



---

**Ingénieur du Génie Sanitaire**

Promotion : **2009 - 2010**

Date du Jury : **Octobre 2010**

---

**Evaluation des risques résiduels  
lors de la requalification d'une friche  
industrielle, cas de la friche « PCUK »  
(département du Nord)**

---

**Pierre Delcour**

Référent professionnel :

**Didier Huot-Marchand**

Référent pédagogique : **Jean Carré**

---

# Remerciements

---

Je souhaite d'abord remercier M. Kaszynski, Mme. Briquet et M. Huot-Marchand pour m'avoir accepté comme stagiaire au sein de l'Etablissement Public Foncier Nord-Pas-de-Calais.

Un grand merci à M. Huot-Marchand et M. Carré, mes référents, professionnel et pédagogique, qui m'ont guidé dans ce travail et ont toujours trouvé le temps nécessaire pour m'accompagner lorsque j'en avais besoin.

Merci également à l'ensemble du personnel de l'EPF pour leur accueil et leur disponibilité tout au long de ces quatre mois.

Je tiens également à remercier Guillaume Gay de l'INERIS qui m'a apporté de précieux conseils pour la modélisation de la volatilisation en air extérieur, ainsi que Roselyne Améon pour les questions liées au radon.

Enfin merci à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

---

# Sommaire

---

Introduction .....	1
1. Contexte.....	3
1.1. Définition de la friche industrielle .....	3
1.2. Contexte réglementaire .....	3
1.3. Des projets de réhabilitation issus d'une combinaison d'enjeux.....	4
1.3.1.Un enjeu sanitaire et environnemental .....	4
1.3.2.Un enjeu social et de communication .....	5
1.3.3.Un enjeu urbanistique .....	6
1.3.4.Un enjeu patrimonial .....	6
1.3.5.Un enjeu foncier .....	6
1.4. Dans un contexte méthodologique évolutif .....	7
1.4.1.D'une gestion par le risque.....	7
1.4.2.A une gestion selon les usages.....	8
2. La friche PCUK .....	9
2.1. Activités historiques du site.....	9
2.2. Contexte hydrologique et hydrogéologique.....	11
2.3. Diagnostic de pollution.....	12
2.3.1.Une pollution métallique.....	12
2.3.2.Une pollution radiologique.....	14
2.4. Opération de requalification .....	15
2.4.1.Les premières actions de gestions .....	15
2.4.2.Définition des usages futurs .....	16
2.4.3.Une opportunité dans le cadre du projet Blue Links .....	17
2.4.4.Traitement de la friche par l'EPF .....	18
2.4.5.Traitement des terrils de chrome par Rhodia.....	20
2.4.6.Action complémentaire des collectivités sur site et hors-site .....	20
3. Analyse des Risques Résiduels .....	21
3.1. Analyse des Risques Résiduels chimiques.....	21
3.1.1.Sélection des substances chimiques à considérer .....	22
3.1.2.Identification des dangers pour les substances considérées .....	23
3.1.3.Evaluation des effets dose/réponse .....	26
3.1.4.Caractérisation de l'exposition .....	30
3.1.5.Caractérisation des risques sanitaires.....	36
3.1.6.Discussion des incertitudes.....	38
3.2. Analyse des Risques Résiduels radiologiques.....	41
3.2.1.Identification des dangers .....	42
3.2.2.Evaluation des effets dose/réponse .....	42

3.2.3. Caractérisation de l'exposition .....	43
3.2.4. Comparaison de l'exposition à la réglementation.....	45
3.2.5. Discussion des incertitudes .....	45
3.3. Conclusion concernant les risques sanitaires.....	47
4. Pérennisation des mesures .....	48
4.1. Durabilité technique du confinement .....	48
4.1.1. Impact du développement d'arbres sur le site.....	48
4.1.2. Autres phénomènes pouvant altérer l'ENM.....	50
4.1.3. Atténuation naturelle.....	51
4.2. Sur le plan urbanistique et juridique .....	52
4.2.1. L'indice « n » dans le PLU .....	52
4.2.2. Les servitudes .....	53
4.2.3. Transfert de responsabilité par le changement d'usage.....	55
Conclusion .....	57
Bibliographie.....	59
Liste des annexes .....	I

---

## Liste des illustrations

---

Illustration 1: Aperçu du terril de phosphogypse dans les années 80.....	9
Illustration 2: Vue aérienne du site en 1984.....	10
Illustration 3: Vue aérienne du site au début des années 2000.....	10
Illustration 4: Réseaux hydrologiques du secteur avant les travaux de réhabilitation .....	11
Illustration 5: Esquisse du projet de réhabilitation après réintégration des deux terrils de chrome .....	16
Illustration 6: Schéma de principe du confinement de la friche .....	19
Illustration 7: Schéma conceptuel des expositions résiduelles aux substances chimiques .....	22
Illustration 8: Schéma conceptuel des expositions radiologiques résiduelles.....	41
Illustration 9: Nombre de racines pénétrant la couverture imperméable en fonction de l'épaisseur de terres végétalisables (Hutchings <i>et al.</i> , 2006) .....	49

---

## Liste des tableaux

---

Tableau 1: Teneurs moyennes en éléments métalliques dans les sols de la friche.....	12
Tableau 2: Synthèse des débits massiques de chrome rejetés dans l'Espierre.....	13
Tableau 3: Concentrations seuils sur lixiviats pour l'admission des sédiments de dragage .....	18
Tableau 4: Teneurs seuils sur brut pour l'admission des sédiments.....	18
Tableau 5: Teneurs moyennes contenus dans les terres végétalisables.....	19
Tableau 6: Facteurs d'équivalent toxique proposés par l'INERIS (Ineris, 2006) .....	28
Tableau 7: Excès de risque individuel pour les HAP retenus .....	28
Tableau 8: Valeur de référence choisie pour les différentes substances.....	29
Tableau 9: Récapitulatif des scénarii .....	33
Tableau 10: Récapitulatif des résultats la caractérisation des risques.....	37
Tableau 11: Dose efficace reçue par an pour les différents scénarii .....	45
Tableau 12: Demi-vies par biodégradation dans les sols de certains HAP (Ineris, 2005) .	51

---

## Liste des sigles utilisés

---

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie  
AEAP : Agence de l'Eau Artois-Picardie  
ARR : Analyse des Risques Résiduels  
ARS : Agence Régionale de Santé  
ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry  
BASIAS : Base de données des Anciens Sites Industriels et Activités de Services  
BASOL : Base de données sur les sites et sols pollués  
BMD : Benchmark Dose  
BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes  
CAUE : Conseil d'Architecture d'Urbanisme et de l'Environnement  
CIPR : Centre International de Protection Radiologique  
CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer.  
CIRE : Cellule Interrégionale d'Epidémiologie  
DDT : Direction Départementale des Territoires  
DREAL : Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement  
EDR : Etude Détaillée des Risques  
ENM : Espace Naturel Métropolitain  
EPF : Etablissement Public Foncier  
EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires  
ESR : Etude Simplifiée des Risques  
FET : Facteurs d'Equivalent Toxique  
FURETOX : Faciliter l'Usage des REsources TOXicologiques  
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques  
HCT : Hydrocarbures Totaux  
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  
IRSN : Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire  
IRZ : In-situ Reactive Zone  
LAURE : Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie  
LMCU : Lille Métropole Communauté Urbaine  
LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level  
NOAEL: No Observed Adverse Effect Level  
OEHHA: Office of Environmental Health Hazard Assessment  
OMS: Organisation Mondiale de la Santé  
RIVM : Institut national de santé publique et de l'environnement néerlandais  
PCUK : Produits Chimiques UGINE Kuhlmann  
SRU : Solidarité et Renouvellement Urbain  
US EPA : US Environmental Protection Agency  
VCI : Valeur de Constat d'Impact  
VDSS : Valeur de Définition de Source-Sol  
VTR : Valeur Toxicologique de Référence

## Introduction

Depuis 200 ans, les concentrations de populations se sont accrues et déplacées. Les phénomènes d'industrialisation et de densification urbaine, qui ont eu lieu dans les pays occidentaux pendant le XIX<sup>e</sup> siècle, ont métamorphosé les paysages urbains et régionaux pour donner ceux que nous connaissons aujourd'hui. L'industrialisation massive de pays tels que la France a permis un grand développement économique ainsi qu'une hausse de la productivité. Ces activités ont nécessité des structures de transports. Le développement industriel se fit alors à proximité des axes fluviaux et voies ferrées. Les villes se sont ensuite développées aux XIX<sup>ème</sup> et XX<sup>ème</sup> siècles autour des industries, des « pôles d'emplois ». Le développement important des moyens de transports puis le recul de l'industrialisation ont entraîné à leur tour une délocalisation des industries vers d'autres lieux (zones périurbaines, rurales, à l'étranger...), laissant un gisement important de friches industrielles urbaines, présentant souvent des pollutions liées aux anciennes activités. Ces vestiges du passé représentent aujourd'hui un potentiel important en matière de renouvellement urbain et de cohérence du territoire.

Les réflexions sur la reconstruction de la ville ont permis la prise de conscience du potentiel de ces espaces en matière d'aménagement mais la prise en compte des risques sanitaires, devenue essentielle, complique les réhabilitations. Aujourd'hui, ces sites sont souvent l'objet de projets d'aménagements divers (habitations, zone commerciale, parcs urbains...). Cependant les réhabilitations ne permettent pas toujours d'éliminer toutes les sources de pollutions et les possibilités de contact entre l'Homme et les polluants. La requalification de ces espaces dégradés ne pouvant se faire au détriment de la santé publique, il apparaît nécessaire et indispensable d'assurer une sécurité sanitaire via une Analyse des Risques Résiduels. L'objectif est de s'assurer du caractère acceptable des expositions résiduelles pour les populations amenées à fréquenter ces espaces.

Sur proposition de Lille Métropole Communauté Urbaine (LMCU), l'Etablissement Public Foncier Nord-Pas-de-Calais, dont l'objet consiste à « procéder à toutes opérations immobilières et foncières de nature à faciliter l'aménagement au sens de l'article L.300-1 du Code de l'urbanisme, et spécialement la reconversion des friches industrielles et des espaces dégradés », a été désigné comme « ensemblier » de l'opération dite « PCUK » (Produits Chimiques Ugine Kuhlmann) en lien avec la société Rhodia Chimie, propriétaires des deux terrils de charrées de chrome, en vue de définir les conditions juridiques, techniques et financières de l'opération et pour assurer une première phase de requalification environnementale du site.

Cette mission de coordination et de pilotage de l'opération s'est articulée avec l'exercice de maître d'ouvrage qui s'est déroulé avec des financements provenant notamment de l'Agence de l'eau, de l'Etat (contrat plan Etat-Région), de Rhodia chimie, de LMCU et la mobilisation de fonds européens.

Cela s'est concrétisée par :

- Une convention opérationnelle de portage foncier et de réhabilitation de l'ancien site industriel PCUK en date du 26 octobre 2004, liant LMCU et l'EPF ;
- Un protocole d'accord entre LMCU, l'EPF et Rhodia, signé en 2006, qui fixe le déroulement de l'opération mais aussi les engagements de chacun tant sur les aspects juridiques, techniques et financiers.

Cette opération d'envergure (13 millions d'euros pour 47 ha) a permis de traiter un des sites les plus pollués de la région.

Ce mémoire est réalisé dans ce cadre, l'ancien site PCUK est réhabilité en parc naturel et sera intégré dans l'Espace Naturel Métropolitain (ENM) de LMCU. Par conséquent, cet espace rendu à la nature sera partiellement accessible à la population ainsi qu'aux personnes chargées de l'entretien. L'objectif du mémoire est d'évaluer les risques sanitaires résiduels pour les différentes catégories de personnes susceptibles d'être exposées et ensuite d'évaluer comment les risques pourront ou non être affectés au fil du temps.

Le rapport est organisé en 4 parties avec d'abord une présentation de l'ensemble du contexte des requalifications de friche industrielle. La deuxième partie concerne le site PCUK de la première activité au début du XX<sup>ème</sup> siècle aux travaux de réhabilitation. Ensuite, les Analyses de Risques Résiduels chimiques et radiologiques ont pu être menées à partir des résultats des travaux mais aussi des usages qui seront faits du site. Enfin, la durabilité des travaux sera abordée tant sous les aspects techniques, urbanistiques que juridiques afin de pérenniser les mesures.

# 1. Contexte

---

## 1.1. Définition de la friche industrielle

Dans l'environnement urbain actuel des grandes métropoles, les vestiges de la production industrielle représentent de nouveaux enjeux pour la ville (lutte contre l'étalement urbain...). Ces espaces sont qualifiés par le terme de « friche industrielle ». Leur estimation en France est difficile à effectuer notamment du fait du renouvellement continu, mais l'ADEME estimait en 2002 leur nombre entre 200 000 et 300 000 (Dusmenil et Ouellet, 2002) dont la moitié se situe dans la région Nord-Pas-de-Calais.

Plusieurs définitions de la notion de friche existent. Pour l'ADEME, une friche est « un espace laissé à l'abandon, temporairement ou définitivement, à la suite de l'arrêt d'une activité agricole, portuaire, industrielle, de service, de transformation, de défense militaire, de stockage, de transport ». Pour Lille Métropole Communauté Urbaine (LMCU), une friche industrielle est « un site, ayant accueilli une activité industrielle, inoccupé ou sous-utilisé qui stigmatise l'environnement urbain ». Les différences de définition peuvent parfois poser un problème de compréhension entre les différents acteurs. Dans ces définitions, la notion de pollution n'intervient pas. Cependant, dans un contexte industriel, il est très fréquent que le site soit contaminé par diverses substances, de façon directe par l'activité elle-même (retombées atmosphériques...) ou de façon indirecte (élimination des déchets sur le site, fuite de cuves...).

## 1.2. Contexte réglementaire

Alors qu'il y a des lois et des valeurs de gestion réglementaires sur les milieux eau (loi sur l'eau et les milieux aquatiques, 2006) et air (LAURE, 1996), il n'y a pas de textes spécifiques pour le milieu sol. Les moyens d'actions en terme de protection des sols se trouvent dans différents textes dont la réglementation relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), la législation Déchets ou encore la récente loi de responsabilité environnementale d'août 2008 (loi n°2008-757). La notion de risque sanitaire lié à l'environnement est reprise dans le code de la santé. La participation du public et des associations est renforcée depuis la loi Barnier relative à la protection de l'environnement de 1995 (participation en amont de projet d'aménagement...).

Le principe du pollueur-payeur s'applique dans le cadre des ICPE, ainsi le dernier exploitant d'un site est responsable des atteintes à l'environnement liées à son activité (différents milieux, terrains voisins...) même s'il n'a pas enfreint la loi en vigueur. La responsabilité lors d'une succession d'activités sur un site peut incomber au dernier exploitant. Il doit assurer la maîtrise des risques sanitaires et environnementaux lors de requalifications. Dans le cadre de site à responsable défaillant (liquidation...), le MEEDDM peut mandater l'ADEME pour assurer la maîtrise d'ouvrage des opérations de mise en sécurité au regard des atteintes à l'environnement. Pour toute réhabilitation postérieure, la responsabilité de la maîtrise des risques incombe au maître d'ouvrage selon le code civil.

Dans le cadre des friches industrielles, la réglementation ICPE (installation dont l'exploitation présente des risques pour l'environnement que l'origine soit industrielle ou agricole), fondée sur la loi du 19 juillet 1976, s'applique. La liste des activités classées est

fixée par une nomenclature et leur contrôle est effectué par les inspecteurs des installations classées puisque l'Etat est le garant de la protection de la santé. Plusieurs volets sont concernés par cette réglementation: la prévention des pollutions, le traitement des zones polluées et la conservation dans la mémoire des pollutions éventuelles. L'étude d'impact, nécessaire à toute nouvelle installation, permet de prévenir les pollutions et les risques sanitaires liés au fonctionnement quotidien de l'installation par inscription des mesures à mettre en place dès l'arrêté préfectoral d'autorisation ou de déclaration. En matière de traitement curatif, le préfet prescrit des évaluations ou des travaux qui sont rendus nécessaires. Depuis la loi n°2009-526 du 12 mai 2009 de simplification et de clarification du droit et d'allègement des procédures (article 114), l'exploitant d'une installation soumise à autorisation doit se concerter avec les pouvoirs publics afin de définir un usage futur du site et donc de dépolluer en conséquence afin de garantir la sécurité sanitaire. Pour les installations soumises à déclaration, la dépollution se fait en considérant un usage futur équivalent au dernier usage effectué. Lors d'aménagement avec changement d'usage, la responsabilité et les coûts de dépollution complémentaire sont couverts par le maître d'ouvrage. Le procès verbal de récolement est établi sur ces bases. Dans le cadre d'une cessation d'activité dans les règles, l'exploitant reste responsable de la découverte d'une pollution durant les trente premières années après l'établissement du procès verbal selon le rapport du Conseil d'Etat du 8 juillet 2005 (décision n°247976, société Alusuisse). Aujourd'hui, dès l'arrêté préfectoral d'autorisation ou de déclaration, l'exploitant doit fournir des garanties financières de « remise en état » du site à l'arrêt de l'exploitation, afin de réduire le nombre de sites devant être géré par l'Etat. Cette notion de « remise en état » doit être définie avec l'autorité compétente en matière d'urbanisme.

### **1.3. Des projets de réhabilitation issus d'une combinaison d'enjeux**

Les problématiques rencontrées lors des requalifications de sites pollués ont nécessité la mise en place d'une nouvelle méthodologie sur la gestion des sols pollués en France, publiée dans la circulaire relative aux sites et sols pollués du 8 février 2007. Cela passe par une gestion des risques sanitaires plus développée. Mais aussi par la prise en compte croissante d'autres enjeux notamment urbanistiques (lutte contre l'étalement urbain, cohérence du territoire...), sociaux et fonciers.

#### **1.3.1. Un enjeu sanitaire et environnemental**

Du fait des activités industrielles passées, les sites ont été souvent dénaturés voire pollués. La requalification des friches industrielles a donc notamment pour objectif d'améliorer l'environnement. Le développement de la ville du XIXème siècle fait que ces sites sont aujourd'hui situés en zone urbaine ou périurbaine, de nombreuses populations sont concernées par ces requalifications en tant que riverain ou en tant qu'utilisateur potentiel de l'aménagement futur. Les problématiques sanitaires deviennent alors croissantes.

Dans notre société où les populations s'interrogent de plus en plus sur leur santé, le pétitionnaire de tout projet doit apporter la preuve que son opération est en accord avec la gestion sanitaire actuelle. Cet enjeu est essentiel car les risques peuvent être réels et

les populations, présentes tout au long du processus de réhabilitation, demandent à être tenues informées des démarches et des projets concernant le site. La prise en compte de l'enjeu sanitaire est primordiale puisque l'acceptation du public est fortement liée à la notion de santé. Les techniques les plus utilisées de traitement de la pollution ne permettent pas toujours d'éliminer l'intégralité des polluants. Ainsi, la réalisation d'Analyses de Risques Résiduels (ARR) est indispensable afin de s'assurer de la bonne prise en compte des enjeux de santé dans le cadre de l'aménagement. Il est important aussi d'évaluer les évolutions futures de l'aménagement (vieillesse, changement de propriétaires, travaux,...) afin de garantir une gestion durable du risque sanitaire.

Une bonne maîtrise de l'enjeu sanitaire permet bien souvent de traiter également l'impact environnemental de la pollution. Cet enjeu environnemental se retrouve selon deux points. D'abord, sur le plan de la protection des milieux, les opérations de requalification permettent de répondre aux préoccupations concernant la biodiversité, aux problématiques de développement durable. Dans un deuxième temps, les réhabilitations des friches industrielles permettent également de limiter l'étalement urbain. Ce point a été signalé dans la loi SRU (Solidarité et Renouvellement Urbain) de 2000. L'étalement urbain augmente l'artificialisation des surfaces (55 000hectares en France par an) et réduit les surfaces agricoles (CAUE, 2005). Cet étalement représente la surface de l'agglomération de Lyon et de sa proche banlieue. Sur l'agglomération lilloise, LMCU s'est fixée un objectif de limiter l'extension des zones urbaines à un tiers des besoins d'espace. Il est alors nécessaire de favoriser la reconstruction de la ville sur elle-même. Les friches urbaines présentent alors un fort enjeu environnemental de lutte contre l'étalement urbain.

### **1.3.2. Un enjeu social et de communication**

Bien souvent, l'apparition d'une friche urbaine commence par un traumatisme social. Des problèmes économiques, liés à l'absence de reconversion du site, sont alors visibles pour les populations (hausse du taux de chômage, baisse du pouvoir d'achat,...) mais aussi pour les collectivités (perte d'une taxe professionnelle, perte d'attractivité,...). Pour les riverains et les passants, les friches sont des signes de désinvestissement et de dépression économique. Le secteur perd en dynamisme, l'image de la ville se dégrade, et le quartier se paupérise. Une dépréciation foncière du secteur, liée à la dégradation de l'image, est alors inévitable. Un des enjeux de la réhabilitation sera donc d'opérer un retournement d'image en mettant en œuvre un aménagement qui redynamisera le quartier tout en traitant les risques sanitaires et la pollution.

La communication avec le public est toujours un point clé des processus de réhabilitation de friches afin de faire accepter l'aménagement. La réalisation de travaux sur le site inquiète parfois les riverains concernant la pollution, parfois même alors que l'état abandonné du site ne les interpellait pas. La gestion de la pollution, faite souvent « sur-site », cause une méfiance des populations. Il est alors indispensable d'expliquer les travaux effectués, ainsi que l'exposition résiduelle des riverains aux pollutions et les risques encourus. Cela s'avère parfois difficile à la fois par des difficultés à expliquer la notion de risque « acceptable », mais aussi par le degré de confiance des riverains dans le maître d'ouvrage. La question de l'acceptation pour les populations de vivre sur ou à proximité d'un site pollué, même si il a été réhabilité, se pose également. Les maîtres d'ouvrage n'étant pas toujours sensibilisés à ces questions, une étude (étude Comrisk), développée par l'INERIS, l'IRSN et la Cire Ile-de-France et basée sur une enquête auprès des populations, a permis de montrer quelles méthodes de communication étaient les plus compréhensibles par la population générale.

### **1.3.3. Un enjeu urbanistique**

La localisation dans un tissu urbain dense permet aux collectivités territoriales, compétentes en matière d'urbanisme, de mener une réflexion concernant la reconstruction de la ville sur elle-même. Ainsi la politique de réhabilitation mise en place par LMCU passe par une volonté première de mettre en place un projet sur un territoire. Les notions de pollution et de gestion du risque sanitaire n'interviennent que dans un deuxième temps afin de valider ou si besoin d'adapter le projet d'aménagement.

Cet enjeu urbanistique est lié d'une part à la planification avec notamment les PLU (Plan Local d'Urbanisme), SCOT (Schéma de COhérence Territoriale) et DTA (Directive Territoriale d'Aménagement), qui ont permis une réflexion sur le territoire et son développement. Sa cohérence est devenue un enjeu majeur pour les collectivités afin de répondre aux besoins notamment en logements, en services, en activités tertiaires, etc. La taille variable des espaces concernés (de la « micro-friche » étroitement imbriquée dans un tissu urbain dense à la friche industrielle de plusieurs dizaines d'hectares) permet des options de requalification diverses, selon les besoins du secteur, les possibilités d'aménagement ainsi que l'état des milieux. Ces friches urbaines offrent des opportunités de cohésion du territoire, en dépit parfois de coûts de réhabilitation élevés, en lien notamment avec la gestion des problématiques sanitaires et des terres excavées.

D'autre part, l'enjeu urbanistique peut être appréhendé dans une problématique de renouvellement urbain. Cet objectif de limitation du développement spatial de la ville est apparu dans les années 80, avec pour but de limiter l'étalement urbain sans pour autant limiter le développement. Cela passe par un renouveau de certains quartiers des villes.

Cet enjeu urbanistique est donc essentiel pour les collectivités territoriales, puisque les friches sont souvent l'unique source de foncier libérable dans un tissu urbain dense investi depuis longtemps. A titre d'exemple, LMCU a investi plus de 400 millions d'euros depuis les années 90 dans la réhabilitation de friches industrielles urbaines.

### **1.3.4. Un enjeu patrimonial**

La plupart du temps, les anciens bâtiments industriels sont encore présents sur le site au début du processus de réhabilitation. Dans certaines opérations, une volonté forte de réhabiliter une partie du bâti apparaît tantôt pour un intérêt architectural, tantôt dans le cadre des besoins du nouveau projet, ou parfois par demande des populations riveraines, qui veulent conserver un souvenir des activités passées. Cet enjeu patrimonial peut quelquefois être opposé aux problématiques sanitaires. En effet, ces anciennes constructions ont souvent été construites avec des matériaux interdits aujourd'hui (amiante, plomb,...). La conservation d'un tel bâti complexifie la prise en compte des problématiques sanitaires par les dépollutions nécessaires. Bien que secondaire, cet enjeu peut parfois avoir un impact sur la gestion sanitaire de l'opération.

### **1.3.5. Un enjeu foncier**

La raréfaction des terrains disponibles en milieu urbain et la demande immobilière croissante ont causé une hausse importante des prix de l'immobilier dans certains secteurs. Ainsi, les coûts de réhabilitation d'un site peuvent ne plus être un obstacle à l'aménagement en région parisienne ou dans des zones à haute valeur foncière. Dans ces cas l'aménageur peut se permettre de requalifier un terrain dégradé, en prenant à sa charge les travaux de réhabilitation du site sans remettre en cause la viabilité financière

de son opération. Les prix assurés à la revente permettent de prendre en compte les frais de dépollution et d'adaptation du projet afin de garantir la sécurité sanitaire des futurs utilisateurs. Un espace urbain dégradé et à l'abandon est perçu comme une valeur foncière non valorisée. Le contexte actuel de crise économique ne semble pas avoir remis en cause ces opérations. Cet aspect « rentable » de la réhabilitation des friches urbaines permet d'intégrer des opérateurs privés parmi les acteurs des requalifications. En revanche, ces « nouveaux » acteurs ne semblent pas toujours sensibilisés à la problématique sanitaire et sa prise en compte peut parfois être insuffisante dans un souci de méconnaissance et de rentabilité. Dans ce cadre, un regard des services de l'Etat est indispensable afin de garantir la conformité sanitaire du projet de requalification. La coordination entre les services Santé-Environnement des ARS, les services d'instruction des permis de construire des DDT et les services des installations classées des DREAL est à améliorer pour les anciennes ICPE, ainsi qu'une responsabilisation des aménageurs et promoteurs de ces sites.

Les processus de réhabilitation de ces espaces dégradés sont donc initiés par des combinaisons d'enjeux parfois opposés. Les enjeux urbanistiques et fonciers permettent de valider financièrement l'opération, mais les enjeux sanitaires et environnementaux sont à privilégier dans le cadre d'une gestion du risque.

## **1.4. Dans un contexte méthodologique évolutif**

Dans les années 90, au début de la prise en compte des sols pollués en France, la gestion de ces sites se faisait au cas par cas entre les autorités (préfet, maire,...) et les responsables de la pollution et en fonction des usages prévus et du contexte du site. Ces usages restaient vagues (industriels, habitats,...). Les actions de traitement de la pollution étaient fixées en utilisant des valeurs seuils issues de listes étrangères (principalement des Pays-Bas). Ces teneurs n'avaient pas forcément de signification en terme de risque sanitaire, ni d'adaptation au contexte local et les critères de gestion étaient inadaptés. En effet, certaines régions françaises apparaissaient comme à réhabiliter entièrement puisque le fond géochimique local était supérieur aux teneurs seuils fixées. De plus, les disparités des listes de valeurs seuils entre les différents pays entraînaient des disparités de traitement, selon les références choisies.

### **1.4.1. D'une gestion par le risque**

La méthodologie mise en place en 1993 hiérarchisait les sites grâce à une méthode de score à travers l'Evaluation Simplifiée des Risques (ESR), classant les sites en trois catégories : les sites « banalisables », les sites « à suivre », les sites nécessitant des études approfondies. Le positionnement de l'ESR dans la méthodologie de traitement des sols pollués figure en annexe 1. Dans le cadre de l'ESR, les VDSS (valeur de définition de source-sol) et les VCI (valeur de constat d'impact) intervenaient parmi les différents paramètres permettant d'attribuer un score au site et donc de le classer. Bien qu'ayant un sens uniquement dans l'ESR, ces seuils ont été utilisés en remplacement des seuils étrangers afin de déterminer des seuils de dépollution. Ce mauvais usage, fait par des professionnels, était parfois protecteur (dépollution car teneurs supérieures aux VCI, en dépit d'un calcul de risque indiquant un risque acceptable), parfois non protecteur

(absence de dépollution car teneurs inférieures aux VCI, sans réalisation d'EDR). De plus, ces VDSS et VCI proviennent de modélisation et de démarches de gestion différentes et non cohérentes entre elles (par exemple pour les Pays-Bas, prise en compte des vapeurs et des poussières, en Allemagne, prise en compte des poussières uniquement). L'utilisation des VDSS et VCI comme seuils de dépollution ne garantissait pas la bonne gestion du risque sanitaire. L'ESR ne prenait pas en compte l'exposition par inhalation qui parfois peut être prépondérante ni les sources constituées des eaux souterraines. Par conséquent, elle ne peut pas traduire le risque sanitaire dans sa globalité, le quantifier et le gérer. Ainsi, un site dit « banalisable » selon l'ESR peut pourtant présenter un risque sanitaire inacceptable, idem pour les sites à suivre. Pour les sites nécessitant des investigations approfondies, une Etude Détaillée des Risques (EDR) était réalisée. Le cadre des EDR n'était pas fixé par un référentiel commun pour l'utilisation des différents outils (permettant la modélisation des transferts, de la toxicité, la caractérisation du site...). Ainsi, les acteurs recherchaient les différents outils avant de s'approprier leur fonctionnement, et d'en faire l'analyse critique. Des disparités subsistaient donc dans l'évaluation du risque sanitaire. Par conséquent, les incertitudes étaient plus importantes et la signification de l'étude plus faible. Par exemple, le calcul d'un risque cutané était autorisé avec une VTR définie pour l'ingestion. Cette absence d'encadrement occasionnait une fragilité de la position des acteurs de la gestion des sites pollués et les EDR se terminaient parfois en débats d'experts compte tenu des lacunes des connaissances de la modélisation des risques. Devant les dérives de certains professionnels concernant l'utilisation des VDSS et VCI et les améliorations faites dans l'évaluation de risque, des évolutions de la gestion des sols pollués étaient nécessaires.

#### **1.4.2. A une gestion selon les usages**

D'une problématique de gestion par le risque, c'est aujourd'hui, depuis la circulaire du 8 février 2007, une démarche de gestion selon les usages. Ainsi, la réhabilitation d'un site n'est pas systématique, elle ne se fait que dans la mesure où il présente un risque sanitaire inacceptable pour l'usage actuel ou futur. Cette démarche permet de prioriser les enjeux urbanistiques tout en ayant une meilleure gestion du risque sanitaire. Les outils proposés dans cette démarche, l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) (hors-site) et le plan de gestion (sur site) sont davantage cadrés que précédemment. Les différents guides et formations proposés aux professionnels par le ministère ont permis de mieux uniformiser la démarche de gestion (schéma de principe en annexe 1). L'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) est mieux appréhendée avec ce cadre méthodologique. Les calculs de risque ne se font que lorsqu'ils ont une signification scientifique, il n'y a donc, en l'état actuel des connaissances, plus de calcul de risque cutané puisqu'il n'y a pas de VTR pour cette voie d'exposition. La protection de la santé est prioritaire mais le choix des stratégies de dépollution est contraint par les coûts des opérations. Ainsi, les techniques de gestion contribuent parfois à laisser toute ou partie de la pollution sur le site (gestion par confinement, traitement in-situ,...). Dans ce cas, l'Analyse des Risques Résiduels (ARR) permettra de vérifier l'absence de risque inacceptable pour les personnes qui seront éventuellement exposées aux pollutions toujours présentes.

La méthodologie actuelle s'inscrit dans une gestion globale des risques sanitaires. Dans les opérations de requalification, les conclusions de l'EQRS doivent permettre à la fois de gérer les pollutions mais aussi de garantir la sécurité sanitaire du projet. Ces études peuvent parfois être longues et coûteuses, ainsi il arrive que pour des questions

de temps et de moyens, celles-ci soient en partie réduites à un calcul de risque sans proposition de mesures de gestion appropriées. Pour éviter cela, la formation des professionnels doit continuer, mais les maîtres d'ouvrages doivent aussi être impliqués dans cette démarche afin de pouvoir être capable d'avoir une relecture attentive et critique de ces rapports. Les évaluations de risques, qu'elles soient avant requalification ou à postériori, doivent être valorisées et perçues aussi comme des moyens de gestion de la pollution et non uniquement comme un calcul pour estimer un impact sanitaire.

## 2. La friche PCUK

---

### 2.1. Activités historiques du site

Au 19<sup>ème</sup> siècle, le site dit « PCUK », implanté sur les communes de Wattrelos, Leers et Roubaix, sur environ 47 hectares, correspondait à une zone humide (marécage) et à des secteurs agricoles.

Depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle jusqu'en 1984, ce site a accueilli plusieurs activités chimiques permettant notamment la fabrication de produits comme :

- L'acide phosphorique et des engrais phosphatés, dont la fabrication a généré un terril d'environ 3 millions de tonnes de phosphogypse, sur 12ha ;



Illustration 1: Aperçu du terril de phosphogypse dans les années 80

- Le chrome, utilisé notamment comme pigment dans l'industrie textile. Cette activité a généré deux terrils constitués de résidus de traitement du minerai de chrome, notamment les charrées de chrome. Cette activité a cessé en 1976.

D'autres produits chimiques ont également été fabriqués sur le site : sulfate de soude, de l'acide sulfurique, du bichromate de soude, de l'acide chromique, du sulfate de chrome, du sulfure de carbone...

La vue aérienne suivante présente l'emprise du site en orange et les différentes entités, à savoir le terril de phosphogypse en bleu (pointillé), les bassins de décantation en vert et les terrils de chrome en rouge (pointillé). Cet ensemble s'inscrit dans un environnement mixte comportant un tissu industriel urbain (Est et Ouest) et des zones résidentielles (Nord et Sud).



Illustration 2: Vue aérienne du site en 1984

De 1973 à 1983, les activités industrielles s'arrêtent progressivement. Le site devient successivement propriété de Rhône-Poulenc puis de Rhodia. Au cours des années 90, plusieurs tentatives de reconversion industrielle vont se succéder sous l'impulsion des collectivités locales, mais sans succès. Le site d'origine a été ensuite cédé par parcelle pour permettre le développement d'activités économiques ou pour la requalification d'une partie des terrains. Ainsi, la société INTER-COOP acquiert en 1985 une partie du site sans exercer elle-même d'activité sur le site. En 1993, l'entreprise EKINOX s'installe sur une autre partie de la friche pour exercer une activité de commerce et de fourniture d'équipements industriels divers en inox. La ville de Wattrelos se rend propriétaire des bassins de décantation de l'usine et du terril de phosphogypse à la fin des années 80. L'objectif est de participer à une opération expérimentale de verdissement du terril dans le cadre de la politique expérimentale de requalification des friches industrielles mise en œuvre par l'Etat et la Région Nord-Pas de Calais.

Le constat dans les années 2000 est inquiétant : le site est à l'abandon hormis la zone exploitée par la société Ekinox et les terrils. Les sols de la friche, pollués notamment en chrome (principalement hexavalent), sont une source de pollution de la nappe superficielle et de l'Espierre malgré les premières mesures mises en place par les différents propriétaires.



Illustration 3: Vue aérienne du site au début des années 2000

L'illustration 3 présente le site au début de l'opération, la requalification paysagère du terril de phosphogypse et des bassins de décantation a été effectuée. La couverture des terrils de chrome est également visible ainsi que la végétalisation des talus. Le tracé orange définit l'emprise du site (friche, terrils, bassins pour le tracé nord et zone de dépôts de Leers pour le tracé au sud du canal de Roubaix). Sur la partie sud de la friche, la plupart du bâti a été rasée, celui de la société Ekinox est toujours en place, ainsi que deux anciens bâtiments de Rhodia.

LMCU a sollicité l'intervention de l'EPF Nord-Pas-de-Calais afin de contribuer à la requalification globale du site. Un protocole d'accord a été signé en septembre 2006 entre LMCU, Rhodia et l'EPF afin de transcrire l'engagement des différentes parties dans l'opération. La volonté d'action de LMCU a été un moteur de la réhabilitation sur ce site.

## 2.2. Contexte hydrologique et hydrogéologique

Le réseau hydrologique du site PCUK est très développé. Le canal de Roubaix et l'Espierre, ancienne rivière, aujourd'hui canalisée et utilisée en tant qu'égout à ciel ouvert, délimitent le site au sud. Ce collecteur conduit les eaux usées et pluviales du secteur amont à la station d'épuration de Grimonpont (1,25 km à l'Est). L'égout de la rue Berthelot assainit les habitations du quartier Nord du site et traverse la friche entre les deux terrils de chrome. Il reçoit également les eaux du riez Avelin qui assainit le hameau du Beck à l'Est et collecte les eaux de ruissellement des terrils. Un réseau de drainage (environ 1m de profondeur) est également présent sur la zone de friche. Ces drains se déversent dans l'Espierre. D'autres drains ont été placés en contour extérieur des terrils de chrome, pour éviter la lixiviation des résidus chromés et en contour intérieur du grand terril de chrome pour collecter les eaux de pluie infiltrées à travers celui-ci. Les lixiviats collectés sont évacués du site puis traités. Sur la figure suivante, les drains externes des deux terrils de chrome figurent en rouge, l'égout Berthelot en vert, le réseau de drainage de la friche en bleu.

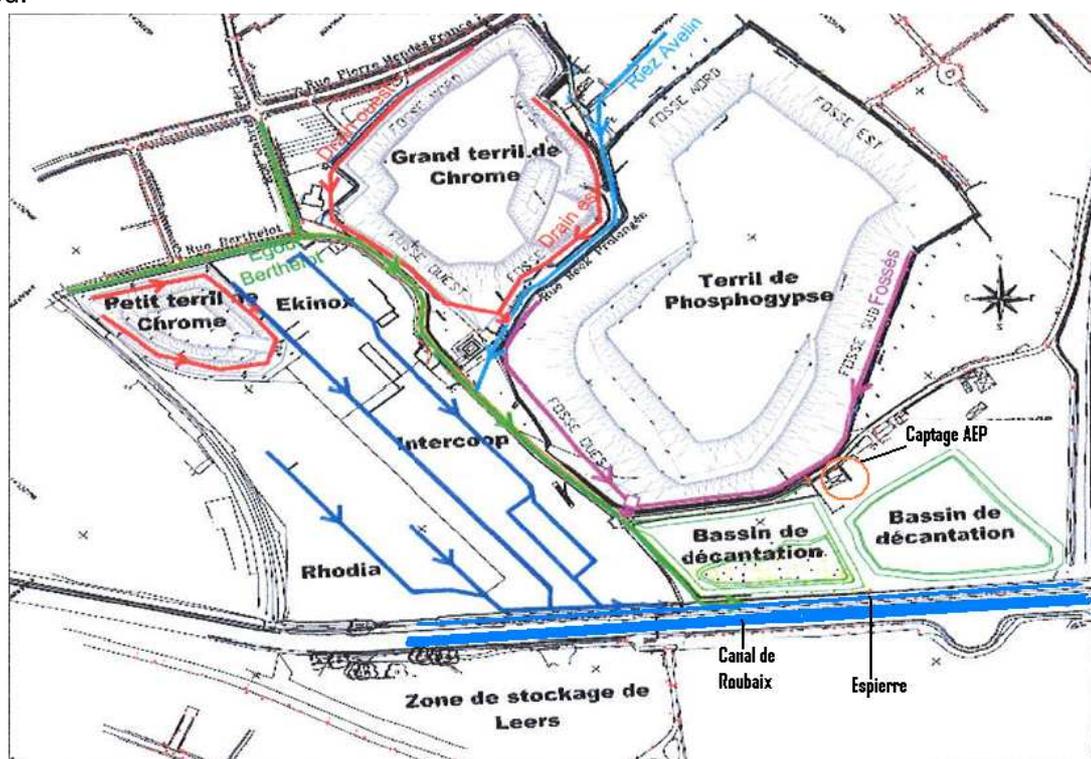


Illustration 4: Réseaux hydrologiques du secteur avant les travaux de réhabilitation

Au niveau de la géologie et de l'hydrogéologie, le site est placé sur des limons d'âge quaternaire (épaisseur 6-7m). Ceux-ci recouvrent des formations sédimentaires d'âge tertiaire avec tout d'abord les Argiles des Flandres (10m), puis plus en profondeur 25 m de sables plissards reposant sur 15m d'argile de Louvil. Sous cette couche d'argile, se trouve la craie grise à silex du Turonien (10m), puis 10m de marnes (Dièves) et enfin les calcaires carbonifères.

La présence des différentes couches d'argiles s'accompagne de l'existence de plusieurs horizons aquifères dans les terrains. Depuis la surface, on rencontre dans les limons une nappe libre, s'écoulant globalement selon un axe Nord/Sud à Nord-est/Sud-ouest. Le niveau d'eau se situe entre 0,5 m et 1,5 m. Le gradient de cette nappe est compris entre 1% à l'amont du site et 0,15% au niveau de la friche. La perméabilité de ces terrains varie selon le sol superficiel (présence de remblais, de dépôts ou non, proximité des drains, du terril,...). Les nombreux réseaux traversant le site influencent l'écoulement. En dehors du drainage des réseaux, le niveau de cette nappe fluctue peu, compte tenu du gradient et des perméabilités plutôt faibles.

La nappe captive des sables plissards est protégée par les argiles des Flandres (perméabilité verticale très faible). Le toit de nappe se situe à environ 20m de profondeur.

La nappe de la craie du Turonien s'écoule globalement vers le Nord/Nord-Ouest. Cette nappe est captive dans le secteur de Wattrelos. Le dernier aquifère rencontré est la nappe captive des calcaires karstiques du Carbonifère. La surface de cette nappe se situe à environ 40 m de profondeur. Elle est exploitée pour l'alimentation en eau potable dans le secteur (présence d'un captage à proximité du terril de phosphogypse pour une production de 17 000 m<sup>3</sup>/j). Quatre forages profonds, atteignant cette nappe, étaient présents sur le site. En absence d'informations concernant leur comblement, il a été de nouveau effectué dans les « règles de l'art ».

## 2.3. Diagnostic de pollution

### 2.3.1. Une pollution métallique

#### a) Sur site

Les activités sur le site ont généré diverses pollutions métalliques (chrome, plomb, arsenic, cadmium et cuivre) dans les sols superficiels de la friche (environ 2-3 mètres de profondeur) ainsi que deux terrils de résidus chromés. Les zones contaminées témoignent de la localisation des procédés, des stockages, des rejets atmosphériques, etc. pendant l'exploitation (Annexe 2). Du mercure inorganique, non volatil, a également été retrouvé sur le site. Le tableau suivant reprend les teneurs moyennes en métaux mesurées sur la partie friche du site. Des concentrations du fond géochimique local, déterminée par 3 mesures dans les horizons de surface à proximité du site dans des secteurs n'étant pas sous influence industrielle, sont données à titre indicatif afin de justifier des teneurs anormales mesurées dans les sols du site.

**Tableau 1: Teneurs moyennes en éléments métalliques dans les sols de la friche**

En mg/kg MS	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Plomb	Mercure (Hg <sup>0</sup> )
En surface	186	8	1240	401	2979	14
En profondeur	67	7	319	315	1550	23
Fond géochimique	10,4	0,9	35	21	16	0,3

Les sols des terrils de chrome et à proximité montrent une contamination forte au chrome de l'ordre de 3 000 mg/kg MS sur le terril, 1 500 mg/kg MS à la surface autour du grand terril et de 200 mg/kg MS en profondeur. Pendant l'exploitation, les eaux

s'infiltreraient à travers ces stockages et ont créé un panache de pollution chromée dans la nappe superficielle en aval hydraulique (plus important pour le grand terroir : mauvaise étanchéité...).

Le terroir de phosphogypse présente une légère contamination au cadmium (proche de 4 mg/kg MS). Pour les bassins de décantation, les mêmes polluants que sur la friche sont retrouvés mais en concentrations globalement plus élevées. La zone de Leers a aussi été contaminée par les différents apports de matériaux provenant de l'ancienne friche (gypse, remblais divers).

Ces éléments étant non volatils, leur migration est principalement liée à leur entraînement par les eaux superficielles et souterraines. Les eaux de la friche sont polluées au chrome et à l'arsenic. Les impacts de cette pollution n'ont pas été traités avant l'intervention de l'EPF en l'absence de responsable juridique, Rhodia n'ayant jamais été considéré comme juridiquement responsable.

L'étude hydrogéologique a montré que la nappe superficielle, polluée en chrome principalement sous forme hexavalente, se déplaçait peu car les communications sont très faibles avec l'Espierre et nulles avec le canal de Roubaix. Les principaux rejets à l'Espierre sont dus aux différents réseaux traversant le site (égout Berthelot, réseau de drainage,...). Les flux rejetés peuvent néanmoins être importants. Le tableau ci-dessous reprend les débits de chrome rejetés à l'Espierre. Ces débits varient fortement selon les conditions météorologiques.

**Tableau 2: Synthèse des débits massiques de chrome rejetés dans l'Espierre**

Origine des eaux	% du total	Qmin (kg de Cr/jr)	<b>Q moyen (en kg/jr)</b>	Q max (en kg/jr)
Provenance Egot amont	2,1	0,08	<b>0,22</b>	0,65
Provenance Riez Avelin	3,3	0,13	<b>0,35</b>	1,02
Provenance fossés sud du terroir de phosphogypse	0,1	0,004	<b>0,01</b>	0,03
Friche Ekinox (plus proche des terroirs)	61,4	2,5	<b>6,5</b>	19
Reste de la friche	33,1	1,3	<b>3,5</b>	10,3
<i>Total</i>	<i>100</i>	<i>4</i>	<b><i>10,6</i></b>	<i>31</i>

L'étude hydrogéologique de Burgeap de 2006 estime à 10kg/jr l'apport total des réseaux de la friche, contre 0,06 kg/jr par drainage de la nappe par l'Espierre. L'Espierre longe le canal de Roubaix. Le transfert de pollution de l'Espierre vers le canal de Roubaix n'est possible qu'en cas de pluies exceptionnelles. Dans ce cas, les dilutions de la pollution sont très importantes à la fois par les fortes pluies et par les différences de débits entre le canal et l'Espierre qui est environ 4fois plus élevé (AEAP). L'impact de la pollution est alors minime.

## **b) Hors-site**

L'activité a entraîné des rejets gazeux et/ou particuliers qui ont été dispersés par le vent. Le stockage des résidus sous forme de terroir a favorisé l'érosion par le vent et la pluie. Des mesures dans les sols et les eaux souterraines ont été effectuées autour de la friche (résultat en annexe n°3). Les vents dominants provenant de l'Ouest, les sondages à l'Est sont plus nombreux. Les zones à l'Est (station de pompage et ancienne aire de gens du voyage) montrent une légère contamination de surface au chrome, au mercure, au cadmium et au plomb. Les anciens jardins présentent une légère contamination au cuivre et au chrome. Les jardins au Nord montrent deux légères contaminations ponctuelles de surface en chrome(III) et plomb (1 point sur 16 en chrome à 230 mg/kg MS et en plomb 1

à 490 mg/kg MS). Les piézomètres mis en place pour la surveillance des eaux souterraines n'indiquent pas de contamination de la nappe superficielle à l'extérieur du site.

En revanche, le chrome, rejeté dans l'Espierre, est entraîné vers la station d'épuration de Grimonpont avec une dilution totale d'un facteur 15 000 (6,5m<sup>3</sup>/j de drainage de la nappe polluée par l'Espierre et l'égout Berthelot pour un débit total de 90000m<sup>3</sup>/j et 110µg/L de chrome VI en entrée de STEP contre 240µg/L à 300m en aval de la friche). Les boues de la station de Grimonpont étant en partie valorisées par épandage agricole (35%), il est important de minimiser l'impact de ce rejet et de garantir un épandage conforme aux normes en vigueur. L'opération de requalification doit pouvoir diminuer les rejets de chrome à l'Espierre afin de maintenir possible la valorisation agricole des boues.

### 2.3.2. Une pollution radiologique

L'activité de production d'acide phosphorique a impliqué l'utilisation de minerai de phosphate. L'ensemble des descendants de l'uranium 238 et 235, du thorium 232 peuvent être présents dans le phosphogypse (annexe n°4). Une partie de ces composés se retrouve dans le produit fini et le reste dans les sous-produits. Ainsi, 80% du radium présent initialement dans la roche est retrouvé dans le phosphogypse, alors que 86% de l'uranium et 70% du thorium partent dans l'acide phosphorique (Tayibi et *al.*, 2009). La radioactivité du phosphogypse est qualifiée de radioactivité naturelle renforcée. La grande quantité produite pour la fabrication d'acide phosphorique (5t de phosphogypse pour 1t d'acide phosphorique, USEPA, 2002) rend problématique la gestion de ce sous-produit. La pollution radiologique concerne à la fois le terriil de phosphogypse mais aussi certains points de la friche et de la zone de Leers ayant accueilli des stockages de matériaux radioactifs ou des remblais contaminés. Les bassins de décantation sont eux aussi localement impactés.

La pollution radiologique s'exprime sous plusieurs formes sur le site PCUK, d'abord par l'émission de rayonnements ionisants lors de la dégradation des atomes radioactifs. Parmi ces rayonnements, le problème principal est lié aux rayonnements  $\gamma$ , capables de traverser des épaisseurs de béton alors que les rayons  $\alpha$  sont stoppés par la moindre couverture végétale et que la contribution du rayonnement  $\beta$  est négligeable lorsque l'on se situe à plus d'un mètre de la source. Les rayonnements  $\gamma$  sont principalement émis par le <sup>214</sup>Bi, le <sup>212</sup>Bi, le <sup>214</sup>Pb, le <sup>212</sup>Pb, le <sup>234m</sup>Pa, le <sup>234</sup>Th, le <sup>208</sup>Ti et le <sup>228</sup>Ac. Les mesures de débits de dose effectuées sont pour la plupart inférieures à 0,4µSv/h (pour un débit de dose naturel de 0,07µSv/h mesuré à 5km du site), avec quelques points noirs ponctuels comme sur le site de Leers (un point à 45µSv/h) et les bassins de décantation (quelques points à 1µSv/h).

Le terriil exhale également du radon et d'autres gaz radioactifs descendants du radium. Ces particules gazeuses émettent principalement des rayonnements  $\alpha$  lors de leur désintégration. Les exhalations de radon mesurées sont de l'ordre de 10<sup>6</sup> atomes par m<sup>2</sup>/s sur le terriil et les bassins de décantation, contre 10<sup>3</sup> atomes par m<sup>2</sup>/s dans le milieu naturel. Les mesures faites sur les eaux souterraines n'ont pas montré de marquage radiologique significatif. En revanche, les sédiments présents dans le réseau d'égout de la friche ont une activité d'environ 1Bq.g<sup>-1</sup>.

La pollution radiologique est présente sur-site et hors-site, puisque les rayonnements émis sont multidirectionnels, les vents dispersent et diluent les exhalations de gaz et répandent des poussières radioactives dans tout l'environnement.

Les eaux pluviales des flancs du terril ruissellent et sont rejetées pour partie dans l'épout Berthelot, pour l'autre partie directement à l'Espierre. Les mesures de radioactivité dans ces eaux montrent une légère contamination en  $^{210}\text{Pb}$  (1,11Bq/L sur le prélèvement ouest du terril de phosphogypse). Les valeurs pour tous les autres radionucléides sont sous les seuils de détection. La présence de  $^{210}\text{Pb}$  indique un transfert de la pollution, cependant l'impact sur l'Espierre et sur la station d'épuration aval peut être considéré comme très faible. La dilution importante jusque la station permet de ne pas influencer sur la qualité du traitement des eaux usées, ainsi que sur la qualité des boues produites. Cette exposition ne sera donc pas retenue par la suite.

## **2.4. Opération de requalification**

### **2.4.1. Les premières actions de gestion**

#### **a) Sur le terril de phosphogypse**

Dès la fin des années 80, la commune de Wattrelos est devenue propriétaire du terril de phosphogypse et des bassins de décantation afin de participer à une expérimentation de requalification paysagère et environnementale du site. Ainsi, dès le début des années 90 le terril de phosphogypse a été recouvert de mulch (couverture de matière organique, par exemple paille d'herbes diverses, écorces broyées), puis végétalisé. L'apport de mulch a permis d'enrichir les sols, le phosphogypse étant extrêmement pauvre en matière organique. La végétalisation effectuée ensuite a mis du temps à se développer, mais semble aujourd'hui bien ancrée dans le terril. Des essences, non plantées au départ sur le terril, se sont développées et montrent la réussite de cette requalification paysagère.

#### **b) Concernant les terrils de chrome**

Les terrils de charrées de chrome ont fait l'objet de travaux spécifiques visant à leur confinement dès la fin des années 80. En 1986, les deux terrils ont été reprofilés afin de stabiliser les pentes, le grand terril a été recouvert sur la partie supérieure par une géomembrane et les pentes ont été recouvertes de terre. Des drains ont été mis en place autour du petit terril. Dans les années 90-91, le confinement a été amélioré par la mise en place d'une membrane synthétique imperméable sur les pentes, puis de gabions avant une couverture végétale et un enherbement sur les deux terrils. Une paroi moulée a été construite sur 6 mètres de profondeur, à l'Est du grand terril. Cette paroi s'arrête environ 1m au dessus des argiles des Flandres et laisse une faible connexion hydraulique entre le côté Est du terril et la nappe amont (écoulement Nord/Nord-est). Enfin, de 1997 à 2001, le confinement souterrain a été amélioré avec la mise en place d'écrans ancrés dans les argiles des Flandres. Ainsi, des palplanches d'une perméabilité de  $10^{-8}\text{m/s}$  et de 5 cm d'épaisseur ont été installées à l'Ouest, et des parois moulées de perméabilité de  $10^{-12}\text{m/s}$  et de 60 cm d'épaisseur ont été construites au Nord et au Sud du grand terril. L'ancrage de ces parois dans les argiles des Flandres permet d'empêcher le contact entre la nappe et le stockage. Des réseaux de drainage ont permis de détourner les eaux de la nappe (drains extérieur) des deux terrils afin d'éviter les remontées de nappe dans le stockage. Le confinement du grand terril n'étant pas complet, un drain intérieur a pour objectif de collecter les eaux de la nappe réussissant à pénétrer par la paroi Est (non ancrée dans les argiles), et les eaux qui percolent à travers le terril. Ces lixiviats sont collectés et traités par la société Rhodia dans un centre spécialisé. Le volume collecté est de l'ordre de 15 à 20m<sup>3</sup> par jour. Un drain du grand terril a dû être remplacé en juin 2001 compte

tenu de son obstruction occasionnant un relargage d'eaux chargées de chrome sur la voirie voisine.

## 2.4.2. Définition des usages futurs

### a) Usages prévus

Le site après requalification a vocation à être intégré dans l'Espace Naturel Métropolitain (ENM, espace rendu à la « nature » permettant de réaliser la continuité écologique et paysagère et ouvert partiellement ou totalement au public). Le but de cet aménagement n'est pas de créer un parc urbain, mais de laisser la nature « reprendre ses droits ». L'ancienne friche comprendra donc une morphologie de terrain vallonné, des espaces herbacés de type pâture et des arbres permettant une gestion facile du site et quelques cheminements permettant de canaliser les promeneurs. L'aménagement paysager permettra de gérer les eaux pluviales du site grâce à une succession de bassins tampons et donc de minimiser les débordements de l'Espierre en cas de fortes pluies. Un belvédère permettra d'avoir une vue d'ensemble sur l'aménagement.

Concernant le terrib de phosphogypse, la décision d'ouverture au public ou non n'a pas encore été prise. Dans le cas d'une ouverture, un cheminement piéton permettra d'atteindre le sommet afin d'avoir une vue sur l'ensemble du site mais aussi sur le secteur, avec un cheminement autour de la plateforme supérieure. La zone du bassin de décantation, ayant été utilisée pour confiner les matériaux les plus pollués, est interdite d'accès, et clôturée. Si le choix est de ne pas ouvrir l'accès au terrib, la clôture actuelle restera en place. Les cheminements ayant servis pour la mise en place des sédiments sur le plateau supérieur seront végétalisés.



Illustration 5: Esquisse du projet de réhabilitation après réintégration des deux terrils de chrome

La vie de cet espace nécessitera un entretien relativement restreint, seulement quelques passages de fauches (sur la zone de confinement pour éviter le développement de plantes à racines profonde et pour créer des cheminements dans le secteur des bassins). L'entretien des clôtures, des cheminements, des bassins doivent pouvoir être permis sur le site.

#### **b) Usages non-permis mais probables**

Les cheminements du site sont uniquement piétons, cependant malgré les dispositifs mis en place à l'entrée du site (barrières, poteaux serrés), des deux-roues motorisés arrivent à pénétrer dans l'enceinte du parc. Cet usage est à prendre en compte en dépit des interdictions d'accès affichés par LMCU et la commune de Wattrelos. C'est d'ailleurs le point clé de l'ouverture ou non du terail de phosphogypse au public, un accident ayant déjà eu lieu sur le terail. Ces usages sont néfastes pour les visiteurs du site puisqu'ils causeront une augmentation de l'empoussièrement, une fragilisation du développement végétal sur les flancs du terail et une mise à nu du phosphogypse. Par conséquent, l'exposition des visiteurs au phosphogypse (sol et poussières) sera augmentée.

Bien que la végétation ne soit pas encore extrêmement développée, la faune sauvage reconquiert l'espace. Ainsi, de nombreux lapins ont colonisé le terail, des espèces migratrices, des canards nichent à proximité des bassins tampons. La chasse pourra être pratiquée pour réguler les populations mais les animaux ne seront pas consommés. La pratique de la chasse à des fins alimentaires sur le site semble peu probable puisque cette activité n'a que peu d'adeptes dans le secteur. La pratique de la pêche est plus vraisemblable. Aucune essence comestible n'ayant été plantée sur le site, la consommation de végétaux en provenance de cet ENM est à exclure.

Lors des deux premières visites sur site, des traces d'incendies étaient visibles sur les terrils de chrome. Des individus avaient pénétré sur le site clos et incendié les herbes sèches des terrils de chrome. Ces actes de vandalisme ont été constatés plusieurs fois. Des pratiques comme celles-ci peuvent éventuellement avoir un impact sur les expositions possibles des personnes fréquentant le site en altérant par exemple le confinement des terrils. Mais ces agissements entraîneront nécessairement des actions de correction de la part de Rhodia (actuel propriétaire des terrils).

### **2.4.3. Une opportunité dans le cadre du projet Blue Links**

Symbole du passé industriel de la région, les canaux de l'Espierre, de Roubaix et la Marque canalisée sont des lieux de mémoire collective et disposent d'un patrimoine architectural, floristique et faunistique considérables. Le projet Blue Links est un projet européen d'envergure, visant à restaurer la navigation de plaisance sur ces canaux et d'assurer une continuité écologique et paysagère. Dans le cadre de cette restauration, le curage de certaines branches des canaux était indispensable et des terrains de dépôts devaient être créés notamment sur la commune de Wattrelos sur des terres agricoles afin de gérer ces sédiments. Dans une démarche de développement durable et de préservation des terrains agricoles, il a été décidé de stocker une partie de ces sédiments de dragage dans des casiers sur le plateau supérieur du terail de phosphogypse et donc d'utiliser ces matériaux dans le cadre du remodelage du terail. Des seuils d'acceptation ont été définis pour les sédiments. Ces valeurs correspondent à l'annexe 2 de l'arrêté du 15 mars 2006 concernant les installations de stockage de déchets inertes :

**Tableau 3: Concentrations seuils sur lixiviats pour l'admission des sédiments de dragage**

Substances	Teneur seuil (mg/kg de matière sèche)	Substances	Teneur seuil (mg/kg de MS)
Arsenic	0,5	Sélénium	0,1
Cadmium	0,04	Zinc	4
Chrome total	0,5	Fluorures	10
Cuivre	2	Indice phénols	1
Mercure	0,01	COT sur éluats	500
Nickel	0,4	Fraction soluble	4 000
Plomb	0,5		

**Tableau 4: Teneurs seuils sur brut pour l'admission des sédiments**

Paramètre	HCT	BTEX	HAP	PCB
mg/kg de matières sèches	5 000	6	50	1

Les matériaux dragués ont été séchés dans les casiers avant d'être définitivement mis en place. Dans le fond des casiers, une membrane bentonitique puis un massif drainant ont été placés afin d'évacuer les eaux présentes dans les sédiments et par la suite d'éviter les infiltrations d'eau de pluie à travers le terril de phosphogypse. Les eaux drainées ont été dans un premier temps rejetées dans le canal de Roubaix et sont aujourd'hui dirigées dans l'égout Berthelot. Une géomembrane évite le colmatage de ce massif par les sédiments qui ont été couvert par une couche de terre limoneuse végétalisable de 50cm.

#### **2.4.4. Traitement de la friche par l'EPF**

Les travaux de requalification réalisés par l'EPF, encadrés par arrêté préfectoral du 9 octobre 2006, ont plusieurs objectifs : une gestion de la pollution du site, une meilleure gestion des eaux pluviales mais aussi un traitement paysager, avec la destruction de l'ensemble des bâtiments présents.

##### **a) Une gestion de la pollution**

La démolition des bâtiments restant sur la friche a nécessité la gestion notamment des matériaux amiantés. Le comblement dans les règles de l'art des forages profonds a été effectué afin de minimiser le risque de transfert de la pollution vers les nappes profondes. Un des quatre forages n'a pas pu être retrouvé sur le site. Celui-ci, s'il existe, présente un risque faible de contamination de la nappe profonde. Pour limiter les transferts vers l'Espierre, la destruction et la purge des réseaux d'assainissement et de drainage de la friche ont été effectuées (voie préférentielle de transfert de la pollution). Pour combler ces fouilles, des matériaux de même perméabilité que les sols de la friche ont été utilisés. L'ensemble des matériaux produits (destruction des réseaux, des bâtiments) sur le site ont été, selon leurs caractéristiques, utilisés en matériaux de modelage (après broyage) ou placés dans la cellule de confinement, à l'exception des matériaux contenant de l'amiante qui ont été éliminés dans un centre spécialisé. Les caractéristiques de la cellule de confinement sont celles d'une installation de stockage de déchets non dangereux. Les sols de la friche ont été recouverts selon le principe du schéma suivant :

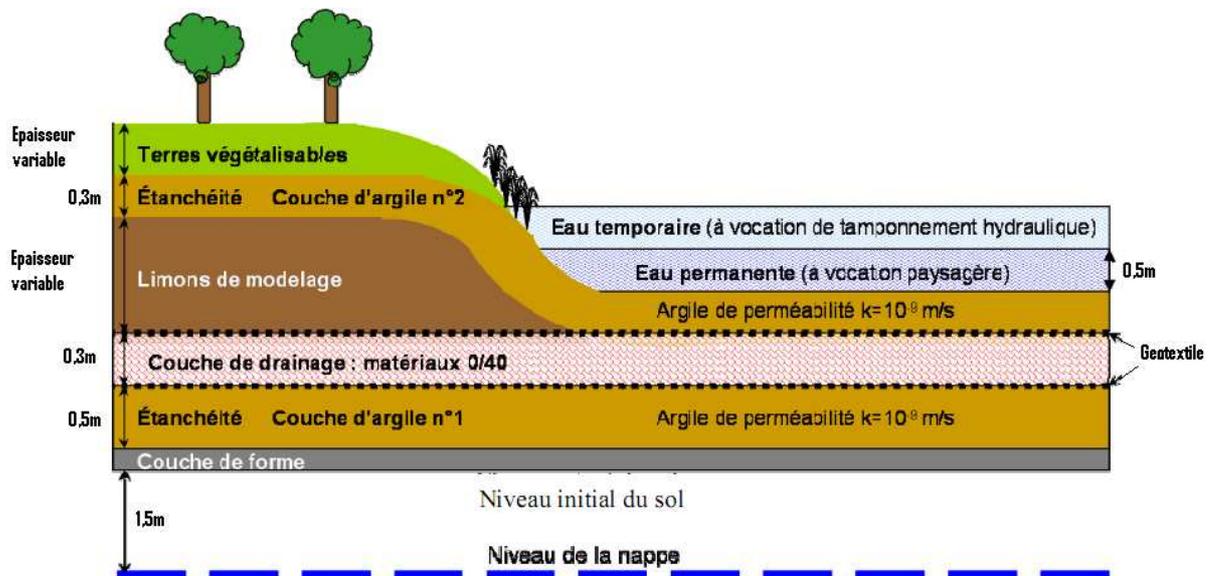


Illustration 6: Schéma de principe du confinement de la friche

La première couche d'argile a été mise en place avec un faible gradient vers le sud (l'Espierre) afin d'orienter les eaux qui se seraient éventuellement infiltrées vers l'Espierre et éviter l'infiltration dans la nappe superficielle et les sols pollués de la friche.

Sur la zone de Leers, un géotextile a été placé sur les sols initiaux. Des matériaux de modelage puis 50cm d'argile ont été ajoutés. Cette zone est toujours en attente de décision quant à l'usage final qui en sera fait.

Pour l'ensemble du site, les teneurs moyennes des terres végétalisables, qui ont été placées en couverture, sont les suivantes :

Tableau 5: Teneurs moyennes contenues dans les terres végétalisables

Substances	Teneur moyenne (mg/kg de MS)	Substances	Teneur moyenne (mg/kg de MS)
Arsenic	7,6	Nickel	21,9
Cadmium	<0,5	Plomb	51,5
Chrome total	29,5	Zinc	88,6
Chrome VI	<2	HCT	21,9
Cuivre	24,25	BTEX	<1
Mercure	0,2	HAP	1,76

Une réfection complète de l'égout Berthelot a été effectuée pour éviter le drainage de la nappe. Les eaux de pluie du teruil de chrome et les eaux du riez Avelin se rejettent toujours dans l'égout. La voie de transfert de la pollution par drainage de la nappe par l'égout Berthelot a donc été supprimée.

L'étude hydrogéologique a montré que la réhabilitation du site allait causer une remontée significative du niveau de nappe (cf. annexe 5). Par conséquent, les écoulements pourraient être localement inversés, notamment au nord du petit teruil de chrome. La hausse du niveau de la nappe pourrait entraîner un lessivage des charrées de chrome par les eaux souterraines et une contamination en amont hydraulique (Nord). Il est important de préserver cette zone, puisque des puits privés et des jardins existent dans ce secteur. Un drain a donc été mis en place au nord du petit teruil de chrome afin de collecter ces eaux et donc d'éviter une inversion de l'écoulement et une propagation du panache de pollution des eaux souterraines vers le nord.

## **b) Une meilleure gestion des eaux pluviales du site**

Des problèmes de débordement de l'Espierre sont parfois rencontrés dans le secteur. La création des bassins tampons permet de gérer les eaux pluviales de l'ensemble de la parcelle et de limiter le débit de rejet à l'exutoire de 2l/s/ha. Une partie des eaux pluviales du terril de phosphogypse est rejetée dans l'Espierre via le riez Avelin puis l'égout Berthelot. L'autre partie est rejetée à l'Espierre via un bassin tampon créé dans un ancien bassin de décantation. Les débordements de l'Espierre (égout à ciel ouvert) entraînent un rejet d'eaux usées directement dans le milieu naturel et donc une contamination du canal de Roubaix.

### **2.4.5. Traitement des terrils de chrome par Rhodia**

Les deux terrils de chrome sont considérés comme sécurisés par la DREAL Nord-Pas-de-Calais. Rhodia chimie est toujours propriétaire de ces terrils. Le grand terril génère des frais de gestion puisque des eaux s'infiltrent à travers le massif et se chargent en chrome VI. Ces eaux, collectées et évacuées vers un centre de traitement, coûtent à Rhodia 700k€/an. LMCU, potentiel acquéreur de ces terrils, ne souhaite pas devenir propriétaire temps que les frais de gestion ne sont pas réduits. Le grand terril de chrome est en cours de traitement par le procédé IRZ (In-situ Reactive Zone). L'application de cette méthode est une première en Europe après plusieurs tests réussis aux Etats-Unis. Le principe est de développer la flore bactérienne grâce à un apport de nutriments (eau et mélasse) afin de réduire le chrome sous sa forme trivalente. Ensuite le chrome III est précipité sous forme d'hydroxydes (très peu solubles). Le fonctionnement de ce traitement et le dispositif prévu sont détaillés en annexe 6. Le risque de réversibilité du processus est très faible. Le précipité formé, le  $\text{Cr}(\text{OH})_3$  devient instable lorsque le pH est inférieur à 4 (cf. diagramme E-pH du chrome annexe 6). Or le pH du terril est compris entre 7 et 11 selon la profondeur. Le pH moyen des pluies en France est de l'ordre de 5,6-5,8, une pluie n'aura pas d'effet sur la stabilisation. Il faudrait  $25\text{m}^3$  d'acide chlorhydrique molaire afin de baisser le pH des eaux interstitielles du terril en dessous de 4. L'expérience montre que l'abattement de la concentration est de 99,9% quelques mois après traitement. Le traitement successif par électrocoagulation (électrolyse à anode consommable en aluminium ou fer) pendant les premières années permettra d'avoir un nouvel abattement de 3 log. Ainsi, les concentrations en chrome(VI) des lixiviats passeraient d'environ 1g/L à un ordre du  $\mu\text{g/L}$ . Un rejet dans les bassins tampons ou à l'Espierre sera alors envisageable.

### **2.4.6. Action complémentaire des collectivités sur site et hors-site**

#### **a) Actions sur site**

Le plateau supérieur du terril de phosphogypse est à aménager. L'usage futur du terril est à préciser. LMCU interviendra également dans le cadre du traitement paysager des terrils de chrome. L'objectif est de pouvoir réintégrer ces espaces dans l'ENM. Le projet n'est pas encore complètement défini actuellement mais il est notamment prévu un remodelage des terrils. Cette étape ne pourra être réalisée que lorsque LMCU sera maître d'ouvrage de cette zone, c'est-à-dire lorsque le traitement de stabilisation chimique du terril sera terminé et que les frais de gestion seront réduits.

## **b) Actions hors-site**

La réflexion globale sur l'aménagement et la réhabilitation du quartier a entraîné des décisions impactant l'environnement du site. Ainsi, le hameau du Beck est en cours d'expropriation. Progressivement l'ensemble des habitations de ce secteur sont rachetées par la collectivité. L'objectif principal n'est pas d'ordre sanitaire. Ce hameau, situé entre les terrils de chrome et de phosphogypse, permettra si besoin de remodeler le terril de chrome, d'adoucir les pentes afin de l'intégrer plus facilement dans l'ENM. Pour la mise en place du traitement par IRZ de Rhodia, cette zone sera utilisée pour mettre en place le dispositif de traitement par électrocoagulation. Ce secteur du Beck était en partie sous les vents dominants des anciennes installations industrielles. Les analyses avaient montré des contaminations légères de surface au cadmium, au chrome, au plomb, au cuivre. L'exposition aux rayonnements ionisants et aux particules  $\alpha$  était maximale pour ces riverains (les plus proches du terril). Le choix a été fait par la collectivité de raser ce hameau principalement pour des raisons d'aménagements. Cela permet aussi de déplacer les cibles qui étaient les plus exposées.

L'aire d'accueil des gens du voyage a également été fermée. Cette zone, située à l'Est, sous les vents dominants, présente une légère contamination au cadmium, chrome et mercure. Là aussi l'exposition aux rayonnements ionisants et aux particules  $\alpha$  est forte. Le mode de vie de ces personnes (principalement à l'extérieur) contribue à une exposition radiologique plus importante. De plus l'aire d'accueil est à proximité immédiate d'un captage d'alimentation en eau potable et d'une station de potabilisation. Ces deux activités semblaient difficilement compatibles avec des intrusions dans le périmètre de protection immédiate. Une demande du préfet a été faite en ce sens à la commune de Wattrelos qui a fermé cette aire d'accueil et créé un nouveau terrain permettant d'accueillir ces populations.

# 3. Analyse des Risques Résiduels

---

## **3.1. Analyse des Risques Résiduels chimiques**

Les substances présentes suite à l'exploitation du site sont des principalement métaux : chrome (III et VI), plomb, cadmium, zinc, cuivre et mercure inorganique. L'apport sur le site de sédiments de dragage du canal de Roubaix entraîne la présence de métaux mais aussi de substances organiques comme les HAP ou les BTEX.

Les travaux de requalification effectués sur le site ont permis de supprimer certaines expositions. Le confinement des sols de la friche et les destructions des axes de drainage réduisent la migration des métaux. Ainsi confinés, ils ne présentent plus d'expositions résiduelles pour les visiteurs et travailleurs sur le site, dans la mesure où la migration vers l'Espierre est devenue quasi-inexistante (0,7kg/jr de chrome VI contre 10,6kg/jr avant les travaux). Ce flux dilué sera traité par la station d'épuration de Grimonpont. L'exposition par ingestion directe de sol n'est plus possible que sur le terril de phosphogypse et dans les jardins des habitations. Le contact cutané est envisageable avec le phosphogypse et avec les sols des jardins. L'exposition par l'alimentation est liée à la consommation de légumes provenant de jardins ou d'animaux contaminés. Les terres de couverture présentent des teneurs de l'ordre du fond local pour les différentes substances (métaux, HAP et BTEX), elles ne seront donc pas prise en compte pour quantifier l'exposition.

Le schéma conceptuel suivant permet d'identifier les expositions possibles pour l'Homme.

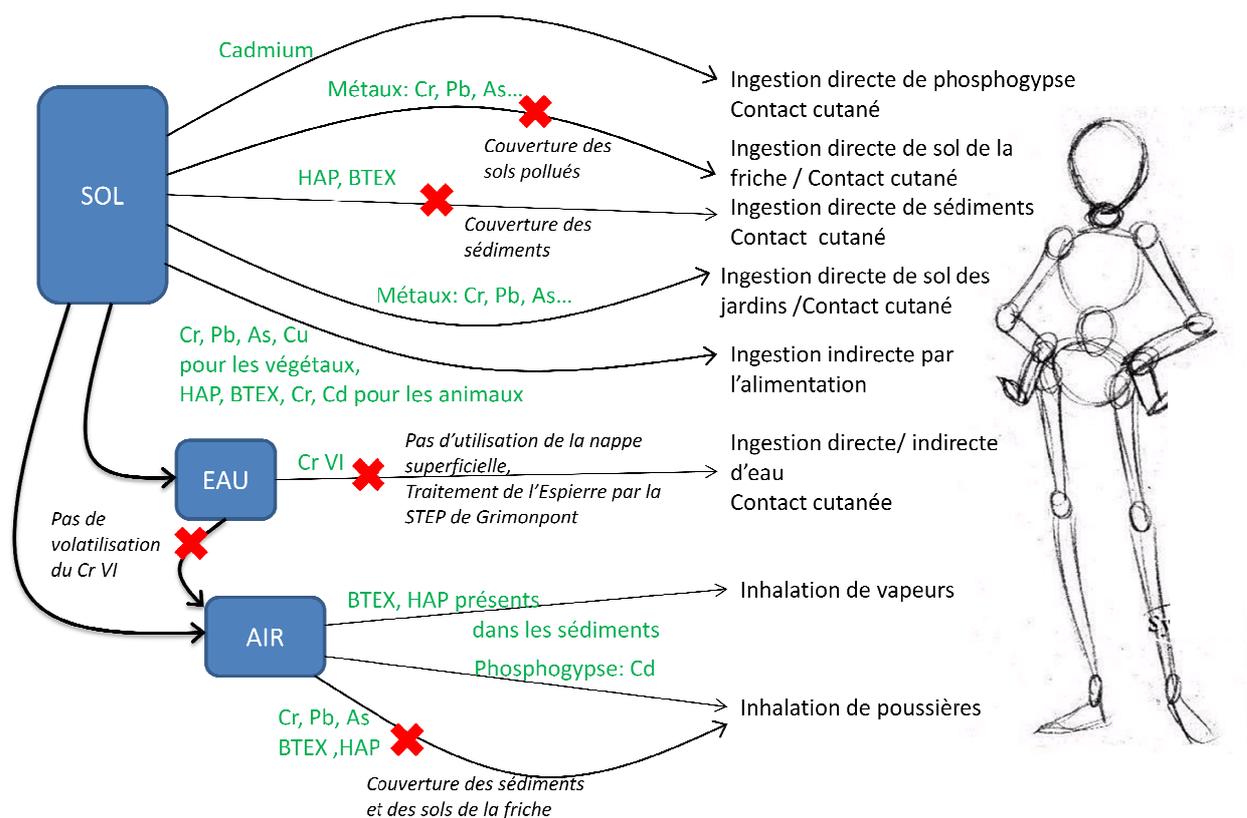


Illustration 7: Schéma conceptuel des expositions résiduelles aux substances chimiques

### 3.1.1. Sélection des substances chimiques à considérer

Compte tenu des expositions résiduelles envisageables, les métaux auxquels peuvent être exposés les populations sont le cadmium (via le phosphogypse) et le plomb, le chrome, le mercure inorganique, le zinc et le cuivre depuis les jardins des habitations. Les bassins de stockage des sédiments de dragages sont couverts mais les substances organiques présentes, volatiles, sont à considérer. Parmi les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les plus volatils sont ceux de poids moléculaires inférieurs au chrysène. Compte tenu des concentrations présentes dans les sédiments le fluoranthène, le phénanthrène, le naphthalène, le benzo(a)anthracène, l'anthracène, le chrysène et le pyrène sont à conserver, auxquels il est intéressant d'ajouter le benzo(a)pyrène car bien que moins volatil, il est le HAP le plus toxique selon l'US EPA, et est souvent considéré comme traceur du risque. Parmi les BTEX, le benzène et le toluène sont les plus présents.

Les substances retenues pour l'identification des dangers sont les suivantes :

- Chrome
- Cuivre
- Plomb
- Cadmium
- Mercure
- Naphtalène
- Fluoranthène
- Anthracène
- Phénanthrène
- Benzo(a)anthracène
- Benzo(a)pyrène
- Pyrène
- Chrysène
- Benzène
- Toluène

### 3.1.2. Identification des dangers pour les substances considérées

Lorsque c'était possible, les informations concernant les effets des différentes substances proviennent d'études réalisées chez l'homme. Dans le cas contraire, l'origine de l'étude est explicitée. Les fiches de données toxicologiques et environnementales de l'Ineris et le moteur de recherche Furetox ont servi de base pour ce travail. Le comportement dans l'organisme des substances est précisé en annexe 7.

#### a) Les métaux

##### Chrome

Le chrome trivalent est un métal présent naturellement à l'état de trace et indispensable pour le métabolisme du cholestérol, des graisses et du glucose. Il forme des complexes avec les protéines et les acides nucléiques. Le chrome hexavalent toxique est préalablement réduit en Cr(III). Les carences en chrome induisent une augmentation des concentrations d'insuline, une hyperglycémie, une hypercholestérolémie, une augmentation des graisses corporelles, une diminution de la numération spermatique, un raccourcissement de l'espérance de vie (Barceloux, 1999).

Chez l'homme, pour une exposition aiguë, l'ingestion de sels de chrome(III) entraîne une inflammation massive du tube digestif suivie d'une nécrose s'étendant de la bouche à l'intestin grêle. Ces effets apparaissent rapidement et peuvent entraîner la mort en quelques heures. Si le patient survit au delà de 8 jours, les effets majeurs observés sont des nécroses hépatique et rénale. L'ingestion de fortes doses de chrome(VI) induit des vertiges, une sensation de soif, des douleurs abdominales, des diarrhées hémorragiques et dans les cas les plus sévères un coma et la mort. Des cas mortels ont aussi été documentés lors d'expositions par voie cutanée aux dérivés du chrome(VI).

Pour une exposition chronique, le tractus respiratoire est l'organe cible lors d'exposition par inhalation aux dérivés du chrome III et du chrome VI. Les principaux effets observés touchent le nez (écoulement chronique, irritation et démangeaisons accompagnées de saignements, atrophie de la muqueuse, ulcérations et perforations du septum nasal), mais aussi les bronches et les poumons (bronchites, pneumoconioses, diminution des fonctions pulmonaires et pneumonies). Après solubilisation, le chrome et ses dérivés peuvent entraîner de l'asthme ou des dermatites. Des atteintes gastro-intestinales (douleurs stomacales, crampes, ulcères gastro-intestinaux, gastrites) ont été également observées lors d'expositions professionnelles par inhalation. Les principaux symptômes cutanés sont des dermatites eczémateuses. Des atteintes oculaires ont également été rapportées lors de l'exposition directe aux dérivés du chrome. Lors d'absorption d'eau contaminée avec 20 mg/L de chrome(VI), des ulcères buccaux, des diarrhées, des douleurs abdominales, des indigestions et des vomissements ont été décrits. Les informations relatives à un effet neurotoxique potentiel des composés du chrome sont très limitées, l'apparition d'effet semble peu probable. Le principal mécanisme de défense de l'organisme vis à vis des effets du chrome(VI) est la réduction de celui-ci en chrome(III) dans l'estomac.

Le chrome(VI) est un cancérigène certain pour l'homme (classement 1 par le CIRC), le chrome(III) est placé comme non classifiable quant à sa cancérigénicité (groupe 3). Les études épidémiologiques ont montré que les principaux cancers sont respiratoires (surtout poumon) après une exposition par inhalation. Des cancers situés dans les os, l'estomac, la prostate, les organes génitaux, les reins, la vessie, le sang ont aussi été documentés après une exposition aux dérivés du chrome(VI).

### Cadmium

Les effets aigus par voie orale sont des gastro-entérites avec crampes stomacales, vomissements, diarrhées et myalgies. L'effet vomitif du cadmium est un facteur pouvant expliquer la faible mortalité par ingestion. Par inhalation de fumées de cadmium, la mortalité est estimée entre 15 à 20% de ceux qui développent une pneumonie chimique. La mort survient souvent 1 à 3 jours après l'exposition, les effets observés pendant cette période sont une irritation pulmonaire sévère accompagnée de dyspnée, de cyanose et de toux.

L'exposition chronique peut entraîner une apparition d'atteinte irréversible du rein pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Des troubles respiratoires (diminution de la capacité respiratoire, de l'odorat, rhinite, bronchite) principalement liés aux effets irritants des particules de cadmium ont été documentés par inhalation. Des études sur l'animal montrent des lésions pulmonaires importantes pour inhalation d'aérosols d'oxyde de cadmium. Du fait de son interférence dans le métabolisme du calcium, le cadmium est également un toxique osseux.

Plusieurs études épidémiologiques chez l'homme ont montré un lien entre l'exposition au cadmium et l'augmentation de la mortalité par cancers prostatique et pulmonaire. Il est classé dans le groupe 1, « cancérigène pour l'homme » par le CIRC.

### Cuivre

Les formes solubles du cuivre et de ses composés sont les plus toxiques. Les effets aigus par voie orale sont des vomissements, léthargies et anémies profondes. Des fièvres, céphalées, sécheresse buccale, douleurs musculaires, sueurs froides ont été mise en évidence par inhalation. La toxicité cutanée est évaluée par des études animales, une dose létale de 2 g/kg de chair pour 50% de la population a été montrée chez le lapin.

Des irritations des voies aériennes supérieures et des troubles gastro-intestinaux (anorexie, nausée, diarrhée) ont été reportés chez les travailleurs pour une exposition chronique par inhalation. Des troubles gastro-intestinaux, cirrhose micronodulaire et insuffisance hépatique aiguë ont été constatés par ingestion. Par contact cutané, des dermatites prurigineuses ont été documentées.

Les données humaines et animales ne permettent pas de conclure quant à la cancérogénicité du cuivre. Il n'est donc pas classé par le CIRC.

### Plomb

L'intoxication aiguë par ingestion de plomb se manifeste par des troubles digestifs (apparition de fortes coliques associées à des douleurs abdominales et des vomissements), des lésions rénales pouvant entraîner la mort en l'absence de traitement rapide. Des séquelles neurologiques ou psychomotrices graves (retard psychomoteur, épilepsie, cécité, hémiparésie) ont été décrites chez l'enfant en cas de plombémie élevée. Des lésions du système nerveux central cliniquement par une encéphalopathie convulsive et un coma pouvant conduire à la mort ont été constatés pour une atteinte sévère.

Les effets des expositions chroniques concernent principalement le système nerveux central (encéphalopathie saturnique grave, irritabilité, troubles du sommeil, anxiété, perte de mémoire, confusion, sensation de fatigue), le système nerveux partiel (paresthésie, faiblesse musculaire, crampes), les reins (insuffisance). Chez l'enfant l'intoxication chronique par le plomb a des effets sur le développement psychomoteur (hyperactivité, inattention, impulsivité), intellectuel et général de l'enfant (poids, taille).

Les études épidémiologiques ne permettent pas de conclure avec certitude quant aux effets cancérigènes du plomb. Le classement en tant que cancérigène possible par le

CIRC est lié aux études animales. Des effets sur la fertilité ont également été recensés (baisse de la fertilité, risque accru d'avortement spontané).

### Mercur

Une exposition aigüe à des vapeurs de mercure élémentaire peut causer la mort par asphyxie. Les premiers symptômes sont des convulsions, une diminution de l'activité motrice et des réflexes musculaires, des maux de tête, un électroencéphalogramme anormal et des troubles de la fonction respiratoire. L'ingestion de mercure peut provoquer un choc hémodynamique, une défaillance cardiovasculaire, une insuffisance rénale et des dommages gastro-intestinaux sévères.

Une exposition chronique aux vapeurs de mercure peut entraîner des lésions du cervelet (provoquant des tremblements), des troubles de la personnalité (irritabilité, troubles de la mémoire et de la concentration). Des atteintes des reins (lésions tubulaires) ont été documentées. L'exposition par voie orale au mercure élémentaire induit des troubles cardiovasculaires, gastro-intestinaux mais surtout neurologiques et rénaux. La vue et l'ouïe peuvent également être concernées par l'ingestion d'aliments contaminés par du mercure organique. L'exposition cutanée induit des troubles cardiovasculaires, gastro-intestinaux, rénaux, neurologiques et immunologiques.

Les études humaines réalisées ne permettent pas de conclure concernant la cancérogénicité du mercure. Il est donc classé 3 (substance ne pouvant être classée) par le CIRC. Le méthylmercure en revanche est classé comme cancérogène possible.

### **b) Les hydrocarbures**

Parmi les hydrocarbures, nous ne traiterons dans la suite de l'étude que le cas des HAP et des BTEX. Les différentes chaînes carbonées aliphatiques et aromatiques peuvent avoir des effets sur le système nerveux central (aromatiques C16-C35), sur le système hépatique (aliphatiques C8-C35). Une diminution du poids corporel a été documentée pour les aromatiques C8-C16. Cependant, la plupart des données concernant ces substances proviennent du Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, par conséquent elles ne seront pas considérées pour la suite de l'étude (absence de données provenant d'organismes reconnus pour l'évaluation de risque).

### Les BTEX

Dans cette partie le choix a été fait de présenter uniquement les dangers du benzène. Les effets sur la santé du toluène figurent dans le tableau en annexe 7.

Une exposition aiguë par inhalation au benzène provoque une excitation suivie d'une narcose, pouvant s'accompagner de convulsions, capables de causer la mort par dépression respiratoire. Dans les formes légères d'intoxication, une excitation puis des troubles de la parole, des céphalées, des vertiges, des insomnies, des nausées, des paresthésies dans les mains et les pieds et de la fatigue sont rapportés. Des lésions ont été observées (brûlures de la face, du tronc, des membres avec hémorragies et œdème pulmonaire) pour certains cas mortels.

L'exposition chronique au benzène a des effets hémotoxiques (diminution des hématies) et immunotoxiques (diminution des leucocytes, des lymphocytes). Des syndromes myéloprolifératifs (notamment atteinte de la moelle), pouvant aller jusqu'à des leucémies, ont été documentés.

Le benzène est classé par le CIRC comme cancérigène chez l'homme (groupe 1). En effet, les études épidémiologiques réalisées pour des expositions professionnelles ont

montré une association entre cancer (principalement des cancers hématopoïétiques et lymphopoïétiques) et exposition au benzène.

### Les HAP

Dans cette partie le choix a été fait de présenter uniquement les dangers liés à l'exposition au benzo(a)pyrène (HAP le plus toxique et souvent utilisé comme traceur du risque). Les effets sur la santé des autres substances retenues (naphtalène, fluoranthène, anthracène, benzo(a)anthracène, phénanthrène, chrysène, pyrène) figurent en annexe 7, ainsi que le comportement dans l'organisme pour les différents HAP (similaires pour les différentes substances).

Les seules informations disponibles pour une exposition aiguë résultent d'études chez la souris et le rat. Ainsi, les DL<sub>50</sub> mesurées par voie orale sont supérieures à 1 600 mg/kg chez la souris et la DL<sub>50</sub> par voie sous cutanée est de 50 mg/kg chez le rat.

Pour une exposition chronique cutanée à du benzo(a)pyrène dilué à 1% dans du benzène, des lésions du derme ont été recensées lors d'une étude sur l'homme. Les études chez le rat montrent des effets gastriques, hépatiques et rénaux pour une administration orale. Une altération du système immunitaire humorale et cellulaire a été documentée, ainsi que des troubles de la reproduction et du développement.

La génotoxicité du benzo(a)pyrène est avérée. Après absorption dans l'organisme, il est métabolisé en diolépoxydes, causant des modifications génétiques au niveau de l'ADN et de l'ARN. Le benzo(a)pyrène est classé en tant que substance cancérigène pour l'homme par le CIRC (groupe 1). L'absence de données humaines est en partie liée au fait que les personnes sont souvent exposées à un mélange de HAP et non au benzo(a)pyrène seul. Chez le hamster, le benzo(a)pyrène induit des tumeurs de la cavité nasale, du pharynx, du larynx et de la trachée par inhalation. Par voie orale, les principaux sites de cancers recensés sont l'estomac, l'œsophage et le larynx chez le rat, les leucémies et tumeurs gastriques chez la souris. Des injections sous-cutanées provoquent également des sarcomes localisés chez les primates.

### **3.1.3. Evaluation des effets dose/réponse**

Les expositions résiduelles chimiques liées au site PCUK requalifié seront chroniques voire sub-chroniques. Aucune situation ne pourra exposer brutalement une personne à certaines substances. L'exposition aiguë peut donc être écartée pour la suite de l'étude. La sélection des VTR s'est faite dans un premier temps en favorisant l'origine humaine de l'étude par rapport aux données animales, la renommée de l'organisme source mais aussi d'autres paramètres comme le protocole de l'étude, l'année d'évaluation, les facteurs d'incertitude utilisés, l'extrapolation faite (NOAEL, dose la plus élevée pour laquelle aucun effet toxique n'est observé ; LOAEL, dose la plus faible pour laquelle un effet toxique a été observé ou BMD, déterminée à partir de modélisation). L'ensemble des valeurs de référence disponibles pour des expositions chroniques ou sub-chroniques pour chaque substance est présenté dans l'annexe 8.

### Chrome

D'après le schéma conceptuel précédent, l'exposition au chrome peut se faire via la nappe superficielle contaminée en chrome VI et les sols des jardins éventuellement contaminés (principalement en chrome III). Pour les effets avec seuils, une seule valeur est disponible par inhalation pour le chrome III, elle est conservée (jugée moyennement fiable par le RIVM et basée sur une étude humaine). Pour l'ingestion, la valeur du RIVM

est préférée car elle est plus récente (2001), l'étude de référence a établi une NOAEL plus élevée, les incertitudes sont donc plus faibles (100). La seule exposition possible au chrome VI est orale. La valeur de l'ATSDR est très récente (2008), l'étude a été menée pour une exposition chronique, les effets sont connus. Elle sera donc préférée.

Les données disponibles concernant les effets cancérigènes du chrome VI par ingestion sont faibles : une seule étude donne un excès de risque unitaire pour une exposition par voie orale. Les autres concernent l'inhalation de chrome VI, voie d'exposition qui n'est pas conservée dans notre étude.

### Cadmium

L'exposition au cadmium est possible par ingestion et inhalation de poussières. Les valeurs proposées par l'ATSDR sont en cours d'élaboration (draft), il est donc recommandé de ne pas les utiliser. Les informations du tableau en annexe 8 permettent de faire le choix d'une VTR égale à  $5 \cdot 10^{-4}$  mg/kg/j pour ce qui concerne une exposition par ingestion, valeur du RIVM récente (2001), basée sur une étude humaine pour une exposition chronique, pour des effets sur le rein qui sont les principaux effets documentés pour le cadmium. La valeur de l'OMS est principalement basée sur la consommation d'eau. Pour l'inhalation, la valeur  $2 \cdot 10^{-5}$  mg/m<sup>3</sup> de l'OEHHA est la seule disponible.

Pour les effets cancérigènes, la valeur donnée par Santé Canada n'est pas un excès de risque individuel mais la concentration en cadmium qui augmenterait de 5% le nombre de tumeur chez les personnes exposées. Les deux valeurs de l'OEHHA et de l'US EPA sont issues de la même étude épidémiologique. Le choix se porte sur la valeur de l'OEHHA sensiblement plus récente (2002) et la méthode de calcul de l'excès de risque individuel est connue (régression de poisson).

### Cuivre

Pour le cuivre, la proposition de VTR du RIVM pour une inhalation n'est pas acceptable dans le cadre de cette étude, parce qu'elle correspond à une exposition aiguë. C'est la même chose pour la valeur de référence de l'ATSDR pour l'exposition orale. Les autres valeurs sont tirées de données animales. En l'absence d'information suffisante concernant l'étude de l'OMS. La valeur du RIVM est choisie comme valeur de référence pour la suite de l'étude.

### Plomb

La valeur de l'OMS ne fait pas l'objet de facteur d'incertitude puisqu'elle est basée sur des travaux montrant que la plombémie augmente à partir de 5 µg/kg/j et qu'il y a absence d'augmentation pour 4 µg/kg/j. Cela permet de définir une dose hebdomadaire tolérable dans le rein de 25 µg/kg et donc une VTR de 3,5 µg/kg/j. La valeur du RIVM, considérée comme équivalente (3,6 µg/kg/j), est établie sur la recommandation de l'OMS d'une dose hebdomadaire de 25 µg/kg. La valeur de l'US EPA est écartée à la fois en raison de son âge et des incertitudes (données animales, LOAEL,...).

Pour des effets cancérigènes, les excès de risques individuels de l'OEHHA pour les expositions par inhalation et par ingestion sont les seuls disponibles. Ils sont donc conservés.

### Mercur

L'analyse suivante porte uniquement sur les VTR du mercure inorganique (forme présente sur le site). Pour l'inhalation, la valeur de l'OEHHA est la seule disponible et est construite sur une étude humaine. La valeur de l'OMS, valeur guide dont on ne connaît pas l'étude de référence, est écartée. Pour l'ingestion, les données de l'ATSDR sont

écartées (exposition aiguë), les deux autres valeurs sont identiques et concernent la même étude de référence.

### Benzo(a)pyrène

L'exposition au benzo(a)pyrène ne sera que par inhalation (substance présente uniquement dans les sédiments de dragage, couverts par des terres végétalisables). Il n'y a aucune valeur de référence disponible pour des effets à seuil du benzo(a)pyrène selon le moteur de recherche Furetox et l'Ineris. La valeur pour une exposition par inhalation de Santé Canada est une concentration correspondant à une hausse de 5% du risque de cancer. Les données de l'OMS concernent un mélange particulier de HAP. L'Ineris conseille pour les effets cancérigènes des HAP d'utiliser la valeur de l'OEHHA pour l'ensemble des substances et de pondérer par les facteurs d'équivalent toxique (FET) de chaque HAP (Ineris, 2006). Le principe de FET est fondé sur les hypothèses selon lesquelles l'organe cible et l'activité toxique sont identiques pour chaque molécule apparentée et qu'il n'y a pas d'interaction toxicocinétique ni toxicodynamique. Une telle approche autorise l'addition des risques cancérigènes liés à une co-exposition et permet de quantifier le pouvoir cancérigène d'un mélange de substances en fonction du pouvoir cancérigène d'une substance de référence (le benzo(a)pyrène pour les HAP).

Les facteurs d'équivalent toxique recommandés sont les suivants :

**Tableau 6: Facteurs d'équivalent toxique proposés par l'INERIS (Ineris, 2006)**

Anthracène	0,01	Phénanthrène	0,001
Fluoranthène	0,001	Chrysène	0,01
Benzo(a)anthracène	0,1	Naphtalène	0,001
Pyrène	0,001		

### Anthracène, Fluoranthène, Benzo(a)anthracène, Phénanthrène, Pyrène, Chrysène

Aucune étude n'a été menée concernant les effets à seuils de ces substances pour une exposition par inhalation. Les excès de risque individuel retenus pour l'inhalation en suivant les recommandations de l'Ineris sont les suivants :

**Tableau 7: Excès de risque individuel pour les HAP retenus**

Substances	Excès de risque individuel
Anthracène	$1,1 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$
Fluoranthène	$1,1 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$
Benzo(a)anthracène	$0,11 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$
Phénanthrène	$1,1 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$
Pyrène	$1,1 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$
Chrysène	$1,1 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$

### Naphtalène

Concernant les effets à seuils, la valeur de référence proposée par l'ATSDR est la plus récente, le LOAEL chez l'animal est le même (2ppm) mais l'ATSDR calcule un LOAEL humain par extrapolation (débit respiratoire, volume,...), alors que l'OEHHA conserve ce LOAEL animal. La valeur de l'ATSDR sera utilisée comme référence.

L'OEHHA propose un excès de risque unitaire de  $3,4 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$  pour une exposition par inhalation. Cette valeur provient d'une étude chez le rat, pour des effets respiratoires et ne considère pas le naphtalène dans le cadre d'un mélange. Dans un souci de cohérence avec les autres HAP, cette valeur ne sera pas retenue, l'application de la méthode recommandée par l'Ineris pour les mélanges de HAP donne un excès de risque unitaire par inhalation de  $1,1 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ .

### Benzène

L'exposition au benzène n'est envisageable que par inhalation (substance présente dans les sédiments de dragage). Les études de l'US EPA et de l'ATSDR sont basées sur une benchmark dose (BMD). La valeur de l'ATSDR pour les effets à seuils ne prend pas de facteur de sécurité pour l'extrapolation aux faibles doses, c'est pourquoi la référence de l'US EPA sera privilégiée.

Pour les effets sans seuils, les concentrations données par le RIVM et Santé Canada ne correspondent pas directement à des excès de risque unitaire. La fourchette de valeurs donnée par US EPA ne permet pas de conclure. La valeur de l'OMS, se trouvant dans cet intervalle, a été retenue par le conseil supérieur d'hygiène publique de France. Devant les variations des propositions des différents organismes, la démarche de l'OEHHA correspondant à un excès de risque individuel de  $2,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  (valeur plus récente et plus sécuritaire).

### Toluène

L'exposition à cette substance n'est possible que par inhalation. La valeur de Santé Canada est basée sur la même étude de référence que celle de l'ATSDR correspondant à une exposition aiguë. Elle est donc écartée. Les données du RIVM sont basées sur d'anciennes valeurs de l'US EPA. En privilégiant les études humaines, le choix est réduit à la valeur de l'ATSDR pour une exposition chronique ou celle de l'US EPA de 2005. La valeur de l'US EPA est construite sur une NOAEL alors que celle de l'ATSDR est basée sur une LOAEL. C'est donc celle de l'US EPA qui est retenue.

Le tableau suivant reprend l'ensemble des choix de valeur de référence pour les différentes substances.

**Tableau 8: Valeur de référence choisie pour les différentes substances**

Substances	Effets à seuils		Effets sans seuil	
	Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion
Chrome III	$6 \cdot 10^{-2} \text{ mg}/\text{m}^3$ (RIVM, 2001)	5 mg/kg/j (RIVM, 2001)		
Chrome VI	<i>Pas d'exposition</i>	$1 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ (ATSDR, 2008)	<i>Pas d'exposition</i>	$0,42(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ (OEHHA, 2002)
Cadmium	$2 \cdot 10^{-5} \text{ mg}/\text{m}^3$ (OEHHA, 2003)	$5 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ (RIVM, 2001)	$4,2 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ (OEHHA, 2002)	
Cuivre	<i>Pas de VTR chronique</i>	140 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ (RIVM, 2001)		
Plomb		3,5 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ (RIVM, 2001)	$1,2 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ (OEHHA, 2002)	$8,5 \cdot 10^{-3} (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ (OEHHA, 2002)
Mercure inorganique	$9 \cdot 10^{-5} \text{ mg}/\text{m}^3$ (OEHHA, 2003)	$2 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ (RIVM, 2001)		
Benzo(a)pyrène		<i>Pas d'exposition</i>	$1,1(\text{mg} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ (OEHHA, 2002)	<i>Pas d'exposition</i>
Fluoranthène		<i>Pas d'exposition</i>	$1,1 \cdot 10^{-3} (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (Ineris, 2006)	<i>Pas d'exposition</i>
Anthracène		<i>Pas d'exposition</i>	$1,1 \cdot 10^{-2} (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (Ineris, 2006)	<i>Pas d'exposition</i>
Phénanthrène		<i>Pas d'exposition</i>	$1,1 \cdot 10^{-3} (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (Ineris, 2006)	<i>Pas d'exposition</i>
Benzo(a)anthracène		<i>Pas d'exposition</i>	0,11 $(\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (Ineris, 2006)	<i>Pas d'exposition</i>
Pyrène		<i>Pas d'exposition</i>	$1,1 \cdot 10^{-3} (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (Ineris, 2006)	<i>Pas d'exposition</i>

Chrysène		<i>Pas d'exposition</i>	$1,1 \cdot 10^{-2} (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (Ineris, 2006)	<i>Pas d'exposition</i>
Naphtalène	$4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ATSDR, 2005)	<i>Pas d'exposition</i>	$1,1 \cdot 10^{-3} (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (Ineris, 2006)	<i>Pas d'exposition</i>
Benzène	$0,03 \text{mg}/\text{m}^3$ (US EPA, 2003)	<i>Pas d'exposition</i>	$2,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (OEHHA, 2002)	<i>Pas d'exposition</i>
Toluène	$5 \text{mg}/\text{m}^3$ (US EPA, 2005)	<i>Pas d'exposition</i>		<i>Pas d'exposition</i>

### 3.1.4. Caractérisation de l'exposition

#### a) Populations cibles

Les scénarii d'exposition ont été évalués pour différentes catégories de personnes : les travailleurs chargés de l'entretien du site, le public visiteur de l'ENM (adultes et enfants), les résidents des habitations avec jardins (enfants et adultes) ainsi qu'un scénario pour la pratique de moto-cross. Ces scénarii ont été effectués dans deux situations (ouverture ou non au public du terriil de phosphogypse).

#### b) Voies d'exposition

Les possibilités de contact de l'organisme humain avec les pollutions résiduelles au quotidien sont diverses : promenade sur le site, culture dans les jardins des habitations, pêche et chasse sur le site, pratique de moto-cross sur le terriil, travaux d'entretien du site. Ainsi, les voies d'exposition suivantes ont ainsi été retenues :

- Ingestion de phosphogypse sur les flancs du terriil ;
- Inhalation de poussières de phosphogypse sur le site ;
- Ingestion de sol éventuellement contaminé des jardins des habitations voisines ;
- Consommation d'aliments contaminés provenant du site ou des jardins voisins ;
- Inhalation d'éléments volatils depuis le plateau du terriil de phosphogypse ;
- Contact cutané avec les terres polluées.

La consommation d'eau provenant du site n'est pas envisagée. L'exposition via les rejets de chrome à l'Espierre est négligée. Cette voie est possible après épandage agricole des boues de la station d'épuration mais reste extrêmement faible (flux de chrome à l'Espierre aujourd'hui faible, boues de la station de Grimonpont répondant aux normes de qualités pour l'épandage...). Le chrome a toutes les chances de rester piégé dans le sol.

La volatilisation de polluants depuis les terres végétalisables de la friche est négligée. Compte-tenu des faibles teneurs dans ces sols, du caractère fini de cette source, ainsi que du délai avant l'ouverture du site (2-3 ans après la mise en place de ces terres), une partie de ce dégazage sera donc déjà effectuée. Pour les éléments non volatils, les teneurs des terres végétalisables sont proches des concentrations de fond locales, l'ingestion de ces sols ne sera donc pas considérée. Le contact cutané ne sera pas quantifié en l'absence de valeurs de référence et d'informations suffisantes quant aux facteurs d'adhérence, aux surfaces concernées et aux taux d'absorption à travers la peau.

Concernant la pêche, seuls le cadmium (lessivage du phosphogypse) et le chrome (eaux de percolation du grand terriil après traitement) pourraient être présents dans les eaux des bassins tampons. Le chrome serait principalement sous forme hexavalente (qui ne s'accumule pas chez le poisson) et dans des concentrations faibles (de l'ordre du  $\mu\text{g}/\text{L}$  dans le rejet brut, sans considération de la dilution). Le cadmium s'accumule modérément chez le poisson et les concentrations seront également très faibles. De plus la pratique de

la pêche dans l'ENM semble être très exceptionnelle du fait des faibles quantités de poissons d'autant plus que le canal de Roubaix possède une ichtyofaune importante et borde le site. Par conséquent, cette exposition sera négligée pour le calcul de l'exposition.

Compte tenu des pratiques locales (chasse à des fins alimentaires peu fréquente) et des quantités modérées de gibiers, la consommation d'animaux provenant du site sera très faible voire inexistante. Cette exposition peut donc également être négligée.

### **c) Scénarii d'exposition**

L'accès ou non au teruil de phosphogypse n'étant pas encore décidée, le calcul de l'exposition envisagera les deux cas. Pour les adultes plusieurs cas sont à envisager : les travailleurs sur le site, les visiteurs de l'ENM, les personnes pratiquant le moto-cross et les riverains cultivant un potager et fréquentant le site. Pour les enfants, les visiteurs et les résidents sont à considérer. Pour les travailleurs et les personnes pratiquant le moto-cross, l'autorisation ou non de l'accès au teruil ne modifie pas le scénario.

#### *Scénario 1 : Adultes travaillant sur le site.*

L'entretien du site sera réduit (cf. 2.4.2). L'hypothèse faite dans le cadre de l'EDR de deux demi-journées de présence sur le site par semaine semble cohérente. Les expositions résiduelles seront différentes selon l'emplacement sur le site (ancienne friche ou teruil). Nous pouvons considérer qu'un tiers du temps sera consacré à la friche et 2/3 au teruil de phosphogypse (nécessitera plus d'entretien : clôtures,...). La durée d'exposition est calculée sur une durée de 30 ans. La quantité de sol ingérée par jour est d'environ 480 mg pour le jardinage, selon le guide Exposure Factor Handbook (US EPA). Cependant cette voie d'exposition est à prendre en compte uniquement lorsque les travaux d'entretiens se situent dans un secteur où le phosphogypse est affleurant. Ainsi, il apparaît plus réaliste de considérer une ingestion de 120 mg/jr (un quart de la dose en considérant le phosphogypse apparent sur moins d'un quart du teruil). Cette hypothèse semble sécuritaire dans la mesure où les travaux d'entretien sur le teruil n'entraîneront que peu fréquemment un contact entre le phosphogypse et les mains. En considérant 2 ½ journées de présences par semaine et en décomptant 5 semaines de congés, on arrive à une fréquence de présence sur le site de 94 jours par an, soit 63 demi-journées de travail sur le teruil de phosphogypse et 31 sur la friche. L'exposition admise pour le travailleur est souvent supérieure à celle admise en population générale. Néanmoins, cette catégorie sera certainement la plus exposée, il apparaît alors intéressant d'évaluer son exposition.

#### *Scénario 2a : Adulte fréquentant l'ENM dans le cadre d'usage conforme.*

Ce scénario envisage uniquement l'activité de promenade sur le site. Les espaces de promenades étant relativement nombreux dans le secteur. L'hypothèse de l'EDR de division par 2 du temps moyen de promenade par jour permet de prendre en compte la diversité de l'offre et le nombre restreint de cheminements sur ce site. La fréquentation du site pendant 39 min, une fois par semaine semble cohérente (Donnée Ciblex pour le Nord-Pas-de-Calais, divisée par 2). Dans le cadre d'une fermeture de l'accès au teruil, l'ingestion de phosphogypse n'est pas possible.

*Scénario 2b : Adulte fréquentant l'ENM dans le cadre d'usage conforme (accès au teruil autorisé).*

Dans le cadre d'une ouverture au public du teruil de phosphogypse, le site possède un attrait supplémentaire. En effet, le plateau du teruil offre une vue appréciable sur l'ensemble du secteur. Le temps passé sur le site peut être considéré comme deux fois plus important (plus de chemins, intérêt supplémentaire,...), c'est-à-dire 78 min (donnée Ciblex pour le Nord-Pas-de-Calais), réparti à 50% sur le teruil et 50% sur l'ancienne friche,

mais toujours avec une fréquence d'une fois par semaine. L'ingestion et l'inhalation de poussières de phosphogypse, de même que l'inhalation de volatils depuis les sédiments sont maintenant à considérer. Pour l'ingestion, sur le même principe que pour le travailleur, nous pouvons considérer une quantité de sol ingéré de 50/4 mg soit 13 mg par promenade sur le site.

*Scénario 3 : Adulte fréquentant le site et pratiquant des activités « à risques ».*

Dans ce cadre, le temps de présence sur le site sera plus important. Nous considérerons 3 heures par semaine sur le terril de phosphogypse pour la pratique de moto-cross. L'ingestion de phosphogypse, pendant cette activité peut être considérée d'environ 120 mg (même quantité que pour le travailleur) de phosphogypse pendant les 3h de pratique (chutes obligeants à poser les mains au sol, remises en suspension liées à la circulation des moto-cross et déglutition de poussières...). L'empoussièrément sera localement beaucoup plus important pour les pratiquants. Aucune donnée n'est disponible concernant les poussières remises en suspension par la circulation de moto-cross. Par défaut, nous le considérerons comme localement comparable à celui d'un camion sur une piste de chantier. Un empoussièrément fort sur un chantier pouvant aller jusqu'à 20 mg/m<sup>3</sup> selon l'IRSN, le choix dans notre étude de 10 mg/m<sup>3</sup> (chantier moyen) semble cohérent avec les empoussièrément locaux sur le terril lors de la pratique de moto-cross. Cette activité sera considérée comme pratiquée pendant 20 ans.

*Scénario 4a : Adulte résidant à proximité, possédant un jardin et fréquentant l'ENM.*

Une fréquence de deux fois par semaine (soit 2 fois 39min) peut être retenue pour les résidents (proche du site). L'activité de jardinage est considérée comme pratiquée une demi-journée par semaine sur une période de 8 mois par an (de mars à novembre). La consommation des légumes produits est envisagée. Pendant l'activité de jardinage, une ingestion de 480 mg/jr de sol est vraisemblable selon l'US EPA. Cette hypothèse semble majorante par rapport à l'exposition réelle mais elle sera conservée en l'absence de données plus précises. En dehors des activités de jardinage, l'ingestion de sol est évaluée par l'US EPA à 50 mg/jr pour un adulte.

*Scénario 4b : Adulte résidant à proximité, possédant un jardin et fréquentant l'ENM (accès au terril autorisé).*

Les différences avec le scénario 2b sont la fréquence de visite sur le site de deux fois par semaine (2 fois 78 min) au lieu d'une et l'activité de jardinage pratiquée 4 heures par semaine sur une période de 8 mois par an (de mars à novembre) ainsi que la consommation des légumes produits.

Le scénario extrême des habitants du secteur, possédant un jardin et pratiquant le moto-cross sur le site n'est pas étudié dans la mesure où il semble peu vraisemblable. En effet, cette activité semble pratiquée par des personnes jeunes, ne résidant pas au voisinage immédiat. Le jardinage est souvent pratiqué par des personnes un peu plus âgées.

Le tableau page suivante reprend les principaux paramètres des différentes catégories.

Tableau 9: Récapitulatif des scénarii

	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Scénario 5	Scénario 6
	Travailleur chargé de l'entretien	Visiteurs adultes de l'ENM	Adultes pratiquant le moto-cross sur le terril	Adultes résidant à proximité de l'ENM	Visiteurs enfants de l'ENM	Enfants résidant à proximité de l'ENM
Temps passé sur le site par visite	4h	39 min / 78 min	3h	39 min / 78 min	39 min / 78 min	39 min / 78 min
Fréquence	2 fois par semaine (moins 5 semaines de congés)	1 fois par semaine	1 fois par semaine	2 fois par semaine	1 fois par semaine	2 fois par semaine
Temps sur le terril de phosphogypse	2/3	0 min / 39 min	3h	0 min / 39 min	0 min / 39 min	0 min / 39 min
Temps sur la friche	1/3	39 min / 39 min	0 min	39 min / 39 min	39 min / 39 min	39 min / 39 min
Durée d'exposition	30 ans	64 ans	20 ans	64 ans	6 ans	6 ans
Empoussièrement extérieur	30µg/m3	30µg/m3	10mg/m3	30µg/m3	30µg/m3	30µg/m3
Ingestion de phosphogypse par visite	120 mg	0 mg / 13mg	120 mg	0 mg / 13mg	0 mg / 40mg	0 mg / 40mg
Temps passé à l'extérieur dans le jardin de la maison				7,6h/sem (jardinage et loisir)		1h/jr
Temps passé à l'intérieur de la maison				17,5 h/jr		17,5 h/jr
Quantité de sol ingéré hors site				50mg/j et 480mg 1 fois par semaine (jardinage 8mois/12)		150mg/jr
Poids de l'individu	65 kg	65 kg	65 kg	65 kg	16 kg	16 kg

- Enfant

*Scénario 5a : Enfant fréquentant le site.*

Pour ce scénario, le temps de présence sur le site ainsi que la fréquence de visite sont identiques au scénario 2a. Seuls le poids de l'individu change. Les recommandations de l'US EPA pour ce paramètre seront suivies.

*Scénario 5b : Enfant fréquentant le site (accès au terriil autorisé).*

Pour ce scénario, le temps de présence sur le site ainsi que la fréquence de visite sont identiques au scénario 2b. Le même raisonnement que précédemment pour l'ingestion de phosphogypse permet de considérer une ingestion de 40 mg de sol ( $\approx 150/4$ ) par visite sur le site pour l'enfant.

*Scénario 6a : Enfant résidant à proximité dans une habitation avec jardin et fréquentant le site.*

Là aussi, le temps de présence sur le site et la fréquence de passage peuvent être considérés identiques à ceux du scénario 4a, en revanche, le jardinage n'est pas pratiquée par l'enfant. Cependant, il consommera les produits du jardin et l'ingestion de sol doit être considérée. Pour cela, US EPA recommande de considérer une ingestion de sol de 150 mg/j.

*Scénario 6b : Enfant résidant à proximité dans une habitation avec jardin et fréquentant le site (accès au terriil autorisé).*

Là aussi, le temps de présence sur le site et la fréquence de passage peuvent être considérés identiques au scénario 4b ainsi que l'autoconsommation. En revanche, l'activité de jardinage n'est pas prise en compte. L'ingestion de sol est équivalente au scénario 5b pour les visites sur site. Pour le reste du temps, l'ingestion de sol sera considérée de 150 mg/jr (US EPA).

Pour les scénarii des personnes respectant les usages autorisés sur le site, un empoussièrément moyen de l'air extérieur de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sera considéré. Cette information est choisie sur les bases de la concentration de particules en suspension dans l'air dans la région lilloise (données Atmo Nord-Pas-de-Calais, station de Roubaix).

#### **d) Calcul de l'exposition**

Les jardins sont principalement situés au Nord (anciens jardins ouvriers au Nord-Ouest) et au Sud du site, 2 habitations à l'Est peuvent également être concernées. Les teneurs en métaux dans les sols ont été mesurées ponctuellement dans certaines zones (aire d'accueil des gens du voyage, terres agricoles, anciens jardins), principalement à l'Est du site (sous les vents dominants). Les résultats des contaminations de surface sont assez hétérogènes selon les parcelles (par exemple de 54 mg/kg MS de plomb à 125 mg/kg MS dans les sols). De plus ces contaminations métalliques ne sont pas nécessairement attribuables aux activités sur le site PCUK et peuvent être en partie liées à d'autres facteurs comme les usages sur la parcelle (pratiques agricoles,...). En l'absence d'une représentation spatiale précise des contaminations métalliques, il apparaît préférable, dans un souci de vraisemblance des scénarii, de ne pas quantifier les risques chimiques en dehors du site (ingestion d'aliment provenant de jardins potentiellement contaminés, de sols, inhalation de poussières).

Plusieurs hypothèses simplificatrices ont été faites afin de traduire la volatilisation des polluants. Seul le transfert par diffusion a été pris en compte. La convection a été négligée. De plus la source de pollution est considérée comme infinie et la biodégradation des polluants n'est pas prise en compte. Ces simplifications ont tendances à majorer la

concentration dans l'air extérieur, mais permettent d'évaluer simplement les transferts du sol vers l'air. Afin de déterminer la concentration des substances volatiles dans l'atmosphère, les transferts ont été modélisés de la manière suivante.

- Détermination de la concentration dans l'air du sol :

La quantité d'une substance dans un sol est égale à la somme de la quantité adsorbée, de la quantité dissoute dans l'eau et la quantité dans l'air du sol. Il y a équilibre entre les concentrations d'une substance dans les différents milieux du sol (air, gaz, solide). L'équation de l'équilibre entre les phases s'écrit sous la forme :

$$C_s = C_{ads} + \frac{V_w}{\rho} C_w + \frac{V_a}{\rho} C_{as} \text{ (Equation de Jury)}$$

Avec  $C_s$  : concentration massique totale

$C_{ads}$  : concentration adsorbée

$C_w$  : concentration dans l'eau du sol

$C_{as}$  : concentration dans l'air du sol

$\rho$  : densité du sol

$V_w$  : fraction volumique d'eau du sol

$V_a$  : fraction volumique d'air du sol

Ainsi en utilisant les équations d'équilibre  $C_{ads} = K_d * C_w$  et  $C_{as} = H * C_w$ . ( $K_d$  : coefficient de partage sol/eau,  $H$  : constante de Henry adimensionnée). On obtient :

$$C_{as} = \frac{H * \rho}{\rho * K_d + V_w + H * V_a} * C_s$$

- Evaluation du flux de transfert vers l'atmosphère :

La diffusion a été évaluée grâce à la loi de Fick :

$$J_{diff} = -D_{eff} * \overrightarrow{grad}(C)$$

Avec  $J_{diff}$  : flux de transfert vers l'atmosphère

$D_{eff}$  : coefficient de diffusion effectif

$D_{eff}$  est équivalent à la diffusion à travers le sol, suivi d'une diffusion dans la couche limite d'air.

Pour la traversée de deux milieux successifs de coefficient de diffusion effectif respectif  $D_1$  et  $D_2$  et d'épaisseur  $L_1$  et  $L_2$ ,  $D_{eff} = \frac{D_1 * D_2 * (L_1 + L_2)}{D_1 * L_2 + D_2 * L_1}$  selon Huysmans *et al.* (2006). Dans le cas de cette étude,  $D_1$  est noté  $D_{ua,eq}$ ,  $L_1$  vaut  $L$ ,  $D_2$  est noté  $D_a$  et  $L_2$  est  $d_a$ .

$$\text{Donc } D_{eff} = \frac{D_{ua,eq} * D_a * (L + d_a)}{D_{ua,eq} * d_a + D_a * L} = (d_a + L) \frac{1}{\frac{d_a}{D_a} + \frac{L}{D_{ua,eq}}}$$

$$\text{L'expression de } J_{diff} \text{ est alors : } J_{diff} = -(d_a + L) \frac{1}{\frac{d_a}{D_a} + \frac{L}{D_{ua,eq}}} * \frac{(C_{a,e} - C_{as,L})}{(d_a + L)}$$

Avec  $C_{a,e}$  : concentration dans l'air extérieur

$C_{as,L}$  : concentration dans l'air du sol à la profondeur  $L$

$C_{a,e}$  peut être négligée dans un premier temps devant  $C_{as,L}$ .  $J_{diff}$  devient alors :

$$J_{diff} = \frac{C_{as,L}}{\frac{d_a}{D_a} + \frac{L}{D_{ua,eq}}}$$

- Dilution par le vent

La dilution dans l'air extérieur est abordée par un modèle boîte, ne prenant en compte que le vent comme données météorologiques. Cela est très simplificateur car on considère que la concentration est uniforme dans la boîte, mais elle permet une approche grossière des niveaux de concentrations. La hauteur choisie pour la boîte est la hauteur du nez, c'est-à-dire 1,5m pour les adultes et 1m pour les enfants. La concentration s'exprime alors par la formule :

$$C_a = \frac{J_{diff} * X}{uz * Z}$$

Avec  $C_a$  : concentration dans l'air

$uz$  : vent à la hauteur  $Z$

X : longueur de la zone

Z : hauteur de la boîte

Les données disponibles pour la vitesse du vent sont souvent mesurées à 10m de hauteur. Pour évaluer le vent à z mètre au-dessus du sol, il est nécessaire d'utiliser la formule :

$$u_z = \left(\frac{z}{h}\right)^n * u_h$$

Avec  $u_h$  : vitesse du vent à la hauteur h

n : coefficient compris entre 0,15 et 0,35 pour une zone urbaine (US-EPA, 1992). Dans un souci de protection, n a été considéré comme égale à 0,35 (valeur majorante pour la concentration).

L'annexe 9 présente les concentrations estimées dans l'air sur le plateau du terril de phosphogypse sont très faible. Le modèle construit étant majorant, il apparaît cohérent de négliger l'inhalation de volatils depuis un autre lieu que le terril de phosphogypse. La dispersion météorologique en dehors du plateau du terril renforce cette hypothèse.

### 3.1.5. Caractérisation des risques sanitaires

Les résultats de la caractérisation des risques sanitaires chimiques sont fournis dans le tableau page suivante. Les risques pendant la présence sur le site sont les seuls à avoir été quantifiés du fait des trop grandes incertitudes dans le du calcul de l'exposition hors-site. Concernant les effets à seuil, la substance qui tire le risque est le cadmium via l'inhalation pour les personnes pratiquant le moto-cross (QD de l'ordre de  $10^{-2}$ ) et via l'ingestion pour les autres scénarii dans le cadre d'un accès autorisé au terril. Les risques restent cependant très faibles (les plus élevés sont de l'ordre de  $10^{-3}$ ) au vue de 1 (valeur de possibilité d'apparition de l'effet). Dans le cadre de pratique « normale », les jeunes enfants résidant à proximité du site sont les cibles les plus exposées (sensibilité plus importante des enfants, fréquence d'exposition plus grande...). Les organes cibles étant différents selon les substances (rein pour le cadmium, système respiratoire pour le naphtalène...), il n'apparaît pas opportun d'additionner les quotients de danger. L'exposition à des substances volatiles depuis le plateau du terril de phosphogypse conduit à des quotients de danger extrêmement faibles (de  $10^{-5}$  à  $10^{-9}$ ).

Pour les effets cancérigènes, les excès de risque unitaire concernant les HAP sont basés sur la supposition des mêmes mécanismes d'action des substances et des mêmes organes cibles. Les excès de risque individuels peuvent donc être ajoutés pour les HAP. L'exposition a été considérée de 6 ans pour l'enfant et de 64 ans (exposition vie entière moins 6 années enfant) pour l'adulte (résidents et visiteurs). L'excès de risque pour une exposition vie entière pour chaque substance se calcule par sommation de ces deux excès de risque individuel (adulte et enfant). Les excès de risque individuel calculés pour l'ensemble des substances sont très faibles (les plus élevés sont de l'ordre de  $10^{-9}$  dans le cadre d'usage normal), l'inhalation de poussières de cadmium est la voie principale d'exposition à un risque cancérogène. Il est le plus important pour la pratique de moto-cross ( $3,3 \cdot 10^{-7}$  par inhalation de poussières de cadmium). Les excès de risque pour une exposition vie entière aux HAP présents dans les sédiments de dragage sont négligeables ( $7,8 \cdot 10^{-11}$  pour les visiteurs et  $1,6 \cdot 10^{-10}$  pour les résidents). L'excès de risque n'est pas non plus significatif pour les HAP pour les travailleurs et les personnes pratiquant le moto-cross (de l'ordre de  $10^{-10}$ ).

Tableau 10:Récapitulatif des résultats de la caractérisation des risques chimiques

Substance	Voie d'exposition	Scénario 1	Scénario 2a	Scénario 2b	Scénario 3	Scénario 4a	Scénario 4b	Scénario 5a	Scénario 5b	Scénario 6a	Scénario 6b
<b>Effets à seuil</b>											
Cadmium	Ingestion de sol	2,61E-03	<i>Pas d'ingestion</i>	2,34E-04	2,16E-03	<i>Pas d'ingestion</i>	4,67E-04	<i>Pas d'ingestion</i>	2,92E-03	<i>Pas d'ingestion</i>	5,84E-03
	Inhalation de poussières	9,90E-05	8,90E-06	1,78E-05	1,37E-02	1,78E-05	3,56E-05	8,90E-06	1,78E-05	1,78E-05	3,56E-05
Naphtalène	Inhalation	6,79E-05	<i>Pas d'inhalation</i>	9,10E-06	4,20E-05	<i>Pas d'inhalation</i>	1,82E-05	<i>Pas d'inhalation</i>	1,57E-05	<i>Pas d'inhalation</i>	3,15E-05
Benzène	Inhalation	4,03E-06	<i>Pas d'inhalation</i>	5,41E-07	2,50E-06	<i>Pas d'inhalation</i>	1,08E-06	<i>Pas d'inhalation</i>	9,35E-07	<i>Pas d'inhalation</i>	1,87E-06
Toluène	Inhalation	1,30E-08	<i>Pas d'inhalation</i>	1,75E-09	8,07E-09	<i>Pas d'inhalation</i>	3,50E-09	<i>Pas d'inhalation</i>	3,02E-09	<i>Pas d'inhalation</i>	6,05E-09
<b>Effets sans seuil</b>											
Cadmium	Inhalation de poussières	3,56E-09	6,73E-10	1,37E-09	3,29E-07	1,37E-09	2,73E-09	6,41E-11	1,28E-10	1,28E-10	2,56E-10
Naphtalène	Inhalation	1,28E-10	<i>Pas d'inhalation</i>	3,66E-11	5,28E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	7,33E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	5,94E-12	<i>Pas d'inhalation</i>	1,19E-11
Fluoranthène	Inhalation	1,66E-12	<i>Pas d'inhalation</i>	4,74E-13	6,84E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	9,48E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	7,69E-14	<i>Pas d'inhalation</i>	1,54E-13
Anthracène	Inhalation	4,61E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	1,32E-11	1,90E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	2,64E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	4,45E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	8,89E-13
Phénanthrène	Inhalation	5,35E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	1,53E-11	2,21E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	3,06E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	2,48E-12	<i>Pas d'inhalation</i>	4,96E-12
Pyrène	Inhalation	1,23E-15	<i>Pas d'inhalation</i>	3,52E-16	5,08E-16	<i>Pas d'inhalation</i>	7,04E-16	<i>Pas d'inhalation</i>	5,71E-17	<i>Pas d'inhalation</i>	1,14E-16
Chrysène	Inhalation	1,11E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	3,17E-12	4,57E-12	<i>Pas d'inhalation</i>	6,34E-12	<i>Pas d'inhalation</i>	5,14E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	1,03E-12
Benzo(a)pyrène	Inhalation	2,26E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	6,46E-14	9,32E-14	<i>Pas d'inhalation</i>	1,29E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	1,05E-14	<i>Pas d'inhalation</i>	2,09E-14
Benzo(a)anthracène	Inhalation	6,43E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	1,84E-13	2,65E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	3,68E-13	<i>Pas d'inhalation</i>	2,98E-14	<i>Pas d'inhalation</i>	5,96E-14
<b>Total HAP</b>	<b>Inhalation</b>	<b>2,41E-10</b>	<b><i>Pas d'inhalation</i></b>	<b>6,90E-11</b>	<b>9,95E-11</b>	<b><i>Pas d'inhalation</i></b>	<b>1,38E-10</b>	<b><i>Pas d'inhalation</i></b>	<b>9,49E-12</b>	<b><i>Pas d'inhalation</i></b>	<b>1,90E-11</b>
Benzène	Inhalation	1,50E-09	<i>Pas d'inhalation</i>	4,30E-10	6,20E-10	<i>Pas d'inhalation</i>	8,60E-10	<i>Pas d'inhalation</i>	6,97E-11	<i>Pas d'inhalation</i>	1,39E-10

Globalement les risques sanitaires sont très faibles (environ 10 000 fois inférieurs) par rapport aux recommandations (quotient de danger de 1 pour les effets à seuil et excès de risque individuel de  $10^{-5}$  pour les effets sans seuil) pour l'ensemble des scénarii « normaux ». Les risques sont plus importants dans le cadre d'une activité de moto-cross sur le terriil, mais restent faibles comparés aux valeurs de risques acceptables (100 fois moins pour l'inhalation de poussières). Les risques pendant la pratique de moto-cross sur le site sont à relativiser par rapport à la probabilité de survenue d'un accident lors de cette activité, le terriil n'étant pas adapté à cette pratique. Un accident mortel s'est d'ailleurs déjà produit par le passé. C'est pourquoi, devant la difficulté à sécuriser cette activité et la volonté de rendre cette ancienne friche comme un espace naturel, il est préférable de maintenir l'interdiction de cette pratique sur le site.

### **3.1.6. Discussion des incertitudes**

#### *Incetitudes liées aux scénarii d'expositions*

Le temps de présence sur le site est évalué à partir d'informations régionales de la base de données CIBLEX. Celle-ci, publiée en 2003, est basée principalement sur différentes études du comportement datée de 1999. Une évolution des comportements depuis cette date entraîne des incertitudes quant à la caractérisation des expositions et donc du risque même si l'utilisation de données régionales permet de prolonger la durée de vie de ces informations. Le site n'étant pas encore ouvert au public, il n'est pas possible d'effectuer une enquête auprès des personnes fréquentant l'ENM afin de vérifier la plausibilité de ces scénarii. Les informations concernant la promenade sont des valeurs moyennes, elles ne reflètent pas les comportements individuels. Cependant, les risques calculés étant très faibles, la sous-estimation ou la surestimation du temps passé sur le site n'influe que peu sur la perception globale du risque (toujours faibles par rapport à 1 pour les effets à seuils et à  $10^{-5}$  pour les effets sans seuils). Le choix de scénarii d'exposition vie entière (6 ans enfants et 64 ans adultes) pour les visiteurs et les résidents est très sécuritaire. En effet, il est peu probable qu'une personne soit exposée de cette manière pendant 70 ans (percentile 90 des durées de résidence en France). Pour le scénario travailleur, le temps effectif de présence sera vraisemblablement plus faible que les 2 ½ journées de 4h considérées. De même l'exposition pendant 30 ans est un choix sécuritaire. Le temps sur le site pour une pratique de moto-cross devrait également être plus faible dans la mesure où un dispositif est mis en place et sera amélioré afin de rendre plus difficile l'accès de ces véhicules au terriil.

#### *Incetitudes concernant les paramètres choisis*

L'ingestion de sol apparaît comme légèrement surestimée dans le cadre d'un usage conforme. Les quantités de sol ingérées proviennent de l'Exposure Factor Handbook de l'US EPA et ont été adaptées pour tenir compte de la couverture du terriil par du mulch. Le phosphogypse n'étant que peu affleurant, l'exposition par ingestion semble surestimée. Pour la pratique de moto-cross sur le site, aucune donnée n'a pu être trouvée concernant l'ingestion de sol pendant cette activité. La quantité a été considérée comme analogue à celle ingérée par un travailleur mais en réalité elle pourrait être plus importante (notamment par ingestion de poussières). Le risque serait alors sous-estimé. Cependant, il faudrait ingérer plus de 10 g de phosphogypse par semaine pour avoir un coefficient de danger supérieur à 1. Par conséquent, bien que ce risque soit sous-estimé, la survenue d'atteinte rénale en lien avec l'ingestion de phosphogypse paraît irréaliste.

L'empoussièremement moyen de  $30\mu\text{g}/\text{m}^3$  est une moyenne annuelle pour la station de mesure de la qualité de l'air de Roubaix (ATMO Nord-Pas-de-Calais). L'hypothèse de conserver cette valeur comme empoussièremement semble sécuritaire, il n'y a pas eu de mesures de l'empoussièremement sur le site mais il est fort probable qu'il soit plus faible. L'exposition sera alors surestimée. Le choix d'un empoussièremement local de  $10\text{ mg}/\text{m}^3$  pour la pratique de moto-cross provient d'une recommandation de l'IRSN pour un chantier. Cette valeur paraît légèrement sécuritaire compte tenu de la couverture par du mulch. Le risque semble également surestimé dans ce cas.

Dans le cadre d'une ouverture au public du terril de phosphogypse, des cheminements préférentiels seront tracés afin de canaliser les visiteurs. Aucune information n'est disponible à l'heure actuelle concernant la nature de ces cheminements (empierrement, mulch, terre, béton...). Un cheminement en mulch a été considéré puisque le terril en est actuellement couvert mais également dans une optique sécuritaire. L'exposition à l'ingestion de phosphogypse est surestimée par ce choix.

La biodisponibilité des différentes substances n'a pas été prise en compte. Dans les calculs de l'exposition elle est donc considérée comme totale. L'exposition est majorée par ce choix, mais le peu d'informations disponibles concernant la biodisponibilité de chaque substance conduisent à cette approche sécuritaire.

Globalement l'approche faite pour le calcul des expositions est majorante pour l'ensemble des scénarii sauf pour le cas de la pratique de moto-cross. Dans ce cas, l'absence d'informations concernant les paramètres d'expositions pendant la pratique de cette activité ne permet pas toujours d'avoir une approche sécuritaire.

#### *Incertitudes liées aux concentrations choisies*

La teneur en cadmium choisie sur le terril de phosphogypse est une valeur moyenne. Cela peut entraîner une sous-estimation ou une surestimation du risque. Cependant, l'individu évolue au sein d'un secteur dans lequel la contamination n'est pas homogène. L'utilisation de la moyenne paraît plus appropriée pour calculer une exposition sur le long terme. De plus, la teneur maximale mesurée, de  $4,6\text{ mg}/\text{kg MS}$  (contre une moyenne à  $4,1$ ) de phosphogypse, ne modifie que peu la perception du risque. Ces teneurs proviennent d'échantillons sur la couche 0-10cm du terril qui sont adaptés à la caractérisation des sols pouvant être ingérés ou inhalés via les poussières.

Les teneurs pour les éléments volatils sont également des teneurs moyennes, puisque l'objectif est d'évaluer les concentrations moyennes dans l'air sur le plateau du terril. Cela permet de rendre compte d'une exposition chronique.

#### *Incertitudes par rapport aux choix des VTR*

Le choix des différentes valeurs de référence s'est fait en privilégiant les données humaines, la renommée des organismes, les informations de l'étude d'origine et en dernier recours dans un but sécuritaire. L'objectif étant de limiter les incertitudes quant à l'évaluation de ces relations dose/réponse. Les niveaux d'expositions étant faibles, le choix des différentes valeurs de référence n'influe que très peu sur la perception du risque (toujours éloigné de 1 pour les effets à seuils et  $10^{-5}$  pour les effets sans seuils).

#### *Incertitudes quant au choix de ne pas prendre en compte certaines voies d'exposition*

Le rejet de chrome(VI) à l'Espierre a été négligé, celui-ci est faible depuis la requalification du site. Les dilutions importantes permettent d'avoir une eau faiblement chargée en chrome au niveau de la station d'épuration de Grimonpont. La caractérisation de l'exposition au chrome via l'épandage des boues et la consommation d'aliments

cultivés dans ces champs n'apparaît pas évaluable. Cette voie d'exposition n'influe pas sur la perception globale du risque.

La chasse et la pêche sur le site n'ont pas été prises en compte. La consommation de ces produits semble exceptionnelle. De plus les polluants susceptibles d'être présents sont peu bioaccumulables. La consommation de quelques individus par an, qui plus est faiblement contaminés n'influera que très peu l'exposition globale. Le risque est très légèrement sous-estimé par ce choix.

Un envol de poussières de phosphogypse sur quelques centaines de mètres (jusqu'aux habitations) est possible mais sera très faible (aspect compact du phosphogypse, faible remise en suspension en lien avec la végétation et le mulch depuis une vingtaine d'années, conditions de vents...) et n'aura pas d'impact significatif sur l'exposition. L'envol de poussières était possible pendant l'exploitation mais la forte humidité du phosphogypse au moment du rejet a limité cette dispersion. Le risque global est sous-estimé par ce choix mais cela n'influence pas de façon significative le résultat.

#### *Incertitudes liées à la non-caractérisation de l'exposition hors-site*

En l'absence de caractérisation précise des sols des jardins, l'exposition par ingestion de sol et d'aliments contaminés (autoconsommation) chez les riverains n'a pas été quantifiée. Les données des sols du hameau du Beck, de la parcelle des gens du voyage (situés à l'Est, sous les vents dominants) ou des jardins (Nord-Ouest) ne peuvent pas être utilisées de façon raisonnable pour caractériser les sols hors-site. Les deux habitations les plus proches à l'Est du terriil peuvent également avoir des teneurs dans les sols différentes (mesures très hétérogènes pour l'aire des gens du voyage et le hameau du Beck). De plus ces éventuelles contaminations métalliques ne seront pas nécessairement liées à l'exploitation du site PCUK. L'utilisation de ces mesures ne permettrait pas un calcul vraisemblable de l'exposition par ingestion de façon directe ou indirecte en dehors du site. Pourtant, cette exposition peut être prépondérante puisque les quantités de sol ingérées sont beaucoup plus importantes et la fréquence d'ingestion également (environ 50mg/jr pour l'adulte en plus du jardinage et 150mg/jr pour l'enfant). L'autoconsommation moyenne en France est de 27% (enquête INSEE de 1994) pour les légumes et de 12% pour les fruits. Cela représente une part non négligeable de notre consommation. Les capacités de certaines plantes potagères à concentrer certains polluants impliquent une exposition qui peut ne pas être négligeable. Le risque est sous-estimé par cette non-caractérisation. L'impact de ce choix dépend fortement des concentrations dans les sols. C'est pourquoi il apparaît intéressant d'effectuer une caractérisation des anciens jardins ouvriers situés en bordure Nord-Ouest du site mais aussi des sols des deux habitations situées à la limite Est (sous les vents dominants).

#### *Incertitudes au niveau de la modélisation*

Le modèle construit pour évaluer les concentrations dans l'air des substances volatiles est basé sur la prise en compte uniquement des transferts par diffusion. La convection étant faible, elle a été négligée pour simplifier la modélisation. Cela va dans le sens d'une légère sous-estimation de l'exposition. Certains paramètres de sol étaient indispensables (fraction organique, teneurs en air et en eau, porosité efficace) pour évaluer la concentration dans l'air du sol ainsi que le flux de volatilisation. Il n'y a pas d'analyse de ces paramètres dans les terres de couvertures utilisées. Ces terres étant des limons, les paramètres pour cette catégorie de sol ont été pris dans un intervalle de valeurs provenant du guide de l'US EPA pour la volatilisation des polluants. La teneur en eau du sol a été prise comme la plus sécuritaire selon ce guide. La fraction organique du sol est comprise entre 0,5 et 5% selon l'INERIS. Le choix d'une fraction organique de

0,5% a été fait (plus sécuritaire). La variabilité dans la modélisation est d'environ un facteur 100 (environ 10 pour la fraction organique et 10 pour la teneur en eau). La variation de la densité du sol de 1,25 à 1,75 n'intervient que peu sur les résultats du modèle. Lorsque les paramètres ne pouvaient pas être affinés, les choix se sont faits dans un objectif de majoration de l'exposition. Le modèle boîte utilisé ensuite pour évaluer le transfert de l'air du sol à l'air ambiant est majorant, mais l'évaluation de la concentration dans l'air ambiant reste raisonnable par cette méthode.

Dans le cadre de la modélisation des transferts vers l'atmosphère, la source de composés volatils est considérée comme infinie. En réalité, elle est limitée (environ 150 000m<sup>3</sup> de sédiments) et la fermeture du terriil pour un délai de 2-3 ans minimum après la couverture du plateau entraînera la volatilisation d'une partie de ces substances (les plus volatiles, comme le naphthalène, seront fortement volatilisées). La biodégradation de certains composés dans les sols diminuera également la concentration dans le sol. Par conséquent, l'exposition sera décroissante au cours du temps. Cela n'étant pas pris en compte, les risques cancérigènes sont majorés. Les calculs de volatilisation sont faits pour une température moyenne de 20 ou 25°C (selon la température à laquelle la constante de Henry a été établie). La température moyenne annuelle dans le secteur est de l'ordre de 10°C. La volatilisation est surestimée par ce biais. La source de pollution est considérée comme présente à 50 cm de la surface (limite supérieure du stock de sédiments), cela est également majorant pour l'exposition totale. Globalement la modélisation des transferts sol-air entraîne une surestimation de l'exposition malgré la non prise en compte de la convection.

### 3.2. Analyse des Risques Résiduels radiologiques

A l'issu des travaux de requalification, certaines expositions à des radioéléments ou à des rayonnements restent possibles. Le schéma conceptuel suivant reprend les différentes expositions radiologiques envisageables pour l'homme.

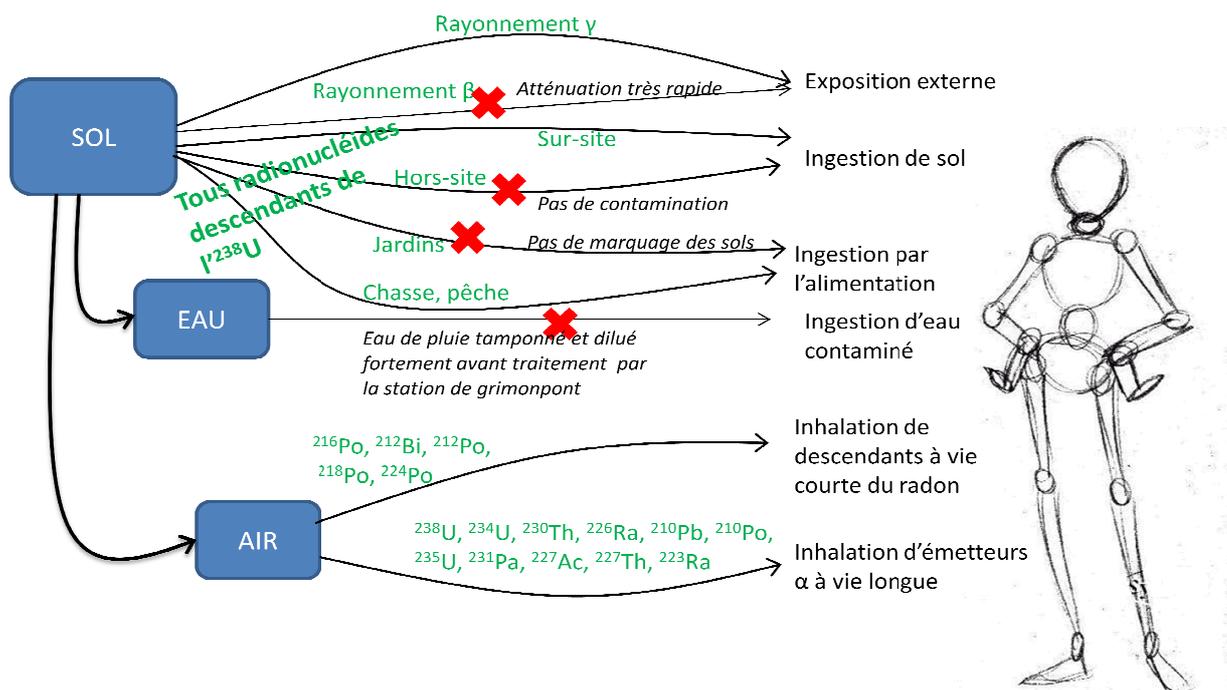


Illustration 8: Schéma conceptuel des expositions radiologiques résiduelles

### 3.2.1. Identification des dangers

Les nombreuses études épidémiologiques, notamment celles d'Hiroshima et Nagasaki et de Tchernobyl, ont permis de documenter les effets des rayonnements ionisants sur l'Homme. Ces effets sont non spécifiques (c'est-à-dire qu'ils peuvent être provoqués par d'autres causes).

Les fortes doses de rayonnements ionisants touchent la moelle osseuse (aplasie médullaire), les yeux (kératite, conjonctivite, cataracte), la peau (brûlure), les muqueuses, les os (nécrose), l'appareil reproducteur (stérilité) et le développement fœtal (malformations). Ils peuvent être mortels ou laisser des séquelles avec une cinétique plutôt rapide (de quelques heures à quelques mois). Aux faibles doses, les effets sont des cancers et parfois des malformations congénitales, des troubles de la reproduction et des modifications génétiques (ADN). La probabilité de survenue des effets augmente en fonction de la dose. Il n'y a pas un cancer spécifique dû aux radiations ionisantes, de nombreux organes peuvent être atteints. L'estomac et le colon, le poumon, le sein et les voies urinaires apportent l'essentiel de la contribution à l'excès global de cancers.

L'inhalation de radon ainsi que l'inhalation et l'ingestion de particules radioactives émettrices de rayonnements  $\alpha$  causent des cancers du poumon chez l'homme. Les éléments radioactifs, liés aux particules de l'air, se déposent à plusieurs niveaux de l'arbre bronchique, jusqu'à atteindre les couches superficielles des cellules qui tapissent l'intérieur des bronches et des bronchioles. Les dommages provoqués sont alors sources de mutations. Le CIRC a classé le radon comme cancérigène certain pour l'homme (groupe 1). L'application des études internationales au cas français conduit à estimer que le radon serait responsable de 10 à 30 % des décès par cancer du poumon en France.

### 3.2.2. Evaluation des effets dose/réponse

Différents experts s'opposent sur le type de relation dose/réponse concernant l'exposition aux rayonnements ionisants. La CIPR (Commission Internationale de Protection Radiologique) considère une relation linéaire sans seuil, alors que l'Académie de Médecine et l'Académie des Sciences pensent qu'une relation à seuil est préférable. Les données épidémiologiques valident les deux hypothèses du fait des incertitudes concernant les faibles doses et des faibles puissances statistiques de ces études.

En dépit de ces conflits d'experts, la CIPR recommande un excès de risque de  $5.10^{-5}$  cancers mortels par millisieverts d'exposition. Cependant, de nombreuses incertitudes demeurent concernant les faibles doses mais aussi les modèles d'extrapolation (type de relation dose/réponse, transposition des données épidémiologiques concernant des mineurs (hommes en âge de travailler) à la population générale (hommes et femmes de tous âges)). Ces incertitudes conduisent la CIPR à estimer « qu'il est inapproprié, pour les besoins de la santé publique, de calculer le nombre hypothétique de cas de cancers ou de maladies héréditaires qui pourraient être associés à de très faibles doses de rayonnement reçues par un grand nombre de personnes sur de très longues périodes » (Publication 103 de la CIPR). Pour les effets autres que les cancers, « les données disponibles à propos d'excès possibles de maladies autres que le cancer (par exemple les affections cardiovasculaires) sont jugées insuffisantes pour considérer les risques aux faibles doses » (CIPR, Publication 103). En revanche, l'exposition aux rayonnements ionisants est réglementée et limitée à 1mSv/an en supplément du niveau naturel (Code de la Santé Publique). Il est donc préférable compte tenu de cette réglementation et des recommandations de la CIPR de ne pas

quantifier le risque radiologique mais uniquement de comparer l'exposition à la réglementation.

### **3.2.3. Caractérisation de l'exposition**

#### **a) Populations cibles**

Les populations cibles sont les mêmes que précédemment c'est-à-dire : les travailleurs chargés de l'entretien du site, le public visiteur de l'ENM (adultes et enfants), les résidents des habitations avec jardins (enfants et adultes) et les personnes pratiquant le moto-cross sur le site.

#### **b) Voies d'exposition**

Les populations peuvent être exposées aux radioéléments par différentes voies d'exposition à la fois pendant la fréquentation du site, mais aussi en dehors pour les résidents du secteur. Ainsi, les voies suivantes ont ainsi été retenues :

- Ingestion de sol ;
- Inhalation de substances émettrices  $\alpha$  à vie longue via les poussières;
- Exposition externe au rayonnement sur site et hors-site ;
- Inhalation de substances émettrices  $\alpha$  à vie courte.

La consommation d'eau du site n'est pas envisagée (cf. 2.3.2). La consommation d'animaux issus du site pourra être négligée (mêmes raisons que pour l'évaluation chimique: pratique locale peu fréquente, gibiers peu nombreux, contamination inconnu...).

#### **c) Scénarii d'exposition**

Les scénarii d'exposition proposés dans le chapitre 3.4.3 restent valables. Les paramètres généraux pour le calcul de l'exposition sont les mêmes. Pour les scénarii 4a et b ainsi que 6a et b, les calculs de l'exposition nécessitent la connaissance des temps passés dans la maison et à l'extérieur de l'habitation. La base de données Ciblex donne pour la région Nord-Pas-de-Calais un temps de loisirs au domicile pour l'enfant d'environ 120 min. Compte tenu des différentes activités de loisirs de l'enfant ainsi que des conditions météorologiques du secteur, nous pouvons considérer que l'enfant effectue 50% de ses loisirs à l'extérieur, soit 1h par jour à l'extérieur. Le cumul des activités pratiquées en intérieur (sommeil, repas, loisirs intérieurs...) donne un temps moyen passé dans la maison de 17,5h par jour pour l'enfant. Pour les adultes, en plus des 3h de jardinage par semaine (4h pendant 8 mois sur 12), 40min/jr peut être ajoutée sur le temps passé à l'extérieur dans le jardin de la maison au titre des loisirs (Ciblex, Nord-Pas-de-Calais), soit un total de 7,6h par semaine en extérieur. Le temps moyen dans la maison peut être considéré de 17,5h par jour pour un adulte qui travaille (cette valeur tient compte du temps de travail, de congés, de transports...).

#### **d) Calcul de l'exposition**

L'objectif à la fin du calcul est de pouvoir comparer cette valeur à la réglementation fixant une exposition acceptable d' $1\text{mSv/an}$  en supplément de l'exposition naturelle. Le calcul doit donc se faire en éliminant systématiquement l'exposition naturelle. La méthodologie de calcul est basée sur l'arrêté du 1<sup>er</sup> septembre 2003 définissant les calculs de dose.

L'exposition aux rayonnements externes dépendra du lieu où l'on se trouve sur le site. La mesure du fond naturel à 5 km de l'ENM donne un débit de dose de  $70\text{nSv/h}$ . Sur l'ancienne friche, un contrôle radiologique de 2008 a obtenu des débits de dose inférieurs

à 100nSv/h, un débit de dose de 30nSv/h, en sus de l'exposition naturelle, sera retenu pour la friche. Les mesures de cette campagne donnent des valeurs inférieures à 100nSv/h sur le plateau du terril de phosphogypse. Les mesures faites dans le cadre de l'Evaluation Simplifiée des Risques en 2006 donnent un débit de dose moyen de 250nSv/h sur le terril, cette valeur peut être conservée pour les flancs du terril (pas de traitement depuis). En pondérant en fonction des surfaces, un débit de dose moyen de 200nSv/h peut être retenu pour le terril de phosphogypse, soit 130nSv/h en sus de l'exposition naturelle. Les mesures au niveau de la zone d'activité de l'Avelin et des maisons les plus proches du site donnent un débit de dose de 90nSv/h, soit 20nSv/h de plus que l'exposition naturelle, c'est la valeur qui sera retenue pour l'ensemble des habitations à proximité du site. 60% des rayonnements  $\gamma$  sont absorbés par un mur de briques de 10cm d'épaisseur (Awadallah *et al.*, 2007). Cette étude a été faite pour des briques en Jordanie et est le coefficient d'absorption minimum qui a été déterminé. N'ayant pas de données concernant les rayonnements  $\gamma$  à l'intérieur des habitations voisines du site, cette valeur de 60% d'atténuation sera retenue, soit un niveau à l'intérieur des maisons de  $20\text{nSv/h} \times 40\% = 8\text{nSv/h}$ .

Les méthodes de calculs de l'exposition interne nécessitent des coefficients de conversion qui dépendent de l'âge (2-7 ans, 7-12 ans, 12-17 et plus de 17ans) pour l'exposition par ingestion et par inhalation d'émetteurs  $\alpha$  à durée de vie longue. Les paramètres d'exposition des adultes caractériseront ces deux derniers groupes. Ces facteurs dépendent également des radionucléides présents et de leurs activités, ils sont calculés en annexe 11. Pour l'exposition par inhalation de poussières, une clairance pulmonaire de type M a été choisie, correspondant à une capacité moyenne d'élimination des substances présentes dans les poumons. Le calcul du coefficient de conversion se fait pour les principaux radioéléments émetteurs  $\alpha$  à durée de vie longue des chaînes de l'U238 et de l'U235 (cf. annexe 4) en pondérant par l'activité de chacun de ces radionucléides (en considérant l'équilibre séculaire de chacune des chaînes). Aucun marquage radiologique des sols n'a été constaté hors-site, l'envol de poussières de phosphogypse étant limité par la présence de mulch et les plantations en surface du terril. L'envol depuis le site jusqu'aux habitations ne semble pas significatif. L'exposition par inhalation de poussières depuis les habitations ne sera donc pas quantifiée.

Les terres de couverture ne présentent pas de marquage radiologique et aucune contamination radiologique n'a été mise en évidence hors-site. L'ingestion n'est donc envisageable que sur les flancs du terril. Le niveau radiologique moyen sur les flancs est de 1,5 Bq/g, les quantités de sol ingérées et la fréquence d'exposition restent identiques au paragraphe précédent (cf.3.4.3). Les facteurs de conversion sont calculés par somme des facteurs de conversion de chaque radionucléide (cf. annexe 11) de la chaîne de désintégration de l'uranium 238 (principaux radioéléments présents dans les sols).

L'exposition par inhalation du radon et de ses descendants à vie courte est possible dans tous les compartiments (air intérieur, extérieur sur site et hors site). Avant la requalification du site, une évaluation de l'énergie  $\alpha$  potentielle volumique a été réalisée sur le terril à partir des flux d'exhalation de radon. En tenant compte des conditions météorologiques, l'exposition des maisons les plus proches a été évaluée à  $18\text{nJ.m}^{-3}$ . Ces valeurs ne prennent pas en compte la réhabilitation du terril (notamment la mise en place de sédiment de dragage et de matériaux de couverture sur le plateau) mais en l'absence de données plus récentes, celles-ci seront conservées. Après discussion avec Roselyne AMEON (Adjointe au Chef du Laboratoire d'étude sur le radon et d'analyse des risques de l'IRSN), l'énergie  $\alpha$  potentielle volumique liée au site à l'intérieur des habitations n'est pas évaluable à partir des mesures extérieures. En l'absence de mesure en milieu intérieur, cette exposition ne peut pas être évaluée.

En utilisant la méthode de calcul décrite tout au long de ce paragraphe, l'exposition évaluée pour les différents groupes est la suivante (détail en annexe 11) :

**Tableau 11: Dose efficace reçue par an pour les différents scénarii**

	Exposition (mSv/an)		Exposition (mSv/an)
Scénario 1	1,03E-01		
Scénario 2a (12-17 ans)	3,69E-03	Scénario 2b (12-17 ans)	1,62E-02
Scénario 2a (17ans et +)	3,69E-03	Scénario 2b (17ans et +)	1,33E-02
Scénario 3	7,09E-02		
Scénario 4a (12-17ans)	7,35E-02	Scénario 4b (12-17ans)	9,86E-02
Scénario 4a (17ans et +)	7,35E-02	Scénario 4b (17ans et +)	9,27E-02
Scénario 5a (2-7 ans)	3,69E-03	Scénario 5b (2-7 ans)	3,49E-02
Scénario 5a (7-12 ans)	3,69E-03	Scénario 5b (7-12 ans)	2,85E-02
Scénario 6a (2-7 ans)	7,21E-02	Scénario 6b (2-7 ans)	1,34E-01
Scénario 6a (7-12 ans)	7,21E-02	Scénario 6b (7-12 ans)	1,22E-01

### 3.2.4. Comparaison de l'exposition à la réglementation

L'exposition liée au site PCUK ne doit pas dépasser 1mSv par an selon le code de la Santé Publique. Les expositions calculées sont relativement éloignées de cette valeur. La dose reçue la plus forte est pour les jeunes enfants vivant à proximité du site, mais leur exposition n'est que d'environ 15% de la dose réglementaire (0,15mSv/an). D'après les scénarii évalués, l'ouverture du terril au public a un impact sur l'exposition aux rayonnements ionisants mais celui-ci reste faible par rapport à la valeur de 1mSv. Pour les scénarii adultes, l'exposition des travailleurs est d'environ 0,1mSv/an, la pratique de moto-cross est responsable à elle seule de 7% de la dose réglementaire. Globalement, l'exposition est faible pour l'ensemble des populations. Elle s'étend d'environ 0,3% de la dose réglementaire à 1,5% pour les visiteurs du site et atteint près de 10% pour les résidents adultes les plus exposés (scénario 4b, pour les adolescents de 12 à 17ans). Chez l'enfant, la dose reçue est de 0,3% à 15% de 1 mSv.

Pour les scénarii respectant les pratiques autorisées sur le site, l'inhalation de poussières est négligeable par rapport aux autres expositions. Les trois autres expositions (externe, interne par ingestion et par inhalation de descendants à vie courte du radon) ont une contribution à l'exposition totale du même ordre de grandeur. Pour les personnes pratiquant le moto-cross, toutes les expositions sont du même ordre de grandeur. L'inhalation de poussières n'est dans ce cas plus négligeable à cause de l'empoussièrément très important dans le cadre de cette activité.

### 3.2.5. Discussion des incertitudes

#### Incertitudes concernant les scénarii choisis

Les expositions calculées pour les scénarii résidents (enfants et adultes) sont basées sur les mesures pour les maisons situées en limite Est du site (plus exposées car sous les vents dominants, plus proches...). Ces scénarii sont vraisemblables pour ces quelques habitations. De nombreuses autres maisons se situent dans l'environnement proche du site (Nord et Sud), celles-ci sont a priori moins exposées pour ce qui est de l'inhalation d'émetteurs  $\alpha$  à durée de vie courte. La dose reçue étant inférieure à la réglementation, celle des maisons moins exposées le sera donc aussi. Le choix de baser les scénarii résidents sur ces habitations ne rend pas compte de l'exposition de la

majeure partie des maisons du quartier mais permet de s'assurer de la sécurité sanitaire pour l'ensemble des habitants. Ce choix pour les scénarii résidents surestime l'exposition.

Les temps de présence sur le site et en dehors ont déjà été discutés dans le paragraphe 3.6. Cette discussion reste valable pour cette partie (majorant pour les travailleurs...). Le temps passé à l'extérieur à proximité de l'habitation (dans le jardin) est peut-être légèrement sous-estimé mais le risque ne sera pas globalement affecté par cette modification.

#### *Incertitudes liées aux expositions*

Pour la dose reçue par inhalation de descendants à vie courte du radon, les valeurs de l'énergie  $\alpha$  potentielle ont été déterminées à partir de mesures de flux d'exhalation de radon faites avant la requalification du site. Celle-ci est plus faible depuis la réhabilitation (couverture du plateau supérieure du terri). Par ce choix, la dose reçue a été surestimée. Il est difficile de connaître l'ampleur de la surestimation, mais l'absence de nouvelles mesures ne permet pas d'affiner la caractérisation de cette exposition. Les capteurs qui vont être placés sur le site et à proximité permettront de pouvoir affiner si besoin ce calcul. De plus les mesures sont issues de deux campagnes menées en 2002 et 2005 et ont été effectuées sur une période courte (quelques heures) et à une date donnée. La question de la représentativité de ces données se pose puisque les conditions météorologiques (vent, température, précipitations...) de cette journée ont pu influencer sur les mesures. La dose totale reçue peut alors être surestimée ou sous-estimée. En revanche, la variation de la dose reçue ne devrait pas dépasser quelques pourcents de l'exposition et restera donc faible par rapport à 1 mSv.

L'inhalation d'émetteurs  $\alpha$  à durée de vie courte n'a pas été prise en compte dans les habitations à cause de l'absence de mesure. Nous passons la majeure partie de notre temps en intérieur et plus particulièrement dans les habitations (6 300h par an pour les scénarii résidents). Ainsi, la non prise en compte de la dose reçue à l'intérieur des habitations peut apparaître comme non négligeable même si l'énergie  $\alpha$  potentielle liée au site à l'intérieur des habitations est faible (exposition pendant 6 300h contre 360h à l'extérieur pour les enfants). Cependant, un rapide calcul avec une énergie  $\alpha$  potentielle volumique de  $100\text{nJ/m}^3$  (valeur extrêmement élevée et très improbable car on estime souvent que 9% du radon dans l'air intérieur provient du radon atmosphérique) entraîne une dose totale reçue d'environ 0,8mSv (toujours inférieure à 1mSv). A titre d'exemple, l'énergie  $\alpha$  potentielle volumique annuelle est de l'ordre de  $50\text{nJ.m}^{-3}$  en région parisienne.

Le coefficient d'atténuation des rayonnements  $\gamma$  retenu pour les murs en brique des habitations semble sous-estimé. En effet, bien que l'on n'ait pas d'informations concernant les différences de composition des briques de Jordanie et de celles utilisées pour les habitations voisines de l'ENM, il est fort probable que le coefficient d'atténuation réel soit plus important (mur plus épais que 10cm, isolation...). L'exposition est certainement légèrement surestimée par l'utilisation de ce coefficient.

#### *Incertitudes par rapport aux paramètres choisis*

Comme précédemment, l'ingestion de sol semble surestimée dans le cadre d'usage normal du site et sous-estimée pour la pratique de moto-cross (cf.3.6). Cependant, il faudrait ingérer environ 5g de phosphogypse par semaine pendant l'activité de moto-cross pour atteindre la dose limite de 1mSv. Cette valeur de 5g paraît réellement excessive et ne semble pas pouvoir être atteinte par cette pratique. La discussion du paragraphe 3.6 pour l'empoussièrement est également valable dans ce cadre.

### *Incertitudes concernant la non prise en compte de certaines doses d'exposition*

La consommation d'aliments provenant du terriil n'a pas été prise en compte pour les mêmes raisons que dans le paragraphe 3.6, (peu de populations animales, pas de végétaux, pratique peu répandue). L'exposition est sans doute légèrement sous-estimée par ce choix, mais la dose totale reçue ne sera pas sensiblement modifiée.

L'inhalation de poussières de phosphogypse en dehors du site apparaît peu probable du fait de la faible remise en suspension. L'absence de quantification de cette exposition sous-estime légèrement la dose efficace. L'inhalation de poussières sur le site est négligeable, par conséquent l'inhalation de poussières de phosphogypse dans des zones plus éloignées sera aussi très faible (taux d'empoussièrement par le phosphogypse plus faible). La dose annuelle reçue ne sera pas significativement modifiée.

### **3.3. Conclusion concernant les risques sanitaires**

Les risques résiduels sanitaires sont faibles qu'ils concernent l'exposition chimique ou radiologique. En dépit des incertitudes discutées précédemment, l'exposition radiologique est inférieure à la valeur seuil de dose reçue de 1mSv/an du code de la Santé Publique. Le risque chimique est acceptable pour les composés volatils en dépit des incertitudes notamment de la modélisation. Cependant en l'absence de caractérisation des risques chimiques en dehors du site (données trop hétérogènes de la contamination des sols), il apparaît difficile de statuer, même si le calcul d'un risque significatif paraîtrait surprenant. Il serait intéressant de pouvoir caractériser l'exposition par ingestion directe ou indirecte hors-site. Les faibles concentrations dans les sols des jardins (Nord-Ouest) ne pourront pas conduire à un risque significatif, mais des analyses de sols des habitations les plus proches (Est et proximité zone de Leers) seront indispensables pour mettre en évidence ou non une réelle contamination de ces sols.

En considérant les résultats obtenus, il apparaît important de préserver la couche de mulch en surface du terriil. En effet, le cadmium est la substance qui tire le plus le risque. C'est également sur le site la seule source de pollution qui peut-être considérée comme accessible à l'Homme et infinie. Il est donc préférable de limiter cette exposition. L'interdiction de l'accès au site des 2 roues paraît inévitable, non seulement pour limiter l'exposition au cadmium (moins d'érosion du mulch et de remise en suspension des poussières) mais aussi pour des questions de sécurité et de tranquillité pour les autres visiteurs et pour les pratiquants eux-mêmes (site non conçu pour cette utilisation).

Le choix a été fait de ne pas établir de scénario pour les personnes travaillant dans la zone d'activité de l'Avelin. L'inhalation de poussières de cadmium pour ces personnes sera plus faible que sur le site. Il n'y aura donc pas de risque chimique significatif. Le scénario des résidents (calcul pour les maisons les plus proches) conduit à une exposition radiologique très faible. Or les travailleurs de la zone d'activité de l'Avelin sont présents à proximité de l'ENM pendant un temps plus court que les résidents (17,5h par jour contre 35h/sem). De même il n'y a pas de mesure du radon et de ses descendants à l'intérieur de ces bâtiments afin de quantifier cette exposition. Finalement en dépit des incertitudes et de l'absence de calcul, il est hautement probable que l'exposition des travailleurs de l'Avelin sera inférieure à 1mSv/an.

Les résultats de la caractérisation des risques ne sont valables que sous réserve qu'il n'y ait pas d'altérations ou de modifications du site. C'est pourquoi il est indispensable de pérenniser la requalification, de limiter et de contrôler toutes les évolutions (temporelles, usages...) qui pourrait causer une modification du site.

## 4. Pérennisation des mesures

---

### 4.1. Durabilité technique du confinement

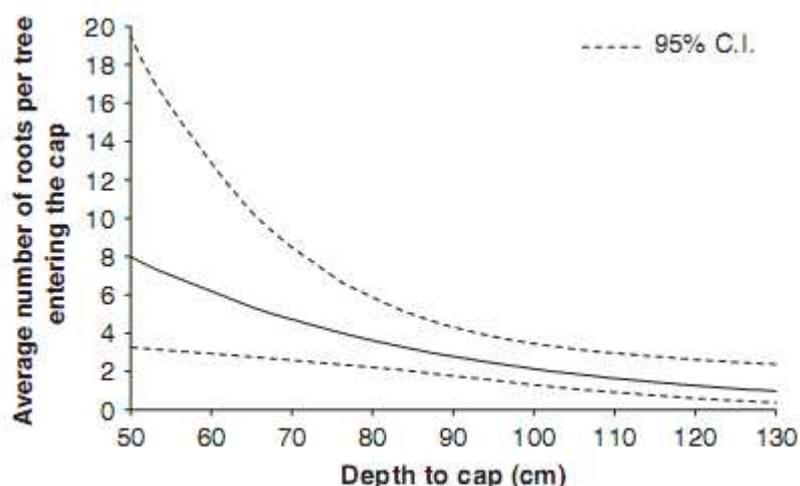
La réhabilitation du site repose notamment sur le confinement des sources de pollutions. Dans une optique de pérennisation des mesures, il apparaît essentiel d'éviter l'altération des matériaux de couverture. Celle-ci peut être liée à de nombreux phénomènes naturels (érosion par le vent, la pluie...) mais aussi par le développement de la faune (creusement de terrier) et de la flore sur le site ou par les activités pratiquées.

#### 4.1.1. Impact du développement d'arbres sur le site

Des arbres ont été plantés et se développeront dans le cadre de la requalification et de la création d'un ENM. D'autres pousseront spontanément (grâce aux graines déposées par les oiseaux et le vent). Le développement visible de la végétation sera conjoint à un développement racinaire plus ou moins important. Il est pourtant essentiel de préserver le confinement des sols qui a été effectué, les racines ne devront pas pouvoir franchir cette barrière. Il est prévu d'empêcher le développement d'arbres sur l'alvéole de confinement par une fauche annuelle ou biannuelle de ce secteur. Les plantations vont pouvoir se développer sur le reste du site.

Le développement des racines se fera souvent en profondeur pour des espèces comme le chêne, alors que les racines du hêtre et du pin maritime pénètrent peu en profondeur. Le type de système racinaire ne va pas dépendre uniquement des espèces plantées, mais aussi des caractéristiques des sols qui vont être rencontrés. Selon la plupart des auteurs, la majeure partie du système racinaire se développe dans les 60 à 100 premiers centimètres du sol. On compte d'ailleurs jusqu'à 80% des racines dans les 30 premiers centimètres de sols. Un sol pauvre en oxygène ou gorgé d'eau va réduire le développement racinaire (Kazarjan, 1969). Le développement des racines sera plus important lorsqu'il y a un manque d'eau dans le sol. La densité du sol joue également un rôle : plus un sol est contraignant en profondeur, plus le développement racinaire se fait en surface. Ainsi, le développement des racines est plus difficile dans un sol argileux (Atger, 1994).

Une étude de Hutchings *et al.* (2006) a caractérisé le développement des racines de 4 espèces d'arbres (frêne, aulne, sycomore, pin laricio) 15 ans après leur plantation sur une décharge anglaise. L'épaisseur de terres végétalisables au dessus de la couverture imperméable est variable (entre 55cm et 1,30m) selon les plants, pourtant quelque soit l'épaisseur de celles-ci les racines pénètrent peu dans la couche d'argile (de l'ordre de quelques centimètres). Le pourcentage de racines qui pénètrent la couverture diminue lorsque l'épaisseur de terres végétalisables augmente (seulement 1% des racines pour une épaisseur de 1,25m). L'épaisseur moyenne des terrains rapportés au-dessus de la couche d'argile de confinement sur la friche est en moyenne de 2m. L'altération de la barrière d'argile par le développement des racines ne devrait donc pas pouvoir être significative en dehors des points bas de la friche (à proximité des bassins tampons).



**Illustration 9: Nombre de racines pénétrant la couverture imperméable en fonction de l'épaisseur de terres végétalisables (Hutchings *et al.*, 2006)**

D'autres phénomènes peuvent également entrer en compte dans le développement des racines comme la proximité avec d'autres arbres : la concurrence entre arbres voisins peut induire le développement vertical de racines normalement horizontales chez des arbres isolés (Atger, 1994).

Le chablis (déracinement de l'arbre sans intervention de l'homme, par exemple vents, foudre, vieillesse, pourriture...) est également à surveiller car l'arrachement de l'arbre entraînera une partie des racines et des terres adjacentes. Les personnels chargés de l'entretien du site devront surveiller ces phénomènes et en cas d'altération d'une des deux couches d'argiles, une réparation du confinement pourra être effectuée.

Le développement des racines va également augmenter les échanges gazeux entre le sol et le l'air ambiant. C'est pourquoi il est préférable de ne pas planter d'arbres sur le plateau du terril de phosphogypse afin de ne pas augmenter dans un premier temps l'exposition aux substances volatiles. Cependant, les semences présentes dans les limons de couvertures ou amenées par les oiseaux se développeront au fil du temps. Il n'est pas nécessaire d'éliminer ces arbres puisque les substances les plus volatiles, qui tirent le risque, seront en grande partie volatilisées avant que le développement racinaire n'influe significativement sur les échanges gazeux. Certaines substances seront également consommées par les racines et diminuera la volatilisation. L'impact du développement des plantes sur la couverture de limons sera alors faible.

Le système racinaire des arbres déjà présents ou futurs sur les flancs du terril de phosphogypse n'influera pas sur le confinement de l'ancienne friche ou du plateau du terril. La stabilité du terril ne sera pas non plus affectée.

Compte tenu des informations précédentes, des recommandations peuvent être faites quant au développement de la végétation :

- Les arbres à système racinaire traçant doivent être privilégiés sur l'ancienne friche (pin mugro et nigra, platane, peuplier, frêne, sureau, prunus...);
- Les arbres à système racinaire pivotant (profond) qui pourraient se développer (transport de graines par le vent, les oiseaux...) devront être éliminés sur l'ancienne friche ;
- Afin de limiter le développement en profondeur des racines, un espacement d'au moins 2m entre chaque plant est recommandé. En cas de pousse trop proche, un éclaircissement pourra être effectué pour maintenir un espacement suffisant ;
- Aucun arbre ne devra être planté à proximité des bassins tampons (perçement possible de la couche d'argile des bassins tampons) ;

- Les plantations d'arbres devront être faites principalement dans les zones où l'épaisseur des matériaux au-dessus de la couche d'argile n°1 (cf. Illustration 10) est supérieure à 1m (pour les arbres à système traçant) voire 1,25m (pour les arbres à système racinaire en cœur : hêtre, charme, douglas, bouleau...). Le nombre de racines susceptibles de pénétrer la couche d'étanchéité sera alors très faible (entre 2 et 4) et les difficultés de développement du système racinaire dans l'argile privilégieront un développement dans les limons de modelage ;
- Des arbres pourront se développer sur le plateau du teruil, mais aucun ne sera planté dans un premier temps.

#### **4.1.2. Autres phénomènes pouvant altérer l'ENM**

Le ruissellement des pluies mais aussi le vent peuvent être à l'origine d'érosion. Les pentes sont maintenues faibles (moins de 2%) et les écoulements lents sur l'ancienne friche, l'érosion par le ruissellement des pluies ne pourra donc pas être importante. La végétation à la surface (enherbement) permet également de limiter l'impact du ruissellement. La noue centrale est le secteur de l'ancienne friche qui semble le plus sensible à l'érosion (pente importante sur les flancs, peu de végétation actuellement). Cependant le développement d'herbe en surface, l'aspect très local ainsi que les faibles volumes d'eau arrivant directement par ces flancs conduisent à considérer le risque d'altération du confinement par l'érosion comme peu probable. Même en cas d'altération ponctuelle de la couverture d'argile supérieure, le massif drainant et la deuxième couche d'argile élimineront la possibilité d'infiltration des eaux de pluie dans le sous-sol et la nappe pollués. Le plateau du teruil étant très plat, l'érosion par les pluies ne semble pas à non plus envisageable. Sur les flancs du teruil, une première couverture de mulch a été mise en place dans les années 90, l'érosion visible sur les photos aériennes des années 2000 est uniquement liée aux cheminements des personnes et des deux roues sur le teruil. L'érosion par la pluie ne semble donc pas à retenir. L'érosion par le vent sera faible de part la couverture de mulch sur le teruil et la végétation de surface sur l'ensemble du site. Le risque d'altération du confinement par l'érosion semble donc très peu probable.

Les risques d'altérations lors d'événement tels que les séismes ou les mouvements de terrain ne sont pas à considérer ici. Le risque sismique est négligeable dans ce secteur qui ne se trouve pas à proximité de failles. Le site est placé dans une zone d'aléa faible à moyen de mouvement de terrain par retrait-gonflement des argiles. Les tassements différentiels qui pourraient se produire ne semblent pas en mesure d'affecter les couches de confinement (30cm et 50cm d'épaisseur pour la plus profonde).

Le développement de la faune sur le site peut altérer le confinement lorsque ces animaux creusent un terrier. Le petit gibier, tel les lapins qui sont déjà visibles sur le site, peut creuser des terriers jusqu'à 1m de profondeur. Une altération de la couche inférieure d'argile pourrait alors être possible. Cependant, il semblerait que ces espèces nichent dans les sols argileux qu'en dernier recours, lorsque la population devient trop importante (constatations sur l'aéroport de Roissy) et préfèrent des talus pour établir son gîte. Le risque d'altération par la faune de la couche de confinement sera faible dans la mesure où l'ancienne friche ne devrait pas être le lieu préféré pour le creusement des terriers et qu'une régulation des populations sera mise en place sur le site.

Des incendies volontaires ont été allumés sur les terrils de chrome. Après un incendie, la capacité d'infiltration du sol est réduite (Gabet *et al.*, 2008), l'érosion est alors facilitée à la fois par l'augmentation du ruissellement mais aussi par les interactions entre cendres et particules grossières de sols. Si ces actes se répètent et selon les espaces

concernés, l'augmentation du ruissellement et de l'érosion sur le site pourraient être significatifs. Le risque d'altération du confinement par érosion suite à un incendie apparaît faible pour l'ancienne friche (épaisseur importante de terres, pente faible...). Néanmoins en cas d'incendie sur le terril de phosphogypse et d'érosion de la couverture de mulch, les eaux de ruissellement seraient alors chargées en cadmium et rejetées dans l'Espierre. Le traitement de la station d'épuration de Grimonpont pourrait être affecté et la question de la valorisation agricole des boues produites devra être examinée.

### 4.1.3. Atténuation naturelle

#### a) Concernant les polluants organiques

Les composés organiques tels les HAP ou les BTEX vont se dégrader dans les sols avec des cinétiques plus ou moins rapides et selon les caractéristiques du milieu (abiotique, biotique, aérobie, anaérobie...). Ces phénomènes peuvent être importants, par exemple, on peut s'attendre à ce que 50% du naphthalène présent dans le sol soit biodégradé en 2 ans. Dans le cas des sédiments mis en place sur le plateau du terril, un milieu aérobie semble à retenir, les échanges gazeux devant contribuer à conserver les sols en aérobiose (anaérobiose souvent causée par l'engorgement en eau ou le tassement des sols). Les temps de demi-vie par biodégradation des principaux HAP présents dans des sols sont indiqués dans le tableau suivant.

Tableau 12: Demi-vies par biodégradation dans les sols de certains HAP (Ineris, 2005)

Nom	Sols Milieu Aérobie	Sols Milieu Anaérobie
	Domaine de variation (jours)	
Naphtalène	0,21-766	25-258
Phénanthrène	0,61-5475	2,6-800
Anthracène	2,72-2920	38,5-1840
Fluoranthène	44-6205	560-1760
Pyrène	3-6570	15,8-7600
Benzo(a) Anthracène	4-7220	270-2720
Chrysène	5,5-1900	180-4000
Benzo(a)pyrène	2-9490	1444-3760

La biodégradation est plus lente pour les HAP de plus de 4 cycles, mais la cinétique peut être augmentée par un apport de nutriments (Juhász et Naidu, 2000). La grande variabilité des demi-vies selon les auteurs ne permet pas d'évaluer de façon précise ce phénomène. La biodégradation dans les sols peut générer la formation de biogaz. Ici, compte tenu de l'épaisseur des sédiments et de la fraction organique, la formation de biogaz et les contraintes mécaniques associées ne devraient pas pouvoir déformer la couverture de limons. Les autres hydrocarbures présents dans les sédiments (benzène et toluène) sont biodégradés dans les sols de façon plus lente que leur volatilisation même si les cinétiques restent rapides. La majeure partie sera donc éliminée par volatilisation.

Dans la mesure où il n'y aura pas de plantation d'arbres sur le plateau du terril, les temps de demi-vie devraient être atteints ou quasiment atteints pour les différentes substances avant qu'il n'y ait d'altération significative du confinement. La biodégradation des substances organiques permettra de réduire les impacts d'une altération progressive de la couverture limoneuse.

L'atténuation naturelle des composés organiques dans les sols est un processus lent mais paraît intéressant pour les substances les moins volatiles dans la mesure où

une élimination progressive des polluants est faite et permet de minimiser l'impact d'une altération partielle des limons de couverture du plateau du terril.

L'exposition aux différentes substances volatiles devrait se réduire au fil du temps à la fois par la dégradation des polluants dans les sols mais aussi par la volatilisation.

#### **b) Concernant les substances radioactives**

La radioactivité des substances présentes dans le phosphogypse s'atténue progressivement au fil du temps. Cependant les temps de demi-vies sont parfois extrêmement longs (par exemple  $4,5 \cdot 10^9$  ans pour  $^{238}\text{U}$ ) et donc l'atténuation naturelle n'est pas perceptible à l'échelle temporelle à laquelle nous travaillons ici. Le vieillissement de l'ENM ne devrait pas modifier significativement la dose reçue, l'exposition ne se réduira pas au fil du temps.

## **4.2. Sur le plan urbanistique et juridique**

Lors du développement de projet d'aménagement sur un site avec une pollution résiduelle, les dispositifs techniques mis en place doivent permettre de traiter les risques sanitaires sous la condition du respect des usages définis en amont. Mais la sécurité sanitaire passe aussi par une conservation dans les mémoires de l'état du site et des dispositifs et usages à maintenir, des précautions à prendre afin de ne pas exposer les populations de façon plus importante. Des moyens urbanistiques et juridiques permettent d'assurer cette transmission.

### **4.2.1. L'indice « n » dans le PLU**

Les inventaires des sols pollués (BASOL) et des sols ayant accueillis une activité industrielle (BASIAS) obligent le pétitionnaire d'un projet à prouver la compatibilité entre l'état du site et le projet qu'il souhaite développer. Cependant ces inventaires mis en place depuis la fin des années 90 ont montré une absence d'exhaustivité. Ainsi, LMCU a intégré au Plan Local d'Urbanisme (PLU) un indice n obligeant le pétitionnaire à établir un diagnostic de sol et ensuite à prouver de la cohérence de l'aménagement avec l'état du site. Le permis de construire ne sera pas délivré dans le cas d'incompatibilité. Cet indice concerne des sites BASIAS et BASOL mais aussi des sites non répertoriés dans les inventaires nationaux. Une déclinaison en indice n1 existe et signifie une interdiction complète de toute construction. La grande densité de présence de friches parfois polluées dans le tissu urbain lillois a entraîné des besoins particuliers pour la gestion de ces sites. Cet indice est associé « à vie » au zonage, la gestion de la pollution ne permet pas de l'enlever. L'inscription « à vie » de l'indice participe à la conservation dans les mémoires et permet une bonne diffusion de l'information puisque le PLU est plus connu du grand public que les inventaires nationaux. Cela pose la question de l'acceptabilité par les populations de la présence d'une pollution résiduelle. La communication concernant les mesures de gestion mises en place et les risques sanitaires doit permettre cette acceptation. L'indice permet aussi de mieux anticiper la pollution et donc de mieux optimiser la gestion des expositions et le développement du projet. Certaines agglomérations comme Lyon ont créé un Inventaire Historique Urbain (déclinaison de BASIAS à l'échelle de l'arrondissement) pour pallier à la non-exhaustivité de BASIAS et assurer un respect de la réglementation sanitaire en vigueur. D'autres, comme Massy

(91), imposent la rédaction d'une notice environnementale lors d'aménagement sur des sites pollués afin de faire état des relations entre contraintes environnementales et solutions techniques retenues. La jurisprudence concernant la commune de Saint-Chéron (91) incite les villes à une meilleure prise en compte des questions sanitaires dans l'urbanisme. La mairie de cette commune a été tenue responsable de dépolluer pour moitié un ancien site industriel sur lequel elle a autorisé la réalisation de logements sans prescriptions spéciales. Cette faute a été considérée comme de nature à engager la responsabilité de la commune. L'autre moitié de la responsabilité a été attribuée à l'Etat, qui n'a pas contrôlé la remise en état du site à l'arrêt de l'exploitation. Les villes sont maintenant plus actives en matière de prise en compte des questions sanitaires dans l'urbanisme ou lors de cession ou de changement d'usage.

Le site PCUK est aujourd'hui indicé n (ancienne friche) et n1 (terris et anciens bassins de décantation) dans le PLU. Ceci permettra la transmission de la présence d'une pollution sur le site au fil du temps. Ainsi, si un projet d'aménagement différent émerge sur le site dans les prochaines décennies, l'indice permettra d'obliger le pétitionnaire à s'intéresser aux questions sanitaires en lien avec la pollution du site.

#### **4.2.2. Les servitudes**

Des servitudes peuvent être mises en place et permettent d'encadrer ou de restreindre certaines activités qui ne sont pas compatibles avec l'état d'un site et peuvent également autoriser un accès, imposer une surveillance... Parmi les servitudes, on distingue les Servitudes d'Utilité Publique (SUP), créées par la loi ICPE du 19 juillet 1976 et les servitudes conventionnelles. Les SUP peuvent limiter ou interdire les constructions, les aménagements, les modifications de l'état du sol ou du sous-sol, des prescriptions relatives à la surveillance du site, aux conditions d'accès. Annexées au PLU et inscrites au registre de la conservation des hypothèques, elles participent à la transmission et à la conservation de l'information. La création d'une SUP est une procédure longue souvent à l'initiative du maire ou du préfet et nécessitant une enquête publique, mais qui relève de la décision finale du préfet. La modification ou suppression d'une SUP est la même que pour l'institution. La mise à jour d'une SUP pour correspondre au mieux à l'évolution d'un site est donc lourde et par conséquent peu courante. La loi du 12 mai 2009 va dans le sens d'une simplification des procédures, puisque la création d'une SUP pourra être faite par consultation écrite des propriétaires à la place de l'enquête publique lorsque les surfaces concernées sont restreintes et les propriétaires peu nombreux.

La servitude conventionnelle est imposée sur un fond et non à l'égard d'une personne. Elle se transmet de façon systématique aux acquéreurs successifs. Dans le cadre d'une pollution des sols, elle se traduit souvent sous la forme d'un droit de passage, d'une obligation d'installer du matériel de contrôle et de surveillance de la pollution, d'une obligation d'effectuer des prélèvements, de ne pas réaliser d'affouillements et peut être perpétuelle ou limitée dans le temps. La servitude est publiée à la conservation des hypothèques mais ne figurent pas dans les PLU. Elles peuvent être de droits privés ou au profit de l'Etat lorsqu'une des deux parties est l'Etat et sont opposables au tiers.

Les servitudes ne doivent pas être une alternative à la dépollution d'un site, mais doivent permettre de pérenniser la réhabilitation effectuée. Cependant le conseil d'Etat a implicitement statué en faveur d'une alternative à la dépollution par sa décision du 16 décembre 2008 (SNC Foncière du Vivarais, n°294151). Dans cette affaire, la société Foncière du Vivarais avait acquis en 1995 un terrain sur lequel était implanté d'anciens bâtiments contenant de l'amiante. Des travaux de désamiantage ont été prescrits après la

cession par le préfet au vendeur exploitant. Les déchets d'amiante ont été enfouis dans les sols de la parcelle et recouverts d'une couche de graves. Une SUP a été instaurée afin d'interdire les affouillements sur ce terrain. L'acquéreur, ne pouvant plus construire sur le terrain qu'il venait d'acheter, a demandé au préfet de mettre en demeure l'exploitant de dépolluer le site. Celui-ci a refusé et le conseil d'état a approuvé cette décision en indiquant que les seuls risques connus pour l'amiante étaient liés à l'inhalation de poussières. Ce choix ne semble pas opportun dans la perspective de développement durable et de respect de l'environnement que le ministère concerné tente de mener.

Concernant l'ancien site PCUK, plusieurs types de servitudes pourront être mises en place, on peut dans un premier temps distinguer les servitudes concernant l'usage du site comme espace naturel métropolitain et celles de transmission des connaissances, des informations pour un changement de propriétaire ou d'usage.

- Pour l'utilisation du site comme ENM :

- *Servitudes concernant le suivi et les migrations de la pollution :*

Ces servitudes servent à maintenir une surveillance des milieux (eau, air, sol). La conservation de l'ensemble des piézomètres et le suivi associé (modalités prescrites par arrêté préfectoral) entre dans ce cadre. Elles concerneront les fréquences de prélèvement et de suivi des eaux souterraines, la mise en place des mesures de l'activité radiologique sur et autour du site. Les drains placés en amont du site ne pourront pas être éliminés pour éviter la contamination des jardins au Nord du site par remontée de nappe et inversion de l'écoulement.

- *Servitudes concernant la protection du site :*

L'objectif de ces servitudes est de protéger le confinement des sols, c'est-à-dire de maintenir l'épaisseur de 50 cm d'argile avec une perméabilité de  $10^{-9}$  m/s, d'interdire l'accès à la pollution (affouillements...). En tenant compte des observations faites dans le paragraphe 4.1, il est envisageable d'interdire la plantation d'arbres sur le plateau du terril de phosphogypse, d'autoriser uniquement les plantations d'arbres à systèmes racinaires traçants sur l'ancienne friche dans les zones où l'épaisseur des matériaux au dessus de la couche d'imperméabilisation est supérieure à 1m. Les affouillements seront interdits sur l'ensemble du site sauf pour l'entretien des réseaux existants (drains, égouts). A la fin de cet entretien, la couche d'imperméabilisation devra être reproduite avec les mêmes caractéristiques qu'initialement (épaisseur, perméabilité). En cas de besoin d'excavation de terres, celles-ci devront être triées selon leur caractéristiques chimiques et gérées selon la réglementation en vigueur au moment des travaux si la gestion est hors-site et sinon confinées sur site selon les critères minimums définis pendant la réhabilitation. Les remblais utilisés pour le comblement devront avoir une perméabilité inférieure ou égale à celle des matériaux excavés et correspondre en matière de qualité à l'arrêté préfectoral du 09/10/2006. L'accès à la cellule de confinement est interdit à l'exception des personnes réalisant l'entretien du site. Les clôtures de ces espaces et de l'ensemble du site devront être entretenues.

- *Servitudes concernant la création d'un ENM :*

Afin de conserver cet espace comme zone naturelle, la construction de bâtiments sera interdite.

- *Servitudes pour la préservation de la santé :*

L'utilisation de la nappe souterraine superficielle est interdite. Les cultures (potagers, arbres fruitiers) sont interdites sur le site dans un souci de précaution et de protection des populations. Les personnels chargés de l'entretien veilleront au respect de ces mesures. La chasse et la pêche seront pratiquées si besoin uniquement dans un cadre de régulation des populations et ces prises ne pourront être consommées.

- Pour un éventuel changement d'usage ou de propriétaire :

L'essentiel est de transmettre l'ensemble des informations connues quant à l'état du site, son suivi, sa gestion. Il est plus facile ainsi de s'assurer que le projet éventuel garanti l'absence de risque sanitaire pour les populations sur et autour du site. L'acquéreur potentiel est de la même manière informé de l'état du site et des restrictions d'usage avant l'achat. La conservation des servitudes aux hypothèques permet d'assurer la transmission de l'ensemble des informations lors de la cession des terrains et garanti la prise en compte des questions sanitaires lors du développement de nouveaux projets.

La transmission de l'ensemble des études réalisées est importante dans le cadre de cessions afin de rendre compte de l'état du site et de pouvoir anticiper au mieux les contraintes d'aménagement. La démarche suivie d'inscription dans l'acte notarié des contraintes environnementales liées à l'état du site pour la réhabilitation de la ZAC des Ponts Jumeaux à Toulouse (création de logements après gestion des sols par triage et confinement) pourrait être intéressante afin de mieux expliquer aux futurs propriétaires ce qui a été mis en place sur le site et pourquoi il doit être préservé. En revanche, l'inscription dans l'acte notarié ne peut être faite au dépend de la mise en place de servitudes. Il doit être vu comme un complément à la démarche de transparence et de transmission des informations lors de cessions de sols pollués (réhabilités ou non).

### **4.2.3. Transfert de responsabilité par le changement d'usage**

Lors de cessation d'activité d'une ICPE à autorisation, l'usage futur du site doit être discuté entre le maire, le propriétaire du site et le dernier exploitant pour adapter la réhabilitation et la dépollution éventuelle à l'usage futur des terrains. Pour les ICPE à déclaration ou pour les sites plus anciens, le traitement doit se faire en considérant un usage futur similaire des terrains. Ainsi, un changement d'usage peut parfois nécessiter un complément de dépollution ou de réhabilitation. La question de la responsabilité et des coûts se pose alors et les aménageurs sont souvent réticents à endosser la responsabilité du traitement complémentaire et du coût associés. Les intérêts peuvent être opposés entre le dernier exploitant, qui souhaite se décharger de la responsabilité et l'aménageur, qui veut changer l'usage sans devenir responsable, ni subir les coûts du traitement complémentaire. Cette opposition peut parfois être un frein à la réhabilitation. Il est alors important d'avoir une connaissance précise du site et de son état afin d'être capable d'anticiper les coûts du traitement complémentaire et donc de rassurer les aménageurs quant à la rentabilité de leur projet. Sur le plan sanitaire, il est vrai que la prise de responsabilité peut décourager un aménageur privé à la réhabilitation des friches, mais cela permet de s'assurer de la bonne prise en compte par celui-ci des questions de santé dans la réalisation de son projet. Dans le cadre de l'opération PCUK, il a été stipulé que l'EPF mais aussi les autres acteurs de la réhabilitation (LMCU et Rhodia) n'endossaient pas la responsabilité de la pollution. En revanche, l'EPF et LMCU garantissent Rhodia de toute responsabilité quant à l'état environnemental des terrains de la friche.

Afin de pallier à ces réticences, selon le projet qui sera développé, une participation des collectivités au traitement complémentaire pourrait être envisageable. En effet, le développement de logements, de bureaux, d'activités sur un ancien site pollué apporte des gains à la collectivité, que ce soit en matière de qualité du cadre de vie, mais aussi sur le plan financier avec la perception de nouvelles taxes (foncière, habitation). Il pourrait alors être intéressant de réfléchir à une participation des collectivités par exonération de ces taxes pendant un laps de temps défini, pour compenser une partie du traitement complémentaire et attirer les aménageurs les plus réticents.

## Conclusion

L'identification des enjeux de la réhabilitation des friches industrielles a permis dans un premier temps de mieux comprendre l'intérêt non seulement environnemental mais aussi sanitaire de la requalification des espaces dégradés. En effet, une des clefs réside dans la gestion des risques sanitaires, devenue essentielle, tout en considérant ces espaces comme de forts potentiels de développement urbain et de cohérence du territoire. Les outils proposés dans la méthodologie mise en place par le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer depuis février 2007 permettent le développement de projet tout en s'assurant du respect des contraintes sanitaires.

La requalification de l'ancien site chimique dit « PCUK », point noir de la métropole lilloise, était une étape importante dans la réalisation de nombreux projets de ce secteur. L'Etablissement Public Foncier a été missionné par LMCU pour transformer ce terrain en Espace Naturel Métropolitain. Les sols de la friche sont contaminés par des pollutions métalliques (chrome, cadmium, mercure, plomb...), la nappe superficielle est contaminée au chrome VI, deux terrils de charrées de chromes sont confinés et un terril de phosphogypse est présent. Des sédiments de dragage du canal de Roubaix ont été entreposés en partie sommitale du terril de phosphogypse. Le traitement sur site (par confinement) d'une partie de la pollution n'a pas permis d'éviter toute exposition résiduelle. Ce travail a donc pour objectif de caractériser les risques sanitaires résiduels pour les deux types de pollutions présentes sur le site (chimique et radiologique). Malgré les incertitudes évoquées dans le corps du rapport, la survenue d'effets sanitaires liés à une exposition chimique ou radiologique sur les populations fréquentant l'espace ou riveraines apparaît peu probable en l'état actuel et cela pour les différentes catégories de personnes exposées. Une caractérisation des sols des habitations à l'Est du site (sous les vents dominants) pourrait être intéressante afin de confirmer l'absence de risque pour ces habitations.

La pérennisation des mesures prises sur le site apparaît aussi indispensable afin de s'assurer que les risques sanitaires ne pourront pas s'accroître. Cela est rendu possible en utilisant tout un dispositif à la fois technique, juridique et urbanistique afin de pallier à un ensemble de possibilités. La deuxième partie de ce travail présente la pérennisation de la requalification et propose des mesures techniques (plantations...), juridiques (servitudes...) et urbanistiques (indice n...) permettant de garantir la durabilité des travaux effectués ainsi que la conservation dans la mémoire collective de l'ensemble des informations liées à l'état des terrains et à la requalification. Une participation des collectivités sous forme d'exonérations de taxes est à réfléchir afin d'attirer plus d'aménageurs privés dans les processus de réhabilitations.

Pour la caractérisation des risques chimiques et radiologiques, des hypothèses et des choix ont dû être faits. Ceux-ci l'ont été dans un souci de simplification de la modélisation et des scénarii mais aussi de sécurité (les hypothèses prises sont principalement majorantes). Les résultats ne sont donc pas complètement objectifs. En effet, d'autres choix conduiraient certainement à des résultats sensiblement différents mais les conclusions générales seront probablement proches. Les propositions faites pour la pérennisation des mesures n'ont aucune obligation de mise en œuvre. Le choix ou non de respecter certaines d'entre-elles dépendra du propriétaire et gestionnaire du site. D'autres choix pourront être faits afin de pérenniser la sécurité sanitaire en lien avec les expositions résiduelles sur le site et à proximité.

---

## Bibliographie

---

### Articles :

ALLEN A., 2001, "Containment landfills: the myth of sustainability", *Engineering Geology*, n°60, pp.3-19.

AWADALLAH M.I., IMRAN M.A., 2007, "Experimental investigation of g-ray attenuation in Jordanian building materials using HPGe-spectrometer", *Journal of Environmental Radioactivity*, n°94, pp. 129-136.

BARCELOUX D.G., 1999, "Chromium", *Clin Toxicol*, n°37, pp. 173-194.

BEAUGELIN-SEILLER K. et al., 2002, "La banque de données CIBLEX, une compilation de paramètres d'exposition de la population française au voisinage d'un site pollué", IRSN-ADEME, 6p.

CONSEIL D'ARCHITECTURE D'URBANISME ET DE L'ENVIRONNEMENT DU HAUT-RHIN, 2005, "De la friche au projet", *Les dossiers*, n°3.

DENISE A., HUBERT M., "Les friches industrielles, un potentiel foncier pour la ville : essai de classification dans le département des Yvelines", Etablissement Public Foncier des Yvelines, 8p.

DESJARDIN V. et al., 2002, "Effect of microbial activity on the mobility of chromium in soils", *Waste Management*, n°22, pp. 195-200.

DE PALMAS L., 2009, "Les servitudes d'utilité publique", *Le moniteur*, n°5519, pp. 62-63.

DONG D. et al., 2009, "Investigation of the potential mobility of Pb, Cd and Cr(VI) from moderately contaminated farmland soil to groundwater in Northeast, China", *Journal of Hazardous Materials*, n°162, pp. 1261-1268.

DRENOU C., "Étude des relations entre systèmes racinaires et stabilité des arbres (à la suite de la tempête de décembre 1999)", *Dossier de l'environnement de l'INRA*, n°20, pp.153-159.

DUENAS C. et al., 2010, "Radiological impacts of natural radioactivity from phosphogypsum piles in Huelva (Spain)", *Radiation Measurements*, n°45, pp. 242-246.

DUSMENIL F., OUELLET C., 2002, "La réhabilitation des friches industrielles : un pas vers la ville viable ? ", *Vertigo – la revue électronique en sciences de l'environnement* [en ligne], Vol 3, n°2. [Consulté le 29 juin 2010], disponible sur internet : <http://vertigo.revues.org/3812>

GABET E.J., STERNBERG P., 2008, "The effects of vegetative ash on infiltration capacity, sediment transport, and the generation of progressively bulked debris flows", *Geomorphology*, n°101, pp. 666-673.

GALLIMARD R., "Réhabilitation des friches industrielles et zones d'activités à Marseille", *Rives méditerranéennes* [En ligne], 4 | 2000, mis en ligne le 22 juillet 2005, Consulté le 01 juin 2010. URL : <http://rives.revues.org/74>

GAVRILESCU M., et al., 2009, "Characterization and remediation of soils contaminated with uranium", *Journal of Hazardous Materials*, n°163, pp. 475-510.

HARIDASAN P.P., 2002, "Dissolution characteristics of <sup>226</sup>Ra from phosphogypsum", *Journal of Environmental Radioactivity*, n°62, pp. 287-294.

HUTCHINGS T.R. et al., 2006, "The effect of woodland growth on a containment landfill site in Hertfordshire, UK", *Urban Forestry & Urban Greening*, n°5, pp. 169-176.

HUYSMANS M., DASSARGUES A., 2007, "Equivalent diffusion coefficient and equivalent diffusion accessible porosity of a stratified porous medium", *Transp Porous Med*, n°66, pp. 421-438.

JUHASZ A.L., NAIDU R., 2000, Enrichment and isolation of non-specific aromatic degraders from unique uncontaminated (plant and faecal material) sources and contaminated soils. *Journal of Appl Microbiol.*, n°89, pp. 642-650.

KARG F., 2002, "Protection du foncier contre les risques de pollution", *Environnement & Technique*, n°221, pp. 37-43.

LE GUEN B., 2006, "Effet des faibles doses des rayonnements ionisants sur l'homme", *Hydroécol. Appl.*, Tome 15, pp. 107-121.

LILES D.S. et al., 2002, "In Situ Chemical Stabilization of Metals and Radionuclides Through Enhanced Anaerobic Reductive Precipitation: Application of a Commercial Technology to DOE Needs", ARCADIS G&M, 9p.

MEDHAT M.E., 2009, "Gamma-ray attenuation coefficients of some building materials available in Egypt", *Annals of Nuclear Energy*, n°36, pp. 849-852.

PAPASTEFANOU C., et al., 2006, "The application of phosphogypsum in agriculture and the radiological impact", *Journal of Environmental Radioactivity*, n°89, pp. 188-198.

SHASHIDHAR T. et al., 2006, "Bench-scale column experiments to study the containment of Cr(VI) in confined aquifers by bio-transformation", *Journal of Hazardous Materials*, B131, pp. 200-209.

TAYIBI H. et al., 2009, "Environmental impact and management of phosphogypsum", *Journal of Environmental Management*, n°90, pp. 2377-2386.

**Ouvrages :**

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY, 1995, *Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons*, V1, Atlanta : ATSDR, 487p.

ASSOCIATION POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET LA SECURITE EN AQUITAINE, 2002, *Gestion des sites et sols pollués-Comprendre l'évaluation des risques*, V0, APESA, 33p.

ATGER C., 1994, *Les systèmes racinaires des arbres – Revue bibliographique*, Châteauneuf-du-Rhône : Séquoia, 150 p.

ATMO NPDC, 2008, *Campagne de mesures de la qualité de l'air-Etude réalisée à Tourcoing du 22/05/2007 au 19/06/2007-Station mobile*, ATMO NPDC, 27p.

COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE, 2009, *Les recherches sur les effets des faibles doses d'irradiation*, CEA, 28p.

CRIIRAD, 2003, *Rapport CRIIRAD n°03-38, Site des Bois Noirs. Bilan radioécologique du site BNL*, CRIIRAD, 75p.

DRIRE NORD-PAS-DE-CALAIS, 2002, *L'Industrie au Regard de l'Environnement, Sols*, Lille : DRIRE NPDC, 28p.

ETABLISSEMENT PUBLIC FONCIER NORD-PAS-DE-CALAIS, 2006, *Dossier de requalification environnementale du site « PCUK ». Communes de Leers, Roubaix et Wattrelos (59)*, Lille : EPF NPDC.

FAUCONNIER D., BRUNET J.F, CHARTIER R. (BRGM), 2006, *Réécriture des outils méthodologiques sites et sols pollués*, Paris : BRGM, 123p.

INERIS, 2003, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Plomb et ses dérivés*, V2, INERIS, 90p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Anthracène*, V2, INERIS, 41p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Cadmium et ses dérivés*, V2, INERIS, 60p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Chrome et ses dérivés*, V2, INERIS, 80p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Chrysène*, V1, INERIS, 36p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Cuivre et ses dérivés*, V1, INERIS, 66p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Fluoranthène*, V1, INERIS, 39p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Naphtalène*, V3, INERIS, 61p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Pyrène*, V1, INERIS, 36p.

INERIS, 2005, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Toluène*, V3, INERIS, 50p.

INERIS, 2006, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Benzène*, V3, INERIS, 74p.

INERIS, 2006, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Benzo(a)pyrène*, V2, INERIS, 44p.

INERIS, 2006, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Mercure et ses dérivés*, V3, INERIS, 85p.

INERIS, 2006, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – o-, m-, p-Xylènes et leurs mélanges*, V2, INERIS, 80p.

INERIS, 2010, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Phénanthrène*, V4, INERIS, 48p.

INERIS, 2006, *Retour d'expérience sur la gestion des sites pollués en France - VDSS, VCI-sols, outils génériques pour l'évaluation des sites pollués: Évaluation et perspectives*, INERIS, 76p.

INERIS, 2006, *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs)*, V1.3, INERIS, 64p.

INERIS, 2008, *Le radon, synthèse des connaissances et résultats des premières investigations en environnement minier*, INERIS-IRSN, 51p.

INSTITUT DE RADIOPROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE, 2008, *Gestion des sites industriels potentiellement contaminés par des substances radioactives*, V1, Paris : IRSN, 258p.

INSTITUT DE RADIOPROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE, 2009, *Publication 103 de la CIPR-Recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique*, IRSN, 417p.

KAZARJAN V.O., 1969. *Le vieillissement des végétaux supérieurs*, Moscou : Navka, 229 p.

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE, 2007, *La démarche d'Analyse des Risques Résiduels*, V0, Paris : MEDD, 26p

RECORD, 2007, *Devenir des polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitements*, Paris : RECORD, 148p.

RESCUE, 2005, *Best Practice Guidance for Sustainable Brownfield Regeneration*, Nottingham : RESCUE consortium, 146p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1998, *Toxicological review of hexavalent chromium*, Washington: US EPA, 77p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1998, *Toxicological review of trivalent chromium*, Washington: US EPA, 51p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2004, *User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings*, Washington: US EPA, 133p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1997, *Exposure Factors Handbook*, V3, Washington : US EPA, 1193p.

#### **Documents universitaires :**

CATELINOIS O., 2004, *Evaluation des risques associés aux rayonnements ionisants. Cancers du Poumon après exposition domestique au radon et cancers de la thyroïde après exposition accidentelle aux iodes radioactifs*, Thèse en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Université Paris 11, 218p.

COTEL S., 2008, *Etude des transferts sol/nappe/atmosphère/bâtiments- Application aux sols pollués par des Composés Organiques Volatils*, Thèse en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Université Joseph Fourier - Grenoble I, 206p.

PREFONTAINE E., 2008, *Effets mesurés de la réhabilitation des friches industrielles : Transformation de la qualité de vie et des valeurs foncières de trois sites dans le sud-ouest de Montréal*, Rapport de stage présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.) en études urbaines, 102p.

TANG A., 2005, *Effet de la température sur le comportement des barrières de confinement*, Thèse pour obtenir le grade de Docteur de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, 207p.

VOUILLOUX A.L., 2007, *Proposition d'utilisation du modèle d'évaluation des risques sanitaires Caltox à une échelle locale*, Mémoire pour l'obtention du grade d'Ingénieur du Génie Sanitaire, EHESP, 99p.

#### **Décrets, lois, circulaires :**

MINISTERE DE LA SANTE, DE LA FAMILLE ET DES PERSONNES HANDICAPEES, Arrêté du 1<sup>er</sup> septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants. Journal Officiel, n°262 du 13 novembre 2003, 58003-58068.

MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE, Arrêté du 15 mars 2006 fixant la liste des types de déchets inertes admissibles dans des installations de stockage de déchets inertes et les conditions d'exploitation de ces installations. Journal Officiel, n°69 du 22 mars 2006, 4309-4313

MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT, Circulaire du 10 décembre 1999 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation, 5p.

MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE, Circulaire du 8 février 2007 relative à l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations sensibles. Bulletins Officiel min. Ecologie et Dév. Durable, n 2007/13, 15 juillet 2007, 14p.

**Bases de données consultées :**

FURETOX

IRIS

CIBLEX

INFOTERRE

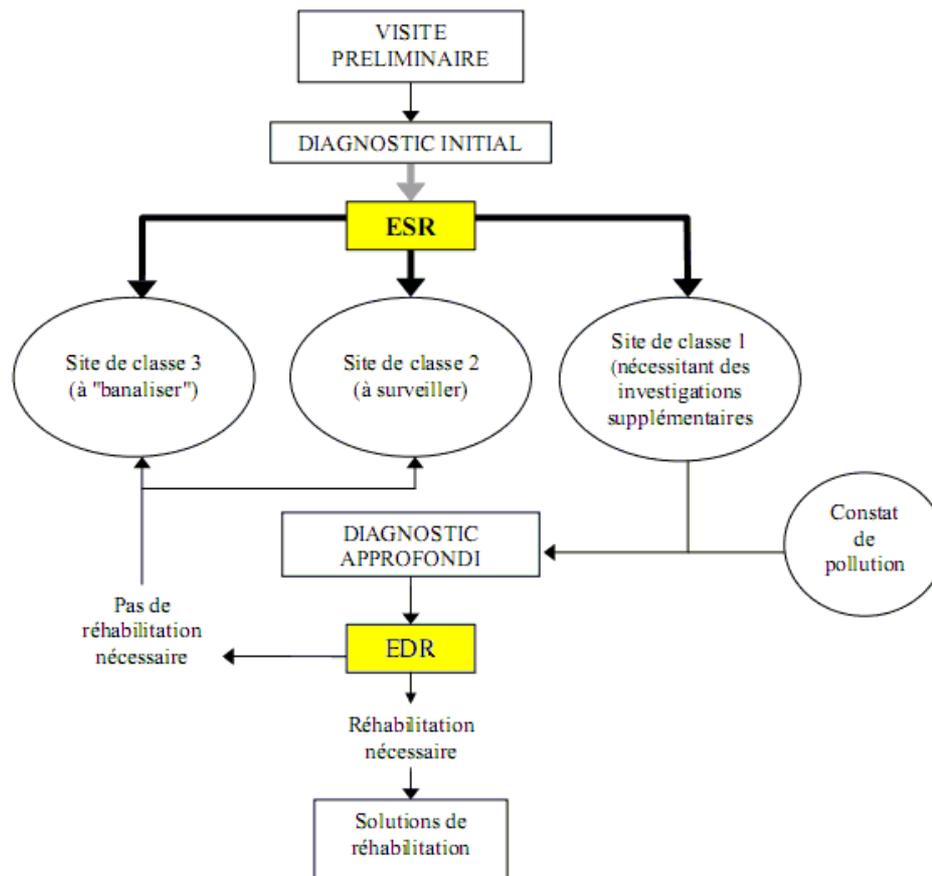
---

## Liste des annexes

---

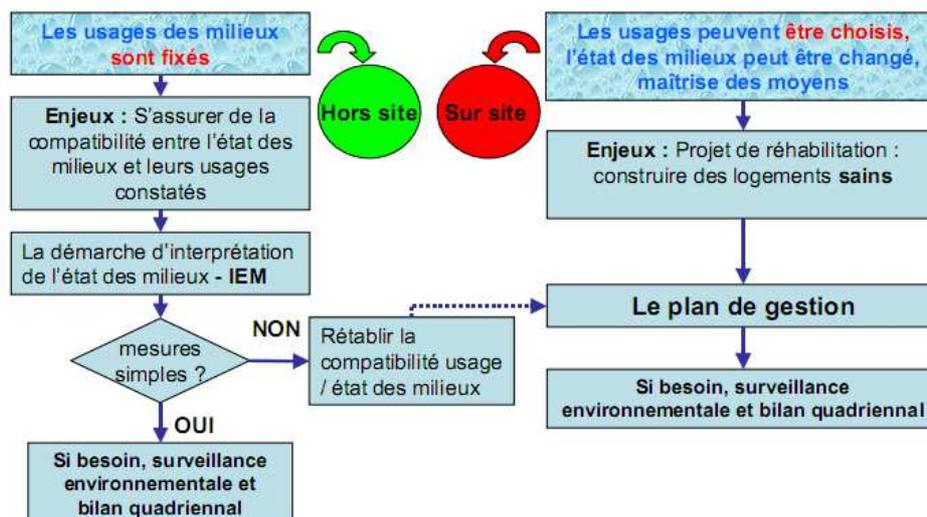
Annexe 1 : Principes de fonctionnement des méthodologies de gestion des sols pollués.....	II
Annexe 2 : Zone contaminée sur l'ancienne friche PCUK (Source : <i>Evaluation Détaillé des Risques- Synthèse des données existantes</i> ; GESTER, 2001).....	III
Annexe 3 : Teneurs mesurées hors-site pour différents métaux.....	IV
Annexe 4 : Chaîne de désintégration des principaux radioéléments présents dans le phosphogypse.....	V
Annexe 5 : Impact piézométrique de la requalification du site PCUK.....	VII
Annexe 6 : Principe de fonctionnement du bio-traitement IRZ (In-situ Reactive Zone) du grand terril de chrome.....	VIII
Annexe 7 : Comportements dans l'organisme des substances présentes et effets sur la santé des principaux HAP et BTEX présents sur le site.....	IX
Annexe 8 : Valeurs toxicologiques de référence pour les différentes substances concernées.....	XIV
Annexe 9 : Calcul de la concentration des éléments volatils dans l'air extérieur.....	XVIII
Annexe 10 : Risques sanitaires liés à l'exposition aux substances chimiques.....	XIX
Annexe 11 : Caractérisation des risques radiologiques.....	XXIV
Annexe 12 : Photographies du site après réhabilitation.....	XXX

**Annexe 1 : Principes de fonctionnement des méthodologies de gestion des sols pollués.**



Principe de l'ancienne méthodologie de gestion des sols pollués (Source: *Comprendre l'évaluation des risques* ; APESA, 2002)

**Deux types de situation bien distincts  
deux démarches de gestion distinctes**



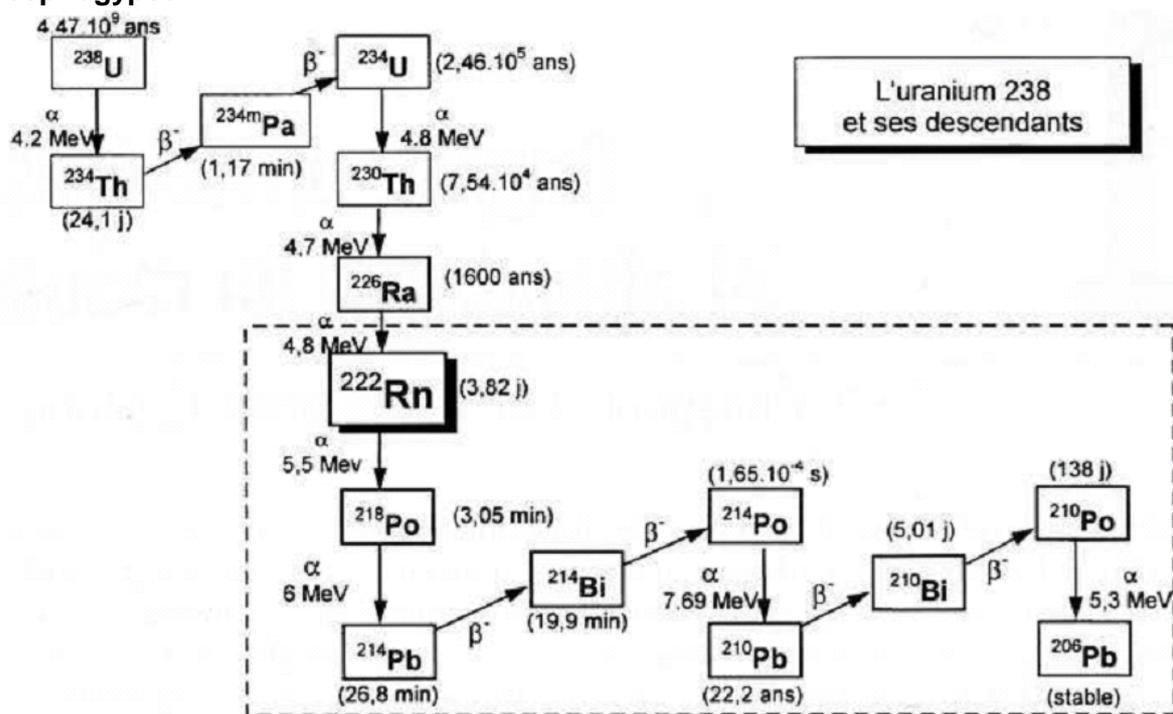
Principe de la nouvelle méthodologie de gestion des sites pollués (Source: Annexe 2 de la circulaire du 8 février 2007, MEDD)



### Annexe 3 : Teneurs mesurées hors-site pour différents métaux

En mg/kg-MS	Station de pompage	Aire des gens du voyage	Zone du Beck	Anciens jardins	Mesure du bruit de fond local
Arsenic	11,7	13	8,7	11,1	10,4
Cadmium	0,8	4,8	5,8	1,7	0,9
Chrome VI	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chrome total	58,7	160	116	110	35
Cuivre	72	49	30,3	54	21
Nickel	23,7	26	23,3	26	22,3
Plomb	126,3	98	54,3	99	16
Zinc	243,3	220	120	280	75
Mercure (Hg <sup>9</sup> )	0,4	1,9	0,3	0,4	0,3

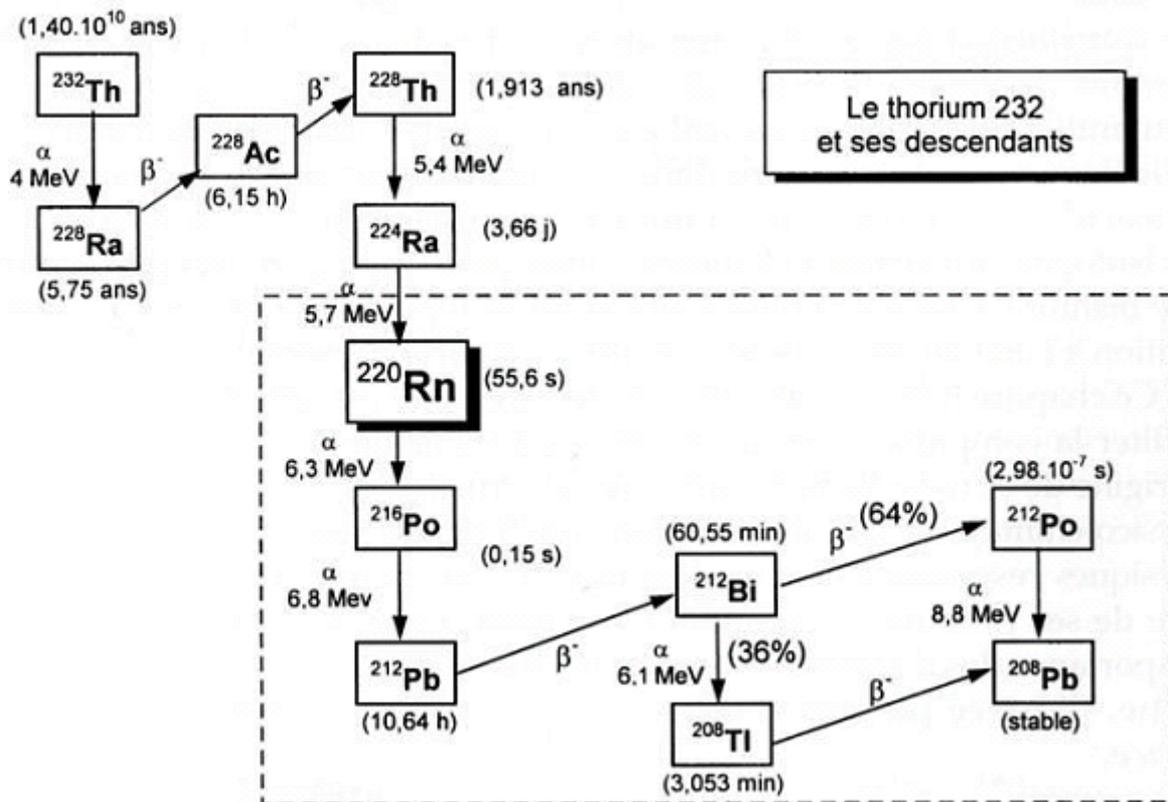
## Annexe 4 : Chaîne de désintégration des principaux radioéléments présents dans le phosphogypse



Chaîne de désintégration de l'uranium 238

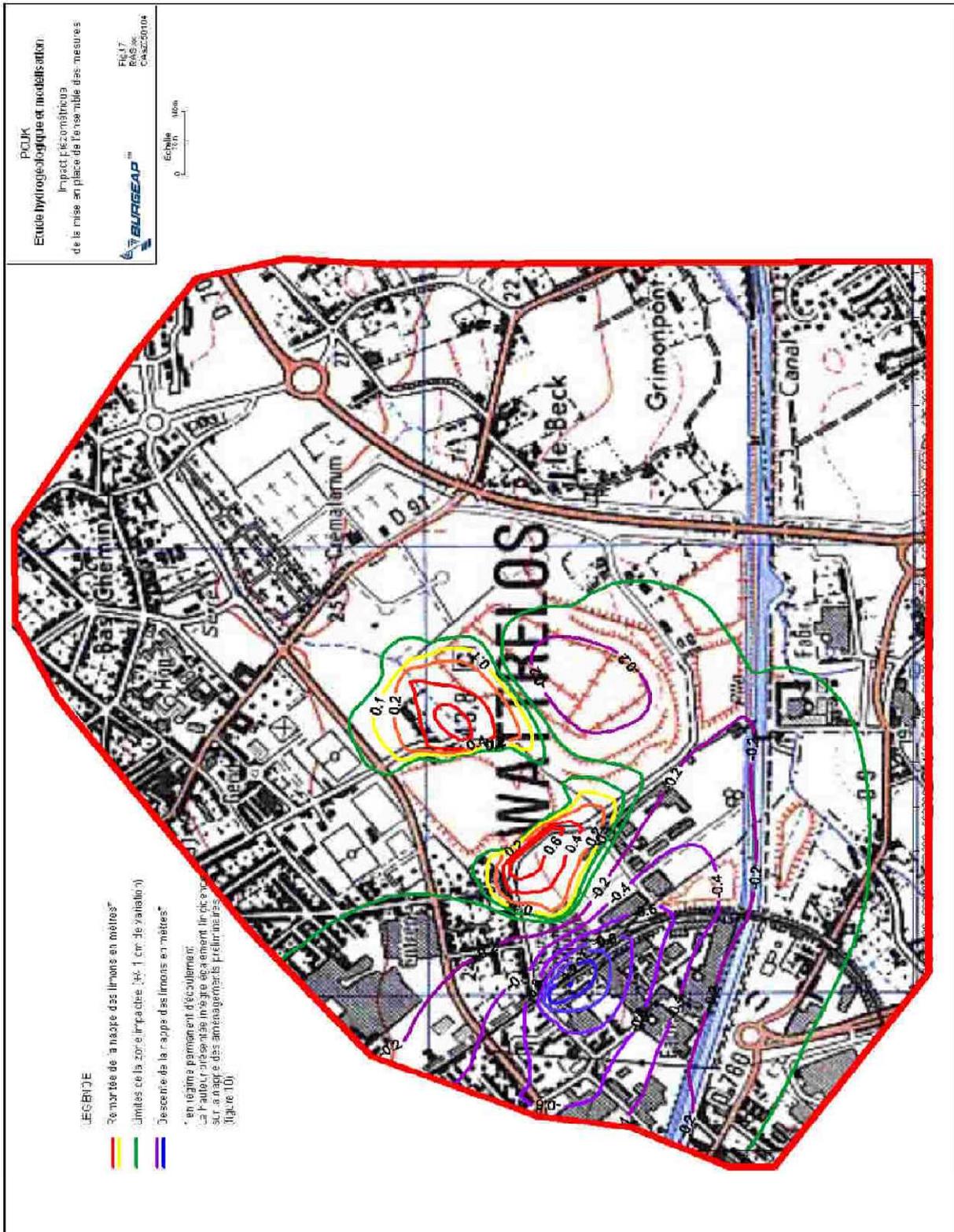
De	Par	Vers	Demi-vie	Énergie moyenne α ou β <sup>-</sup> [MeV]	Valeur Q [MeV]
U-235	α	Th-231	7,04 E8 années	4,4	4,7
Th-231	β <sup>-</sup>	Pa-231	25,5 h	0,080	0,39
Pa-231	α	Ac-227	3,3 E4 années	5,0	5,15
Ac-227	β <sup>-</sup>	Th-227	21,8 années	4,95	5,04
Th-227	α	Ra-223	18,7 jours	6,0	6,14
Ra-223	α	Rn-219	11,43 jours	5,7	5,98
Rn-219	α	Po-215	4 s	6,8	6,9
Po-215	α	Pb-211	1,8 ms	7,4	7,5
Pb-211	β <sup>-</sup>	Bi-211	36,1 min	0,445	1,37
Bi-211	α	Tl-207	2,1 min	6,62	6,75
Tl-207	β <sup>-</sup>	<b>Pb-207</b>	4,77 min	0,495	1,427
Total				47,89	51,35

Filiation de l'uranium 235



Chaîne de désintégration du thorium 232

## Annexe 5 : Impact piézométrique de la requalification du site PCUK

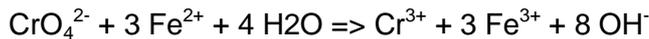


## Annexe 6 : Principe de fonctionnement du bio-traitement IRZ (In-situ Reactive Zone) du grand terril de chrome

### Principe de fonctionnement général

Afin de stabiliser chimiquement le grand terril de chrome, le traitement par IRZ repose sur le principe d'une stimulation du développement bactérien par un apport de mélasse mélangé à de l'eau. Les nutriments apportés permettent le développement des bactéries qui vont ensuite réduire le chrome(VI) en chrome(III) :  $\text{Cr}^{6+} + 3\text{e}^- \Rightarrow \text{Cr}^{3+}$

Parallèlement les ions chromates se solubilisent en présence de  $\text{Fe}^{2+}$  selon la réaction



Le chrome(III) ainsi formé réagit avec les ions  $\text{OH}^-$  pour former un précipité d'hydroxyde de chrome :  $\text{Cr}^{3+} + 3 \text{OH}^- \Rightarrow \text{Cr}(\text{OH})_3$

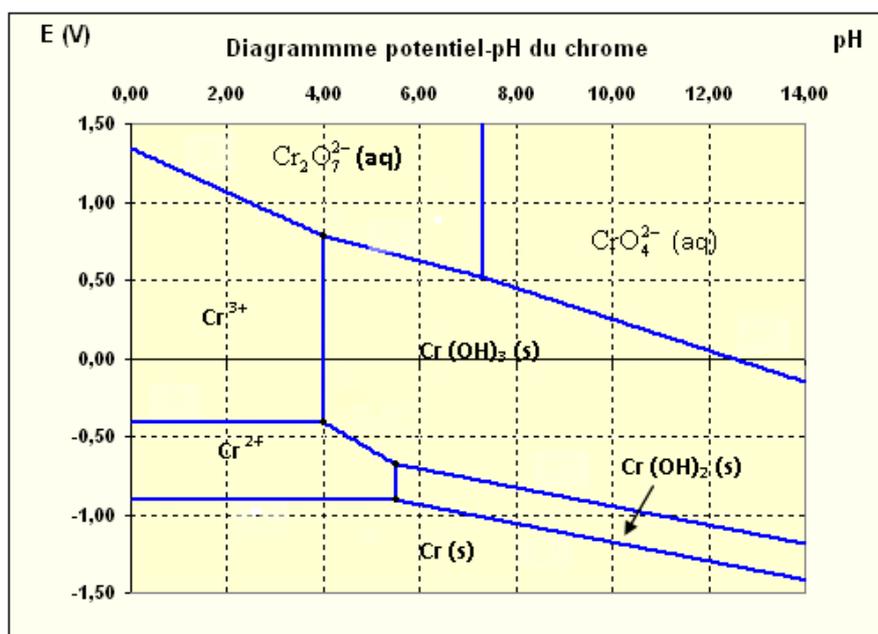
Or le chrome trivalent précipité sous forme d'hydroxydes est très peu soluble. Ainsi, la lixiviation du terril de chrome par les eaux de pluie n'entraînera plus une migration significative du chrome(VI).

### Traitement prévu sur le site PCUK

Un pilote a été réalisé sur une partie du terril de chrome afin de confirmer l'efficacité du dispositif. Les forages d'injection doivent maintenant être effectués sur le terril afin de pouvoir mettre en place le traitement et l'injection de mélasse. Pendant la réalisation des travaux, le traitement actuel des lixiviats par évacuation et traitement en centre spécialisé sera maintenu. Pendant la phase d'injection de mélasse, le traitement des lixiviats sera stoppé et cette eau servira à la réalisation du mélange eau-mélasse qui sera injecté. Cette phase d'injection nécessite un délai relativement long (de 1 à 2 ans) avant de pouvoir constater une réduction des concentrations en chrome(VI) dans les lixiviats.

Selon les calculs faits par Arcadis, en l'état actuel sans bio-traitements les lixiviats devront être collectés et traités pendant 100 à 300 ans, alors qu'avec le traitement IRZ, les rejets en chrome seront très faibles d'ici quelques années.

### Diagramme E-pH du chrome



## Annexe 7 : Comportements dans l'organisme des substances présentes et effets sur la santé des principaux HAP et BTEX présents sur le site

	Absorption	Distribution	Organes cibles	Métabolisme	Elimination
Chrome	Absorption pulmonaire de 53-85% pour les particules de chrome(VI) inhalables et 5-30% pour les particules de chrome (III) inhalables. Absorption intestinale du chrome est faible de l'ordre de 0,5 à 2%, réduction du Cr(VI) dans l'estomac. Pénétration limitée par voie cutanée	Système sanguin	Par inhalation tractus respiratoire, éventuellement système immunitaire(SI), estomac, intestins. Par contact cutanée, SI	Réduction Cr(VI) en Cr(III) par l'estomac ou par les hématies si passage de Cr(VI) dans le sang	Excrétion urinaire
Cadmium	Absorption par inhalation de 10 à 100%, 5% par ingestion	Transport par le sang	Concentration dans le foie et les reins (50 à 70% de la charge totale)	Forme des complexes avec les métallothionéines, pour être stockés dans les organes	Fèces, urine, phanère
Cuivre	Absorption par toutes les voies, de 15 à 97% par voie orale principalement par l'estomac et l'intestin grêle	Via le sang associé à des protéines	Plus fortes concentrations tissulaires en cuivre sont mesurées au niveau du foie, des muscles et de la moelle osseuse	Oligo-élément qui est associé à de nombreuses enzymes	Principalement par la bile (80 % du cuivre hépatique) d'où une excrétion majoritairement (72 %) par voie fécale
Plomb	Principalement digestive mais aussi pulmonaire. Biodisponibilité orale de 5 à 10% chez l'adulte, et jusqu'à 50% chez l'enfant. Absorption jusqu'à 30% par voie pulmonaire	Passage dans le sang via les alvéoles pulmonaires. Se fixe sur les hématies ou le plasma	Stocké dans les os, mais aussi dans les corps mous (rein, foie,...)	Se fixe sur les os à la place du calcium	Urine principalement, mais aussi fèces, cheveux
Pyrène	Absorption par inhalation, voie orale et cutanée	Système sanguin	Tissus adipeux, (lipophile), foie	Métabolisme dans les tissus en composés plus hydrosoluble, facilitant l'élimination	Fèces, voie urinaire

	Absorption	Distribution	Organes cibles	Métabolisme	Elimination
Mercuré	Absorption principalement par voie pulmonaire (75 à 85% des doses inhalées), absorption faible par voie cutanée (2,6%) pour les mercures élémentaire et inorganique. Principale absorption par voie orale pour le mercure organique	Distribution dans tout le corps grâce aux propriétés lipophiles	Système nerveux central, rein	Oxydation par les hématies, mais aussi dans le cerveau, le foie, les poumons	Urine et fèces
Benzène	Exposition principalement par inhalation, 50% d'absorption. Absorption supposée complète par ingestion. Absorption cutanée secondaire	Système sanguin	Graisse, moelle osseuse, système nerveux central, système immunitaire	Métabolisation par le foie et la moelle. Métabolite à structure cyclique	Expiration, urine
Toluène	Principale exposition par inhalation. Absorption d'environ 50% par inhalation contre 100% par ingestion		s'accumule dans les tissus adipeux, cerveau, sang, foie, rein, moelle	99% métabolisé sous forme d'acide benzoïque	Par voie pulmonaire, sous forme inchangé et par voie urinaire sous forme de métabolite
Xylène	Absorption d'environ 65% pour une exposition par inhalation. Absorption par voie cutanée	Pas réellement connu mais présence dans l'estomac, le foie, les reins, le cerveau, le myocarde, les tissus adipeux et le sang		Oxydation en acide méthylbenzique	Excrété dans les urines sous forme de métabolites. Faible par expiration et dans les fèces
Chrysène	Peu de données. Preuves indirecte pour l'inhalation et le contact cutané.	Système sanguin	Tissus adipeux (lipophile), foie	Métabolisme dans les tissus et le foie	Urine et fèces

	Absorption	Distribution	Organes cibles	Métabolisme	Elimination
Benzo(a)-pyrène	Absorption rapide par ingestion et inhalation, taux dépend de la taille des particules sur lesquelles il est adsorbé. Absorption cutanée de 3%	Distribution rapide dans les organes internes	Stocké dans les glandes mammaires et les autres organes riches en graisse. Relargage dans la circulation sanguine	Formation d'adduits à l'ADN	70-75% par les fèces. 4 à 12% par voie urinaire (dont 80% sous forme de métabolites)
Naphtalène	Peut être absorbé à travers le tractus gastro-intestinal, le tractus respiratoire et la peau. La forte solubilité du naphtalène dans les lipides suggère une absorption cutanée non négligeable.	Le naphtalène et ses métabolites sont distribués par le sang dans tout l'organisme	Tissus adipeux, poumons, foie, cœur, rate	Formation de métabolites notamment dans le foie. Certains d'ailleurs moins toxiques que le naphtalène	Éliminé sous forme de divers métabolites dans les urines
Fluoranthène	Absence de données sur l'absorption orale et par inhalation chez l'homme. Pour l'absorption cutanée, du fluoranthène a été mesuré dans le sang après application de 2% de goudron sur la peau de volontaires sains, 2 jours consécutifs pendant 8 heures.	Système sanguin	Sang, foie, reins	Absence d'études humaines et animales	Absence d'études humaines et animales
Anthracène	L'absorption cutanée a été mise en évidence. Pas de données pour les autres absorptions.		Stockage dans les tissus adipeux, foie	Métabolisme dans le foie chez l'animal	Fèces chez l'animal
Phénanthrène	L'absorption cutanée a été mise en évidence. Pas de données pour les autres absorptions.	Absence de données mais suspicion de similitude avec le naphtalène		Absence de données mais suspicion de similitude avec le naphtalène	Principalement par les urines

Effets sur la santé des principaux HAP et BTEX présents sur le site

	Exposition aiguë	type d'étude	Exposition chronique	type d'étude	Cancérogénicité
Toluène	Par inhalation, maux de tête, vertiges, muqueuses irritées et somnolence. Troubles généralement réversibles quelques heures suivant l'arrêt de l'exposition.	Homme	A des concentrations plutôt élevées, effets neurologiques sévères comportant des dysfonctionnements cérébraux et cognitifs (tremblements, ataxie, troubles de la mémoire, atrophie du cervelet). Diminution de la fertilité chez la femme?	Homme	Classement groupe 3 par le CIRC (substance ne pouvant être classée)
			Dysfonctionnement rénal, lésions hépatiques.	Animal	
Naphtalène	Possibilité d'atteintes respiratoires et hépatiques après une exposition par voie orale. L'inhalation de naphtalène peut être également létale par apparition d'ictères sévères et de lésions cérébrales. Possibilité d'anémie hémolytique par voie cutanée	Homme	Le seul effet chronique documenté est une anémie hémolytique pour des expositions par inhalation, par inhalation et passage cutané, par inhalation et absorption digestive.	Homme	Classement groupe 2B par le CIRC (substance cancérogène possible). Site concerné: larynx, colon mais étude insuffisante pour conclure avec certitude
Fluoranthène	Pour la voie orale, une DL <sub>50</sub> de 2000 mg/kg/poids corporel a été calculée chez le rat et de 100mg/kg chez la souris.	Animal	Absence de données significatives chez l'Homme et l'animal		Classement groupe 3 par le CIRC (substance ne pouvant être classée)
Anthracène	Effets photo-sensibilisants mis en évidence	Homme	Absence de données significatives chez l'Homme et l'animal		Classement groupe 3 par le CIRC (substance ne pouvant être classée)
	Irritant pour les muqueuses, les yeux, la peau et le tractus respiratoire chez la souris	Animal			
Phénanthrène	Par voie orale, des DL <sub>50</sub> de 700mg/kg et de 1000mg/kg ont été calculées chez la souris, augmentation de l'activité de la carboxylestérase de la muqueuse intestinale chez le rat.	Animal	Absence d'études		Classement groupe 3 par le CIRC (substance ne pouvant être classée), absence d'études significatives

Benzo(a)-anthracène	Absence de données spécifiques		Pas de données sur le benzo(a)anthracène seul. Pour un mélange de HAP contenant du benzo(a)anthracène altération du système immunitaire		Classement groupe 2B par le CIRC (substance cancérogène possible) Cancérogène pour l'animal pour exposition orale et cutanée
Pyrène	Réaction phototoxique pour une exposition par ingestion chez le cobaye après exposition aux UV A.	Animal	Altérations rénales (fibrose, diminution du poids, lésion) chez le rat par gavage (une seule étude)	Animal	Classement groupe 3 par le CIRC (substance ne pouvant être classée)
Chrysène	Absences de données significatives		Immunotoxiques pour un mélange de HAP. Pas d'étude concernant le chrysène seul	Homme/ Animal	Classement groupe 3 par le CIRC (substance ne pouvant être classée), cancers du poumon pour un mélange de HAP. Cancérogènes pour l'animal par exposition cutanée et intrapéritonéale.

## Annexe 8 : Valeurs toxicologiques de référence pour les différentes substances concernées

### Chrome

#### Valeur toxicologique de référence pour le chrome et pour des effets avec seuils

Source	Voie d'exposition	Organe cible/ Effet	Sujet de l'étude	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
US EPA	Orale (chrome VI)	Aucun effet reporté	Rat	900	$3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	1998
RIVM	Orale (chrome VI)	Effets hématologiques	Rat	500	$5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2001
<b>RIVM</b>	<b>Orale (chrome III)</b>	Aucun effet reporté	<b>Rat</b>	<b>100</b>	<b>5 mg/kg/j</b>	<b>2001</b>
<b>RIVM</b>	<b>Inhalation (chrome III)</b>		<b>Homme</b>	<b>10</b>	<b><math>6 \cdot 10^{-2}</math> mg/m<sup>3</sup></b>	<b>2001</b>
US EPA	Orale (chrome III)	Baisse de poids du foie	Rat	1000	1,5 mg/kg/j	1998
OEHHA	Orale (chrome VI)		Rat	100	$2 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	2003
<b>ATSDR</b>	<b>Orale (chrome VI)</b>	<b>Effets hématologiques</b>	<b>Souris</b>	<b>100</b>	<b><math>1 \cdot 10^{-3}</math> mg/kg/j</b>	<b>2008</b>

#### Excès de risque individuel pour le chrome

Source	Voie d'exposition	Organe cible	Sujet de l'étude	Valeur de référence	Année de révision
OEHHA	Orale (chrome VI)	Estomac	Souris	$0,42$ (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	2002

### Cadmium

#### Valeur de référence pour le cadmium pour des effets à seuils

Source	Voie d'exposition	Organe cible	Sujet de l'étude	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
ATSDR	Orale	Rein	Homme	3	0.0001 mg/kg/j	2008 (draft)
ATSDR	Orale	Os	Animal	100	0,0005 mg/kg/j	2008 (draft)
OMS	Orale	Rein	Homme		0.007 mg/kg	2005
US EPA	Orale	Rein	Homme	10	$1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	1994
<b>RIVM</b>	<b>Orale</b>	<b>Rein</b>	<b>Homme</b>	<b>2</b>	<b>0.5 µg/(kg.day)</b>	<b>2001</b>
ATSDR	Inhalation	Rein	Homme	3	0.00001 mg/m <sup>3</sup>	2008 (draft)
OEHHA	Orale	Rein	Homme	100	$5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	2003
<b>OEHHA</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Rein</b>	<b>Homme</b>	<b>30</b>	<b><math>2 \cdot 10^{-2}</math> µg/m<sup>3</sup></b>	<b>2003</b>

#### Excès de risque individuel pour le cadmium

Source	Voie d'exposition	Organe cible	Sujet de l'étude	Valeur de référence	Année de révision
US EPA	Inhalation	Poumon, bronche	Homme	$1,8 \cdot 10^{-3}$ (µg.m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	1992
<b>OEHHA</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Poumon, bronche</b>	<b>Homme</b>	<b><math>4,2 \cdot 10^{-3}</math> (µg.m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup></b>	<b>2002</b>
Santé canada	Inhalation			$5,1 \cdot 10^{-3}$ mg.m <sup>3</sup> (CT <sub>0,05</sub> )	1993

## Cuivre

### Valeur de référence pour le cuivre, pour des effets à seuil

Source	Voie d'exposition	Organe cible	Sujet de l'évaluation	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
RIVM	Inhalation	Foie	Lapin	600	1µg/m <sup>3</sup>	2001
<b>RIVM</b>	<b>Orale</b>	<b>Foie</b>	<b>Souris</b>	<b>30</b>	<b>140 µg/kg/j</b>	<b>2001</b>
ATSDR	Orale	Système gastrique	Homme	3	0,01 mg/kg/j	2004
OMS	Orale	Foie	Chien	10	0,5 mg/kg/j	1996

## Plomb

### Valeur de référence pour des effets à seuils du plomb

Source	Voie d'exposition	Organe cible/ Effet	Sujet de l'évaluation	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
OMS	Orale	Lésions hépatiques, neuronales	Homme		3,5 µg/kg/j	1999
US EPA	Orale	Lésions hépatiques, neuronales	Rat	10 000	10 <sup>-7</sup> mg/kg/j	1991
<b>RIVM</b>	<b>Orale</b>	<b>Lésions hépatiques, neuronales</b>	<b>Homme</b>		<b>3,6 µg/kg/j</b>	<b>2001</b>

### Excès de risque individuel pour le plomb

Source	Voie d'exposition	Organe cible	Sujet de l'étude	Valeur de référence	Année de révision
<b>OEHHA</b>	<b>Orale</b>	<b>Rein</b>	<b>Rat</b>	<b>8,5.10<sup>-3</sup> (mg/kg/j)<sup>-1</sup></b>	<b>2002</b>
<b>OEHHA</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Rein</b>	<b>Rat</b>	<b>1,2.10<sup>-5</sup> (µg.m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup></b>	<b>2002</b>

## Mercure

### Valeur de référence pour des effets à seuils du mercure inorganique

Source	Voie d'exposition	Organe cible/ Effet	Sujet de l'évaluation	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
<b>RIVM</b>	<b>Orale (inorganique)</b>	<b>Atteinte rénale</b>	<b>Rat</b>	<b>100</b>	<b>2.10<sup>-3</sup> mg/kg/j</b>	<b>2001</b>
<b>OEHH A</b>	<b>Inhalation (inorganique et élémentaire)</b>	<b>Troubles de la mémoire, système nerveux</b>	<b>Homme</b>	<b>100</b>	<b>9.10<sup>-5</sup> mg/m<sup>3</sup></b>	<b>2003</b>
OMS	Inhalation (inorganique)	Atteinte rénale	Homme	20	1µg/m <sup>3</sup> (valeur guide)	2000
ATSDR	Orale (inorganique)	Atteinte rénale	Rat (aiguë)	100	7.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j	2001
ATSDR	Orale (inorganique)	Atteinte rénale	Rat	100	2.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j	2001

## Benzo(a)pyrène

### Excès de risque individuel pour le benzo(a)pyrène

Source	Voie d'exposition	Organe cible	Sujet de l'étude	Valeur de référence	Année de révision
<b>OEHHA</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Tractus respiratoire</b>	<b>Hamster</b>	<b>1,1 (mg.m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup></b>	<b>2002</b>
Santé canada	Inhalation	Tractus respiratoire	Hamster	1,6 mg/m <sup>3</sup> (CT <sub>0,05</sub> )	1993
OMS	Inhalation	Tractus respiratoire	Homme	87 (mg.m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	2000

## Naphtalène

### Valeur de référence pour des effets à seuils du naphtalène

Source	Voie d'exposition	Organe cible	Sujet de l'évaluation	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
<b>ATSDR</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Système respiratoire</b>	<b>Rat</b>	<b>300</b>	<b>4µg/m<sup>3</sup></b>	<b>2005</b>
OEHHA	Inhalation	Système respiratoire	Souris	1000	9 µg/m <sup>3</sup>	2003
US EPA	Inhalation	Système respiratoire	Souris	3000	3 µg/m <sup>3</sup>	1998

## Benzène

### Valeur de référence pour des effets à seuil du benzène

Source	Voie d'exposition	Organe cible/ Effet	Sujet de l'évaluation	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
ATSDR	Inhalation - <i>subchronique</i>	Système immunitaire	Souris	300	0,02 mg/m <sup>3</sup>	2007
ATSDR	Inhalation	Système immunitaire	Homme	10	0,01 mg/m <sup>3</sup>	2007
OEHHA	Inhalation	Systèmes nerveux, immunitaire	Homme	10	0,06mg/m <sup>3</sup>	2003
<b>US EPA</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Baisse des lymphocytes</b>	<b>Homme</b>	<b>300</b>	<b>0,03 mg/m<sup>3</sup></b>	<b>2003</b>

### Excès de risque unitaire par inhalation pour le benzène

Source	Voie d'exposition	Organe cible/ Effet	Sujet de l'étude	Valeur de référence	Année de révision
RIVM	Inhalation	Effet hématotoxique	Valeur pour un risque de 10 <sup>-4</sup>	2.10 <sup>-2</sup> mg/m <sup>3</sup> (CRihnal)	2001
Santé canada	Inhalation	Leucémie, néoplasme	Homme	15mg/m <sup>3</sup> (CT <sub>0,05</sub> )	1991
<b>OEHHA</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Leucémie</b>	<b>Homme</b>	<b>2,9.10<sup>-5</sup> (µg.m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup></b>	<b>2002</b>
US EPA	Inhalation	Leucémie	Homme	2,2 à 7,8.10 <sup>-3</sup> (mg.m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	1998
OMS	Inhalation	Leucémie	Homme	6.10 <sup>-6</sup> (µg.m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	2000

## Toluène

### Valeur de référence pour des effets à seuils du toluène par inhalation

Source	Voie d'exposition	Organe cible/ Effet	Sujet de l'évaluation	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
<b>US EPA</b>	<b>Inhalation</b>	<b>Effet neurologique</b>	<b>Homme</b>	<b>10</b>	<b>5mg/m<sup>3</sup></b>	<b>2005</b>
ATSDR	Inhalation - <i>chronique</i>	Troubles de la vision	Homme	100	0,3mg/m <sup>3</sup>	2000
ATSDR	Inhalation – <i>aiguë</i>	Effet neurologique	Homme	10	3,8mg/m <sup>3</sup>	2000
RIVM	Inhalation			300	0,4mg/m <sup>3</sup>	2001
OEHHA	Inhalation	Effet neurologique	Rat/ Homme	100	0,3mg/m <sup>3</sup>	2003
Santé Canada	Inhalation	Effet neurologique	Homme	10	3,75mg/m <sup>3</sup>	1991

## Annexe 9 : Calcul de la concentration des éléments volatils dans l'air extérieur

Tableau du calcul de la concentration des substances dans l'air extérieur

Substances		Naphtalène	Phénanthrène	Pyrène	Chrysène	Anthracène	Fluoranthène	Benzo(a)pyrène	Benzo(a)anthracène	Benzène	Toluène
Concentration massique totale (mg/kg)	Cs	0,19	0,62	0,95	0,58	0,22	1,27	0,19	0,49	6,46E-03	3,26E-03
Constante de Henry dimensionnée (Pa.m <sup>3</sup> /mol)	H'	37,5	3,98	1,10E-03	9,5	5,04	0,8	4,00E-02	0,0162	558	673
Température pour H'	T	20	25	25	25	25	20	20	25	25	25
Constante de Henry adimensionnée [(mg/m <sup>3</sup> sa)/(mg/m <sup>3</sup> eau)]	H	1,54E-02	1,61E-03	4,44E-07	3,83E-03	2,03E-03	3,28E-04	1,64E-05	6,54E-06	2,25E-01	2,72E-01
Densité du sol en place	ρ	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Coefficient de partage matière organique/eau [(mg/kgCO)/(mg/m <sup>3</sup> eau)]=m <sup>3</sup> /kg	Koc	1,25	0,00418	67,992	398	25,7	72	5070	199,5	6,00E-02	1,00E-01
Teneur en carbone organique (kg CO/kg MS)	foc	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
C air du sol à la profondeur L (mg.m <sup>-3</sup> )	Cas	5,80E-02	2,43E-02	1,11E-06	1,09E-03	2,64E-03	1,04E-03	1,23E-07	3,08E-06	1,59E-02	8,65E-03
Hauteur de la couche limite d'air (m)	da	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Coefficient de diffusion du polluant dans l'air (m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> )	Da	5,40E-06	5,40E-06	2,72E-06	2,48E-06	4,28E-06	3,90E-06	4,50E-06	5,10E-06	8,80E-06	8,70E-06
Profondeur de la zone de diffusion jusqu'à la surface (m)	L	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Coefficient de diffusion dans l'air du sol (m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> )	Dua,eq	9,12E-07	9,12E-07	4,60E-07	4,19E-07	7,23E-07	6,59E-07	7,60E-07	8,62E-07	1,49E-06	1,47E-06
Fraction volumique de l'air du sol	Vas	0,338	0,338	0,338	0,338	0,338	0,338	0,338	0,338	0,338	0,338
Fraction volumique de l'eau du sol	Vw	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061	0,061
Porosité efficace	n	0,399	0,399	0,399	0,399	0,399	0,399	0,399	0,399	0,399	0,399
Flux de volatilisation (mg.m <sup>-2</sup> .s <sup>-1</sup> )	Jdif	1,04E-07	4,35E-08	1,00E-12	9,02E-10	3,75E-09	1,35E-09	1,84E-13	5,23E-12	4,64E-08	2,50E-08
Longueur de la zone (en m)	X	350	350	350	350	350	350	350	350	350	350
Vitesse du vent à 10m (m/s)	u	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Vitesse du vent à 1 m (m/s)	u <sub>z</sub>	2,23	2,23	2,23	2,23	2,23	2,23	2,23	2,23	2,23	2,23
C air extérieur à 1m du sol (mg/m <sup>3</sup> ) (enfant)	Cae	1,63E-05	6,82E-06	1,57E-10	1,41E-07	5,88E-07	2,11E-07	2,88E-11	8,19E-10	7,27E-06	3,92E-06
Vitesse du vent à 1,5m	u <sub>z'</sub>	2,57	2,57	2,57	2,57	2,57	2,57	2,57	2,57	2,57	2,57
C air extérieur à 1,5m du sol (mg/m <sup>3</sup> ) (adulte)	Cae'	9,44E-06	3,94E-06	9,07E-11	8,17E-08	3,40E-07	1,22E-07	1,66E-11	4,74E-10	4,20E-06	2,27E-06

## Annexe 10 : Risques sanitaires liés à l'exposition aux substances chimiques

### Caractérisation du risque ingestion

Ingestion de sol		Cadmium						Ingestion depuis les jardins	
DJE= $Q_s * C_s * F * T / (T_m * P)$		Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme		
			Visiteurs		Résidants				
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte		Adulte	Enfant
Cs	mg/kg	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	Pas de mesures suffisamment précises	
Qs	mg/expo	120	40	13	40	13	120		
F	nb de jr d'expo/an	63	52	52	104	104	52		
Poids	Kg	65	16	65	16	65	65		
DJE	mg/kg/jr	1,31E-06	1,5E-06	1,2E-07	2,9E-06	2,3E-07	1,08E-06		
DJT	mg/kg/jr	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04	1,00E-04		
QD		1,31E-02	1,46E-02	1,17E-03	2,92E-02	2,34E-03	1,08E-02		

Inhalation de poussières		Cadmium									
Ci= Cs*TSP*frs*fr*t*F*T/Tm		Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	Fermeture du terril			
			Visiteurs		Résidants			Visiteurs		Résidants	
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte		Enfant	Adulte	Enfant	Adulte
Cs	mg/kg	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1
TSP	µg/m3	30	30	30	30	30	10000	30	30	30	30
frs		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
fr		0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
t	h/jr	4	1,3	1,3	1,3	1,3	3	0,65	0,65	0,65	0,65
F	jr/an	94	52	52	104	104	52	52	52	104	104
Ci	mg/m3	1,98E-09	3,56E-10	3,56E-10	7,12E-10	7,12E-10	2,74E-07	1,78E-10	1,78E-10	3,56E-10	3,56E-10
Rfc	mg/m3	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05
<b>QD</b>		<b>1,98E-04</b>	<b>3,56E-05</b>	<b>3,56E-05</b>	<b>7,12E-05</b>	<b>7,12E-05</b>	<b>2,74E-02</b>	<b>1,78E-05</b>	<b>1,78E-05</b>	<b>3,56E-05</b>	<b>3,56E-05</b>
T	Ans	30	6	64	6	64	20	6	63	6	64
Tm	Ans	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
ERU	(mg/m3) <sup>-1</sup>	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
<b>ERI</b>		<b>3,56E-09</b>	<b>1,28E-10</b>	<b>1,37E-09</b>	<b>2,56E-10</b>	<b>2,73E-09</b>	<b>3,29E-07</b>	<b>6,41E-11</b>	<b>6,73E-10</b>	<b>1,28E-10</b>	<b>1,37E-09</b>
expo vie entière			Visiteurs	1,49E-09	Résidants	2,99E-09		Visiteurs	7,37E-10	Résidants	1,49E-09

Avec Cs : la concentration dans le sol  
 TSP : l'empoussièrement moyen  
 frs : fraction de sol dans les poussières  
 fr : fraction retenue dans les poumons  
 t : temps passé sur le site en heure  
 F : fréquence de visite  
 T : durée d'exposition (70 ans pour les effets à seuils)  
 Tm : durée sur laquelle est moyennée l'exposition (70 ans)  
 Ci : concentration moyenne inhalée

Inhalation de substances volatiles		Naphtalène						Benzène						Toluène					
DJE= Cair*f*T/(Tm*P)		Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme
			Visiteurs		Résidants				Visiteurs		Résidants				Visiteurs		Résidants		
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte	
Cair	mg/m3	9,44E-06	1,63E-05	9,44E-06	1,63E-05	9,4E-06	9,4E-06	4,20E-06	7,27E-06	4,20E-06	7,27E-06	4,20E-06	4,20E-06	2,27E-06	3,92E-06	2,27E-06	3,92E-06	2,27E-06	2,27E-06
f	temps passé par jour (h)	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3
F	nb de jr d'expo/an	63	52	52	104	104	52	63	52	52	104	104	52	63	52	52	104	104	52
Ci	mg/m3	2,72E-07	6,30E-08	3,64E-08	1,26E-07	7,28E-08	1,68E-07	1,21E-07	2,80E-08	1,62E-08	5,61E-08	3,24E-08	7,49E-08	6,52E-08	1,51E-08	8,74E-09	3,02E-08	1,75E-08	4,04E-08
VTR	mg/m3	4,00E-03	4,00E-03	4,00E-03	4,00E-03	4,00E-03	4,00E-03	3,00E-02	3,00E-02	3,00E-02	3,00E-02	3,00E-02	3,00E-02	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00	5,00E+00
<b>QD</b>		<b>6,79E-05</b>	<b>1,57E-05</b>	<b>9,10E-06</b>	<b>3,15E-05</b>	<b>1,82E-05</b>	<b>4,20E-05</b>	<b>4,03E-06</b>	<b>9,35E-07</b>	<b>5,41E-07</b>	<b>1,87E-06</b>	<b>1,08E-06</b>	<b>2,50E-06</b>	<b>1,30E-08</b>	<b>3,02E-09</b>	<b>1,75E-09</b>	<b>6,05E-09</b>	<b>3,50E-09</b>	<b>8,07E-09</b>
T	ans	30	6	64	6	64	20	30	6	64	6	64	20						
Tm	ans	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70						
ERU	(mg/m3) <sup>-1</sup>	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	2,90E-02	2,90E-02	2,90E-02	2,90E-02	2,90E-02	2,90E-02						
<b>ERI</b>		<b>1,28E-10</b>	<b>5,94E-12</b>	<b>3,66E-11</b>	<b>1,19E-11</b>	<b>7,33E-11</b>	<b>5,28E-11</b>	<b>1,50E-09</b>	<b>6,97E-11</b>	<b>4,30E-10</b>	<b>1,39E-10</b>	<b>8,60E-10</b>	<b>6,20E-10</b>						

Inhalation de substances volatiles		Benzo(a)pyrène						Fluoranthène						Anthracène						
DJE= Cair*f*T/(Tm*P)		Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	
			Visiteurs		Résidants				Visiteurs		Résidants				Visiteurs		Résidants			
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte		
Cair	mg/m3	1,66E-11	2,88E-11	1,66E-11	2,88E-11	1,66E-11	1,66E-11	1,22E-07	2,11E-07	1,22E-07	2,11E-07	1,22E-07	1,22E-07	1,22E-07	3,40E-07	1,22E-07	3,40E-07	1,22E-07	3,40E-07	3,40E-07
f	temps passé par jour (h)	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3	
F	nb de jr d'expo/an	63	52	52	104	104	52	63	52	52	104	104	52	63	52	52	104	104	52	
Ci	mg/m3	4,79E-13	1,11E-13	6,42E-14	2,22E-13	1,28E-13	2,96E-13	3,52E-09	8,15E-10	4,72E-10	1,63E-09	9,43E-10	2,18E-09	9,78E-09	4,72E-10	1,31E-09	9,43E-10	2,62E-09	6,05E-09	
T	ans	30	6	64	6	64	20	30	6	64	6	64	20	30	6	64	6	64	20	
Tm	ans	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	
ERU	(mg/m3) <sup>-1</sup>	1,10E+00	1,10E+00	1,10E+00	1,10E+00	1,10E+00	1,10E+00	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02	
ERI		2,26E-13	1,05E-14	6,46E-14	2,09E-14	1,29E-13	9,32E-14	1,66E-12	7,69E-14	4,74E-13	1,54E-13	9,48E-13	6,84E-13	4,61E-11	4,45E-13	1,32E-11	8,89E-13	2,64E-11	1,90E-11	

Inhalation de substances volatiles		Pyrène						Chrysène					
DJE= Cair*f*T/(Tm*P)		Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme
			Visiteurs		Résidants				Visiteurs		Résidants		
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte	
Cair	mg/m3	9,07E-11	1,57E-10	9,07E-11	1,57E-10	9,07E-11	9,07E-11	8,17E-08	1,41E-07	8,17E-08	1,41E-07	8,17E-08	8,17E-08
f	temps passé par jour (h)	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3
F	nb de jr d'expo/an	63	552	52	104	104	52	63	52	52	104	104	52
Ci	mg/m3	2,61E-12	6,05E-13	3,50E-13	1,21E-12	7,00E-13	1,62E-12	2,35E-09	5,45E-10	3,15E-10	1,09E-09	6,31E-10	1,46E-09
T	Ans	30	6	64	6	64	20	30	6	64	6	64	20
Tm	Ans	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
ERU	(mg/m3) <sup>-1</sup>	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02
<b>ERI</b>		<b>1,23E-15</b>	<b>5,71E-17</b>	<b>3,52E-16</b>	<b>1,14E-16</b>	<b>7,04E-16</b>	<b>5,08E-16</b>	<b>1,11E-11</b>	<b>5,14E-13</b>	<b>3,17E-12</b>	<b>1,03E-12</b>	<b>6,34E-12</b>	<b>4,57E-12</b>
Inhalation de substances volatiles		Phénanthrène						Benzo(a)anthracène					
DJE= Cair*f*T/(Tm*P)		Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme	Travailleur	Ouverture du terril				Usage non conforme
			Visiteurs		Résidants				Visiteurs		Résidants		
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte	
Cair	mg/m3	3,94E-06	6,82E-06	3,94E-06	6,82E-06	3,94E-06	3,94E-06	4,74E-10	8,19E-10	4,74E-10	8,19E-10	4,74E-10	4,74E-10
f	temps passé par jour (h)	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3	4	0,65	0,65	0,65	0,65	3
F	nb de jr d'expo/an	63	52	52	104	104	52	63	52	52	104	104	52
Ci	mg/m3	1,13E-07	2,63E-08	1,52E-08	5,26E-08	3,04E-08	7,02E-08	1,36E-11	3,16E-12	1,83E-12	6,32E-12	3,66E-12	8,44E-12
T	Ans	30	6	64	6	64	20	30	6	64	6	64	20
Tm	Ans	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70
ERU	(mg/m3) <sup>-1</sup>	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-03	1,10E-01	1,10E-01	1,10E-01	1,10E-01	1,10E-01	1,10E-01
<b>ERI</b>		<b>5,35E-11</b>	<b>2,48E-12</b>	<b>1,53E-11</b>	<b>4,96E-12</b>	<b>3,06E-11</b>	<b>2,21E-11</b>	<b>6,43E-13</b>	<b>2,98E-14</b>	<b>1,84E-13</b>	<b>5,96E-14</b>	<b>3,68E-13</b>	<b>2,65E-13</b>

## Annexe 11 : Caractérisation des risques radiologiques

Tableau bilan de l'exposition radiologique

Exposition radio-logique	Scénario 1	Scénario 2a		Scénario 2b		Scénario 3	Scénario 4a		Scénario 4b		Scénario 5a		Scénario 5b		Scénario 6a		Scénario 6b	
		12-17 ans	17 ans et +	12-17 ans	17 ans et +		12-17 ans	17 ans et +	12-17 ans	17 ans et +	0-7 ans	7-12 ans	0-7 ans	7-12 ans	0-7 ans	7-12 ans	0-7 ans	7-12 ans
Dose externe (mSv/an)	3,65E-02	1,01E-03	1,01E-03	5,41E-03	5,41E-03	2,03E-02	6,03E-02	6,03E-02	6,91E-02	6,91E-02	1,01E-03	1,01E-03	5,41E-03	5,41E-03	5,96E-02	5,96E-02	6,84E-02	6,84E-02
Dose ingéré (mSv/an)	2,81E-02	<i>Pas d'ingestion</i>		5,44E-03	2,51E-03	2,32E-02	<i>Pas d'ingestion</i>		1,09E-02	5,03E-03	<i>Pas d'ingestion</i>		2,41E-02	1,78E-02	<i>Pas d'ingestion</i>		4,82E-02	3,55E-02
Dose inhalée (vie courte) (mSv/an)	3,79E-02	2,68E-03	2,68E-03	5,35E-03	5,35E-03	1,24E-02	1,32E-02	1,32E-02	1,85E-02	1,85E-02	2,68E-03	2,68E-03	5,35E-03	5,35E-03	1,25E-02	1,25E-02	1,78E-02	1,78E-02
Dose inhalée via les poussières (vie longue) (mSv/an)	7,53E-05	6,35E-07	6,09E-07	1,02E-05	9,74E-06	1,51E-02	1,27E-06	1,22E-06	2,03E-05	1,95E-05	8,72E-07	6,44E-07	1,39E-05	1,03E-05	1,74E-06	1,29E-06	2,79E-05	2,06E-05
<b>Exposition totale (mSv/an)</b>	<b>1,03E-01</b>	<b>3,69E-03</b>	<b>3,69E-03</b>	<b>1,62E-02</b>	<b>1,33E-02</b>	<b>7,09E-02</b>	<b>7,35E-02</b>	<b>7,35E-02</b>	<b>9,86E-02</b>	<b>9,27E-02</b>	<b>3,69E-03</b>	<b>3,69E-03</b>	<b>3,49E-02</b>	<b>2,85E-02</b>	<b>7,21E-02</b>	<b>7,21E-02</b>	<b>1,34E-01</b>	<b>1,22E-01</b>
% de la dose admissible reçue	10,26%	0,37%	0,37%	1,62%	1,33%	7,09%	7,35%	7,35%	9,86%	9,27%	0,37%	0,37%	3,49%	2,85%	7,21%	7,21%	13,44%	12,18%

Calcul de l'exposition externe

Exposition externe	Scénario 1	Scénario 2a	Scénario 2b	Scénario 3	Scénario 4a	Scénario 4b	Scénario 5a	Scénario 5b	Scénario 6a	Scénario 6b
Débit de dose sur l'ancienne friche (nSv/h)	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Temps sur l'ancienne friche (h)	124	33,8	33,8	0	67,6	67,6	33,8	33,8	67,6	67,6
Débit de dose sur le terril (nSv/h)	130	130	130	130	130	130	130	130	130	130
Temps sur le terril(h)	252	0	33,8	156	0	67,6	0	33,8	0	67,6
Débit de dose à l'extérieur des maisons (nSv/h)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Temps à l'extérieur (h)	0	0	0	0	395,2	395,2	0	0	360	360
Débit de dose à l'intérieur (nSv/h)	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Temps à l'intérieur (h)	0	0	0	0	6300	6300	0	0	6300	6300
<b>Dose reçue par exposition externe (mSv/an)</b>	<b>0,0365</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0054</b>	<b>0,0203</b>	<b>0,0603</b>	<b>0,0691</b>	<b>0,0010</b>	<b>0,0054</b>	<b>0,0596</b>	<b>0,0684</b>

**Calcul des coefficients de conversion pour l'inhalation et l'ingestion**

Coefficient de dose incorporé par ingestion	h(g) (Sv/Bq)			
	0-7 ans	7-12 ans	12-17 ans	17 et +
Radionucléide				
U 238	8,00E-08	6,80E-08	6,70E-08	4,50E-08
Th 234	1,30E-08	7,40E-09	4,20E-09	3,40E-09
Pa 234m	1,70E-09	1,00E-09	6,40E-10	5,10E-10
U 234	8,80E-08	7,40E-08	7,40E-08	4,90E-08
Th 230	3,10E-07	2,40E-07	2,20E-07	2,10E-07
Ra 226	6,20E-07	8,00E-07	1,50E-06	2,80E-07
Rn 222				
Po 218				
Pb 214	5,20E-10	3,10E-10	2,00E-10	1,40E-10
Bi 214	3,60E-10	2,10E-10	1,40E-10	1,10E-10
Po 214				
Pb 210	2,20E-06	1,90E-06	1,90E-06	6,90E-07
Bi 210	4,80E-09	2,90E-09	1,60E-09	1,30E-09
Po 210	4,40E-06	2,60E-06	1,60E-06	1,20E-06
<b>Total (Sv/Bq)</b>	<b>7,72E-06</b>	<b>5,69E-06</b>	<b>5,37E-06</b>	<b>2,48E-06</b>

Coefficient de dose incorporé par inhalation	Activité partielle Bqi/Bq total	h(g) (Sv/Bq)			
		2-7 ans	7-12 ans	12-17 ans	17 et +
Radionucléide					
U 238	1,93E-01	5,90E-06	4,00E-06	3,40E-06	2,90E-06
U 234	1,93E-01	7,00E-06	4,80E-06	4,20E-06	3,50E-06
Th 230	1,93E-01	5,50E-05	4,30E-05	4,20E-05	4,30E-05
Ra 226	1,93E-01	7,00E-06	4,90E-06	4,50E-06	3,50E-06
Pb 210	1,93E-01	2,20E-06	1,50E-06	1,30E-06	1,10E-06
Po 210	1,93E-01	6,70E-06	4,60E-06	4,00E-06	3,30E-06
U 235	8,54E-03	6,30E-06	4,30E-06	3,70E-06	3,10E-06
Pa 231	8,54E-03	1,90E-04	1,50E-04	1,50E-04	1,40E-04
Ac 227	8,54E-03	3,90E-04	2,60E-04	2,30E-04	2,20E-04
Th 227	8,54E-03	1,60E-05	1,10E-05	1,10E-05	8,50E-06
Ra 223	8,54E-03	1,30E-05	9,90E-06	9,40E-06	7,40E-06
<b>Total (Sv/Bq)</b>		<b>2,14E-05</b>	<b>1,58E-05</b>	<b>1,49E-05</b>	<b>1,43E-05</b>

Calcul de l'exposition par ingestion de phosphogypse (cas de l'ouverture du terril)

Exposition par ingestion	Scénario 1	Scénario 2b		Scénario 3	Scénario 4b		Scénario 5b		Scénario 6b	
		12-17 ans	17 ans et +		12-17 ans	17 ans et +	2-7 ans	7-12 ans	2-7 ans	7-12 ans
Quantité de sol ingéré sur le terril (mg/jr d'expo)	120	13	13	120	13	13	40	40	40	40
Fréquence d'exposition (j/an)	63	52	52	52	104	104	52	52	104	104
Niveau radiologique moyen dans les sols (Bq/g)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Facteur de conversion pour l'ingestion (mSv/Bq)	2,48E-03	5,37E-03	2,48E-03	2,48E-03	5,37E-03	2,48E-03	7,72E-03	5,69E-03	7,72E-03	5,69E-03
<b>Dose ingérée (mSv/an)</b>	<b>2,81E-02</b>	<b>5,44E-03</b>	<b>2,51E-03</b>	<b>2,32E-02</b>	<b>1,09E-02</b>	<b>5,03E-03</b>	<b>2,41E-02</b>	<b>1,78E-02</b>	<b>4,82E-02</b>	<b>3,55E-02</b>

Calcul de la dose inhalée via les poussières

Inhalation de poussières	Scénario 1	Scénario 2a		Scénario 2b		Scénario 3	Scénario 4a		Scénario 4b		Scénario 5a		Scénario 5b		Scénario 6a		Scénario 6b	
		12-17 ans	17 ans et +	12-17 ans	17 ans et +		12-17 ans	17 ans et +	12-17 ans	17 ans et +	0-7 ans	7-12 ans						
Empoussièrément moyen à l'extérieur (µg/m <sup>3</sup> )	30	30	30	30	30	10000	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Niveau radiologique dans les sols (terrils) (Bq/g)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Temps de présence sur le terril (h/an)	252	0	0	33,8	33,8	156	0	0	67,6	67,6	0	0	33,8	33,8	0	0	67,6	67,6
Niveau radiologique dans les sols (sur le site, hors terrils) (Bq/g)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Temps de présence sur site (hors terrils) (h/an)	124	33,8	33,8	33,8	33,8	0	67,6	67,6	67,6	67,6	33,8	33,8	33,8	33,8	67,6	67,6	67,6	67,6
Fraction de sol dans les poussières extérieures	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Fraction retenue dans le poumon	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
Facteur de conversion (mSv/Bq)	1,43E-02	1,49E-02	1,43E-02	1,49E-02	1,43E-02	1,43E-02	1,49E-02	1,43E-02	1,49E-02	1,43E-02	2,14E-02	1,58E-02	2,14E-02	1,58E-02	2,14E-02	1,58E-02	2,14E-02	1,58E-02
Débit respiratoire moyen (m <sup>3</sup> /h)	1,2	1,12	1,12	1,12	1,12	1,2	1,12	1,12	1,12	1,12	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07
<b>Dose inhalée via les poussières sur le site (mSv/an)</b>	<b>7,53E-05</b>	<b>6,35E-07</b>	<b>6,09E-07</b>	<b>1,02E-05</b>	<b>9,74E-06</b>	<b>1,51E-02</b>	<b>1,27E-06</b>	<b>1,22E-06</b>	<b>2,03E-05</b>	<b>1,95E-05</b>	<b>8,72E-07</b>	<b>6,44E-07</b>	<b>1,39E-05</b>	<b>1,03E-05</b>	<b>1,74E-06</b>	<b>1,29E-06</b>	<b>2,79E-05</b>	<b>2,06E-05</b>

Calcul de l'exposition aux descendants à vie courte du radon

Inhalation de Radon et de ses descendants à vie courte	Scénario 1	Scénario 2a	Scénario 2b	Scénario 3	Scénario 4a	Scénario 4b	Scénario 5a	Scénario 5b	Scénario 6a	Scénario 6b
Energie alpha potentielle volumique du radon sur le site (nJ.m3)	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72
Temps passé sur le site (h/an)	376	33,8	67,6	156	67,6	135,2	33,8	67,6	67,6	135,2
Energie alpha potentielle volumique à l'extérieur des habitations (nJ.m3)	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
Temps à l'extérieur à proximité des habitations (h/an)	0	0	0	0	395,2	395,2	0	0	360	360
Facteur de conversion (mSv/(mJ.m3.h))	1,4	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
<b>Dose inhalée (mSv/an)</b>	<b>0,0379</b>	<b>0,0027</b>	<b>0,0054</b>	<b>0,0124</b>	<b>0,0132</b>	<b>0,0185</b>	<b>0,0027</b>	<b>0,0054</b>	<b>0,0125</b>	<b>0,0178</b>

## Annexe 12 : Photographies du site après réhabilitation



Vue sur les bassins tampons depuis le terril de phosphogypse (30/06/09)



Vue depuis le terril au 3 juillet 2010

## **Summary:**

Rehabilitation of brownfield sites requires sometimes on-site pollution operation. When the residual exposure may exist, risk assessment ensures the safety of the regeneration. Nord-Pas-de-Calais region, with many brownfield sites, is very active in the rehabilitation of degraded areas through the intervention of the Etablissement Public Foncier Nord-Pas-de-Calais.

This work includes risk assessment about "PCUK" site (Wattrelos, France) rehabilitated like metropolitan natural park. This old chemical industry was mainly contaminated with chromium and dragged sediments. Chemical pollutions are now confined on-site but exposition didn't remove and organic compounds from sediments volatilize. Site includes phosphogypsum pile (3 million m<sup>3</sup>), who has natural radioactivity. In considering the choices made during risk assessment and the uncertainties discussed, no one is exposed to significant level risk (less than 15% of limit dose for radiological hazards and at most one hundredth of recommendations for chemical hazards).

It's important now to perpetuate measures both technical and juridical to preserve safety. Main technical measures concern trees development (roots) on site. Other environmental factors (erosion, landslides...) don't seem to have significant impact. Constraints about site will prevent excavations, damages to confining layer. They also organize site monitoring and transmission of all information regarding pollution during cession or will to develop a new project.