démarche d'évaluation des risques sanitaires pour les substances chimiques : origine, objectifs et postulats aux Etats-Unis*, Réf : INERIS- RDC-06-75999/DESP-R03a, décembre 2006.

[21] Duboudin C., *Santé et Environnement : enjeux et clés de lecture, Evaluation quantitative des risques : principes, intérêt et limites*, AFSSET, janvier 2006.

[22] Toxicology and risk assessment of chemical mixtures, *Toxtalk (CNTC Science Briefs)*, autumn 1999.

[23] INERIS, *Origine et mode d'élaboration des valeurs de gestion réglementaire des milieux d'exposition humaine - Rapport d'étude*, Réf : INERIS-DRC-06-75999/DESP-R1a, Juin 2006

[24] Connor J.A., Bowers R.L., Nevin J.P. et al., *Guidance manual for RBCA Tool Kit Chemical Releases*, Groundwater Services, Inc., 1998.

[25] U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and remedial response, *User's guide for the Johnson Ettinger Model for subsurface vapour intrusion into buildings*, revised February 2004.

[26] INERIS, *Etude des modèles d'évaluation de l'exposition et des risques liés aux sols pollués. Modélisation du transfert de vapeurs du sous-sol ou du vide sanitaire vers l'air intérieur*, Réf : INERIS DRC-05-57278-DESP/R03a, avril 2005.

---

## Liste des annexes

---

ANNEXE 1 METHODOLOGIE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES .....	52
ANNEXE 2 MATERIELS .....	58
ANNEXE 3 PARAMETRES D'EXPOSITION .....	68
ANNEXE 4 SUBSTANCES ET CONCENTRATIONS MAXIMALES DANS LES SOLS .....	69
ANNEXE 5 SUBSTANCES ET CONCENTRATIONS MAXIMALES DANS LA NAPPE .....	71
ANNEXE 6 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE RETENUES .....	73
ANNEXE 7 PARAMETRES D'ENTREE UTILISES DANS LES MODELES .....	75
ANNEXE 8 ANALYSE DES INCERTITUDES .....	80
ANNEXE 9 CALCUL DES OBJECTIFS DE REHABILITATION .....	86
ANNEXE 10 NIVEAUX DE RISQUES OBTENUS AVEC LES SEUILS DE REHABILITATION .....	88
ANNEXE 11 NOUVELLES CONCENTRATIONS RETENUES POUR LES SUBSTANCES DISPOSANT D'UNE VALEUR REGLEMENTAIRE .....	90



## ANNEXE 1 Méthodologie d'évaluation des risques sanitaires

### 1 Analyse des données

L'ensemble des données issues des investigations réalisées au droit du site et de l'étude du projet de réaménagement est compilé et analysé.

### 2 Evaluation des expositions

Cette étape se décompose en plusieurs phases :

- une identification des voies d'exposition (contact cutané, ingestion, inhalation) ;
- une identification des récepteurs d'exposition (typologie de la population) ;
- une définition des scénarii d'exposition (typologie des modes d'exposition en fonction des activités) ;
- une quantification de l'exposition (doses journalières d'exposition : DJE ou, pour un gaz, concentration d'exposition : CE).

#### • Définition des scénarii d'exposition

Dans une étude de risque, les voies d'exposition potentielles sont les voies de contact direct (ingestion et contact cutané) et l'inhalation. Le choix des voies retenues est fonction de l'aménagement prévu sur le site. Les cibles sont les futurs usagers du site.

Les scénarii d'exposition potentiels des populations comprennent les éléments suivants :

- une source ou un milieu contaminé par des polluants à risque ;
- un cheminement dans le milieu environnemental vers un point d'exposition ;
- un récepteur ;
- un mode d'exposition.

Un schéma conceptuel récapitule l'ensemble des voies de transfert et d'exposition pour les populations cibles.

#### • Calcul de la dose d'exposition

La quantification des expositions vise à calculer la dose journalière (ou concentration) d'exposition des cibles aux substances identifiées. Il est donc essentiel de déterminer :

- les paramètres d'exposition, à savoir la fréquence, la durée et l'intensité des contacts entre les polluants et les différents groupes de population susceptibles d'être exposés ;
- la concentration dans l'air ambiant intérieur et/ou extérieur à laquelle est exposé le futur usager du site.

Les paramètres d'exposition reposent sur des facteurs définis dans la littérature, telle que l'Exposure Factors Handbook de l'US EPA (United States Environmental Protection Agency)<sup>7</sup>, le rapport « Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols » (INERIS 2001)<sup>8</sup>, ou CIBLEX<sup>9</sup>, ainsi que sur l'étude des caractéristiques spécifiques du site (jugement d'expert).

---

<sup>7</sup> US EPA. *Exposure Factors Handbook*. Office of Research and Development. EPA/600/P-95/002Fc. August 1997.

<sup>8</sup> INERIS *Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols*. INERIS DRC-01-25587/MECO. Mars 2001

Dans le cadre de l'ERS, le transfert des polluants volatils présents dans la nappe et les sols vers l'air ambiant sera réalisé à l'aide de logiciels de modélisation (cf chapitre **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les modèles d'exposition utilisés permettent ainsi d'établir les concentrations en polluants dans l'air ambiant intérieur d'un bâtiment et/ou extérieur au droit du site.

La dose d'exposition permet la quantification de l'exposition journalière à un polluant, qui est présent dans le milieu d'exposition. La dose journalière d'exposition (DJE) est définie comme un taux par unité de poids (mg/kg.j) ou comme un taux par unité volumique (concentration d'exposition en mg/m<sup>3</sup>).

### 3 Sélection des substances

Les substances sélectionnées pour l'étude sont celles connues pour être toxiques pour l'homme et pour lesquelles il existe des valeurs toxicologiques accessibles et fiables. Les calculs de risque porteront sur ces substances, et éventuellement sur leurs produits de dégradation.

### 4 Evaluation de la relation dose-réponse

- **Objectifs**

L'objectif de l'évaluation de la relation dose-réponse est d'identifier les effets indésirables qu'une substance est capable de provoquer chez l'homme (identification du potentiel dangereux des substances) et de définir, quand cela est possible, une relation quantitative entre la dose et l'augmentation de la probabilité d'occurrence et/ou de la gravité des effets néfastes.

Les valeurs toxicologiques de référence, utilisées pour estimer l'incidence ou le potentiel des effets néfastes sur l'homme, sont dérivées de cette relation dose-réponse.

Il existe deux grandes catégories de toxiques, les substances à effet sans seuil (telles que les substances cancérigènes), et les substances à effet à seuil.

- **Caractérisation des substances à effets cancérigènes (sans seuil)**

Les composés cancérigènes sont des substances considérées sans valeur seuil. Ainsi, si le risque zéro est associé à une dose d'exposition égale à zéro, tous les autres niveaux d'exposition présentent un risque ; les substances cancérigènes sont aussi appelées des substances à effet sans seuil. La réponse théorique à une dose d'exposition nécessite l'usage de modèle mathématique.

L'ERU (ou Excès de Risque Unitaire) et le CR (Cancer Risk) correspond à la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu contracte un cancer s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose de la substance cancérigène. Il s'agit généralement de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la pente de la droite (« slope factor »). Cet indice est l'inverse d'une dose et s'exprime en (mg/kg/j)<sup>-1</sup>.

Les différentes VTR rencontrées sont :

---

<sup>9</sup> IRSN, ADEME, CIBLEX : banque de donnée de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué, version 0, Juin 2003

- pour la voie orale, l'Excès de Risque Unitaire (ERU) ou Sfo (oral Slope Factor) exprimé en (mg/kg/j)-1 et le Drinking Water Unit Risk élaborés par l'US-EPA (exprimé en (mg/kg/j)-1) ;
- pour la voie respiratoire : l'Inhalation Unit Risk (IUR) élaboré par l'US-EPA, exprimé en (µg/m<sup>3</sup>)-1 ;
- quelle que soit la voie d'exposition : l'excess lifetime Cancer Risk ou CR élaboré par le RIVM et la dose ou concentration tumorigène (TD05 ou TC05) élaboré par Health Canada.

La classification de l'US-EPA définit les classes suivantes :

*Classification US EPA :*

- Groupe A : Substance cancérigène pour l'homme.
- Groupe B1 : Substance probablement cancérigène pour l'homme avec des données disponibles limitées chez l'homme.
- Groupe B2 : Substance probablement cancérigène chez l'homme mais il existe des preuves suffisantes chez l'animal et des preuves non adéquates ou pas de preuves chez l'homme.
- Groupe C : Cancérigène possible pour l'homme.
- Groupe D : Substance non classifiable quant à la cancérogénicité pour l'homme.
- Groupe E : Substance pour laquelle il existe des preuves de non cancérogénicité pour l'homme.

D'autres classifications existent, notamment celle du Centre International de Recherche sur le Cancer de l'Organisation Mondiale de la Santé (CIRC/IARC) décrite ci-dessous :

*Classification du CIRC / IARC :*

- Groupe 1 : L'agent (le mélange) est cancérogène pour l'homme.
- Groupe 2A : L'agent (le mélange) est probablement cancérogène pour l'homme.
- Groupe 2B : L'agent (le mélange) est peut-être cancérogène pour l'homme.
- Groupe 3 : L'agent (le mélange) est inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme.
- Groupe 4 : L'agent (le mélange) n'est probablement pas cancérogène pour l'homme.

L'Union Européenne a également émis une classification réglementaire (applicable en France) quant aux effets cancérogènes, mutagènes, ou toxiques pour la reproduction des produits chimiques<sup>10</sup>. La classification des substances cancérogènes est définie ci-dessous :

- Catégorie 1 : Substances que l'on sait être cancérogènes pour l'homme.
- Catégorie 2 : Substances devant être assimilées à des substances cancérogènes pour l'homme.
- Catégorie 3 : Substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possible mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante (preuves insuffisantes).

Aucune classification.

## • **Caractérisation des substances non cancérigènes (avec seuil)**

---

<sup>10</sup> INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité) (2002). Produits chimiques cancérogènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction - classification réglementaire. Cahiers de notes documentaires - Hygiène et sécurité du travail. N° 187, 2<sup>ème</sup> trimestre 2002. ND 2168-187-02.

Il est reconnu que les effets biologiques des substances chimiques non cancérogènes apparaissent à partir d'un certain seuil, d'où leur appellation, substances à effet à seuil. En fait, des mécanismes physiologiques réduisent les effets néfastes par des moyens pharmacocinétiques tels l'absorption, la distribution, l'excrétion, et le métabolisme. Ainsi, certains niveaux d'exposition engendrent des effets qui peuvent être tolérés par un récepteur sans développer d'effets néfastes. La dose seuil pour un composé est estimée habituellement à partir d'une dose n'engendrant pas d'effet néfaste (NOAEL ou No-Observed-Adverse-Effect-Level) ou de la dose la plus basse engendrant un effet néfaste (LOAEL ou Lowest-Observed-Adverse-Effect-Level). Ces valeurs sont déterminées à partir d'études sur les animaux ou à partir de données humaines lorsqu'elles sont disponibles.

Différentes valeurs de référence sont disponibles et varient suivant la voie d'exposition (orale ou inhalation), l'effet critique observé (développement ou autre) et la longueur de la durée d'exposition (exposition chronique, subchronique ou aiguë). Dans l'évaluation des risques sanitaires, les expositions sont essentiellement des expositions de type chronique.

Une dose chronique de référence ou Reference dose (RfD) est définie comme étant l'estimation de la quantité de produit à laquelle un individu peut théoriquement être exposé sans constat d'effet nuisible, sur une durée déterminée. Pour une exposition par voie orale, la RfD est exprimée en masse de substance par kilogrammes de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Pour l'inhalation, la RfD est généralement exprimée en masse de substance par mètre cube d'air ambiant (en mg/m<sup>3</sup>) et est appelée RfC ou Reference Concentration. En l'absence de données pour l'inhalation, il est possible de dériver la valeur pour la voie orale en multipliant par le poids corporel d'un homme (70 kg) et en le multipliant par le volume journalier inhalé (20 m<sup>3</sup>/jour).

Parmi les doses de références publiées par les divers organismes nationaux et internationaux, les plus utilisées sont les Reference Doses (RfD) et les Reference Concentrations (RfC) élaborées par l'US EPA [United States Environmental Protection Agency], les Minimal Risk Levels (MRL) élaborées par l'ATSDR [Agency for Toxic Substances and Disease Registry, USA], et les Acceptable Daily Intake (ADI) ou Dose Journalière Admissible (DJA) et les Acceptable Concentrations in Air (ADI) ou Concentration Admissible dans l'Air (CAA), élaborées par l'OMS [Organisation Mondiale pour la Santé].

- **Choix des Valeurs Toxicologiques de Référence**

L'explication du choix des valeurs Toxicologiques est présente page 32.

## 5 Résultats : caractérisation des risques

La caractérisation du risque est l'étape finale du calcul des risques sanitaires. Les informations issues de l'évaluation de l'exposition des cibles et de l'évaluation de la toxicité des substances sont synthétisées et intégrées sous la forme d'une expression qualitative et quantitative du risque. Ainsi, la caractérisation du risque consiste à mettre en relation les valeurs toxicologiques de référence retenues avec les doses d'exposition.

Afin de caractériser les effets potentiels, les concentrations d'exposition (calculées dans l'évaluation de l'exposition) sont comparées avec les valeurs toxicologiques de référence (présentées dans l'évaluation de la toxicité). Ces comparaisons sont faites séparément pour les substances cancérogènes et les substances non cancérogènes.

- **Calcul de risque pour les substances non cancérogènes**

Les effets potentiels des substances non cancérogènes sont estimés en comparant la dose calculée aux critères de toxicité. Pour ce faire, l'indice de risque (IR) est calculé comme suit :

$$IR_i = DJE_i \text{ (ou } CE_i) / RfD_i \text{ (ou } RfC_i)$$

Avec :

DJE : dose journalière d'exposition (ou CE concentration d'exposition)

RfD : dose de référence (en français il s'agit d'une dose journalière tolérable)

RfC : concentration de référence

La circulaire du Ministère de l'Environnement de 1999 recommande de considérer comme acceptable un indice de risque cumulé inférieur à 1. Un indice de risque de 0,01 n'implique pas qu'il existe une chance sur cent de développer un effet néfaste, mais indique que la dose estimée est cent fois plus faible que la dose de référence.

### • Calcul de risque pour les substances cancérigènes

L'excès de risque théorique de développer un cancer est estimé par le calcul du produit du facteur de pente du milieu concerné (l'excès de risque unitaire) et la dose journalière d'exposition estimée pour cette voie d'exposition, soit :

$$ERi = DJEi \text{ (ou } CEi) \times ERUi$$

Avec :

ERi = Excès de risque individuel de cancer pour la substance i

DJEi = Dose journalière d'exposition moyennée sur une vie entière pour la substance i

ERUi = Excès de Risque Unitaire i

La circulaire du Ministère de l'Environnement de 1999 recommande de considérer comme acceptable un excès de risques cumulés inférieur à 10<sup>-5</sup>. Les sites pour lesquels le niveau de risque est supérieur à 10<sup>-5</sup> devront faire l'objet de travaux de réhabilitation.

### • Règles de cumul des effets entre voies d'exposition et substances

Les risques sont d'abord calculés pour chaque substance. L'exposition à plusieurs substances peut induire l'additivité, la synergie (amplification des effets) ou l'antagonisme (annulation des effets). En l'absence de connaissances sur la synergie entre les substances, il a été considéré, en première approche, l'additivité des risques liés à l'exposition à plusieurs substances :

- pour les effets à seuil, l'additivité des indices de risque entre voies d'exposition et substances est retenue comme hypothèse de départ, quel que soit les effets sanitaires associés à chacune des substances considérées ;
- pour les effets sans seuil (cancérigènes génotoxiques), le cumul des ERI correspond à l'hypothèse d'une indépendance des effets cancérigènes des différentes substances.

En seconde approche, tout dépassement du seuil de référence de 1 par la somme des indices de risque, qui serait imputable à la sommation elle-même, doit conduire à un approfondissement de l'étape de quantification sur la base des règles de cumul énoncées ci-avant. La sommation est alors conditionnée par la présence, entre les différentes voies d'exposition et les différentes substances prises en compte, d'effets critiques communs (principaux et secondaires) parmi ceux établis dans la bibliographie spécialisée et à partir desquels les VTR ont été élaborées.

## 6 Interprétation des résultats

### • Hiérarchisation des risques

Il s'agit d'établir le scénario d'exposition générant les risques sanitaires les plus élevés, en termes de milieu et de substances (source), de voie d'exposition (transfert), et de cible.

## • Evaluation des incertitudes

De nombreuses incertitudes sont inhérentes à une étude quantitative des risques. L'utilisation de données propres au site réduit mais n'élimine pas toutes ces incertitudes. Une analyse attentive des incertitudes constitue une phase essentielle de la démarche d'évaluation des risques. Elle doit être prise en compte dans l'évaluation des conclusions de l'étude car elle permet de donner les éléments pour valider les conclusions, en identifiant les incertitudes les plus significatives pouvant interférer dans les résultats de l'étude.

D'après le guide méthodologique pour la réalisation du diagnostic approfondi et évaluations détaillées des risques (version 0, 2000) : « le premier objectif est de montrer que le risque évalué résulte d'une approche raisonnablement conservatrice. Par contre, elle ne permet pas toujours de donner un intervalle de confiance à cette valeur... Il peut s'agir d'une évaluation de l'incertitude de type qualitatif, semi-quantitatif ou quantitatif ».

Dans un premier temps, les paramètres suivants sont listés :

- les paramètres qui tendent à sous-estimer le risque (ex: exclusion des substances pour lesquelles il n'existe pas de données toxicologiques fiables, ...),
- les paramètres de surestimation du risque (ex: méthode d'échantillonnage axée sur les zones les plus polluées, ...),
- les paramètres à effet inconnu sur l'estimation du risque (ex: extrapolation de données toxicologiques provenant d'expérimentation animale à l'homme, ...).

Dans un second temps, une analyse de sensibilité sera menée. Cette analyse de sensibilité consiste à faire varier la valeur initialement établie sur certains paramètres du modèle d'exposition, en vue d'évaluer le degré de sensibilité de ce paramètre dans le calcul de risque.

Les conclusions devront permettre de statuer quant à l'acceptabilité des risques au regard des usages préalablement définis pour le site selon les recommandations de la circulaire du 10 décembre 1999 de Dominique VOYNET.

## • Détermination des objectifs de réhabilitation

Si les niveaux de risques sanitaires modélisés sont supérieurs aux niveaux de référence de la circulaire « VOYNET », des objectifs de réhabilitation envisageables seraient alors présentés, en tenant compte des différentes cibles et des différents scénarii étudiés. Le rapport d'étude fera alors clairement apparaître les éventuelles servitudes, restrictions d'usage, voire mesures de surveillance qui en résultent.

## 7 Conclusion et recommandations

Si l'étude met en évidence un risque sanitaire (détermination de niveaux de risque non acceptables), le ou les points à l'origine du risque seraient mentionnés. Selon la localisation des zones à risque, des recommandations pourraient alors être proposées au vu des différents projets d'aménagement.

## ANNEXE 2 Matériels

➤ **Le transfert vers l'air intérieur a été estimé grâce au modèle Johnson et Ettinger :**

Le point d'exposition correspond à l'air intérieur d'un bâtiment de plain pied ou constitué d'un sous-sol. Le transport des polluants, par diffusion et par convection, du sol vers les sous-sols, est considéré. Les intrusions de vapeurs de polluants vers l'air intérieur des sous-sols sont modélisées à partir des équations de Johnson et Ettinger (1991 révisé en 2004)<sup>11</sup>. Le modèle prend en compte la pollution présente dans les eaux et dans les sols.

➤ **Les équations de l'ASTM ont été utilisées pour quantifier le transfert vers l'air ambiant (RBCA version 1.3) :**

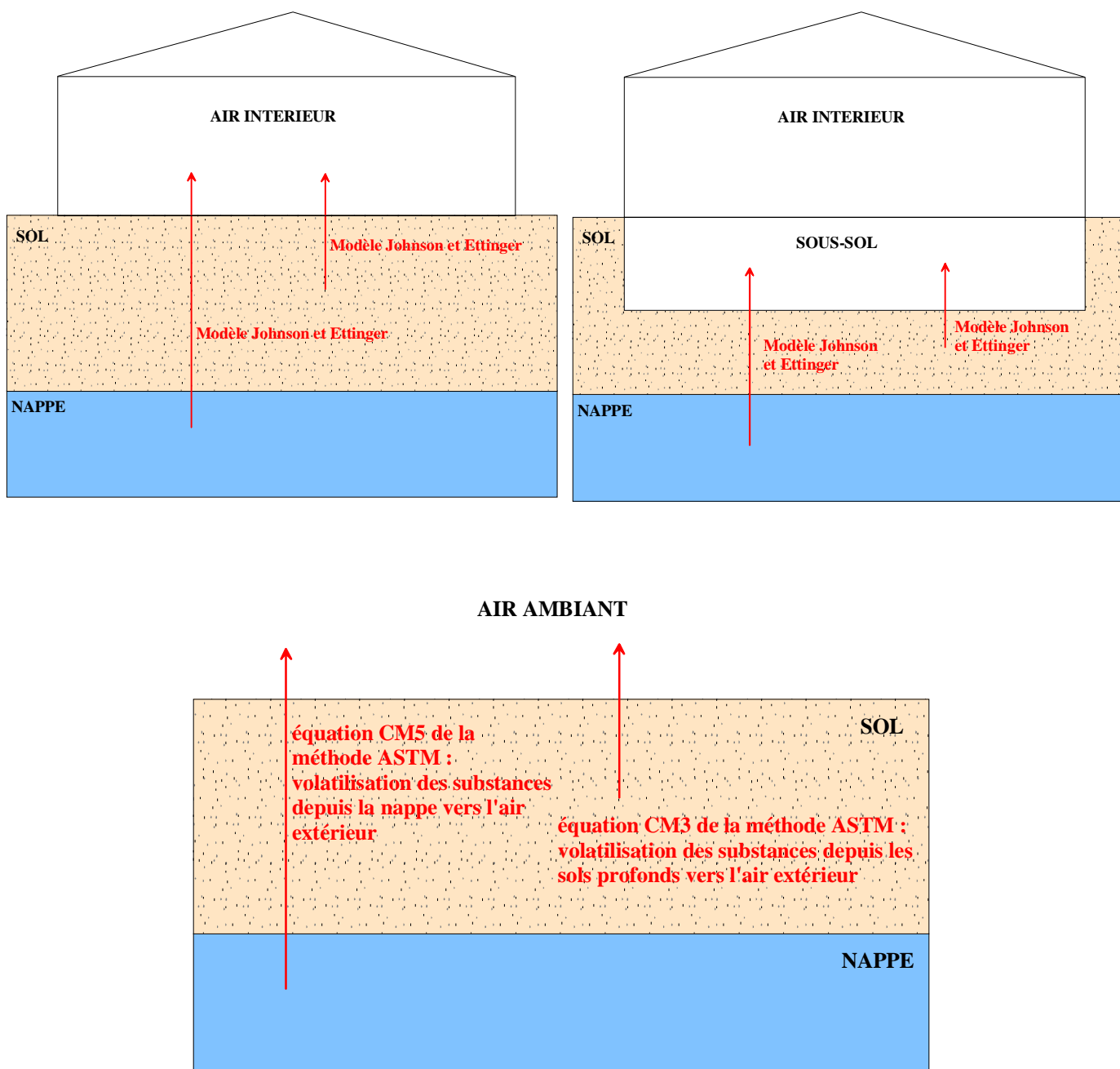
Cet outil de calcul est fait pour conduire les étapes 1 et 212 de la procédure RBCA, telles que définies dans la norme de l'ASTM (American Society for Testing and Materials) [« Standard guide for Risk Based Corrective Action » dernière version E2081\_00 (reapproved 2004)]. Il permet de calculer les niveaux de risque pour des individus présents sur un site dont le sol ou/et la nappe sous-jacente sont contaminés. L'ensemble des paramètres peut être modifié par l'utilisateur, ce qui confère à cet outil une certaine adaptabilité aux cas à traiter. L'équation CM3 permet de modéliser le transfert des substances du sol vers l'air ambiant et l'équation CM5 permet de modéliser le transfert des substances de la nappe vers l'air ambiant. Des facteurs de transfert sol (ou nappe) - air extérieur, ou NAF (Natural Attenuation Factor), sont calculés. Ils sont dépendants des caractéristiques du site et des propriétés physico-chimiques des substances étudiées. La concentration dans le sol et la nappe est divisée par le NAF approprié pour obtenir une concentration dans l'air.

---

<sup>11</sup> Environmental Quality Management, Inc. (2000). User's Guide for the Johnson and Ettinger (1991) Model for Subsurface Vapor Intrusion Into Building (Revised). U.S. Environmental Protection Agency, Contract No 68D70002, Work Assignment No.3-003, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.

<sup>12</sup> l'étape 1 (Tier 1) vise à définir des critères génériques pour des expositions sur site, l'étape 2 (Tier 2) vise à définir des critères spécifiques pour des expositions sur et hors site.

### Modélisation de la concentration dans l'air intérieur et ambiant



### Présentation des équations de Johnson & Ettinger

Le transport de polluants par diffusion et par convection, du sol jusque dans les parkings, est considéré. Les intrusions de substances volatiles vers l'air intérieur des parkings sont modélisées à partir des équations de Johnson et Ettinger (1991)<sup>13</sup>. A partir de mesures de

<sup>13</sup> Environmental Quality Management, Inc. (2000). User's Guide for the Johnson and Ettinger (1991) Model for Subsurface Vapor Intrusion Into Building (Revised). U.S. Environmental Protection Agency,



concentrations dans les eaux souterraines, la source est considérée infinie. A partir de concentrations dans les sols, la source est considérée comme finie (la source « sol » s'arrêtant ou commence la source « eau »).

### Calcul de la concentration prévisible aux points d'exposition

#### Paramètres d'entrées de l'étude :

L'espace étudié est qualifié par les dimensions géométriques suivantes :

- sa Longueur	LB	(cm)
- sa Largeur	WB	(cm)
- sa Hauteur	HB	(cm)
- sa Profondeur	LF	(cm)
- l'épaisseur de la Dalle séparant le sol du parking	LCrack	(cm)
- La largeur des joints	WCrack	(cm)

La position du bâtiment par rapport aux sources de pollution doit également être renseignée dans ce modèle :

- la Profondeur de la nappe phréatique	LWT	(cm)
- la Profondeur de la pollution dans les sols	LS	(cm)
- la Hauteur de la couche i	Hi	(cm)

Plusieurs couches de sols peuvent être distinguées : la plus haute des couches porte l'indice A, la couche intermédiaire l'indice B, et l'indice C pour la plus basse.

D'un point de vue géologique, le modèle prend des valeurs standardisées, à partir d'une dénomination des sols du type SCS.

Pour chaque couche i considérée, il est nécessaire de fournir :

- la Densité	$\rho_i$	(g/cm <sup>3</sup> )
- la Porosité	$n_i$	(sans dimension)
- l'Occupation des vides par l'eau	$\theta_i$	(sans dimension)

Les paramètres mécaniques tels que :

- la Ventilation des parkings en marche courante	ER	(Volume/heure)
- la Dépression existant entre l'air intérieur des parkings et l'air de la couche de sol au contact du parking.	$\Delta P$	(g/cm.s <sup>2</sup> )
- le taux de fissuration du bâtiment	$\eta$	(sans dimension)

#### 1 Calcul de la Concentration Source :

Le modèle de Johnson et Ettinger s'intéresse à l'intrusion de vapeurs dans les bâtiments. Aussi, les concentrations de polluants contenus soit dans les sols, soit dans les eaux sont ramenées à des concentrations en phase gazeuse, d'après les formules suivantes :

Pour les sols :

$$C_{SOURCE} = \frac{H'_{TS} C_R \rho_b}{\theta_w + K_d \rho_b + H'_{TS} \theta_a}$$

Avec :

Contract No 68D70002, Work Assignment No.3-003, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.

- - CSource = la Concentration en vapeur de la source, ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
- -  $\rho_b$  = la Densité du sol, ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )
- - Kd = le Coefficient de partition sol-eau ( $\text{cm}^3/\text{g}$ )
- - H'Ts = la Constante d'Henry, à la température moyenne des sols (sans dimension)
- - CR = la Concentration dans les sols, ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )
- -  $\theta_w$  = la teneur en eau, (sans dimension)
- -  $\theta_a$  = la teneur en air, (sans dimension)

Pour les eaux :

$$C_{\text{water}} = H'_{TS} C_w$$

Avec les mêmes notations que ci-dessus.

La constante d'Henry se calcule d'après la loi de Henry ci-après :

$$H'_{TS} = \frac{\exp\left[-\frac{\Delta H_{v,TS}}{R_c} \left(\frac{1}{T_S} - \frac{1}{T_R}\right)\right] H_R}{RT_S}$$

où :

- - H'TS = la constante d'Henry à la température du Système, (sans dimension)
- -  $H_{v,TS}$  = l'Enthalpie de vaporisation à la température du système, (cal/mol)
- - TS = la Température du système, (°K)
- - TR = la Température de référence dans la loi de Henry, (°K)
- - HR = la Constante d'Henry à la température du Système (atm-m<sup>3</sup>/mol)
- - RC = la Constante des Gaz (= 1.9872 cal/mol. °K)
- - R = la Constante des Gaz (= 8.205 E-05 atm-m<sup>3</sup>/mol. °K).

## 2 Calcul de la Zone de Capillarité :

Pour la teneur en Eau de la Zone Capillaire, la formule est la suivante avec les paramètres de Van Genuchten (1980) pour la courbe de rétention d'eau :

$$\theta_{w,cz} = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + (\alpha h)^N\right]^M}$$

Où :

- $\theta_{w,cz}$  = la teneur en eau dans la zone capillaire, (sans unité)
- $\theta_r$  = la teneur résiduelle dans l'eau, (sans unité)
- $\theta_s$  = la teneur en eau des sols saturés, (sans unité)
- $\alpha$  = le point d'inflexion dans la courbe de rétention d'eau (cm<sup>-1</sup>)
- h = la pression d'air en entrée, (cm)
- N = un paramètre de la courbe de Van Genuchten, (sans dimension)
- M = l'autre paramètre Van Genuchten, (sans dimension)

Tableau de valeurs moyennes des paramètres de van Genuchten pour les différents types de sols de la classification SCS

Soil texture (USDA)	Saturated water content, $\theta_s$	Residual water Content, $\theta_r$	van Genuchten parameters			Number of samples
			$\alpha$ (1/cm)	N	M	
Clay	0.459	0.098	0.01496	1.253	0.2019	84
Clay loam	0.442	0.079	0.01581	1.416	0.2938	140
Loam	0.399	0.061	0.01112	1.472	0.3207	242
Loamy sand	0.390	0.049	0.03475	1.746	0.4273	201
Silt	0.489	0.050	0.00658	1.679	0.4044	6
Silt loam	0.439	0.065	0.00506	1.663	0.3987	330
Silty clay	0.481	0.111	0.01622	1.321	0.2430	28
Silty clay loam	0.482	0.090	0.00839	1.521	0.3425	172
Sand	0.375	0.053	0.03524	3.177	0.6852	308
Sandy clay	0.385	0.117	0.03342	1.208	0.1722	11
Sandy clay loam	0.384	0.063	0.02109	1.330	0.2481	87
Sandy loam	0.387	0.039	0.02667	1.449	0.3099	476

L'épaisseur de la zone de capillarité au dessus du niveau de la nappe, a été estimée par Lohman (1972) et Fetter (1994) par la formule approchée ci-dessous :

$$L_{cz} = \frac{0.15}{R}$$

où :

- $L_{cz}$  = la hauteur de capillarité (cm)
- R = le rayon moyen des particules de sol (cm)

### 3. Calcul de la diffusion effective :

Le coefficient de Diffusion à travers la couche de sol i, en zone non saturée, se calcule comme suit :

$$D_i^{eff} = D_a (\theta_{a,i}^{3/3} / n_i^2) + (D_w / H'_{TS}) (\theta_{w,i}^{3/3} / n_i^2)$$

où :

- $D_{ieff}$  = le coefficient de Diffusion effectif à travers la couche de sol i (cm<sup>2</sup>/s)
- $D_a$  = la Diffusivité dans l'air (cm<sup>2</sup>/s)
- $\theta_{a,i}$  = la teneur en air des sols de la couche i (sans unité)
- $n$  = la porosité totale de la couche i (sans unité)
- $D_w$  = la Diffusivité dans l'eau (cm<sup>2</sup>/s)
- $\theta_{w,i}$  = la teneur en eau des sols de la couche i (sans unité)
- $H'_{TS}$  = Constante d'Henry à la température du Système, (sans dimension)

Le calcul de la Diffusion effective Totale à travers l'ensemble des strates, y compris à travers la zone de capillarité est le suivant :

$$D_T^{eff} = \frac{L_T}{\sum_{i=0}^n L_i / D_i^{eff}}$$

où l'indice i, concerne les couches A, B, C et la zone de capillarité (dans le cas d'une pollution dans les eaux)

- DTeff = le coefficient de Diffusion effectif Total, (cm<sup>2</sup>/s)
- Dieff = le coefficient de Diffusion effectif à travers la couche de sol i (cm<sup>2</sup>/s)
- LT = la distance séparant la source du fond du parking, (cm)
- Li = l'épaisseur de la couche i, (cm)

#### 4. Calcul des flux :

Calcul du flux d'air ventilé  $Q_{building}$

$$Q_{building} = L_B * W_B * H_B * ER_1 / 3600s / h$$

avec :

- Qbuilding = le débit d'air ventilé (cm<sup>3</sup>/s)
- LB = la Longueur (cm)
- WB = la Largeur (cm)
- HB = la Hauteur (cm)
- ER = le taux de renouvellement d'air (Volume/heure)

Le flux de vapeurs émanant du sol  $Q_{soil}$  est estimé au moyen de la solution analytique de l'équation de Nazaroff (1988) comme suit :

$$Q_{soil} = \frac{2 \pi \Delta P k_v X_{crack}}{\mu \ln(2 Z_{crack} / r_{crack})}$$

où :

- Qsoil = le débit de vapeurs entrant dans le bâtiment (cm<sup>3</sup>/s)
- ΔP = la différence de pression entre l'air intérieur, et l'air dans le sol au contact du parking (g/cm.s<sup>2</sup>)
- XCrack = le périmètre intérieur du Bâtiment (cm)
- ZCrack = la profondeur des fissures sous le rez-de-chaussée (cm)
- rCrack = le rayon équivalent (cm)
- kv = la perméabilité du sol au flux de vapeurs (cm<sup>2</sup>)
- μ = la viscosité de l'air (g/cm.s)

$$r_{crack} = \eta (A_B / X_{crack})$$

où :

- η = le taux de fissuration du bâtiment, (sans dimension)
- AB = la surface totale enterrée du bâtiment, parois latérales incluses (cm<sup>2</sup>)

#### 5. Calcul du coefficient d'Atténuation du Sol vers les Parkings :

Sous l'hypothèse que le transfert de polluants est permanent et la source infinie (source gaz du sol), le modèle de Johnson et Ettinger (1991) donne à α la forme suivante :

$$\alpha = \frac{\left[ \left( \frac{D_T^{\text{eff}} A_B}{Q_{\text{building}} L_T} \right) \times \exp\left( \frac{Q_{\text{soil}} L_{\text{crack}}}{D^{\text{crack}} A_{\text{crack}}} \right) \right]}{\left[ \exp\left( \frac{Q_{\text{soil}} L_{\text{crack}}}{D^{\text{crack}} A_{\text{crack}}} \right) + \left( \frac{D_T^{\text{eff}} A_B}{Q_{\text{building}} L_T} \right) + \left( \frac{D_T^{\text{eff}} A_B}{Q_{\text{soil}} L_T} \right) \left[ \exp\left( \frac{Q_{\text{soil}} L_{\text{crack}}}{D^{\text{crack}} A_{\text{crack}}} \right) - 1 \right] \right]}$$

Sous l'hypothèse que le transfert de polluants est permanent et la source finie (source sol et eaux souterraines), le modèle de Johnson et Ettinger (1991) donne à  $\alpha$  la forme suivante :

$$\langle \alpha \rangle = \frac{\rho_b C_R \Delta H_c A_B}{Q_{\text{building}} C_{\text{source}} \tau} \left( \frac{L_T^0}{\Delta H_c} \right) \left[ (\beta^2 + 2 \Psi \tau)^{1/2} - \beta \right]$$

où :

- $\alpha$  = le coefficient d'atténuation (sans dimension)
- $D^{\text{crack}}$  = le coefficient de diffusion effectif à travers les fissures (cm<sup>2</sup>/s)
- $L_{\text{crack}}$  = l'épaisseur des fondations (cm)
- $A_{\text{crack}}$  = la surface des fissures totales (cm<sup>2</sup>)
- $\tau$  = intervalle d'exposition = ED. (s)

Les concentrations dans l'air intérieur des locaux a été estimée sur un intervalle de temps  $\tau$  de :

- la durée d'exposition pour les substances cancérigènes (effet sans seuil),
- 1 an pour les substances non cancérigènes (effet à seuil) afin de déterminer la concentration d'exposition maximale sur la période d'exposition –chronique- de la cible (le dégazage d'une source diminuant avec le temps).

Avec :

$$\beta = \left( \frac{D_T^{\text{eff}} A_B}{L_T^0 Q_{\text{soil}}} \right) \left[ 1 - \exp\left( - \frac{Q_{\text{soil}} L_{\text{crack}}}{D^{\text{crack}} A_{\text{crack}}} \right) \right] + 1$$

$$\Psi = \frac{D_T^{\text{eff}} C_{\text{source}}}{(L_T^0)^2 \rho_b C_R}$$

Les autres paramètres ayant les mêmes significations que dans les formules précédentes. La concentration à l'intérieur du bâtiment est calculé à partir de la concentration de la source à l'aide de l'équation suivante :

$$C_{\text{building}} = \alpha C_{\text{source}}$$

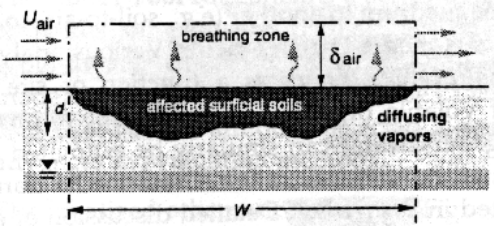
où :

- $C_{\text{source}}$  = la concentration de la source, ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
- $C_{\text{building}}$  = la concentration de vapeurs de polluants entrant dans le bâtiment ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

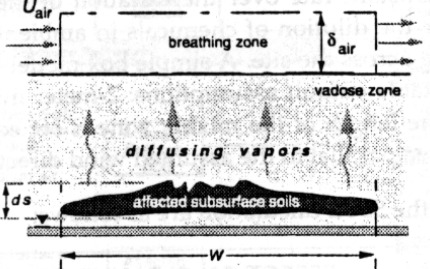
## Présentation des équations de modélisation des transferts du logiciel RBCA

Référence : RBCA Tool Kit for Chemical Releases. Version 1.3a. Groundwater Services, Inc., Houston, Texas, U.S.A. (2000).

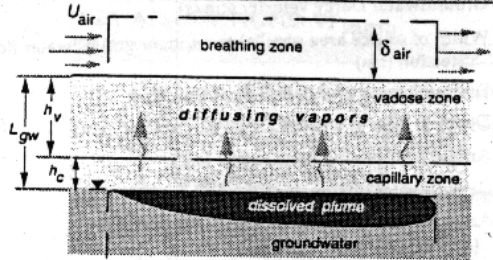
### 1. Volatilisation des substances présentes dans les sols en surface vers l'air extérieur :

Equation CM-1: Surface Soil Volatilization Factor (VF <sub>ss</sub> )	
	<p><b>CM-1a:</b></p> $VF_{ss} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / kg - soil)} \right] = \frac{2W\rho_s}{U_{air}\delta_{air}} \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi\tau(\theta_{ws} + k_s\rho_s + H\theta_{as})}} \times 10^3$ <p><b>or CM-1b:</b></p> $VF_{ss} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / kg - soil)} \right] = \frac{W\rho_s d}{U_{air}\delta_{air}\tau} \times 10^3$ <p><b>whichever is less</b></p>

### 2. Volatilisation des substances présentes dans les sols en profondeur vers l'air extérieur :

Equation CM-3: Subsurface Soil Volatilization Factor (VF <sub>samb</sub> )	
	<p><b>CM-3a:</b></p> $VF_{samb} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / kg - soil)} \right] = \frac{H\rho_s}{[\theta_{ws} + k_s\rho_s + H\theta_{as}] \left[ 1 + \frac{U_{air}\delta_{air}L_s}{D_s^{eff}W} \right]} \times 10^3$ <p><b>or CM-3b:</b></p> $VF_{samb} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / kg - soil)} \right] = \frac{W\rho_s d_s}{U_{air}\delta_{air}\tau} \times 10^3$ <p><b>whichever is less</b></p>

### 3. Volatilisation des substances présentes dans les eaux souterraines vers l'air extérieur :

Equation CM-5: Groundwater Volatilization Factor (VF <sub>wamb</sub> )	
	$VF_{wamb} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg/L - H_2O)} \right] = \frac{H}{1 + \frac{U_{air}\delta_{air}L_{GW}}{D_{ws}^{eff}W}} \times 10^3$

### 4. Volatilisation des substances présentes dans les sols en profondeur vers l'air intérieur :

Equation CM-4: Subsurface Soil to Enclosed Space Volatilization Factor (VF <sub>seps</sub> )	
	<p><b>CM-4a:</b></p> <p>For <math>Q_s = 0</math>:</p> $VF_{seps} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / kg - soil)} \right] = \frac{\frac{H\rho_s}{\theta_{ws} + k_s\rho_s + H\theta_{as}} \left[ \frac{D_s^{eff} / L_s}{ER L_B} \right]}{1 + \left[ \frac{D_s^{eff} / L_s}{ER L_B} \right] + \left[ \frac{D_s^{eff} / L_s}{(D_{crack}^{eff} / L_{crack}) \cdot \eta} \right]} \times 10^3$ <p>For <math>Q_s &gt; 0</math>:</p> $VF_{seps} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / kg - soil)} \right] = \frac{\frac{H\rho_s}{\theta_{ws} + k_s\rho_s + H\theta_{as}} \left[ \frac{D_s^{eff} / L_s}{ER L_B} \right] e^\xi}{e^\xi + \left[ \frac{D_s^{eff} / L_s}{ER L_B} \right] + \left[ \frac{D_s^{eff} / L_s}{(Q_s / A_b)} \right] [e^\xi - 1]} \times 10^3$ <p>or <b>CM-4b:</b> <math>VF_{seps} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / kg - soil)} \right] = \frac{\rho_s d_s}{L_B ER \tau} \times 10^3</math></p> <p>whichever is less</p>

## 5. Volatilisation des substances présentes dans les eaux souterraines vers l'air intérieur :

Equation CM-6: Groundwater to Enclosed Space Volatilization Factor (VF <sub>wesp</sub> )	
	<p>For <math>Q_s = 0</math>:</p> $VF_{wesp} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / L - H_2O)} \right] = \frac{H \left[ \frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{ER L_B} \right]}{1 + \left[ \frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{ER L_B} \right] + \left[ \frac{D_{crack}^{eff} / L_{crack}}{(D_{crack}^{eff} / L_{crack}) \cdot \eta} \right]} \times 10^3$ <p>For <math>Q_s &gt; 0</math>:</p> $VF_{wesp} \left[ \frac{(mg / m^3 - air)}{(mg / L - H_2O)} \right] = \frac{H \left[ \frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{ER L_B} \right] e^\xi}{e^\xi + \left[ \frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{ER L_B} \right] + \left[ \frac{D_{ws}^{eff} / L_{GW}}{Q_s / A_b} \right] [e^\xi - 1]} \times 10^3$

## 6. Coefficient de diffusion effective (utilisés dans équations CM1 et CM5) :

Effective Diffusion Coefficients	
<p>Effective diffusivity in vadose zone soils:</p> $D_s^{eff} \left[ \frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + \left[ \frac{D^{wat}}{H} \right] \left[ \frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_T^2} \right]$	<p>Effective diffusivity through foundation cracks:</p> $D_{crack}^{eff} \left[ \frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acrack}^{3.33}}{\theta_T^2} + \left[ \frac{D^{wat}}{H} \right] \left[ \frac{\theta_{wcrack}^{3.33}}{\theta_T^2} \right]$
<p>Effective diffusivity above the water table:</p> $D_{ws}^{eff} \left[ \frac{cm^2}{s} \right] = (h_c + h_v) \left[ \frac{h_c}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right]^{-1}$	<p>Effective diffusivity in the capillary zone:</p> $D_{cap}^{eff} \left[ \frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acap}^{3.33}}{\theta_T^2} + \left[ \frac{D^{wat}}{H} \right] \left[ \frac{\theta_{wcap}^{3.33}}{\theta_T^2} \right]$

## 7. Flux convectif d'air à travers les fissures de la dalle de fondation (utilisés dans équations CM4 et CM6) :

Convective Air Flow Through Foundation Cracks	
$\xi = \frac{Q_s / A_b}{(D_{crack}^{eff} / L_{crack}) \cdot \eta}$	$Q_s = \frac{2\pi \Delta p k_v X_{crack}}{\mu_{air} \ln \left[ \frac{2 Z_{crack} X_{crack}}{A_b \eta} \right]}$

**Définition et valeurs des paramètres d'entrée utilisés dans les équations de modélisation de transferts (logiciel RBCA) :**

Definitions for Cross-Media Transfer Equations			
$A_b$	Area of building foundation (cm <sup>2</sup> )	$V_{gw}$	Groundwater Darcy velocity (cm/s)
$d$	Lower depth of surficial soil zone (cm)	$W$	Width of source area parallel to wind, or groundwater flow direction (cm)
$d_s$	Thickness of affected subsurface soils	$X_{crack}$	Enclosed space foundation perimeter (cm)
$D^{air}$	Diffusion coefficient in air (cm <sup>2</sup> /s)	$Z_{crack}$	Depth to base of enclosed space foundation (cm)
$D^{wat}$	Diffusion coefficient in water (cm <sup>2</sup> /s)	$\delta_{air}$	Ambient air mixing zone height (cm)
$ER$	Enclosed-space air exchange rate (l/s)	$\delta_{gw}$	Groundwater mixing zone thickness (cm)
$f_{oc}$	Fraction of organic carbon in soil (g-C/g-soil)	$\eta$	Areal fraction of cracks in foundations/walls (cm <sup>2</sup> -cracks/cm <sup>2</sup> -total area)
$H$	Henry's law constant (cm <sup>3</sup> -H <sub>2</sub> O)/(cm <sup>3</sup> -air)	$\theta_{acap}$	Volumetric air content in capillary fringe soils (cm <sup>3</sup> -air/cm <sup>3</sup> -soil)
$h_c$	Thickness of capillary fringe (cm)	$\theta_{acrack}$	Volumetric air content in foundation/wall cracks (cm <sup>3</sup> -air/cm <sup>3</sup> total volume)
$h_v$	Thickness of vadose zone (cm)	$\theta_{as}$	Volumetric air content in vadose zone soils (cm <sup>3</sup> -air/cm <sup>3</sup> -soil)
$I$	Infiltration rate of water through soil (cm/year)	$\theta_T$	Total soil porosity (cm <sup>3</sup> -pore-space/ cm <sup>3</sup> -soil)
$k_{oc}$	Carbon-water sorption coefficient (g-H <sub>2</sub> O/g-C)	$\theta_{wcap}$	Volumetric water content in capillary fringe soils (cm <sup>3</sup> -H <sub>2</sub> O/cm <sup>3</sup> -soil)
$k_s$	Soil-water sorption coefficient = $f_{oc} \cdot k_{oc}$ (g-H <sub>2</sub> O/g-soil)	$\theta_{wcrack}$	Volumetric water content in foundation/wall cracks (cm <sup>3</sup> -H <sub>2</sub> O)/cm <sup>3</sup> total volume)
$L_B$	Enclosed space volume/infiltration area ratio (cm)	$\theta_{ws}$	Volumetric water content in vadose zone soils (cm <sup>3</sup> -H <sub>2</sub> O/cm <sup>3</sup> -soil)
$L_{crack}$	Enclosed space foundation or wall thickness (cm)	$\rho_s$	Soil bulk density (g-soil/cm <sup>3</sup> -soil)
$L_{GW}$	Depth to groundwater = $h_{cap} + h_v$ (cm)	$\tau$	Averaging time for vapor flux (s)
$L_s$	Depth to subsurface soil sources (cm)		
$L_1$	Thickness of affected soils (cm)		
$L_2$	Distance from top of affected soils to top of water-bearing unit = $L_{GW} - L_s$ (cm)		
$P_e$	Particulate emission rate (g/cm <sup>2</sup> -s)		
$U_{air}$	Wind speed above ground surface in ambient mixing zone (cm/s)		

**FIGURE B.2. CROSS-MEDIA TRANSFER FACTORS IN THE RBCA TOOL KIT**



## ANNEXE 3 Paramètres d'exposition

### Synthèse des paramètres d'exposition

		gymnase (EPS)	gymnase (loisirs)	Ecole	Cours d'école
Professeur d'école	ET	3,30E-02	7,10E-03	3,75E-01	4,17E-02
	EF	186	365	186	186
	ED	40	40	40	40
Enfant < 6 ans	ET	0,00E+00	1,40E-02	2,90E-01	1,86E+02
	EF	0	365	186	186
	ED	0	4	4	4
Enfant > 6 ans	ET	3,30E-02	4,20E-02	3,08E-01	4,17E-02
	EF	186	365	186	186
	ED	6	14	6	6

ET= Temps d'exposition

EF= Fréquence d'exposition (jours / an)

ED= Durée d'exposition (années)

Le temps passé quotidiennement sur le site est estimé selon les hypothèses conservatrices à partir de jugements d'experts, des données spécifiques à la région Ile de France fournies par la base de donnée CIBLEX (2003), du site pédagogique du Ministère national de l'Education nationale (<http://eduscol.education.fr/D0088/SPORTACC.htm>).

## ANNEXE 4 Substances et concentrations maximales dans les sols

Les concentrations retenues pour l'étude sont les suivantes :

	Gymnase Maximum en µg/kg	Ecole plein pied Maximum en µg/kg	Cours d'école Maximum en µg/kg
<b>METAUX</b>			
Mercure (Hg)	450	450	0
<b>COMPOSES AROMATIQUES VOLATILS</b>			
benzène	800	550	0
toluène	790	0	0
éthylbenzène	150	0	0
xylènes	2800	100	0
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>			
naphtalène	85000	1100	0
anthracène	69000	13000	0
phénanthrène	230000	10000	90
fluoranthène	190000	22000	180
benzo(a)anthracène	74000	14000	110
chrysène	53000	22000	100
benzo(a)pyrène	64000	12000	120
benzo(ghi)pérylène	31000	7200	080
benzo(k)fluoranthène	30000	6200	060
indéno(1,2,3-cd)pyrène	32000	7300	080
acénaphthylène	22000	1700	0
acénaphthène	9300	400	030
fluorène	54000	1200	0
pyrène	140000	17000	140
benzo(b)fluoranthène	70000	14000	150
dibenzo(ah)anthacène	11000	2100	020
<b>COMPOSES ORGANO HALOGENES VOLATILS</b>			
1,2-dichloroéthane	0	0	0
1,1-dichloroéthylène	0	0	0
cis 1,2-dichloroéthylène	0	0	0
dichlorométhane	0	0	0
1,2-dichloropropane	0	0	0
1,3-dichloropropène	0	0	0
tétrachloroéthylène	30	0	0
tétrachlorométhane	0	0	0
1,1,1-trichloroéthane	0	0	0
trichloroéthylène	30	30	0
chloroforme	0	450	0

chlorure de vinyle	0	0	0
hexachlorobutadiene	0	0	0
bromoforme	0	0	0
<b>POLYCHLOROBIPHENYLS (PCB)</b>			
PCB 28	0	0	0
PCB 52	0	0	0
PCB 101	0	0	0
PCB 118	0	0	0
PCB 138	0	0	0
PCB 153	0	0	0
PCB 180	0	0	0
Equivalent arochlor 1254	<b>990</b>	<b>990</b>	0
<b>HYDROCARBURES TOTAUX</b>			
fraction aromat. C6-C7	0	0	0
fraction aromat. C7-C8	0	0	0
fraction aromat. C8-C10	<b>300</b>	<b>300</b>	0
fraction aromat. C10-C11	<b>1380</b>	<b>1380</b>	0
fraction aromat. C12-C15	<b>6800</b>	<b>3960</b>	0
fraction aliphat. C5-C6	<b>60</b>	<b>60</b>	0
fraction aliphat. C6-C8	<b>180</b>	<b>180</b>	0
fraction aliphat. C8-C10	<b>1200</b>	<b>1200</b>	0
fraction aliphat. C10-C11	<b>4800</b>	<b>4800</b>	0
fraction aliphat. C12-C15	<b>32000</b>	<b>15600</b>	0
<b>COMPOSES INORGANIQUES</b>			
Cyanure (libre)	<b>1600</b>	<b>1200</b>	0

### Remarques :

Les concentrations observées pour les polluants sont faibles de manière générale, mis à part pour les HAP.

Les couches superficielles des sols de la cour d'école sont constitués essentiellement de remblais, qui semblent relativement 'propres'.

Il est intéressant de comparer les activités passées associées au site avec les polluants retrouvés après investigations des sols :

- Les HAP et les cyanures (libres) sont des polluants issus de l'activité de l'ancienne usine à gaz ;
- Les HCT sont à associer avec l'ancienne station service ;
- Les sols contenaient une couche de remblais, dans lesquels on est susceptible de retrouver n'importe quel polluant. Le chloroforme (OHV) et le mercure proviennent des remblais présents sur le site.

## ANNEXE 5 Substances et concentrations maximales dans la nappe

Les concentrations retenues pour l'étude sont les suivantes :

	Concentration maximale retenue en µg/L
<b>METAUX</b>	
Mercure (Hg)	0
<b>COMPOSES AROMATIQUES VOLATILS</b>	
benzène	<b>240</b>
toluène	0
éthylbenzène	0
xylènes	0
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>	
naphtalène	<b>22</b>
anthracène	<b>0,28</b>
phénanthrène	<b>2</b>
fluoranthène	<b>0,57</b>
benzo(a)anthracène	0
chrysène	0
benzo(a)pyrène	0
benzo(ghi)pérylène	0
benzo(k)fluoranthène	0
indéno(1,2,3-cd)pyrène	0
acénaphthylène	<b>2,3</b>
acénaphène	<b>1,4</b>
fluorène	<b>1,6</b>
pyrène	<b>0,29</b>
benzo(b)fluoranthène	0
dibenzo(ah)anthracène	0
<b>COMPOSES ORGANO HALOGENES VOLATILS</b>	
1,2-dichloroéthane	0
1,1-dichloroéthylène	0
cis 1,2-dichloroéthylène	<b>0,63</b>
dichlorométhane	0
1,2-dichloropropane	0
1,3-dichloropropène	0
tétrachloroéthylène	0
tétrachlorométhane	0
1,1,1-trichloroéthane	0
trichloroéthylène	0
chloroforme	<b>0,54</b>

chlorure de vinyle	<b>100</b>
hexachlorobutadiene	0
bromoforme	0
<b>POLYCHLOROBIPHENYLS (PCB)</b>	
PCB 28	0
PCB 52	0
PCB 101	0
PCB 118	0
PCB 138	0
PCB 153	0
PCB 180	0
PCB totaux (7)	0
<b>HYDROCARBURES TOTAUX</b>	
fraction c10-c12	<b>18</b>
fraction c12-c16	<b>62</b>
<b>COMPOSES INORGANIQUES</b>	
Cyanure (libre)	<b>26</b>
<b>DIVERSES ANALYSES CHIMIQUES</b>	
phénol (indice)	<b>5,1</b>

**Remarques :**

- Les concentrations sont faibles de manière générale, sauf pour le benzène et le chlorure de vinyle.
- La présence de benzène est peut être à associer à l'activité de l'ancienne usine à gaz.
- La nappe présente sous ce site est susceptible d'être impactée par de nombreuses autres activités présentes sur des sites alentours, ce qui peut expliquer la présence du chlorure de vinyle dans la nappe. Le chlorure de vinyle est sans doute associé à une pollution ancienne puisqu'on ne retrouve pas de tétrachloroéthylène ni de trichloroéthylène (substances mère de ce produit).

## ANNEXE 6 Valeurs toxicologiques de référence retenues (voie inhalation)

Les VTR qui sont différentes selon l'approche sont signalées en rouge.

Substances	METHODOLOGIE ICF						
	dérivation *	Effets non cancérogènes RfC (mg/m3)	Organisme	Effets cancérogènes ERU <sub>i</sub> (mg/m3)-1	Organisme	Effets non cancérogènes RfC (mg/m3)	Effets cancérogènes ERU <sub>i</sub> (mg/m3)-1
Acénaphène	d	6,50E-02	US EPA	1,10E-03	OMS / INERIS	3,50E-02	1,10E-03
Acénaphylène				1,10E-03	OMS / INERIS		1,10E-03
Anthracène	d	1,10E+00	US EPA	1,10E-02	OMS / INERIS	5,60E-01	1,10E-02
<b>benzène</b>		<b>6,00E-02</b>	<b>OEHHA</b>	<b>6,00E-03</b>	<b>OMS</b>	<b>6,00E-02</b>	<b>6,00E-03</b>
Benzo(a)anthracène				1,10E-01	OMS / INERIS		1,10E-01
Benzo(a)pyrène				1,10E+00	OMS / INERIS		1,10E+00
Benzo(b)fluoranthène				1,10E-01	OMS / INERIS		1,10E-01
Benzo(g,h,i)pérylène				1,10E-02	OMS / INERIS		1,10E-02
Benzo(k)fluoranthène				1,10E-01	OMS / INERIS		1,10E-01
<b>chlorure de vinyle</b>		<b>5,60E-02</b>	<b>RIVM</b>	<b>7,80E-02</b>	<b>OEHHA</b>	<b>5,60E-02</b>	<b>7,80E-02</b>
Chrysène				1,10E-02	OMS / INERIS		1,10E-02
cis-1,2-dichloroéthylène		3,00E-02	RIVM			3,00E-02	
Cyanures libres		2,50E-02	RIVM			2,50E-02	
Dibenzo(a,h)anthracène				1,10E+00	OMS / INERIS		1,10E+00
<b>éthylbenzène</b>		<b>2,00E+00</b>	<b>OEHHA</b>			<b>2,00E+00</b>	
Fluoranthène	d	4,30E-02	US EPA	1,10E-03	OMS / INERIS	2,30E-02	1,10E-03
Fluorène	d	7,00E-02	US EPA	1,10E-03	OMS / INERIS	3,80E-02	1,10E-03
Hydrocarbures aliphatiques 10-12		1,00E+00				1,00E+00	
Hydrocarbures aliphatiques 12-16		1,00E+00				1,00E+00	
Hydrocarbures aliphatiques 5-6		1,84E+01				1,84E+01	
Hydrocarbures aliphatiques 6-8		1,84E+01				1,84E+01	
Hydrocarbures aliphatiques 8-10		1,00E+00				1,00E+00	
Hydrocarbures aromatiques 10-12		2,00E-01				2,00E-01	
Hydrocarbures aromatiques 12-16		2,00E-01				2,00E-01	
Hydrocarbures aromatiques 5-7		6,00E-02				6,00E-02	
Hydrocarbures aromatiques 7-8		5,00E+00				4,00E-01	
Hydrocarbures aromatiques 8-10		2,00E-01				2,00E-01	
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène				1,10E-01	OMS / INERIS		1,10E-01
<b>mercure Hg<sub>0</sub></b>		<b>9,00E-05</b>	<b>OEHHA</b>			<b>9,00E-05</b>	
<b>m-xylène</b>		<b>7,00E-01</b>	<b>OEHHA</b>			<b>7,00E-01</b>	
<b>Naphtalène</b>		<b>3,67E-03</b>	<b>ATSDR</b>	3,40E-02	OEHHA	3,67E-03	3,40E-02
<b>o-xylène</b>		<b>7,00E-01</b>	<b>OEHHA</b>			<b>7,00E-01</b>	
<b>PCB</b>		1,00E-03	RIVM	<b>1,10E-01</b>	<b>OEHHA</b>	1,00E-03	5,70E-01
Phénanthrène				1,10E-03	OMS / INERIS		1,10E-03
<b>Phénol</b>		2,00E-01	OEHHA			2,00E-01	
<b>p-xylène</b>		<b>7,00E-01</b>	<b>OEHHA</b>			<b>7,00E-01</b>	
<b>Pyrene</b>	d	3,30E-02	US EPA	1,10E-03	OMS / INERIS	1,70E-02	1,10E-03
<b>tétrachloroéthylène</b>		<b>2,50E-01</b>	<b>OMS et RIVM</b>	5,90E-03	OEHHA	2,50E-01	5,90E-03
toluène		5,00E+00	US EPA			5,00E+00	
<b>trichloroéthylène</b>		6,00E-01	OEHHA	<b>2,00E-03</b>	<b>OEHHA</b>	6,00E-01	2,00E-03
<b>trichlorométhane ou chloroforme</b>		9,80E-02	ATSDR	<b>5,30E-03</b>	<b>OEHHA</b>	9,80E-02	5,30E-03

\*: dérivation voie à voie lorsque les organes cibles sont communs

VTR enfant du PCB: PCB haut risque et persistance (exposition précoce: in utéro et enfance),

VTR adulte du PCB: PCB bas risque et persistance

Substances	METHODOLOGIE DE LA CIRCLAIRE DGS									
	VIRadulte							VIRenfant		
	Effets non cancérogènes RfC (mg/m <sup>3</sup> )	VTR ICF / VTR DGS	VTR DGS / VTR ICF	Organisme	Effets cancérogènes ERLI (mg/m <sup>3</sup> )-1	VTR ICF / VTR DGS	VTR DGS / VTR ICF	Organisme	Effets non cancérogènes RfC (mg/m <sup>3</sup> )	Effets cancérogènes ERLI (mg/m <sup>3</sup> )-1
Acénaphtène	6,50E-02	1			1,10E-03	1	1	CMS/INERS		1,10E-03
Acénaphtylène					1,10E-03	1	1	CMS/INERS		1,10E-03
Anthracène	1,10E+00	1			1,10E-02	1	1	CMS/INERS		1,10E-02
benzène	3,00E-02	2	0,5	USEPA	7,80E-03	0,7692	1,3	USEPA	3,00E-02	7,80E-03
Benzo(a)anthracène					1,10E-01	1	1	CMS/INERS		1,10E-01
Benzo(a)pyrène					1,10E+00	1	1	CMS/INERS		1,10E+00
Benzo(b)fluoranthène					1,10E-01	1	1	CMS/INERS		1,10E-01
Benzo(g,h,i)pyrène					1,10E-02	1	1			1,10E-02
Benzo(k)fluoranthène					1,10E-01	1	1	CMS/INERS		1,10E-01
chlorure de vinyle	1,00E-01	0,56	1,786	USEPA	8,80E-03	8,8636	0,113	USEPA	1,00E-01	8,80E-03
Chrysène					1,10E-02	1	1	CMS/INERS		1,10E-02
cis-1,2-dichloroéthylène										
Cyanures libres	2,50E-02	1	1	RVM					2,50E-02	
Dibenz(a,h)anthracène					1,10E+00	1	1			1,10E+00
éthylbenzène	1,00E+00	2	0,5	USEPA					1,00E+00	
Fluoranthène	4,30E-02	1			1,10E-03	1	1	CMS/INERS		1,10E-03
Fluorène	7,00E-02	1			1,10E-03	1	1	CMS/INERS		1,10E-03
Hydrocarbures aliphatiques 10-12	1,00E+00	1	1						1,00E+00	
Hydrocarbures aliphatiques 12-16	1,00E+00								1,00E+00	
Hydrocarbures aliphatiques 5-6	1,84E+01								1,84E+01	
Hydrocarbures aliphatiques 6-8	1,84E+01								1,84E+01	
Hydrocarbures aliphatiques 8-10	1,00E+00								1,00E+00	
Hydrocarbures aromatiques 10-12	2,00E-01								2,00E-01	
Hydrocarbures aromatiques 12-16	2,00E-01								2,00E-01	
Hydrocarbures aromatiques 5-7	6,00E-02								6,00E-02	
Hydrocarbures aromatiques 7-8	5,00E+00								4,00E-01	
Hydrocarbures aromatiques 8-10	2,00E-01								2,00E-01	
Indène(1,2,3-c,d)pyrène					1,10E-01	1	1	CMS/INERS		1,10E-01
mercure Hg0	3,00E-04	0,3	3,333	USEPA					3,00E-04	
mxyène	1,00E-01	7	0,143	USEPA					1,00E-01	
Naphtalène	3,00E-03	1,223	0,817	USEPA	3,40E-02	1	1	CEHHA	3,00E-03	3,40E-02
oxyène PEB	1,00E-01	7	0,143	USEPA					1,00E-01	
	1,00E-03	1	1	RVM	1,00E-01	1,1	0,909	USEPA	1,00E-03	1,00E-01
Phénanthrène H1234					1,10E-03	1	1	CMS/INERS		1,10E-03
	2,00E-01	1	1	CEHHA					2,00E-01	
pylène Pyrens	1,00E-01	7	0,143	USEPA					1,00E-01	
	3,30E-02	1			1,10E-03	1	1	CMS/INERS		1,10E-03
tétrachloroéthylène	2,80E-01	0,893	1,12	ATSDR	5,90E-03	1	1	CEHHA	2,80E-01	5,90E-03
toluène	5,00E+00	1	1	USEPA					5,00E+00	
trichloroéthylène	6,00E-01	1	1	CEHHA	4,30E-04	4,6512	0,215	CMS/INERS	6,00E-01	4,30E-04
trichlorométhane ou chloroforme	9,80E-02	1	1	ATSDR	2,30E-02	0,2304	4,34	USEPA	9,80E-02	2,30E-02

## ANNEXE 7 Paramètres d'entrée utilisés dans les modèles

### **Johnson et Ettinger : Exposition à l'intérieur de l'école de plain pied**

*Paramètres relatifs au sol :*

PARAMETRE	VALEUR DU PARAMETRE	JUSTIFICATION
Profondeur du fond de la dalle (Lf)	15 cm	L'épaisseur de la dalle au niveau des parties de plain-pied est supposée égale à celle en place dans le sous sol.
Profondeur de la nappe	1214 cm	Moyenne des niveaux relevés en mai 2007
Profondeur du sommet de la pollution (Lt)	16 cm	Cas général : la pollution est supposée présente immédiatement sous la dalle
Profondeur du bas de la pollution (Lb)	1214 cm	Cas général
Epaisseur de la couche A (H <sub>A</sub> ) pour le transfert depuis les sols	16 cm	Cas général : égal à la profondeur du sommet de la pollution
Epaisseur de la couche A (H <sub>A</sub> ) pour le transfert depuis la nappe	300 cm	Spécifique au site
Type de sol (couche A)	Loamy sand	Spécifique au site
Densité du sol (couche A)	1,62 g/cm <sup>3</sup>	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Porosité du sol (couche A)	0,39	
Teneur en eau du sol (couche A)	0,076	
Epaisseur de la couche B (H <sub>B</sub> ) pour le transfert depuis la nappe	914 cm	Spécifique au site (jusqu'à la nappe)
Type de sol (couche B)	Sandy Clay Loam	Spécifique au site
Densité du sol (couche B)	1,63 g/cm <sup>3</sup>	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Porosité du sol (couche B)	0,384	
Teneur en eau du sol (couche B)	0,146	
Température du sol	10 °C	Valeur par défaut du logiciel
Fraction de carbone organique (foc)	0,002	Valeur par défaut du tableau 7 du modèle Johnson & Ettinger

*Dimensions des bâtiments :*



	Longueur ( $L_B$ )	Largeur ( $W_B$ )	Hauteur du bâtiment ( $H_B$ )	Epaisseur de la dalle
Ecole de plain pied	10400 cm	1000 cm	335 cm	15 cm

Les paramètres suivants interviennent dans le quantification du transfert des polluants depuis la source de pollution vers les bâtiments :

PARAMETRE	VALEUR DU PARAMETRE	JUSTIFICATION
Hauteur des fissures $L_{crack}$	15 cm	L'épaisseur de la dalle au niveau des parties de plain-pied est supposée égale à celle mesurée dans le sous sol.
Taux de fissuration $\eta$	Calculé en supposant des dalles de 10 x 10 m	
Largeur des fissures $W_{crack}$	0,1 cm	Largeur par défaut des fissures à la jointure de la dalle de fond et des murs
$\Delta P$ (sol-bâtiment)	40 g/cm.s <sup>2</sup>	Paramètre d'entrée du tableau 9 du modèle Johnson & Ettinger (valeur typique)
Taux de renouvellement d'air ER	0,5 volume.h <sup>-1</sup>	Pas de ventilation mécanique

### **Johnson et Ettinger : Exposition à l'intérieur du gymnase:**

*Paramètres relatifs au sol :*

PARAMETRE	VALEUR DU PARAMETRE	JUSTIFICATION
Profondeur du fond de la dalle ( $L_f$ )	655 cm	Selon les plans d'aménagement
Profondeur de la nappe	1214 cm	Moyenne des niveaux relevés en mai 2007
Profondeur du sommet de la pollution ( $L_t$ )	656 cm	La pollution est supposée présente immédiatement sous la dalle
Profondeur du bas de la pollution ( $L_b$ )	1214 cm	Egal à profondeur de la nappe
Epaisseur de la couche A ( $H_A$ ) pour le transfert depuis les sols	656 cm	Egal à la profondeur du sommet de la pollution
Epaisseur de la couche A ( $H_A$ ) pour le transfert depuis la nappe	690 cm	Spécifique au site

Type de sol (couche A)	Loamy sand	Spécifique au site
Densité du sol (couche A)	1,62 g/cm <sup>3</sup>	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Porosité du sol (couche A)	0,39	
Teneur en eau du sol (couche A)	0,076	
Epaisseur de la couche B (H <sub>B</sub> ) pour le transfert depuis la nappe	524 cm	Spécifique au site (jusqu'à la nappe)
Type de sol (couche B)	Sandy clay loam	Spécifique au site
Densité du sol (couche B)	1,63 g/cm <sup>3</sup>	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Porosité du sol (couche B)	0,384	
Teneur en eau du sol (couche B)	0,146	
Température du sol	10 °C	Valeur par défaut du logiciel
Fraction de carbone organique (foc)	0,002	Valeur par défaut du tableau 7 du modèle Johnson & Ettinger

*Dimensions des bâtiments :*

	Longueur (L <sub>B</sub> )	Largeur (W <sub>B</sub> )	Hauteur du bâtiment (H <sub>B</sub> )	Epaisseur de la dalle
Gymnase	10400 cm	3000 cm	700cm	15 cm

Les paramètres suivants interviennent dans le quantification du transfert des polluants depuis la source de pollution vers les bâtiments :

PARAMETRE	VALEUR DU PARAMETRE	JUSTIFICATION
Hauteur des fissures L <sub>crack</sub>	15 cm	Epaisseur mesurée dans le sous sol.
Taux de fissuration $\eta$	Calculé en supposant des dalles de 10 x 10 m	
Largeur des fissures W <sub>crack</sub>	0,1 cm	Largeur par défaut des fissures à la jointure de la dalle de fond et des murs
$\Delta P$ (sol-bâtiment)	40 g/cm.s <sup>2</sup>	Paramètre d'entrée du tableau 9 du modèle

		Johnson & Ettinger (valeur typique)
Taux de renouvellement d'air ER	1 volume/h	présence d'une ventilation mécanique

Remarque concernant le taux de renouvellement d'air dans les gymnases :

Il est vraisemblable qu'une ventilation mécanique sera mise en place dans le gymnase. Une valeur réaliste de 1 volume/h pour ce type d'aménagement a donc été retenue.

### **Paramètres utilisés dans le modèle de RBCA** **Exposition en extérieur**

	VALEUR DU PARAMETRE	JUSTIFICATION
<b>Paramètres spécifiques au site (extérieur)</b>		
Hauteur de mélange $\delta_{air}$	2 m	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00 (2004)
Vitesse du vent dans la zone de mélange Uair	3,39 m/s	Valeur moyenne de mars 1999 à février 2004 pour la station météorologique au plus près du site, Météo France
<b>Paramètres spécifiques au sol</b>		
Type de sol (volatilisation depuis les sols)	Loamy sand	Spécifique au site
Porosité totale $\theta_t$	0,39	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Teneur en eau dans la zone non saturée $\theta_{ws}$	0,076	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Densité	1,62 g/cm <sup>3</sup>	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Fraction de carbone organique foc	0,002	Valeur par défaut du tableau 7 du modèle Johnson & Ettinger
Largeur du panache de la source W	45 m	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00 (2004)
Epaisseur de la source ds	559 cm	Différence entre la profondeur de la nappe et la profondeur de la source
Profondeur de la source Ls	655 cm	Base de la dalle de fond du sous-sol
<b>Paramètres spécifiques à la nappe</b>		
Type de sol (volatilisation depuis la nappe)	Sandy loam	Spécifique au site
Porosité totale $\theta_t$	0,387	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Teneur en eau dans la zone non saturée $\theta_{ws}$	0,103	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger

eneur en eau dans la zone capillaire $\theta_{wcap}$	0,32	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Epaisseur de la zone non saturée $h_v$	1189 cm	Différence entre la profondeur de la nappe et la hauteur de la frange capillaire
Epaisseur de la frange capillaire $h_c$	25 cm	Paramètre d'entrée du tableau 10 du modèle Johnson & Ettinger
Profondeur de la nappe $L_{gw}$	1214 cm	Moyenne des profondeurs relevées sur les 3 piézomètres échantillonnés
Largeur du panache de pollution $W$	45 m	Valeur par défaut de la norme ASTM E 2081-00 (2004)

## ANNEXE 8 Analyse des incertitudes

### ➤ Analyse qualitative des incertitudes

#### 1- Incertitudes sur les caractères physiques du site

##### Les données géologiques

Les incertitudes concernent ici les reconnaissances effectuées sur le site. Des observations de terrain sur les sols ont été réalisées lors des différents diagnostics afin de déterminer au mieux les différents paramètres spécifiques du site et réduire ainsi l'incertitude associée à ces paramètres. En l'absence d'analyse granulométrique quantitative, ce choix repose sur des observations de terrain. Il s'agit donc de données spécifiques au site mais également majorantes, car en cas de manque de connaissances, un choix précautionneux, sur-estimant la perméabilité aux gaz, a systématiquement été retenu.

Des textures de sol différentes ont été retenues pour modéliser les transferts de vapeur dans les différentes parties du site en raison de l'hétérogénéité verticale des terrains rencontrés et du fait que certains modèles (RBCA) ne peuvent prendre en considération qu'une couche de sol alors que d'autres (Jonhson et Ettinger) peuvent en prendre plusieurs.

Ainsi, les schémas suivants ont été retenus :

- Volatilisation depuis les sols et les eaux souterraines dans le gymnase et la partie de l'école au dessus du gymnase (modèle multi-couches) :

Les terrains immédiatement situés sous la dalle de l'entrepôt sont décrits comme des sables argileux le plus souvent et comme des marnes calcaires plus rarement. Les terrains ont été supposés être constitués, de haut en bas, de 35 cm de sable limoneux (loamy sand) puis de marnes (sandy clay loam). Il s'agit d'un choix précautionneux retenu face au fait qu'il est difficile de rattacher des sables argileux à un type de sol standard. Une texture de type « sandy loam » moins précautionneuse aurait également pu être retenue pour caractériser les sols au contact du sous-sol. L'influence de ce choix est étudiée quantitativement par la suite.

- Volatilisation depuis les sols et les eaux souterraines dans la partie de l'école de plain pied (modèle multi-couches) :

Les terrains ont été supposés être constitués, de haut en bas, de 3 m de sable limoneux (loamy sand) puis de marnes (sandy clay loam) conformément aux observations de terrain.

- Volatilisation depuis les sols et transfert vers l'air ambiant (modèle à une couche) :

Le type de sol retenu pour modéliser le transfert des vapeurs depuis les sols vers l'air ambiant est représentatif de formations superficielles rencontrées sur le site. En cohérence avec le choix réalisé pour le transfert vers les parties de plain pied des bâtiments, une texture de type loamy sand a été retenue.

- Volatilisation depuis les eaux souterraines et transfert vers l'air ambiant (modèle multi-couches) :

Pour modéliser le transfert des vapeurs depuis les eaux souterraines vers l'air ambiant, un type de sol limono-sableux (sandy loam) a été retenu, comme synthèse de l'ensemble des couches de sols rencontrées.

Des mesures de la fraction de carbone organique ont été réalisées mais sont en grande majorité non concluantes car inférieures à la limite de quantification analytique. De ce fait une valeur par défaut du modèle Johnson & Ettinger a été retenue dans la présente étude.

### **Les données hydrogéologiques**

La profondeur de la nappe retenue est une valeur spécifique au secteur étudié, correspondant aux niveaux mesurés en mai 2007 sur les trois piézomètres du site posés par ICF Environnement. Or le niveau de la nappe superficielle a remonté et remonte peut être toujours depuis la fin de plusieurs captages au nord de Paris.

Afin de prendre en compte la remontée du niveau de la nappe qui se poursuivrait actuellement, un calcul de risque, reposant sur la cote de la nappe avant tout captage industriel (cote Bourdaloue vers 1860) a été réalisé dans le cadre de l'analyse quantitative des incertitudes.

Toutefois, puisque les risques actuels sont drainés par la source « sol » (et non « eaux souterraine »), ce choix a peu d'influence sur les résultats finaux.

### **Les données météorologiques**

Une rose des vents de la station de Bonneuil-en-France a permis d'obtenir la vitesse moyenne des vents sur le site.

Cette station météorologique est située à environ 5 km au nord-est du site. Une incertitude liée à l'utilisation de données météorologiques relativement distantes du site existe, mais est non quantifiable.

## **2- Incertitudes sur la sélection des substances**

### **Sélection des substances**

La sélection des substances chimiques retenues pour l'étude est une source d'incertitudes. D'une part, les substances considérées sont limitées aux substances polluantes identifiées lors des investigations puis sélectionnées dans l'étude. D'autre part, les limites de quantification des laboratoires ne permettent pas d'établir une concentration pour chaque polluant analysé.

Ces incertitudes sont limitées par l'établissement d'un historique des activités ayant été exercées au droit du site (ceci permettant d'orienter les investigations à réaliser).

La présente étude prend en compte les substances ayant été analysées et pour lesquelles des concentrations supérieures à la limite de quantification sont obtenues. De ce fait, les substances non recherchées lors des investigations n'ont pas été considérées.

### **Concentrations retenues dans les sols**

Les concentrations maximales détectées dans les sols au droit de chaque zone du projet de réaménagement ont été retenues pour la quantification des risques, compte tenu du nombre restreint d'analyses disponibles pour certains paramètres et de la mauvaise connaissance de l'extension de certaines anomalies.

Ce choix a notamment conduit à considérer des poches de pollution pouvant être ponctuelles comme affectant toute une partie du projet.

Il s'agit d'une approche majorante, qui a une influence prédominante sur les risques obtenus.

## Concentrations retenues dans les eaux souterraines

Les concentrations maximales rencontrées sur les trois piézomètres ont été retenues pour modéliser l'exposition aux substances volatiles de la nappe pour toutes les parties du site étudiées.

### 3- Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition

L'estimation de l'exposition d'un individu, à l'aide de modèles, n'est qu'une représentation mathématique approximative de la réalité. L'incertitude associée aux modèles est difficile à évaluer étant donné le faible nombre de modèles disponibles et le manque de validation des résultats par des données de terrain.

#### Incertitudes associées au choix du modèle

Le choix du modèle à utiliser est essentiel. Dans certains cas, ce choix s'impose de lui-même si le modèle est le seul, de par ses capacités intrinsèques, à pouvoir tenir compte d'une caractéristique particulière de la situation considérée.

Dans le cas présent,

- Inhalation en extérieur : l'utilisation de la méthode ASTM est adaptée à la modélisation des concentrations dans l'air ambiant en extérieur à partir des concentrations dans le sol (équation CM3) et les eaux souterraines (équation CM5) mais ne permet de prendre en compte qu'une seule couche de sol.
- Inhalation à l'intérieur des bâtiments : Le modèle Johnson et Ettinger est adapté pour modéliser les transferts de vapeur depuis le sol et les eaux souterraines vers les bâtiments sur sous-sol et de plein pied. Il a donc été utilisé dans la présente étude.

#### Incertitudes associées au choix des paramètres d'entrée du modèle

Les valeurs de ces paramètres d'entrée ont été calées, chaque fois que c'était possible, sur des données spécifiques au site : observations de terrain, plan du projet d'aménagement...

- Les propriétés physico-chimiques des substances (provenant de bases de données fiables telles que l'INERIS, l'US-EPA, ou la littérature scientifique), ne sont pas des sources majeures d'incertitudes.
- Les paramètres géologiques proviennent d'observations réalisées sur site.
- Les hauteurs de plafond, les épaisseurs de dalle et les dimensions des bâtiments ne font pas l'objet d'incertitudes élevées du fait de l'utilisation des dimensions spécifiques aux bâtiments étudiés.

Une part de l'incertitude liée à l'utilisation du modèle provient de l'utilisation de paramètres standards du fait de l'absence de données spécifiques, et de la nécessité de faire un choix sur des paramètres pour lesquels il existe différentes valeurs disponibles dans les sources bibliographiques (foc, Wcrack, température du sol...). Néanmoins, il faut souligner que, de façon générale, les paramètres retenus pour calculer les risques ont tendance à surestimer les risques sanitaires.

Lors d'une exposition par inhalation de vapeurs provenant des sols et des eaux souterraines, trois facteurs peuvent avoir une influence non négligeable sur le résultat final. Il s'agit du taux de fissuration de la dalle, du taux de renouvellement d'air et du type de sol retenu.

Concernant le taux de fissuration, en l'absence de valeurs propres au site, les calculs de risques ont été effectués avec les valeurs calculées supposant le fond du bâtiment constitué de dalles unitaires de 10 x 10 m.

Le taux de transfert du sous-sol vers le rez de chaussée est également un paramètre important dont la valeur a été retenue de façon majorante. Il a été supposé dans la présente étude qu'il existait une atténuation des teneurs en gaz provenant du sol et des eaux de 68 %

entre le niveau de sous-sol et le rez-de-chaussée. Il s'agit du taux maximal proposé par le modèle Risc Human (méthode HESP) qui indique un taux de transfert compris entre 0 et 68%. L'influence de ce choix est étudiée quantitativement par la suite.

### **Incertitudes sur la modélisation de l'exposition des cibles**

Les cibles choisies sont les usagers du site les plus sensibles, c'est-à-dire ceux qui sont les plus exposés aux substances volatiles présentes dans les sols et les eaux souterraines.

### **4- Incertitudes sur l'évaluation de la toxicité**

Selon l'US EPA, il existe de nombreuses sources d'incertitudes associées à la détermination des valeurs de toxicité, notamment du fait :

- de l'extrapolation de la réponse dose-effet pour de faibles doses à partir de hautes doses,
- de l'extrapolation de réponse pour des expositions de courtes durées à de longues durées,
- de l'extrapolation des résultats d'expérimentations chez l'animal pour prédire des effets chez l'homme,
- de l'extrapolation de réponses à partir d'études provenant de populations animales homogènes pour prédire les effets sur une population composée d'individus avec un large spectre de sensibilité.

Les bases de données toxicologiques retenues pour l'étude sont différentes dans l'approche ICF et dans l'approche de la circulaire DGS sur les choix des VTR.

Selon l'approche ICF, pour les substances étudiées, l'ensemble des protocoles expérimentaux sur lesquels sont fondées les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) a été étudié. Plusieurs VTR étant disponibles pour une même substance et une même voie d'exposition, des critères de sélection rigoureux sont appliqués.

Ces méthodes de choix des VTR sont décrites et discutées dans les parties 4 et 5.3 du chapitre IV

Il faut ajouter la prise en compte, en l'absence de données, d'une biodisponibilité maximale des substances chimiques (égale à 100%), hypothèse conservatoire.

#### **➤ Analyse quantitative**

Une analyse de sensibilité peut être menée, à titre informatif, sur certains des paramètres cités dans l'analyse des incertitudes.

### **1- Sensibilité du type de sol retenu**

Les terrains immédiatement situés sous la dalle du sous-sol sont décrits comme des sables argileux (et parfois comme des marnes calcaires) dans le diagnostic. L'étude principale assimile cette texture de sol à un « loamy sand ». Toutefois, un autre choix moins précautionneux et jugé moins pertinent aurait pu consister à retenir une texture de type « sandy loam ».

Une analyse de sensibilité a été menée sur la base de ce second choix possible, les résultats sont les suivants :

*Résultats de l'analyse de sensibilité du type de sol retenu :*



	Type de sol: Loamy Sand (sable limoneux)		Sandy Loam (sol de type limoneux -		Pourcentage de variation par rapport au cas d'étude	
	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil
Cible 1	3,54E-05	3,94E-01	4,23E-05	8,51E-01	-16,4	-53,8
	1,16E-05	1,55E-01	2,52E-05	4,23E-01	-54,1	-63,3
Cible 2	3,34E-06	3,47E-01	7,58E-06	9,84E-01	-55,9	-64,7
	8,72E-07	1,17E-01	2,29E-06	3,42E-01	-61,9	-65,9
Cible 3	6,31E-06	4,11E-01	1,41E-05	1,14E+00	-55,4	-64,1
	2,51E-06	1,69E-01	6,52E-06	4,93E-01	-61,5	-65,8
Cible 4	9,65E-06	7,58E-01	2,17E-05	2,13E+00	-55,6	-64,4
	3,38E-06	2,85E-01	8,81E-06	8,35E-01	-61,6	-65,8

Ces calculs mettent en évidence le caractère très sensible du choix du type de sol. En particulier, un sol de type limono-sableux conduirait, s'il était retenu, à rendre les niveaux de risques associés aux cibles 3 et 4 acceptables (au niveau de l'école de plain pied). Cependant, les risques associés à la cible 1 restent inacceptables. La réalisation d'une analyse granulométrique sur les sols qualifiés de sablo-argileux sous le sous-sol est donc recommandée dans le cadre des investigations complémentaires.

## 2- Sensibilité de la profondeur de la nappe

La profondeur de la nappe retenue est une valeur spécifique au secteur étudié, correspondant à la moyenne des niveaux mesurés en mai 2007 sur les trois piézomètres du site. Or la nappe dans le secteur a pendant longtemps été rabattue par des captages industriels qui ne sont plus exploités à l'heure actuelle. Depuis la fin de ces pompages, le niveau de la nappe remonte. Afin de prendre en compte la remontée du niveau piézométrique dans le secteur, un calcul de risques est proposé à titre informatif sur la base de la cote de Bourdaloue (35,84 m NVP), correspondant au niveau antérieur à toute sollicitation industrielle de la nappe établi vers 1860.

Une analyse de la sensibilité est proposée dans le tableau suivant :

*Résultats de l'analyse de sensibilité du paramètre profondeur de la nappe :*

	1- Nappe: profondeur de 913 cm		Nappe: profondeur de 1214 cm		Pourcentage de variation par rapport au cas d'étude	
	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil
Cible 1	3,79E-05	7,95E-01	4,23E-05	8,51E-01	-10,5	-6,6
	2,41E-05	3,92E-01	2,52E-05	4,23E-01	-4,5	-7,3
Cible 2	7,63E-06	9,85E-01	7,58E-06	9,84E-01	0,7	0,1
	2,30E-06	3,42E-01	2,29E-06	3,42E-01	0,5	0,0
Cible 3	1,39E-05	1,14E+00	1,41E-05	1,14E+00	-1,8	-0,8
	6,20E-06	4,87E-01	6,52E-06	4,93E-01	-4,9	-1,3
Cible 4	2,15E-05	2,12E+00	2,17E-05	2,13E+00	-0,9	-0,4
	8,50E-06	8,29E-01	8,81E-06	8,35E-01	-3,5	-0,8

Le modèle Johnson et Ettinger est utilisé en source finie pour les sols dans la présente étude. La profondeur de la nappe influe donc, d'une part sur l'épaisseur de la source sol dans le cadre de l'estimation des concentrations en polluants libérés par les sols dans l'air intérieur, et d'autre part, sur la tranche de terrain que les substances se volatilisant à partir de la nappe doivent traverser pour affecter la qualité de l'air intérieur.

Au regard des pourcentages de variation obtenus, la sensibilité de ce paramètre pour les cibles est très faible.

### 3- Sensibilité du taux de transfert

Il a été supposé dans la présente étude qu'il existait une atténuation des teneurs en gaz provenant du sol et des eaux de 68 % entre le niveau de sous-sol et les étages. Il s'agit du taux maximal proposé par le modèle Risc Human (méthode HESP) qui indique un taux de transfert compris entre 0 et 68%. Afin d'analyser l'incertitude associée à la valeur de ce paramètre, une analyse quantitative a été réalisée en prenant en compte, à la place de cette valeur maximale de 68 % de Risc Human, un taux de 39,4% correspondant au 95<sup>ème</sup> percentile de cette distribution.

Les résultats de cette analyse sont présentés dans le tableau suivant :

*Résultats de l'analyse de sensibilité du paramètre taux de transfert*

	Taux de transfert gymnase - école: 39,4 %		Taux de transfert gymnase - école : 68 %		Pourcentage de variation par rapport au cas d'étude	
	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil
Cible 1	4,23E-05	8,51E-01	4,23E-05	8,51E-01	0,0	0,0
	1,63E-05	2,73E-01	2,52E-05	4,23E-01	-35,5	-35,5
Cible 2	7,58E-06	9,84E-01	7,58E-06	9,84E-01	0,0	0,0
	1,44E-06	2,16E-01	2,29E-06	3,42E-01	-36,9	-36,9
Cible 3	1,41E-05	1,14E+00	1,41E-05	1,14E+00	0,0	0,0
	5,19E-06	3,59E-01	6,52E-06	4,93E-01	-20,4	-27,1
Cible 4	2,17E-05	2,13E+00	2,17E-05	2,13E+00	0,0	0,0
	6,64E-06	5,75E-01	8,81E-06	8,35E-01	-24,7	-31,1

Les niveaux de risques peuvent varier de façon importante (jusqu'à 37% pour la cible 2) mais le critère d'acceptabilité des niveaux de risques n'est jamais modifié.

## ANNEXE 9 Calcul des objectifs de réhabilitation

### Calcul des objectifs de réhabilitation (VTR selon l'approche ICF)

#### ➤ **Partie de l'école de plain pied**

##### *Niveau de risque cancérigène de la cible 1*

Le risque le plus élevé étant le risque cancérigène associé à l'inhalation de substances volatiles issues des sols ( $2,4 \times 10^{-5}$ ) et de la nappe ( $1,44 \times 10^{-5}$ ) pour la cible 1, c'est à partir des traceurs de risques associés que sont recherchés les premiers objectifs de réhabilitation :

- Concernant la nappe, afin d'arriver à un niveau de risque identique à celui de l'approche circulaire DGS ( $2.18 \times 10^{-6}$ ), il faut baisser la concentration pour le chlorure de vinyle (96% du risque,  $100 \mu\text{g/L}$ ) jusqu'à  $12 \mu\text{g/L}$ .

- Concernant les sols, le benzène ( $550 \mu\text{g/Kg}$ ) et le chloroforme ( $450 \mu\text{g/Kg}$ ) contribuent respectivement pour 50% et 36% du risque. En proposant les concentrations suivantes :  $125 \mu\text{g/Kg}$  pour le benzène et  $100 \mu\text{g/Kg}$  pour le chloroforme, le niveau de risque lié à l'inhalation de substances volatiles issues du sol devient acceptable ( $8.12 \times 10^{-6}$ ). Afin que le niveau de risque cancérigène total soit acceptable, il est cependant nécessaire de continuer à baisser ce risque. Si le naphthalène présent dans les sols (qui représente désormais 33% du risque avec les nouvelles concentrations en benzène et chloroforme) est passé de  $1100 \mu\text{g/L}$  à  $400 \mu\text{g/L}$  : le risque total devient acceptable :  $9.75 \times 10^{-6}$ .

##### *Niveaux de risques cancérigène des cibles 3 et 4*

Avec ces nouveaux seuils, les risques cancérigènes des cibles 3 et 4 deviennent acceptables : respectivement  $5.4 \times 10^{-6}$  et  $7.33 \times 10^{-6}$ .

##### *Niveaux de risques non cancérigènes pour les cibles 3 et 4*

(Avec la nouvelle concentration du benzène, ce niveau de risque a diminué mais demeure inacceptable pour les cibles 3 et 4)

Concernant les risques non cancérigènes associés à l'inhalation des substances volatiles issues des sols, pour les cibles 3 et 4, les traceurs de risques sont les hydrocarbures totaux et les cyanures qui contribuent respectivement pour 60% et 28% du risque.

En réduisant les concentrations d'hydrocarbures totaux de 50 % et en faisant passer les cyanures de  $1200$  à  $500 \mu\text{g/Kg}$  : les risques non cancérigènes des cibles 3 ( $5.28 \times 10^{-1}$ ) et ( $9.15 \times 10^{-1}$ ) deviennent acceptables.

#### ➤ **Partie de l'école au dessus du gymnase:**

##### *Niveau de risque cancérigène de la cible 1*

Le risque cancérigène provient de l'inhalation de substances volatiles issues des sols pour la cible 1.

En proposant une concentration de  $10000 \mu\text{g/Kg}$  pour le naphthalène présent dans les sols (87% du risque,  $85000 \mu\text{g/Kg}$ ), le risque cancérigène total obtenu est acceptable:  $7.34 \times 10^{-6}$ .

## **Calcul des objectifs de réhabilitation (VTR selon la circulaire DGS)**

### ➤ **Partie de l'école de plain pied**

#### *Niveau de risque cancérigène de la cible 1*

Le risque le plus élevé étant le risque cancérigène associé à l'inhalation de substances volatiles ( $5.61 \cdot 10^{-5}$ ) issues des sols pour la cible 1, c'est à partir des traceurs de risques associés que sont recherchés les premiers seuils de réhabilitation.

Le benzène et le chloroforme contribuent respectivement pour 33% et 59% du risque (on notera que en comparé de l'approche ICF le chloroforme devient le traceur prioritaire, c'est une conséquence de la différence de valeur des VTR).

En proposant les concentrations suivantes : 40 µg/Kg pour le chloroforme, 65µg/Kg pour le benzène et 300 µg/L pour le naphthalène, le risque devient acceptable :  $9.8 \cdot 10^{-6}$ .

#### *Niveaux de risques cancérigène des cibles 2, 3 et 4*

Avec ces nouveaux seuils, les risques cancérigènes des cibles enfants deviennent acceptables (cible2:  $1.94 \cdot 10^{-6}$ , cible 3:  $3.99 \cdot 10^{-6}$ , cible 4:  $5.93 \cdot 10^{-6}$ ).

#### *Niveaux de risques non cancérigènes pour les cibles enfants (2,3 et 4)*

(Avec la nouvelle concentration du benzène, ces niveaux de risques ont diminué mais demeurent inacceptables pour la cible 4)

Concernant les risques non cancérigènes associés à l'inhalation des substances volatiles issues des sols, les traceurs de risques sont les hydrocarbures totaux et les cyanures qui contribuent respectivement pour 60% et 28% du risque.

Comme précédemment, en réduisant les concentrations d'hydrocarbures totaux de 50 % et en faisant passer les cyanures de 1200 à 500 µg/Kg : le risques non cancérigènes de la cible 4 devient acceptable :  $9.69 \cdot 10^{-1}$ .

### ➤ **Partie de l'école au dessus du gymnase**

#### *Niveau de risque cancérigène de la cible 1*

En proposant une concentration de 15000µg/Kg pour le naphthalène présent dans les sols (85% du risque, 85000 µg/Kg), le risque cancérigène obtenu est acceptable:  $7.38 \cdot 10^{-6}$ .

Egalement, cette concentration permet d'atteindre des risque non cancérigènes acceptables pour la cible enfant grandissant :  $5.94 \cdot 10^{-1}$ .

## ANNEXE 10 Niveaux de risques obtenus avec les seuils de réhabilitation

Approche ICF après détermination des objectifs de réhabilitation	Niveau de risque d'effets sans seuil	Niveau de risque d'effets à seuil	
<b>CIBLE 1 : Professeur école</b>			
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,28E-07	8,69E-03
	gymnase (activité professionnelle)	5,39E-07	2,06E-02
	école, partie de plain pied	6,39E-06	6,75E-01
	école, partie au dessus du gymnase	4,17E-06	1,59E-01
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>7,16E-06</b>	<b>7,05E-01</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>4,93E-06</b>	<b>1,88E-01</b>
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	1,11E-07	2,09E-04
	gymnase (activité professionnelle)	2,62E-07	4,95E-04
	école, partie de plain pied	2,22E-06	1,39E-02
	école, partie au dessus du gymnase	2,02E-06	3,83E-03
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>2,59E-06</b>	<b>1,46E-02</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>2,40E-06</b>	<b>4,53E-03</b>
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	1,11E-07	2,09E-04
	nappe, cours d'école	2,62E-07	4,95E-04
	<b>Total</b>	<b>2,22E-06</b>	<b>1,39E-02</b>
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>9,75E-06</b>	<b>7,19E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>7,34E-06</b>	<b>1,93E-01</b>
<b>CIBLE 2 : Enfant de moins de 6 ans (maternelle)</b>			
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	9,49E-08	2,05E-02
	école, partie de plain pied	1,64E-06	3,55E-01
	école, partie au dessus du gymnase	6,81E-07	1,47E-01
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,74E-06</b>	<b>3,75E-01</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>7,76E-07</b>	<b>1,67E-01</b>
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,18E-08	4,13E-04
	école, partie de plain pied	1,71E-07	1,08E-02
	école, partie au dessus du gymnase	1,57E-07	2,96E-03
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,93E-07</b>	<b>1,12E-02</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>1,78E-07</b>	<b>3,37E-03</b>
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	4,18E-14	7,34E-09
	nappe, cours d'école	2,83E-10	1,19E-04
	<b>Total</b>	<b>2,83E-10</b>	<b>1,19E-04</b>
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>1,93E-06</b>	<b>3,87E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>9,55E-07</b>	<b>1,71E-01</b>
<b>CIBLE 3 : Enfant de plus de 6 ans (primaire)</b>			
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,49E-06	1,23E-01
	gymnase (activité professionnelle)	1,66E-07	2,45E-02
	école, partie de plain pied	2,21E-06	3,67E-01
	école, partie au dessus du gymnase	1,05E-06	1,55E-01
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>4,86E-06</b>	<b>5,15E-01</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>3,71E-06</b>	<b>3,03E-01</b>
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,29E-07	1,24E-03
	gymnase (activité professionnelle)	3,93E-08	4,95E-04
	école, partie de plain pied	2,73E-07	1,15E-02
	école, partie au dessus du gymnase	2,49E-07	3,14E-03
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>5,41E-07</b>	<b>1,32E-02</b>
<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>5,18E-07</b>	<b>4,88E-03</b>	
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	6,27E-14	3,95E-09
	nappe, cours d'école	4,24E-10	1,19E-04
	<b>Total</b>	<b>4,24E-10</b>	<b>1,19E-04</b>
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>5,40E-06</b>	<b>5,28E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>4,23E-06</b>	<b>3,08E-01</b>
<b>CIBLE 4: Enfant grandissant (cible2 + cible3)</b>			
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>7,33E-06</b>	<b>9,15E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>5,18E-06</b>	<b>4,79E-01</b>

Approche de la circulaire de la DGS, après détermination des objectifs de réhabilitation

		Niveau de risque d'effets sans seuil	Niveau de risque d'effets à seuil
<b>CIBLE 1 : Professeur école</b>			
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	3,13E-07	1,14E-02
	gymnase (activité professionnelle)	7,42E-07	2,70E-02
	école, partie de plain pied	6,46E-06	3,48E-01
	école, partie au dessus du gymnase	5,73E-06	2,09E-01
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>7,51E-06</b>	<b>3,86E-01</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>6,79E-06</b>	<b>2,47E-01</b>
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	2,73E-08	2,34E-04
	gymnase (activité professionnelle)	6,47E-08	5,55E-04
	école, partie de plain pied	2,18E-06	1,85E-02
	école, partie au dessus du gymnase	5,00E-07	4,29E-03
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>2,27E-06</b>	<b>1,93E-02</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>5,92E-07</b>	<b>5,08E-03</b>
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	4,18E-13	0,00E+00
	nappe, cours d'école	2,77E-09	1,25E-04
	<b>Total</b>	<b>2,77E-09</b>	<b>1,25E-04</b>
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>9,79E-06</b>	<b>4,06E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>7,38E-06</b>	<b>2,52E-01</b>
<b>CIBLE 2 : Enfant de moins de 6 ans (maternelle)</b>			
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	1,25E-07	2,94E-02
	école, partie de plain pied	1,64E-06	3,86E-01
	école, partie au dessus du gymnase	8,98E-07	2,11E-01
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,77E-06</b>	<b>4,16E-01</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>1,02E-06</b>	<b>2,40E-01</b>
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	5,39E-09	4,62E-04
	école, partie de plain pied	1,69E-07	1,44E-02
	école, partie au dessus du gymnase	3,87E-08	3,32E-03
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>1,74E-07</b>	<b>1,49E-02</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>4,41E-08</b>	<b>3,78E-03</b>
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	4,18E-14	0,00E+00
	nappe, cours d'école	2,77E-10	1,25E-04
	<b>Total</b>	<b>2,77E-10</b>	<b>1,25E-04</b>
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>1,94E-06</b>	<b>4,31E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>1,07E-06</b>	<b>2,44E-01</b>
<b>CIBLE 3 : Enfant de plus de 6 ans (primaire)</b>			
inhalation de substances volatiles issues des SOLS, intérieur	gymnase (activité de loisir)	1,22E-06	8,63E-02
	gymnase (activité professionnelle)	2,20E-07	3,53E-02
	école, partie de plain pied	2,21E-06	3,99E-01
	école, partie au dessus du gymnase	1,40E-06	2,23E-01
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>3,66E-06</b>	<b>5,21E-01</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>2,84E-06</b>	<b>3,44E-01</b>
inhalation de substances volatiles issues de la NAPPE, intérieur	gymnase (activité de loisir)	5,66E-08	1,39E-03
	gymnase (activité professionnelle)	9,71E-09	5,55E-04
	école, partie de plain pied	2,69E-07	1,53E-02
	école, partie au dessus du gymnase	6,16E-08	3,52E-03
	<b>Total (avec école de plain pied)</b>	<b>3,35E-07</b>	<b>1,73E-02</b>
	<b>Total (avec école au dessus du gymnase)</b>	<b>1,28E-07</b>	<b>5,47E-03</b>
inhalation de substances volatiles issues des SOLS et de la NAPPE, extérieur	sols, cours d'école	6,27E-14	0,00E+00
	nappe, cours d'école	4,16E-10	1,25E-04
	<b>Total</b>	<b>4,16E-10</b>	<b>1,25E-04</b>
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>3,99E-06</b>	<b>5,38E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>2,97E-06</b>	<b>3,50E-01</b>
<b>CIBLE 4: Enfant grandissant (cible2 + cible3)</b>			
<b>TOTAL / partie école de plain pied</b>		<b>5,93E-06</b>	<b>9,69E-01</b>
<b>TOTAL / partie école au-dessus du gymnase</b>		<b>4,04E-06</b>	<b>5,94E-01</b>

**ANNEXE 11 Nouvelles concentrations retenues pour les substances disposant d'une valeur réglementaire**

Description		Pz1	Pz2	Pz3	MAXIMUM
<b>METAUX</b>					
Mercuré (Hg)	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0
<b>COMPOSES AROMATIQUES VOLATILS</b>					
benzène	µg/l	< 0,2	< 0,2	1,4	0
toluène	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
éthylbenzène	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
xylènes	µg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>					
naphtalène	µg/l	22	< 0,1	< 0,1	22
anthracène	µg/l	0,28	< 0,02	< 0,02	0,28
phénanthrène	µg/l	2	< 0,02	< 0,02	2
fluoranthène	µg/l	0,57	< 0,02	< 0,02	0,57
benzo(a)anthracène	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
chrysène	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
benzo(a)pyrène	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
benzo(ghi)pérylène	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
benzo(k)fluoranthène	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
indéno(1,2,3-cd)pyrène	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
acénaphthylène	µg/l	2,3	< 0,1	< 0,1	2,3
acénaphène	µg/l	1,4	< 0,1	< 0,1	1,4
fluorène	µg/l	1,6	< 0,05	< 0,05	1,6
pyrène	µg/l	0,29	< 0,02	< 0,02	0,29
benzo(b)fluoranthène	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
dibenzo(ah)anthracène	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
<b>COMPOSES ORGANO HALOGENES VOLATILS</b>					
1,2-dichloroéthane	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0
1,1-dichloroéthylène	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
cis 1,2-dichloroéthylène	µg/l	< 0,1	< 0,1	0,63	0,63
dichlorométhane	µg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
1,2-dichloropropane	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
1,3-dichloropropène	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
tétrachloroéthylène	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
tétrachlorométhane	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
1,1,1-trichloroéthane	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
trichloroéthylène	µg/l	< 0,1	0,2	< 0,1	0
chloroforme	µg/l	< 0,1	< 0,1	0,54	0,54
chlorure de vinyle	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0
hexachlorobutadiène	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
bromoforme	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
<b>POLYCHLOROBIPHENYLS (PCB)</b>					
PCB 28	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PCB 52	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PCB 101	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PCB 118	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PCB 138	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PCB 153	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PCB 180	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PCB totaux (7)	µg/l	< 0,07	< 0,07	< 0,07	0,07
<b>HYDROCARBURES TOTAUX</b>					
total C10-C40	µg/l	235	< 50	< 50	235
fraction aromat. C6-C7	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aromat. C7-C8	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aromat. C8-C10	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aromat. C10-C11	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aromat. C12-C15	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aromat. C16-C20	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aromat. C21-C34	µg/l	67	< 50	< 50	
fraction aliphat. C5-C6	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aliphat. C6-C8	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aliphat. C8-C10	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aliphat. C10-C11	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aliphat. C12-C15	µg/l	< 50	< 50	< 50	
fraction aliphat. C16-C34	µg/l	130	< 50	< 50	
fraction c10-c12	µg/l	18	< 10	< 10	18
fraction c12-c16	µg/l	62	< 10	< 10	62
fraction c16-c21	µg/l	15	< 10	< 10	15
fraction c21-c40	µg/l	140	< 10	< 10	140
<b>COMPOSES INORGANIQUES</b>					
Ammonium -N (NH4+)	mgN/l	0,2	< 0,15	7,6	7,6
Cyanure (libre)	µg/l	< 5	11	26	26
Cyanure (total)	µg/l	12	990	1100	0
Sulfures totaux	mg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1