

Dossier de consultation

La Mare aux Moines

Secteurs d'Information sur les Sols (SIS)

Secteur d'Information sur les Sols (SIS)

Nom du site – Commune

Identification

<u>Identifiant</u>	28SIS05459
<u>Nom usuel</u>	La Mare aux Moines
<u>Adresse</u>	Rue Nicolas Lorin
<u>Lieu-dit</u>	La Mare aux Moines
<u>Département</u>	EURE-ET-LOIR (28)
<u>Commune principale</u>	Chartres
<u>Autre(s) commune(s)</u>	

Caractéristiques du SIS

Le site a été exploité par la ville de Chartres en tant que carrière à la fin du XIXe siècle et a ensuite été un dépôt de déchets ménagers des années 1930 à 1967.

Au cours des années 1980, un aménagement paysager, le "Théâtre de verdure", est créé en partie centrale du site. Depuis les années 1990, le site est peu à peu urbanisé et à ce jour, 51 parcelles disposent d'habitation individuelle. Aucune habitation n'a été construite en zone sud-est du site.

La nappe de la craie est rencontrée au droit du site à environ 14 mètres de profondeur. Elle s'écoule selon trois directions: le Nord-Est, le Nord-Ouest et le Sud-Est et est protégée par des sols imperméables. Elle est utilisée dans le cadre de captages destinés à l'Alimentation en Eau Potable (AEP), et à des fins industrielles et agricoles. Le captage AEP le plus proche du site en est distant d'au minimum 2,7 kilomètres.

En septembre 1994, lors d'une campagne de reconnaissance géotechnique des sols, en vue d'un projet d'aménagement d'un lotissement, la présence de déchets d'origines diverses a été observée au droit de certains sondages.

Un diagnostic environnemental, a été effectué par SEM en octobre 2002. Il a consisté en la réalisation de 11 sondages, dont certains ont révélé la présence de polluants et notamment des métaux lourds, des composés organohalogénés volatils (COHV), des hydrocarbures totaux (HCT), des traces d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des traces de benzène, toluène, éthylbenzène et xylène (BTEX). Aucune anomalie n'a été révélée au droit du piézomètre mis en place.

En septembre 2003, des investigations supplémentaires menées sur 5 parcelles du

quartier de la Mare aux Moines ont mis en évidence des anomalies dans les sols en HCT, métaux lourds et HAP. Les analyses des eaux souterraines, réalisées au droit de 3 piézomètres, ont révélé des concentrations en trichloroéthylène (TCE) proches de la valeur limite de référence. Une évaluation simplifiée des risques (ESR) a conclu à un classement des terrains étudiés en classe 1 (site nécessitant des investigations supplémentaires et une évaluation détaillée des risques).

Suite à ces résultats, il a été décidé d'élargir le périmètre d'étude à l'ensemble du quartier. La réalisation d'investigations complémentaires, la réalisation d'un diagnostic approfondi d'une Étude Détaillée des Risques (EDR), et la surveillance semestrielle de la qualité des eaux souterraines ont été prescrites à la Ville de Chartres.

Les résultats du diagnostic de pollution des sols et de l'ESR supplémentaires réalisés sur l'ensemble du quartier en avril et juin 2004 sont, concernant les sols, identiques à ceux précédemment obtenus. Concernant les eaux souterraines, des concentrations en métaux lourds, HCT et TCE dépassant les valeurs limite de référence pour usage sensible ont été retrouvées. L'ESR a de nouveau conclu à un classement du site en catégorie 1.

Un diagnostic approfondi réalisé en février 2005 confirme la contamination des sols en métaux, HAP au niveau des parcelles privatives et également en COHV au niveau de l'espace public. Les résultats de la campagne de surveillance des eaux souterraines réalisée sur 10 piézomètres en décembre 2004 sont similaires aux précédents.

L'EDR, réalisée en février 2005 conclut que les risques calculés sont inacceptables en raison des risques d'ingestion de sol et de la consommation de légumes auto-produits sur 3 parcelles d'habitation. Un programme de réhabilitation de la zone concernée, visant à supprimer ces voies d'exposition, a ainsi été proposé par la ville de Chartres et a été soumis à une tierce expertise.

L'arrêté préfectoral du 17 août 2006 encadre les travaux de réhabilitation et prescrit :

- le décapage des terres de surface sur 30 cm,
- après décapage, la couverture des terres découvertes restants en place par un grillage avertisseur,
- un remblaiement au-dessus du grillage par des terres saines,
- la couverture des sols des caves et garages par une dalle cimentée.

Les travaux portant sur les 3 parcelles habitées se sont terminés en mars 2007 et ceux portant sur la zone "Théâtre de verdure" en juin 2007.

Les campagnes de surveillance des eaux souterraines réalisées entre 2008 et 2015 montrent globalement:

- pour les COHV : des concentrations en TCE et en dichloréthylène supérieures aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine entre 2008 et 2011, puis une baisse des concentrations jusqu'à ne retrouver ces composés qu'à l'état de traces en 2014 et 2015 ;
- pour les métaux lourds : des concentrations inférieures aux limites et références susmentionnées ;
- pour les HCT, HAP, BTEX et PCB : des concentrations inférieures aux limites de quantification.

État technique

Site traité avec surveillance, travaux réalisés, surveillance imposée par AP ou en cours (projet d'AP présenté au CODERST)

Observations

Surveillance des eaux souterraines, travaux de réhabilitation adaptée de 3 parcelles habitées.

Référence aux inventaires

Organisme	Base	Identifiant	Lien
Administration - DREAL	Base BASOL	28.0041	http://basol.developpement-durable.gouv.fr/fiche.php?page=1&index_sp=28.0041

Sélection du SIS

<u>Statut</u>	En édition
<u>Critères de sélection</u>	Terrains concernés à risques avérés
<u>Commentaire sur la sélection</u>	Présence de métaux lourds, de composés COHV, de BTEX et de HAP
<u>Localisation</u>	D'après plans et photos aériennes à l'échelle appropriée

Cadastre Périmètre différent à la BD parcellaire IGN / différent
au plan cadastral.gouv.fr

Observations sur la numérisation /

Caractéristiques géométriques générales

Coordonnées du centroïde X : 590968 Y : 6816984
Superficie totale 152218 m²
Périmètre total 7615 m
Précision des contours Moyenne

Liste parcellaire cadastral

Date vérification parcellaire : 11/04/2017

Commune	Section	Parcelle	Date génération
Chartres	CN	101	
Chartres	CN	102 à 107	
Chartres	CN	109 à 111	
Chartres	CN	114 à 131	
Chartres	CN	135 à 139	
Chartres	CN	228 à 229	
Chartres	CN	232	
Chartres	CN	242 à 255	
Chartres	CN	304 à 306	
Chartres	CN	308 à 310	
Chartres	CN	327 à 328	

Gestion de documents

Documents attachés au SIS

Titre	Commentaire (description succincte)	Diffusable public (oui/non)
Plan cadastral actuel du site		oui
Photographie aérienne actuelle avec limite du SIS		oui
Diagnostic approfondi et Évaluation simplifiée des risques de 2004 Phase A		non
Diagnostic approfondi et Évaluation simplifiée des risques de 2004 Phase B		non
Étude Détaillée des Risques 2006		oui
Rapport travaux de réhabilitation du Théâtre de verdure de 2008		non
Rapport de travaux de dépollution de 3 parcelles de 2007		non

Historique des interventions sur le SIS

Mise à jour automatique par l'outil

Date	Action	Utilisateur	Organisme	Commentaires

Annexe 2 : Photographie aérienne actuelle avec limite du SIS

géoportail

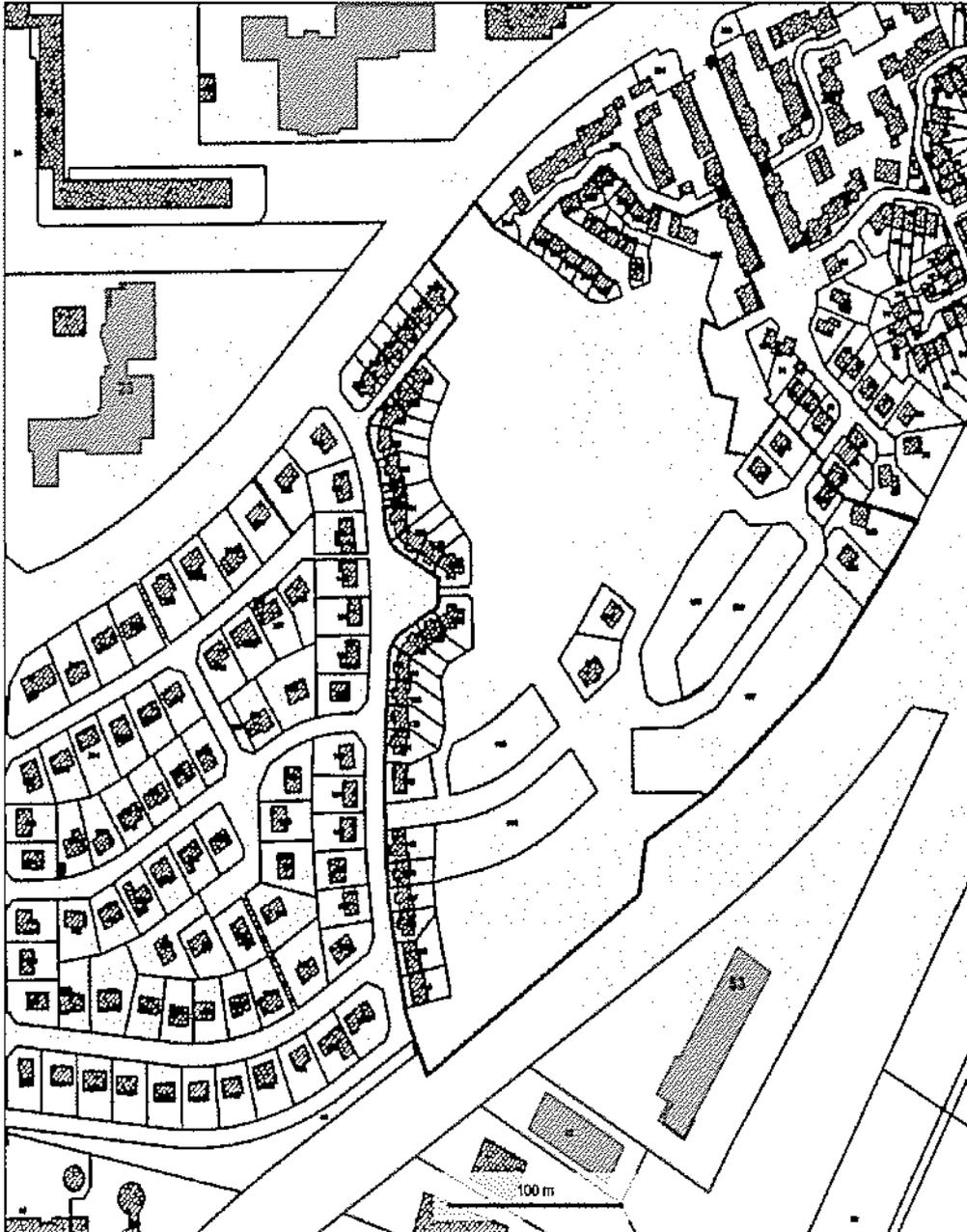


© IGN 2017 - www.geoportail.gouv.fr/mentions-legales

Longitude : 1° 31' 28" E
Latitude : 48° 26' 39" N

Annexe 1 : Plan cadastral actuel du site

géoportail



© IGN 2017 - www.geoportail.gouv.fr/mentions-legales

Longitude : 1° 31' 30" E
Latitude : 48° 26' 38" N



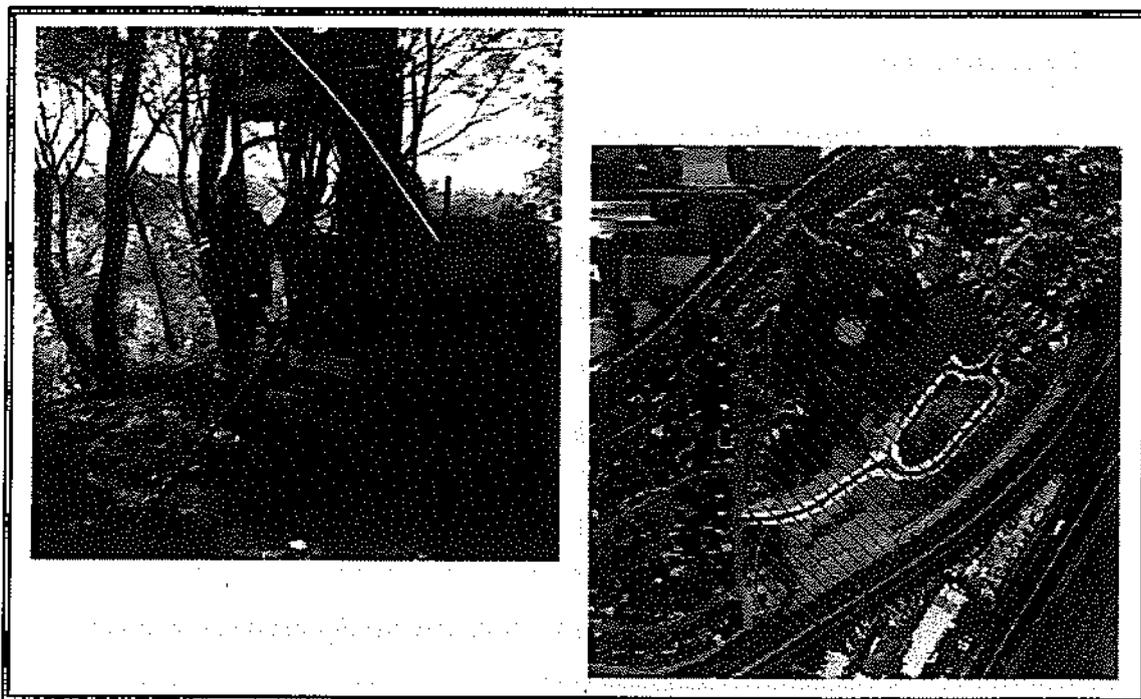
VILLE DE CHARTRES
DIRECTION GENERALE DES SERVICES TECHNIQUES
2, RUE EDMONT POILLOT
28000 CHARTRES



DIAGNOSTIC APPROFONDI DE POLLUTION DES SOLS
EVALUATION DETAILLEE DES RISQUES

« Le Théâtre de Verdure »

Commune de CHARTRES (Eure et Loir)



Dossier n° V02270CH-02

Février 2006

« Le Théâtre de Verdure »

Commune de CHARTRES

**DIAGNOSTIC APPROFONDI DE POLLUTION DES SOLS
EVALUATION DETAILLEE DES RISQUES
- RAPPORT FINAL -**

Etude réalisée par le bureau d'études GINGER Environnement pour :

La Ville de Chartres
Direction Générale des Services Techniques
2, rue Edmond Poillot
28000 CHARTRES

FEVRIER 2006

Dossier n° V02270CH-02

Ce dossier comprend :

- 1 rapport d'évaluation détaillée des risques sanitaires
- Annexes :
 - Annexe 1 : Résultats des analyses des études précédentes
 - Annexe 2 : Fiches de prélèvements sur les parcelles des riverains
 - Annexe 3 : Fiches descriptives des stations de prélèvements
 - Annexe 4 : Résultats analytiques des échantillons prélevés sur les parcelles des riverains
 - Annexe 5 : Résultats analytiques des échantillons de sols prélevés sur le « Théâtre de Verdure »
 - Annexe 6 : Implantation cartographique des résultats analytiques sol
 - Annexe 7 : Résultats analytiques bruts sur les eaux souterraines
 - Annexe 8 : Tableaux de synthèse des résultats des calculs de risque
 - Annexe 9 : Bordereaux d'analyse du laboratoire

I. LISTE DES DOCUMENTS

<u>Document n°1</u> :	Extrait de la carte géologique de Chartres	p.15
<u>Document n°2</u> :	Description des sondages réalisés de 2002 à 2004	p.25
<u>Document n°3</u> :	Localisation des parcelles investiguées	p.33
<u>Document n°4</u> :	Localisation des stations de prélèvements	p.35
<u>Document n°5</u> :	Localisation des piézomètres environnementaux	p.38
<u>Document n°6</u> :	Localisation des piézaires sur le site d'étude	p.40
<u>Document n°7</u> :	Localisation des jauges Owens	p.43
<u>Document n°8</u> :	Localisation des parcelles où les pompes ont été installées	p.45
<u>Documents n°9</u> :	Piézométrie de la nappe de la craie	p.72-75
<u>Document n°10</u> :	Schéma conceptuel	p.129-130
<u>Document n°11</u> :	Zone du « Théâtre de Verdure » à réhabiliter	p.174

II. SOMMAIRE

I.	LISTE DES DOCUMENTS.....	3
II.	SOMMAIRE.....	4
CHAPITRE 1 PRESENTATION DU SITE D'ETUDE.....		7
III.	CONTEXTE ET DESCRIPTIF DE L'ETUDE.....	8
III.1.	Définition de l'opération.....	8
III.2.	Contexte – Etudes antérieures.....	8
III.3.	Mission du bureau d'études.....	9
III.4.	Contenu du rapport.....	10
III.5.	Réalisation technique.....	10
IV.	DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE.....	11
IV.1.	Environnement et voisinage du site d'étude.....	11
IV.1.1.	Descriptif de l'environnement humain.....	11
a.	Les communes riveraines.....	11
b.	Environnement urbain proche du site.....	11
IV.1.2.	Descriptif du milieu naturel.....	11
a.	Topographie et climatologie.....	11
b.	Réseau hydraulique.....	12
c.	Le milieu géologique.....	13
d.	Le cadre hydrogéologique.....	14
IV.2.	Historique du site d'étude.....	17
IV.2.1.	Utilisation du site avant 1964.....	17
IV.2.2.	Usage du site de 1964 à 1978.....	19
IV.2.3.	Evolution de l'usage de 1979 à 1989.....	19
IV.2.4.	De 1989 à aujourd'hui.....	19
IV.3.	Définition du périmètre d'étude retenu pour l'edr.....	20
CHAPITRE 2 DIAGNOSTIC APPROFONDI DE POLLUTION DES SOLS.....		23
V.	PREAMBULE.....	24
V.1.	Rappels des objectifs du diagnostic approfondi.....	24
V.2.	Rappels sur les études précédentes.....	24
V.2.1.	Description des sondages réalisés.....	24
V.2.2.	Stratégie d'investigations des premières campagnes (2002-2003).....	26
V.2.3.	Choix des programmes analytiques pour la campagne de Mai 2004.....	26
V.2.4.	Résultats des analyses par type de polluants.....	27
V.2.5.	Commentaires sur les résultats des études précédentes.....	27
VI.	STRATEGIE D'INVESTIGATIONS APPLIQUEE DANS LE CADRE DU DIAGNOSTIC APPROFONDI.....	28
VI.1.	Préambule.....	28
VI.2.	Justification du choix des substances.....	28
VI.2.1.	Concernant le milieu « SOL ».....	28
VI.2.2.	Concernant le milieu « EAU SOUTERRAINE ».....	29
VI.2.3.	Concernant le milieu « AIR ».....	30
VI.2.4.	Réalisation de « Screening » sur les échantillons les plus marqués.....	30
VI.3.	Description de la campagne d'investigations.....	31
VI.3.1.	Sur le milieu « SOL ».....	31
a.	Phase 1 : Investigations sur les parcelles des riverains.....	31
b.	Phase 2 : Investigations « Théâtre de Verdure ».....	34
c.	Levée de doute concernant le risque radioactif.....	36
VI.3.2.	Sur le milieu « Eaux Souterraines ».....	36
VI.3.3.	Sur le milieu « AIR ».....	39
a.	Mesures des gaz du sol.....	39
b.	Mesures des poussières dans l'air.....	41
c.	Mesures de l'air ambiant.....	43

VI.4. Présentation des techniques de prélèvements et de la chaîne analytique retenue.....	45
VI.4.1. Sur le milieu « SOL ».....	45
a. Sur les parcelles des riverains.....	45
b. Sur le « Théâtre de Verdure ».....	46
c. Levée de doute concernant le risque radioactif.....	48
VI.4.2. Sur le milieu « EAU SOUTERRAINE ».....	49
VI.4.3. Sur le milieu « AIR ».....	51
VI.5. Nouvelles Investigations postérieures à septembre 2005.....	54
VI.5.1. Sur le milieu « SOL ».....	54
VI.5.2. Sur le milieu « AIR ».....	56
VI.5.3. Levée de doute concernant le risque radioactif.....	56
VII. PRESENTATION DES RESULTATS BRUTS ET INTERPRETATION.....	58
VII.1. Résultats du diagnostic « SOL ».....	58
VII.1.1. Notes sur le fond géochimique.....	58
VII.1.2. Analyses du fond géochimique local en arsenic.....	60
VII.1.3. Résultats des investigations sur les parcelles des riverains.....	62
VII.1.4. Résultats des investigations du « Théâtre de Verdure ».....	64
VII.1.5. Résultats des « screenings » réalisés.....	69
VII.1.6. Résultats des mesures radioactives.....	70
VII.2. Résultats du diagnostic « EAUX SOUTERRAINES ».....	72
VII.2.1. Niveaux piézométriques.....	72
VII.2.2. Recherche d'une relation entre les observations dans les sols et dans la nappe de la craie.....	77
VII.2.3. Méthode analytique multidimensionnelle.....	78
VII.2.4. Analyse par CAH des eaux de nappe.....	79
VII.2.5. Qualité des eaux souterraines.....	80
VII.2.6. Usage des eaux souterraines.....	82
VII.2.7. Qualité des eaux destinées à la distribution.....	83
VII.3. Résultats du diagnostic « AIR ».....	84
VII.3.1. Résultats des analyses du TCE / BIOGAZ.....	84
VII.3.2. Analyses complémentaires des COHV et BTEX dans les gaz des sols.....	85
VII.3.3. Analyses des poussières dans l'air.....	85
VII.3.4. Analyses de l'air ambiant.....	86
VII.4. Résultats des nouvelles investigations.....	87
VII.4.1. Sur le milieu « SOL ».....	87
VII.4.2. Sur le milieu « AIR ».....	90
VII.4.3. Levée de doute concernant le risque radioactif.....	93
VII.5. Synthèse des résultats du diagnostic approfondi.....	94
VII.5.1. Sur le milieu « sol ».....	94
VII.5.2. Sur le milieu « eaux souterraines ».....	94
VII.5.3. Sur le milieu « air ».....	95
CHAPITRE 3.....	96
L'EVALUATION DETAILLEE DES RISQUES SANITAIRES.....	96
VIII. INTRODUCTION.....	97
IX. CARACTERISATION DU MODELE CONCEPTUEL.....	99
IX.1. Méthodologie.....	99
IX.2. Sélection des substances polluantes à prendre en compte.....	99
IX.2.1. Sur les parcelles des riverains.....	99
IX.2.2. Sur le « Théâtre de Verdure ».....	101
IX.3. Concentration des substances.....	104
IX.3.1. Sur les parcelles des riverains.....	104
IX.3.2. Sur le « Théâtre de Verdure ».....	107
IX.4. Propriétés physico-chimiques des substances.....	109
IX.5. Etude de la toxicité des substances.....	111
IX.5.1. Méthodologie.....	111
IX.5.2. Toxicologie des substances.....	111
IX.5.3. Relations dose - réponse.....	125
IX.6. Définition des voies d'exposition et de migration.....	134
IX.7. Identification des cibles.....	135
IX.8. Présentation du schéma conceptuel.....	136

X.	CALCUL DES RISQUES SANITAIRES.....	139
X.1.	Introduction.....	139
X.1.1.	Evaluation des expositions.....	139
X.1.2.	Caractérisation du risque.....	140
X.2.	Présentation des scénarii de calcul des risques sanitaires.....	141
X.3.	Calcul des risques.....	143
X.3.1.	Outils de l'évaluation.....	143
X.3.2.	Feuilles de calculs utilisées.....	143
X.3.3.	Détermination des paramètres pour les voies d'exposition retenues.....	144
X.3.4.	Scénario 1 : « Riverains du Théâtre de Verdure ».....	156
X.3.5.	Scénario 2 : « Activités de plein air ».....	160
X.3.6.	Scénario 3 : « Garde d'enfants ».....	162
X.4.	Incertitudes et sensibilité des résultats.....	164
X.4.1.	Incertitudes sur la définition des sources.....	164
X.4.2.	Incertitudes liées aux modes de transfert.....	169
X.4.3.	Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition.....	171
X.4.4.	Remarques concernant la sensibilité des résultats de l'étude.....	173
XI.	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	176
XI.1.	Conclusion générale de l'Evaluation Détaillée des Risques.....	176
XI.2.	Définition des objectifs de réhabilitation.....	176
XI.2.1.	Scénario 1 : « Riverains du Théâtre de Verdure ».....	177
XI.2.2.	Scénario 2 : « Activités de plein air sur le Théâtre de Verdure ».....	178
XI.2.3.	Scénario 3 : « Garde d'enfants en bas âge sur les parcelles riveraines ».....	180
XI.3.	SCENARIOS DE REHABILITATION.....	180
XI.3.1.	Réhabilitation des parcelles des riverains.....	180
XI.3.2.	Réhabilitation du « Théâtre de Verdure ».....	182
XI.3.3.	Concernant les lots intéressés par un projet immobilier.....	184
XI.4.	Mesures de protection à prendre lors de L'aménagement du « Théâtre de Verdure ».....	184
XI.5.	Recommandations générales.....	185

Chapitre 1

PRESENTATION

DU SITE D'ETUDE

III. CONTEXTE ET DESCRIPTIF DE L'ETUDE

III.1. DEFINITION DE L'OPERATION

Cette étude technique a été réalisée dans le cadre de l'opération d'Evaluation Détaillée des Risques au droit des anciennes décharges implantées lieu-dit « La Mare aux Moines », comme préconisé par l'arrêté préfectoral du 15 mars 2004, pour le compte de :

Monsieur le Maire de la Ville de Chartres

Hôtel de Ville
28000 CHARTRES

Affaire suivie par : Monsieur RENAUD, Services techniques de la Ville de Chartres

III.2. CONTEXTE – ETUDES ANTERIEURES

A la demande de la SEM de Chartres en 1994, une étude des sols de fondation a été réalisée par la société SOPENA à l'emplacement envisagé pour la construction d'un ensemble pavillonnaire à Chartres, sur le site de « La Mare aux Moines ». Cette étude a révélé pour la première fois la présence de remblais d'origine douteuse sur une profondeur non négligeable.¹

Des travaux de voirie réalisés en 1996/1997 ont mis à jour la présence de déchets ménagers sur une seule zone. Les dépôts s'étendaient de manière discontinue sur 50 mètres. Des mesures réalisées par la société SOPENA entre 2 et 4 m (rapport du 3 mars 1997) ont révélé une hausse des taux de matière organique dans la masse des déchets, ainsi que des teneurs non significatives en polluants dans l'air extrait des sols.

Plusieurs études géotechniques complémentaires menées par le bureau SOLEN ont confirmé la présence de remblais en 2000 et 2001. Ainsi, la SEM de Chartres décida de mandater le bureau SOLEN egs (futur GINGER Environnement) afin de réaliser un diagnostic environnemental du site en 2002. Plusieurs sondages de sols ainsi qu'un piézomètre référencé Pz1 ont été réalisés au droit des lots à bâtir appartenant à la SEM. Une pollution notable aux métaux lourds et aux solvants halogénés a pu être mise en évidence.²

A l'issue de cette étude, la Ville de Chartres, par l'intermédiaire de sa Société d'Economie Mixte, alerta la Préfecture d'Eure-et-Loir sur une possible pollution du site de « La Mare aux Moines ». Un arrêté préfectoral, datant du 22 février 2003, fut ainsi adopté. Son contenu était de fournir « *les éléments nécessaires à l'évaluation des risques sanitaires qui pourraient découler d'une pollution potentielle des sols au lieu dit de la Mare aux Moines sis le territoire communal de Chartres* ». Le terrain d'étude comprenant alors les lots 8, 9, 10, 14 et 15 appartenant à la SEM.

¹ Rapport CH00236 – Septembre 1994 – SOPENA SA

² Rapport V01924CH – Octobre 2002 – SOLEN egs

Une Evaluation Simplifiée des Risques, sur ce périmètre restreint d'étude, fut ainsi menée par le bureau d'études SOLEN egs qui conclut sur un classement du site restreint (lot 8, 9, 10, 15 et 15) en **classe 1**, selon la méthodologie développée par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (M.E.D.D.) : Site nécessitant des investigations supplémentaires et une Evaluation Détaillée des Risques.³

Ainsi, après une réunion à la préfecture entre les différents acteurs de l'étude, les services de l'état et la ville de Chartres en date du 11 décembre 2003, il a été décidé d'élargir le périmètre d'étude à l'ensemble du quartier de « La Mare aux Moines », sujet d'un nouvel arrêté préfectoral datant du 15 mars 2004, dont l'objet est : « la réalisation d'un diagnostic approfondi et d'une évaluation détaillée des risques au droit des anciennes décharges implantées lieu-dit « La Mare aux Moines » sur le territoire de la commune de Chartres ».

La première phase de cette étude, qui comprenait la réalisation d'une Evaluation Simplifiée des Risques sur un périmètre élargi du quartier, a confirmé le classement en **classe 1** du site d'étude.

III.3. MISSION DU BUREAU D'ETUDES

GINGER Environnement a reçu pour mission de réaliser une Evaluation Détaillée des Risques sur le site des anciennes décharges selon la méthodologie élaborée par le Ministère de l'Environnement en collaboration avec le BRGM (Bureau de Recherche Géologique et Minière) et l'INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) concernant la gestion des sites (potentiellement) pollués et comprenant les points suivants :

Diagnostic approfondi

- ✓ La réalisation d'investigations approfondies de terrain sur les milieux sol, eau et air permettant de caractériser de façon précise l'ensemble des sources de pollution et de mesurer l'extension de cette pollution ;
- ✓ Réalisation de mesures in situ et analyses en laboratoire des échantillons prélevés ;
- ✓ L'interprétation des résultats obtenus afin de comprendre les mécanismes de transfert des polluants dans les différents milieux retenus ;
- ✓ Rédaction d'un rapport de synthèse précisant le niveau et l'étendue des contaminations observées.

Evaluation Détaillée des Risques Sanitaires

- ✓ Réalisation d'une Evaluation Détaillée des Risques (volet Santé) suivant les recommandations émises dans le guide méthodologique pour la gestion des sites pollués - Evaluation Détaillée des Risques, version 0 de Juin 2000 - établi par le Ministère de l'Environnement.

³ Rapport V01944CH – Septembre 2003 – SOLEN egs

⁴ Rapport V02152CH – Juin 2004 – GINGER Environnement

III.4. CONTENU DU RAPPORT

Le présent rapport concerne l'évaluation détaillée des risques menée sur le « Théâtre de Verdure » à Chartres. Il comprendra entre autre :

- ❑ une introduction rappelant notamment les raisons qui ont conduit à mener ces investigations,
- ❑ une description du site comprenant les conditions générales locales,
- ❑ la description de la stratégie d'investigations,
- ❑ les résultats des analyses physico-chimiques des polluants susceptibles d'être présents sur le site,
- ❑ l'interprétation des résultats analytiques et des recommandations si nécessaire,
- ❑ la présentation des hypothèses retenues pour l'évaluation détaillée des risques,
- ❑ les calculs des risques sanitaires sur les populations concernées,
- ❑ l'évaluation des incertitudes,
- ❑ les conclusions de l'étude et recommandations portant sur les objectifs de réhabilitation proposés et les éventuelles restrictions d'usage.

III.5. REALISATION TECHNIQUE

Cette étude a été réalisée avec les moyens humains et techniques du bureau d'études **GINGER Environnement** :

- L'ensemble des prélèvements d'échantillons de sols, d'air et d'eau a été mené par :
Joël ARMAND, Ingénieur environnement
Romain FOURMAS, Technicien supérieur spécialiste de l'environnement
Hervé POULIZAC, Technicien préleveur
- La rédaction du présent rapport a été assurée par :
Antoine DURANTON, Ingénieur environnement
- Contrôle interne :
Guillaume DUQUESNE, Ingénieur environnement
- L'ensemble de l'étude a été supervisé par :
Olivier VALENTIN et Bruno TOMASI, Responsables de l'agence
Centre – Ile de France

L'analyse des échantillons a été confiée, après indexation anonyme, au laboratoire :

Laboratoire L.E.M.
Laboratoire Agréé par le Ministère de l'Environnement

Le suivi des prestations techniques au niveau du laboratoire a été assuré par :

Nicolas ALSAC, Responsable Technique

IV. DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE

IV.1. ENVIRONNEMENT ET VOISINAGE DU SITE D'ETUDE

IV.1.1. Descriptif de l'environnement humain

a. Les communes riveraines

Les communes avoisinantes du site étudié sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Communes	Distance centre ville / site	Nombre d'habitants (recensement 1999)
CHARTRES	2 200 m	40 361
NOGENT LE PHAYE	3 630 m	1 196
LE COUDRAY	3 200 m	2 884
CHAMPHOL	3 200 m	2 898

b. Environnement urbain proche du site

Le parc de logements a considérablement augmenté après 1964, date à laquelle le quartier de La Madeleine a été recensé comme une Zone à Urbaniser en Priorité. Le secteur d'étude est constitué essentiellement de maisons individuelles possédant pour la plupart un jardin privatif.

Les premières habitations sont situées dans le périmètre élargi du secteur d'étude.

Le plus proche établissement recevant du public est l'école primaire Jean XXIII située Avenue Victor Hugo, à plus de 100 m au nord de la zone d'étude. De par sa localisation, il est fort peu probable que le stockage de déchets sur le site de « La Mare aux Moines » puisse avoir eu un impact direct sur les enfants se rendant à l'école via une contamination des sols ou des eaux de la nappe phréatique.

IV.1.2. Descriptif du milieu naturel

a. Topographie et climatologie

□ Topographie

Le site étudié présente une morphologie accidentée avec globalement une pente des terrains de direction SE-NW (pente $\leq 5,9$ %). Sa limite orientale qui est matérialisée par un talus d'environ 7 mètres de hauteur, constitue le point haut du site. L'îlot central situé rue Nicolas LORRIN, au niveau duquel sont mesurées les plus faibles altitudes, se situe à une cote NGF moyenne de l'ordre de 147,7 m (NGF).

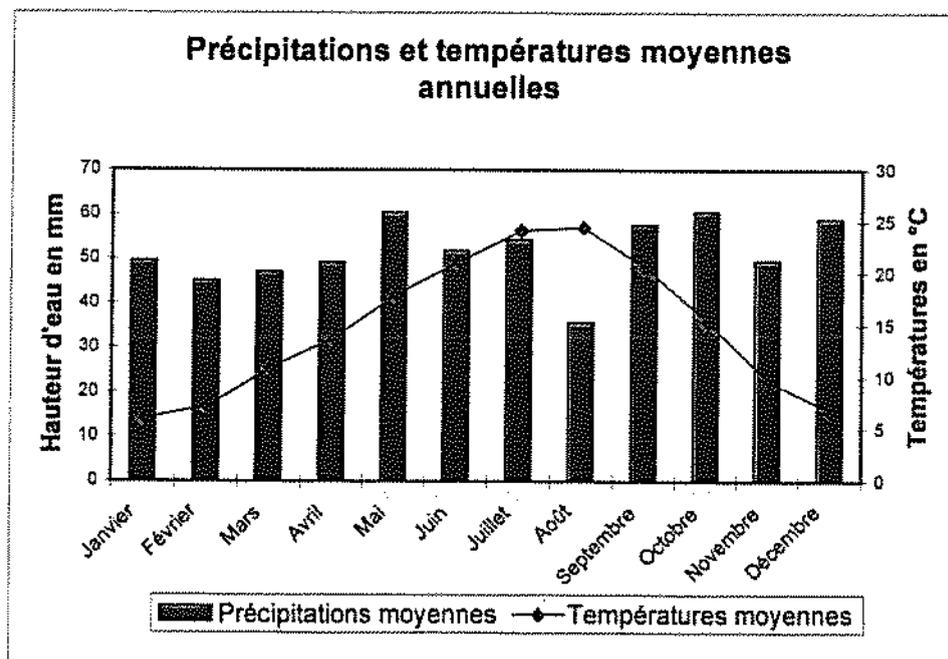
□ Climatologie

Les données climatiques transmises par METEO France ont été enregistrées à la station de SOURS sur une période de 30 ans.

La hauteur moyenne des précipitations annuelles s'élève à 620 mm (précipitations de 1974 à 2000). On constate des précipitations assez faibles avec moins de 15 j/an d'intensité de pluie supérieure à 10 mm d'eau.

Les températures moyennes varient de 6,1 °C au mois de Janvier jusqu'à 24,5 °C au mois d'août.

Le graphique ci-dessous résume la situation climatologique du site d'étude.



b. Réseau hydraulique

Le cheveu hydrographique de la ville de Chartres est marqué par la présence d'un vecteur hydraulique principal : l'Eure. Ce cours d'eau qui serpente la ville, du Sud au Nord, est distant de plus de deux kilomètres du site de « La Mare aux Moines ».

Le bassin versant de l'Eure qui couvre plus de 6 000 km² et quatre départements est caractérisé, au niveau de l'Eure et Loir, pour l'essentiel par un paysage agricole (cultures céréalières) et industriel secondairement.

Sur le plan qualitatif, les données transmises par l'Agence de l'Eau Seine Normandie pour l'année 2001 montrent :

- une altération moyenne des eaux de l'Eure par les MOOX (Matières Organiques et Oxydables), par les PHOS (Matières Phosphorées) et par les PAES (Particules en Suspension),
- une altération forte des eaux de l'Eure par les nitrates et les matières azotées.

Les objectifs de qualité à respecter, respectivement en amont et en aval de la ville de Chartres, sont de type 2 (qualité médiocre) et 3 (qualité mauvaise).

c. Le milieu géologique

La région de Chartres appartient à la partie méridionale du Bassin Parisien et, plus particulièrement, à la région du Thymerais. Celle-ci se caractérise, sur le plan géologique, par la présence d'un substrat de craie sénonienne recouvert par une épaisse formation résiduelle à silex. L'extension de formations de l'Eocène continental, l'Yprésien, est l'un des autres traits spécifiques du pays « chartrain ».

D'après la carte géologique de Chartres (carte n°255, BRGM), les terrains identifiables au niveau du lieu dit « La Mare aux Moines » sont classés parmi les formations superficielles et celles de substrat. Plus précisément, on distingue :

- parmi les formations superficielles :

- *les formations éoliennes (LP) :*

- Limons sableux fins et de couleur brun clair. Selon l'exposition des versants, il apparaît une très forte dissymétrie dans la répartition de ces matériaux : épaisseur des limons maximale au niveau des versants exposés au Nord et à l'Est. La puissance des limons, dépendante de la surface topographique du substrat qu'ils recouvrent, dépasse très rarement 1 mètre. Les limons, fréquemment hydromorphes sur substrat argileux, peuvent être à l'origine de la formation d'un conglomérat dur appelé « grison » dans la région (mélange d'oxydes de fer, de manganèse et de débris du substrat).

- *les formations résiduelles à silex (Rs)*

- Silex anguleux, entiers ou fragmentés, emballés dans une matrice rougeâtre essentiellement argileuse. Ces formations se caractérisent dans la région de Chartres par une forte cohésion et par une perméabilité de fissures. La perméabilité acquise de ces matériaux explique l'absence de phénomènes d'hydromorphie à ce niveau.

- *l'Yprésien continental (e₃)*

- Argiles plastiques, argiles sableuses. Matériaux plus ou moins résiduels, ils reposent généralement sous forme de « poches » sur les formations résiduelles à silex, très rarement sur la craie sénonienne. Leur épaisseur, très variable, dépasse très rarement 10 mètres.

- parmi les formations de substrat :

- *la craie sénonienne (c₆₋₄)*

- Craie blanche à silex d'origine marine. Affleurant au niveau de la vallée de l'Eure, elle montre de nombreux signes d'altération et d'érosion : développement de la karstification. La surface supérieure de la craie qui varie très irrégulièrement, se situe aux environs de 130 à 145 mètres à ce même endroit (profondes poches d'altération).

§ Cf. document 1, extrait de la carte géologique de Chartres (source : BRGM)

La reconnaissance des sols effectuée à l'occasion des précédentes études :

- environnementale (Dossiers SOLEN, rapport n°V01924CH/CH – octobre 2002, rapport n°V01944CH/CH – Janvier 2004),
- géotechniques (Dossier SOPENA, rapport n°CH00236 – septembre 1994 ; Dossiers SOLEN, rapport n°G01400CH/CH de septembre 2001 et rapport n°G01733CH/CH de mars 2002)

a permis la mise en évidence de l'ensemble de ces étages, plus ou moins remaniés et épais selon les points de sondage. Des dépôts d'origine anthropique, à savoir des remblais constitués de débris divers, ont par ailleurs été identifiés sur le site de la « Mare aux Moines ».

d. Le cadre hydrogéologique

Sur le plan local, deux entités hydrogéologiques principales peuvent être identifiées :

- *la nappe de la Craie,*
- *la nappe des alluvions de l'Eure.*

□ La Nappe de la Craie

La nappe de la craie forme un réservoir d'une productivité très variable en fonction du lieu d'exploitation de la ressource. La Craie, épaisse de plusieurs dizaines de mètres, constitue une roche poreuse peu favorable au transit de l'eau en raison de la faible dimension des espaces interstitiels entre les éléments carbonatés. L'altération superficielle des carbonates, couplée à la présence de diaclases et fissures, permet toutefois l'acquisition d'une perméabilité en « grand » dans la partie sommitale de la Craie. Ce phénomène est accentué lorsqu'il existe un réseau hydrographique en surface et/ou une fracturation dense de la roche.

Ainsi, la capacité d'exploitation de cette ressource tend à s'accroître au niveau des axes de drainage principaux lesquels sont associés au réseau hydrographique (cours d'eau de l'Eure, de la Voise, etc.).

Sur le plan régional, les écoulements souterrains se font selon une direction Sud-Nord. La rivière l'Eure constituant un axe de drainage majeur de cette nappe, les courbes isohypses définies au niveau de la ville et de l'agglomération de Chartres sont plus ou moins perturbées. En particulier, on observe un resserrement des courbes isohypses selon le linéaire de l'Eure et une variation locale des sens de circulation des eaux souterraines :

- rive droite de l'Eure : circulation des eaux SE-NO,
- rive gauche de l'Eure : circulation des eaux SO-NE.

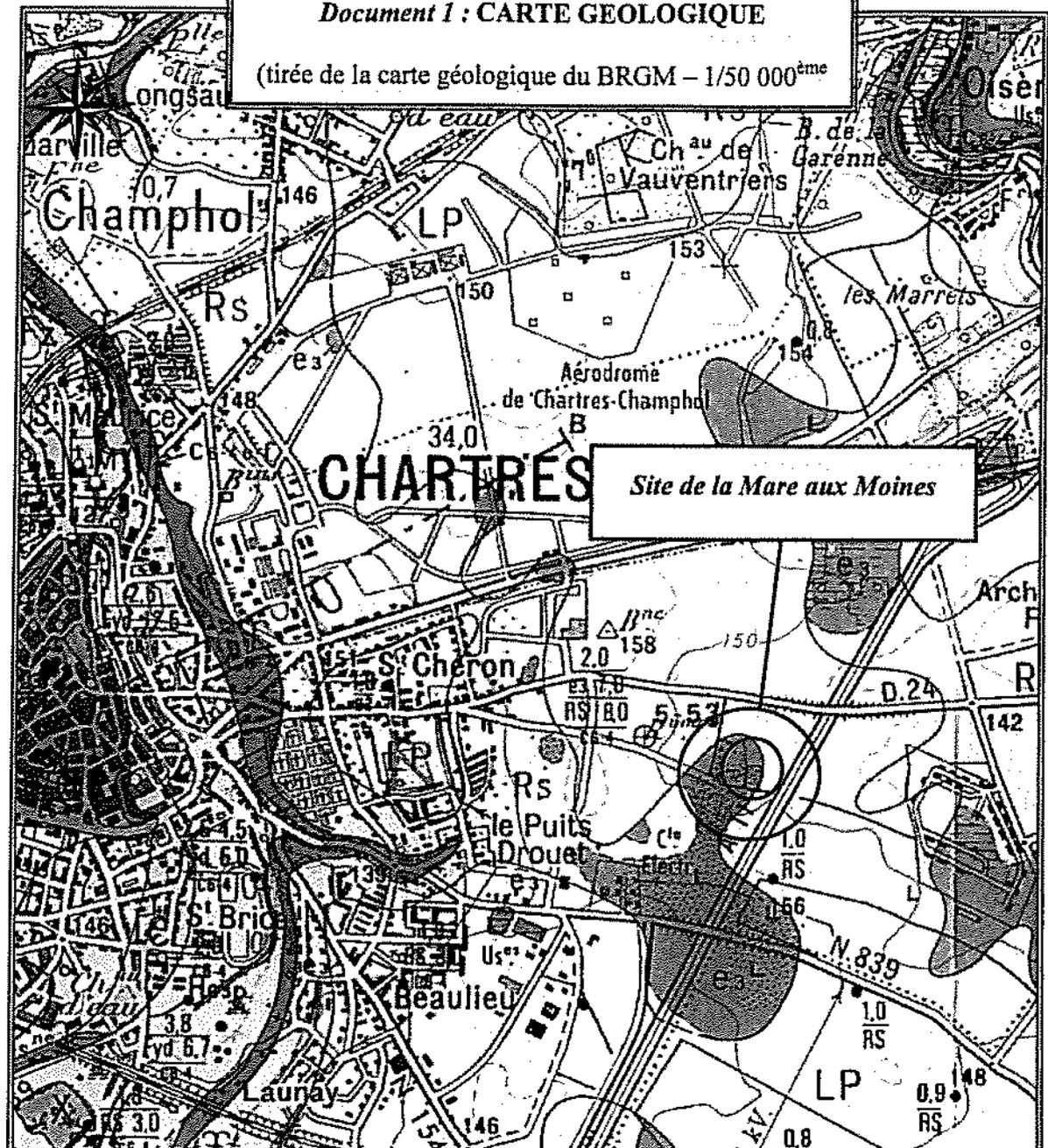
Les eaux de la craie sont exploitées à des fins :

- d'alimentation en eau potable de la population,
- d'alimentation des établissements industriels,
- d'irrigation.

Plusieurs émergences, en bordure des talwegs ou dans le lit majeur des cours d'eau ont été recensées, notamment au niveau de l'agglomération de Chartres (commune de Luisant, etc.).

Document 1 : CARTE GEOLOGIQUE

(tirée de la carte géologique du BRGM - 1/50 000^{ème})



Site de la Mare aux Moines

LEGENDE :

- LP Limons de plateaux (formations éoliennes)
- Silex anguleux et matrice argileuse (formations résiduelles à silex)
- Argiles Plastiques, argiles sableuses (formations yprésiennes)
- Craie blanche à silex (substratum sénonien)



□ La nappe des alluvions de l'Eure

Les alluvions de l'Eure contiennent une nappe d'eau souterraine, laquelle est alimentée par les ruissellements de coteaux et les émergences sous alluviales de la craie. Elle peut-être, à ce titre, qualifiée de nappe d'accompagnement de la craie. Sur le plan qualitatif, les eaux présentent une minéralisation très variable d'amont en aval ce qui semble lié aux modalités d'alimentation de cet aquifère.

Les alluvions de l'Eure ne sont pas présentes dans le sous-sol du site. La nappe de la craie est donc la seule rencontrée au droit de la zone d'étude.

Le service Aménagement Environnement de la DDAF d'Eure et Loir nous a fait part de l'existence de trois captages d'eau potable dont la Communauté de Communes d'Agglomération de Chartres a la responsabilité. Les caractéristiques principales de ces ouvrages sont rappelées dans la tableau ci-dessous.

Désignation	Commune d'implantation	Nature	Profondeur des ouvrages (m)	Débit nominal (m ³ /h)	Observations
Captage de Berchères – La Maingot	Berchères Saint-Germain	Forage en nappe d'eau souterraine	55 m	500 m ³ /h	DUP en cours pour la délimitation des périmètres de protection
Captage de La Saussaye	Sours	Forage en nappe d'eau souterraine	36 m	-	Pas de DUP
Captage de Bailleau l'Evêque	Bailleau l'Evêque	Forage en nappe d'eau souterraine	70 m	800 m ³ /h	Pas de DUP
Captage des Trois Ponts	Chartres	Prise d'eau sur la rivière L'Eure	0 m	-	-

Notre site d'étude n'étant pas inclus dans les périmètres de protection – immédiate et rapprochée – de ces ouvrages d'exploitation, les obligations et réglementations instituées sur ces dits périmètres ne s'appliquent pas au site de La Mare aux Moines.

L'ensemble des ouvrages se situent en amont hydraulique par rapport au site et en sont distants de 2,7 km au minimum (captage des Trois Ponts).

IV.2. HISTORIQUE DU SITE D'ETUDE

L'ensemble des données historiques rappelées ci-après sont tirées du rapport de phase A de l'Evaluation Simplifiée des Risques rédigé par GINGER Environnement et intitulé : « Diagnostic de pollution des sols – Evaluation Simplifiée des Risques – Rapport de phase A » - Dossier V02152CH – Juin 2004.

IV.2.1. Utilisation du site avant 1964

☞ Création et exploitation de carrières

Le plan dressé par Monsieur SOPENA en octobre 1965 (*source : Archives Municipales de Chartres*) fait apparaître, à l'intérieur du périmètre de l'actuelle ZUP de la Madeleine, l'existence de trois carrières :

- ❑ **La Fosse à la Michonne** (aux abords de la RN 10),
- ❑ **La Mare aux Moines** (au Nord du chemin rural n°71),
- ❑ **Le Marché Dion** (au Sud du chemin rural n°71).

Le report de ces dernières sur le cadastre actuel nous montre que seules les carrières de la Mare aux Moines et du Marché Dion intéressent le site étudié.

Les documents datés et référencés comme suit font mention des différentes carrières ayant existé, aux lieux-dits de la « Mare aux Moines » et du « Marché Dion », dès le 19^{ème} siècle :

- ❑ **20 novembre 1866 – Jd 171-172** : autorisation d'exploitation d'un lot sis « La Mare aux Moines » (cadastré L171) donnée à Monsieur BARAT pour son activité de briqueterie,
- ❑ **1876 – Oc 128-129** : nouvelle demande d'autorisation d'exploitation par Monsieur BARAT ; aucune information quant aux numéros de parcelles visées,
- ❑ **19 avril 1879 – Jd 171-172** : autorisation d'exploitation donnée à Monsieur VIVIEN au lieu dit « Le Tuvet » (L 480) pour son activité de briqueterie,
- ❑ **13 novembre 1902 – Jd 171-172** : autorisation d'exploiter une pièce de terrain, située à « La Mare aux Moines », donnée à Monsieur GIRARD pour l'exercice de son activité de briqueterie,
- ❑ **octobre 1911 – Oc 128-129** : autorisation donnée à Monsieur GIRARD pour l'exploitation des parcelles L410 et L411 sises « Marché Dion »,
- ❑ **février 1912 – Oc 128-129** : autorisation donnée à Monsieur CHEDEVILLE pour l'exploitation de la parcelle L443 sise « Marché Dion »,
- ❑ **1921 – Oc 128-129** : document faisant mention de l'exploitation de carrières à « La Mare aux Moines », sans que soit précisé leur emplacement par rapport au cadastre de l'époque,
- ❑ **30 juillet 1923 – Jd 157** : procès verbal du garde champêtre, lequel indique l'existence de deux briqueteries et de deux carrières de sables exploitées respectivement par Messieurs BOUCAULT (« La Mare aux Moines) et GIRARD (rue Saint-Chéron).

☞ Décharges publiques

Une lettre de Monsieur BOUCAULT (Jd 94), adressée au maire de Chartres le 28 décembre 1929, fait acte pour la première fois de la recherche par la ville d'emplacements pour l'entreposage d'ordures ménagères. A cet effet, l'exploitant Monsieur BOUCAULT propose comme site de décharge ses carrières à la seule condition du respect de certaines règles sanitaires :

- mise en ordre des ordures ou décombres,
- brûlage régulier des ordures.

L'acceptation de cette offre, notifiée par courrier le 16 janvier 1930, rend effectif le dépôt d'encombrants au lieu dit « La Mare aux Moines » sans autre précision. Il est entendu, en outre, que la municipalité se réserve le droit de choisir l'emplacement des futures zones de décharge et a la charge d'étaler et de brûler les déchets.

L'extrait du Registre des Délibérations du Conseil Municipal (Jd 102), en date du 30 septembre 1955, mentionne le comblement presque total des décharges publiques sises « La Mare aux Moines ». Il est par ailleurs indiqué l'ouverture d'un nouveau site d'entreposage de déchets au lieu dit « Le Marché Dion », ceci suite à une convention passée entre la mairie et Monsieur TASSEAU exploitant de carrières. Le volume de comblement prévu est de l'ordre de 32 000 m³.

Au vu des deux documents précités, il semble que la durée d'occupation des décharges municipales sises « La Mare aux Moines » ait été d'environ 25 ans (1930-1955).

Un rapport de Monsieur BLANCHARD, membre de la Commission départementale d'Hygiène, relatif à l'organisation de dépôts d'ordures pour l'ensemble de l'Agglomération Chartreuse (1954 - 152WZ) établit :

- que les adjudicataires de l'enlèvement des ordures ménagères observent bien les prescriptions du cahier des charges lequel prévoit à l'article 72 que « *les dépôts ne seront jamais faits dans une carrière* »,
- l'existence d'une vingtaine de sites de dépôts d'ordures,
- que tous les dépôts devront être recouverts, aussitôt les déchargements faits, par de la terre meuble ou des matières inertes de 10 cm d'épaisseur minimum,
- le constat de certains problèmes d'hygiène publiques aux alentours de Chartres.

Aucune information n'est donnée, par ailleurs, sur la nature des déchets ni sur leurs sites d'entreposage.

Sur le plan législatif, tout exploitant de décharge d'ordures ménagères et autres déchets organiques est soumis à autorisation au titre du Code de l'Environnement (cf. rubrique 322 relative au stockage et au traitement des ordures ménagères et autres résidus urbains, décret du 20 mai 1953).

Les collectivités publiques n'étant pas soumises, à l'époque, à cette procédure, aucune demande d'autorisation pour l'exploitation des carrières de Chartres à des fins de décharges municipales n'a pu être retrouvée (document d'archive inexistant).

IV.2.2. Usage du site de 1964 à 1978

☞ Arrêt officiel de l'exploitation des décharges publiques

Le Syndicat Intercommunal de l'Agglomération Chartraine (SIAC) est créé le 24 juillet 1967 par Arrêté préfectoral. La commune de Chartres lui transfère dès lors ses compétences en matière de ramassage et de traitement des ordures. L'usine d'incinération de SERESVILLE en charge du brûlage des déchets produits par la population locale est fonctionnelle dès 1967.

L'année 1967 marque donc la fin officielle, a priori, de l'exploitation des diverses carrières à des fins de décharges publiques. Aucun arrêté de fermeture des décharges n'ayant été retrouvé, cette hypothèse ne peut être vérifiée.

☞ Création de la ZUP de la Madeleine

Monsieur le Ministre de la Construction déclare, par Arrêté du 26 mars 1964, les secteurs de la Mare aux Moines et du Marché Dion Zone à Urbaniser par Priorité (ZUP).

Le 7 avril 1966, est signée une convention d'aménagement entre la commune de Chartres et la SEMA, devenue SEM (Société d'Economie Mixte) de Chartres.

Par ordonnance d'expropriation, la SEM devient propriétaire de différents terrains situés dans le périmètre de la ZUP de la Madeleine. Cette ordonnance rendue par Monsieur le Juge au Tribunal de Grande Instance de Chartres, le 13 février 1968, concerne notamment les parcelles correspondant aux emprises foncières des carrières de « La Mare aux Moines » et du « Marché Dion ». Toute exploitation sous forme de décharge publique est dorénavant arrêtée.

IV.2.3. Evolution de l'usage de 1979 à 1989

La signature d'une promesse de vente entre la SCI les Logis de la Beauce et la SEM de Chartres a eu lieu le 9 janvier 1979 pour l'acquisition d'un terrain de 13 hectares en vue de la construction de 280 logements. Le terrain est délimité respectivement par la route départementale n°24 au Nord, la rue Newton à l'Ouest et l'avenue du Docteur Laennec au Sud.

Le 15 juillet 1980, deux parcelles d'une superficie de 5 hectares sont vendues à la SCI les Logis de la Beauce, au titre de la promesse de vente de 1979. Le projet prévoit la construction d'une première tranche de 138 logements.

IV.2.4. De 1989 à aujourd'hui

Le 12 juillet 1989, Maître PACOU Huissier de Justice, à la demande de la SEM, constate que les terrains vendus à la SCI les Logis de la Beauce ne sont pas construits dans les délais du cahier des charges. Ce constat, illustré par des photos et un plan dressé par Monsieur MOREAU (géomètre expert) permet d'apprécier l'état des lieux :

- le Théâtre de Verdure est aménagé,
- la ceinture des merlons longeant l'avenue du Docteur Laennec et de la rue Newton est aménagée et végétalisée (arbustes de plus de 2 ans, herbes hautes)

Constatant que la SCI les Logis de la Beauce n'a pas construit dans les délais et qu'elle est dans l'incapacité de respecter le projet d'aménagement compte tenu de sa mise en liquidation, une annulation de la promesse et de la vente pour les parties non loties est convenue à l'amiable avec la SEM. Celle-ci retrouve la propriété du sol le 25 juin 1993.

Par arrêté du 1^{er} février 1996, le Maire de Chartres autorise la SEM à lotir certaines parcelles en vue de créer 70 lots à bâtir.

L'arrêté de Monsieur le Maire, en date du 5 septembre 1997, certifie que les travaux imposés par l'autorisation de lotir ont tous été réalisés.

A compter de cette date, douze lots ont été acquis et construits par des particuliers.

Des travaux de voirie réalisés en 1996/1997 ont mis à jour la présence de déchets ménagers sur une seule zone. Les dépôts s'étendaient de manière discontinue sur 50 mètres.

Des essais ont été réalisés par la société SOPENA pour identifier les teneurs en matières organiques et en gaz à des profondeurs de 2 à 4 m (rapport du 3 mars 1997). Les mesures ont révélé une hausse des taux de matière organique dans la masse des déchets, ainsi que des teneurs non significatives en polluants dans l'air extrait des sols.

La totalité des terrains suspects (400 m³) ont été extraits sur 1 m d'épaisseur et envoyés en décharge. La structure de la voirie sur ce tronçon de 50 m a été aménagée de manière spécifique : le réseau d'eaux pluviales a été dévié pour ne pas passer sur le site sensible et aucun tampon pour les eaux usées n'a été mis en place.

IV.3. DEFINITION DU PERIMETRE D'ETUDE RETENU POUR L'EDR

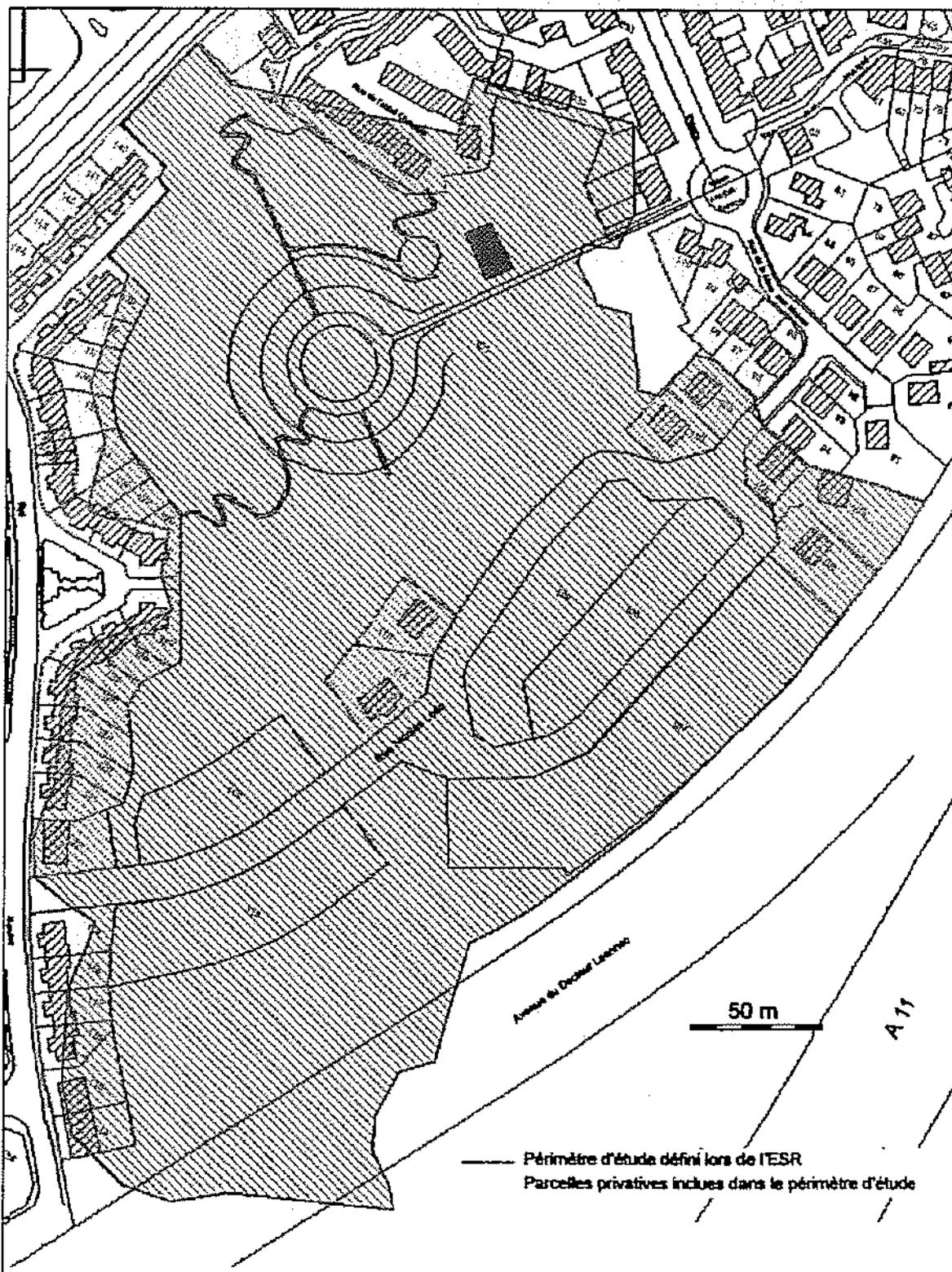
L'arrêté préfectoral du 15 mars 2004 stipule que le diagnostic approfondi et l'EDR seront réalisés sur le périmètre du terrain d'assiette des deux anciennes décharges et des zones limitrophes susceptibles d'avoir été impactées.

L'extension de la zone d'étude a été définie sur la base des critères suivants :

- l'extension des carrières mise en évidence par les études historiques,
- les secteurs ayant subi des mouvements de terrain, identifiés grâce à l'étude des plans topographiques anciens,
- les informations sur les limites des carrières fournies par la prospection géophysique.

La limite retenue s'étend légèrement au-delà de l'emprise des anciennes carrières, pour prendre une marge de sécurité. Le secteur d'étude couvre les parcelles en propriété de la SEM et de la ville de Chartres. Il a été étendu sur les parcelles privatives qui bordent ces premières.

L'extrait de plan placé en page suivante présente le périmètre retenu.



Par ailleurs, les points suivants ont été observés :

- Le rapport de phase A-ESR indique qu'aucune information précise n'est disponible et ne peut être obtenue sur les éventuels mouvements de terrain qui ont été associés aux terrassements et aménagements du secteur. Les prélèvements réalisés en phase B restent circonscrits à la zone d'étude.
- Les anciennes décharges ont été régaliées et recouvertes de remblais.

Des déplacements de terres ont été nécessaires pour l'aménagement du Théâtre de Verdre mais également pour la mise en place par l'Etat du merlon de protection qui longe la rocade. L'extension de ces déplacements de terres sur le reste du quartier résidentiel de la Mare aux Moines n'est pas certain mais possible.

Chapitre 2
DIAGNOSTIC APPROFONDI
DE POLLUTION DES SOLS



V. PREAMBULE

V.1. RAPPELS DES OBJECTIFS DU DIAGNOSTIC APPROFONDI

Selon la méthodologie décrite par le BRGM dans le guide « Gestion des sites potentiellement pollués », le diagnostic approfondi a des objectifs multiples, à savoir :

- **l'identification et la caractérisation précise de l'ensemble des sources de pollutions**, mais aussi la vérification de toutes les hypothèses formulées au cours du diagnostic initial ;
- **la mesure de l'extension de la pollution** dans les milieux de transfert (air, eau, sol, voire aussi s'il y a lieu d'être, faune, flore ou bâtiment) ;
- **la compréhension des mécanismes de transfert** des polluants dans ces milieux, fortement dépendants des propriétés physico-chimiques des substances (viscosité, solubilité, densité, ...), mais aussi des paramètres du sol (pH, potentiel redox, teneur en matières organiques, etc.) ;
- éventuellement, **l'évaluation des impacts** directs, indirects, voire cumulatifs ;

Etant donné le grand nombre d'études environnementales réalisées sur le site du « Théâtre de Verdure » avant la notification de l'arrêté préfectoral prescrivant la réalisation de l'Evaluation Détaillée des Risques, GINGER Environnement a suivi les recommandations des précédentes études.

Un rappel des résultats des études antécédentes est exposé dans les paragraphes suivants.

V.2. RAPPELS SUR LES ETUDES PRECEDENTES

V.2.1. Description des sondages réalisés

Les différentes investigations menées depuis 2002 sont résumées dans le tableau de la page suivante. Figurent le nom des sondages, la profondeur atteinte et le nombre d'échantillons prélevés.

L'ensemble des campagnes de sondages réalisées au cours des trois études environnementales précédentes recensées sur le site du « Théâtre de Verdure » ont été réalisées conformément à la norme *NF ISO 10381-2* « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 2 : Lignes directrices pour les techniques d'échantillonnage ».

La présente norme fournit des informations sur les équipements types qui peuvent être utilisés dans des situations d'échantillonnage particulières pour mettre en oeuvre des modes opératoires d'échantillonnage corrects et recueillir des échantillons représentatifs. Des lignes directrices sont fournies concernant la sélection des équipements et des techniques à utiliser pour prélever correctement des échantillons remaniés et non remaniés à différentes profondeurs.

Document 2 : DESCRIPTION DES SONDAGES REALISES DE 2002 A 2004

Nature de l'étude / Type de sondages / date	Nom	Profondeur (m) atteinte à la tarière	Nombre d'échantillons élémentaires	Nombre d'échantillons moyens
Etat des lieux - Pollution des sols - V01924CH Sondages semi destructifs à la tarière continue (Ø 64 mm) 08/2002	T 101	9	9	3
	T 102	7	7	2
	T 103	8	8	4
	T 104	5	5	2
	T 105	5	5	1
	T 106	4	4	2
	T 107	3	3	2
	T 108	4	4	1
	T 109	11	11	4
	T 110	10	10	4
	T 111	9	9	3
ESR sur les lots 8, 9, 10, 14 et 15 de la SEM - V01944CH Sondages semi destructifs à la tarière continue (Ø 64 mm) 08/2003	S 1	4	1	-
	S 2	4	1	-
	S 3	4	1	-
	S 4	4	1	-
	S 5	4	1	-
	SC 1	4	-	1
	SC 2	4	-	1
	SC 3	4	-	1
ESR - Périmètre élargi - La Mare aux Moines V02152CH Sondages semi-destructifs à la tarière continue (Ø 64 ou 120 mm) 05/2004	P 1	4	4	2
	P 2	4	4	2
	P 3	3	3	2
	P 4	4	4	2
	P 5	4	4	2
	P 6	4	4	2
	P 7	4	4	2
	P 8	3	3	2
	P 9	4	4	2
	P 10	4	4	2
	P 11	4	4	2
	P 12	4	4	2
	P 13	4	4	2
	P 14	4	4	2
	P 15	2	2	2
	P 16	4	4	2

Au total, près de 200 échantillons de sols ont été prélevés pour caractérisation..

V.2.2. Stratégie d'investigations des premières campagnes (2002-2003)

Dans la mesure où le site abritait des anciennes carrières complètement comblées en fin d'exploitation par des remblais provenant du BTP et des ordures ménagères dont la provenance n'était pas connue de façon précise, il était difficile de prévoir le type de contamination susceptible d'être découverte.

Ainsi, les analyses proposées avaient pour objectif de mettre en évidence une éventuelle contamination du site par :

- ✓ des solvants polaires (alcools, cétones, acétates),
- ✓ des métaux lourds,
- ✓ des hydrocarbures totaux,
- ✓ des hydrocarbures volatils (COHV et BTEX), et des HAP.

Les résultats de ces analyses ont mis en évidence :

- ✓ l'absence de contamination par les alcools, les acétates et les cétones,
- ✓ l'absence de contamination par les composés de la famille des COHV à l'exception du Trichloroéthylène, qui présente des anomalies de concentration,
- ✓ des traces de composés de la famille des BTEX sur l'ensemble des points, sans que les teneurs relevées ne conduisent à de quelconques mesures correctives,
- ✓ des concentrations significatives en métaux, notamment As, Cr, Cu et Pb,
- ✓ des anomalies de concentration en hydrocarbures totaux,
- ✓ la présence de composés de la famille des HAP, à des teneurs parfois importantes.

V.2.3. Choix des programmes analytiques pour la campagne de Mai 2004

En fonction des résultats précédents, les polluants usuellement rencontrés ont été recherchés. Plus précisément, il a été analysé :

⇒ sur l'ensemble des échantillons de sols :

- ✓ métaux lourds (Antimoine, Aluminium, Arsenic, Béryllium, Cadmium, Chrome total, Cobalt, Cuivre, Manganèse, Mercure total, Molybdène, Nickel, Plomb, Thallium, Vanadium, Zinc),
- ✓ Hydrocarbures totaux,
- ✓ COHV (Composés Organiques Halogénés Volatils) – Liste de 51 composés,
- ✓ BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes et autres),
- ✓ H.A.P. (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) – Liste de 16 composés.

⇒ sur l'ensemble des échantillons d'eaux :

- ✓ métaux lourds (Antimoine, Aluminium, Arsenic, Béryllium, Cadmium, Chrome total, Cobalt, Cuivre, Manganèse, Mercure total, Molybdène, Nickel, Plomb, Thallium, Vanadium, Zinc),
- ✓ Hydrocarbures totaux,
- ✓ COHV (Composés Organiques Halogénés Volatils) – Liste de 51 composés,
- ✓ BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes et autres),
- ✓ H.A.P. (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) – Liste de 16 composés.

V.2.4. Résultats des analyses par type de polluants

L'ensemble des résultats analytiques des trois études précédentes, obtenus sur les échantillons de sols, sont présentés en annexe 1 sous la forme de tableau de synthèse.

V.2.5. Commentaires sur les résultats des études précédentes

Les investigations de terrain et déterminations analytiques réalisées lors des campagnes précédentes ont permis de mettre en évidence :

1. une contamination des terrains par les métaux lourds

Les fortes teneurs en métaux ont été observées dans l'emprise des anciennes carrières, notamment au Nord de la rue Nicolas Lorin qui correspond à une zone de décharge d'ordures ménagères.

Les anomalies de concentration en métaux observées à la Madeleine, qui est en dehors des zones de décharge, confirment l'existence de mouvements de terre lors de la création du quartier. Ces déplacements de terre ont pu provoquer une dispersion aléatoire de la pollution sur l'ensemble du site.

Les premières observations montrent que les concentrations en métaux ont tendance à diminuer avec la profondeur, les plus fortes teneurs étant observées entre 0 et 1 m.

2. une contamination des terrains par le trichloréthylène

Seules des traces de composés volatils (COHV et BTEX) ont été mises en évidence lors des analyses de sol réalisées en laboratoire. Celles-ci n'attestent d'aucune contamination notable des sols par ces composés à l'exception du trichloroéthylène.

3. une contamination des terrains par les HAP

Les composés de la famille des HAP sont présents dans les sols à des teneurs très variables d'un point à l'autre. Nous notons une contamination par le benzo(a)pyrène, le benzo(a)anthracène et l'indéno(123-cd)pyrène sur certains points de prélèvements.

En général, ces polluants ont été détectés au niveau de remblais noirâtres et poisseux dégageant une odeur caractéristique.

Comme précédemment, la présence de contaminants de la famille des HAP sur des points de prélèvements situés en dehors du périmètre de forte activité des décharges démontrent que, lors des travaux réalisés pour la construction de la ZAC, les terrains en place ont été fortement remaniés, provoquant une dispersion de la pollution.

VI. STRATEGIE D'INVESTIGATIONS APPLIQUEE DANS LE CADRE DU DIAGNOSTIC APPROFONDI

Cette partie s'attache à répondre, de la façon la plus précise possible, aux exigences du guide élaboré par le B.R.G.M. qui stipule que la stratégie d'investigations sur tous les milieux ainsi que les méthodes de prélèvement doivent être clairement détaillées. Ces dernières doivent être adaptées aux substances recherchées.

VI.1. PREAMBULE

Dans le cadre de la présente étude, il a été décidé d'étudier les 3 milieux susceptibles d'être impactés par les sources de pollution identifiées, à savoir, le sol, l'air et les eaux souterraines.

Pour ce faire, les résultats des études antérieures présentés dans le paragraphe précédent ont servi d'hypothèse pour le choix de la stratégie d'investigations du diagnostic approfondi.

Ainsi, le choix de plusieurs paramètres a été largement influencé par les études précédentes, à savoir :

- la localisation des points de sondages supplémentaires,
- le choix des substances à analyser,
- les techniques de prélèvements retenues,
- les précautions prises lors des investigations de terrain.

Ces choix sont justifiés dans les paragraphes suivants.

VI.2. JUSTIFICATION DU CHOIX DES SUBSTANCES

VI.2.1. Concernant le milieu « SOL »

Le choix des substances concernant ce milieu a été guidé par les résultats des études précédentes qui sont rappelés ci-dessous :

- Absence de contamination par les alcools, les acétates et les cétones,
- Absence de contamination par les composés de la famille des COHV hormis le trichloroéthylène,
- Absence de contamination par les BTEX,
- Présence d'un échantillon contaminé par les hydrocarbures totaux (S2),
- Contamination par les composés de la famille des HAP et par les métaux lourds.

Ainsi, il a été décidé dans le cadre du diagnostic approfondi d'analyser les composés suivants :

- > 18 métaux lourds dans le sol : Sb, Al, Ag, As, Ba, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, V, Zn.
- > les Composés Organiques Volatils (COV) (liste de 51 composés au niveau des parcelles des riverains, et 24 composés au niveau du « Théâtre de Verdure »),
- > les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) (liste de 16 composés EPA).

⇒ **Spéciation des métaux :**

La toxicité de certains métaux (comme l'arsenic ou le chrome par exemple) dépend fortement de la valence. Ainsi il est apparu intéressant de réaliser une spéciation analytique de ces métaux afin de connaître l'espèce prédominante.

Dans le cadre de l'étude, la spéciation du chrome (Cr^{+III} / Cr^{+VI}) a été réalisée.

L'arsenic est un élément présent naturellement dans les sols. Il peut toutefois s'avérer très toxique et présente des propriétés physicochimiques variables en fonction de sa spéciation. Afin d'établir les caractéristiques de l'arsenic présent dans les sols du « Théâtre de Verdure », des analyses complémentaires ont été effectuées sur certains échantillons :

- > fraction lixiviable (mobilisable par l'eau) de l'arsenic,
- > spéciation As^{+III} / As^{+V} ,
- > fraction mobilisable en milieu acide (pH=4),
- > fraction mobile en milieu saturé en $CaCO_3$.

Ces analyses ont été complétées par des mesures de teneur en fer, sur sol brut et lixiviats.

⇒ **Etude du risque radioactif :**

L'étude historique avait démontré une suspicion de la présence éventuelle de déchets issus du milieu hospitalier étant susceptible de provoquer une contamination radioactive des sols. Une levée de doute concernant le risque radioactif a été réalisée sur l'ensemble du site du « Théâtre de Verdure ».

VI.2.2. Concernant le milieu « EAU SOUTERRAINE »

Le choix des substances à analyser a été guidé selon les prescriptions de l'arrêté préfectoral du 15 mars 2004 :

- > le pH (basicité ou acidité de l'eau),
- > les hydrocarbures totaux,
- > les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP),
- > les hydrocarbures aromatiques volatils (BTEX),
- > les solvants halogénés (COHV),
- > les métaux (Sb, As, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Ti, V, Zn).

VI.2.3. Concernant le milieu « AIR »

Au vu de la présence de composés volatils dans les sols (trichloroéthylène) et compte tenu de la sensibilité du site (présence de logements de plain-pied et de jardins), une mesure des hydrocarbures volatils (COHV et BTEX) dans l'air du sol a été effectuée sur les 51 parcelles riveraines du « Théâtre de Verdure ».

Par ailleurs, le site abritait une ancienne décharge d'ordures ménagères dans les années 60. La durée de vie des biogaz (gaz issu de la décomposition des matières organiques présentes dans les déchets) se situe aux alentours de 25 ans ; toutefois, par soucis de respect du principe de précaution, une recherche des biogaz a été réalisée sur l'ensemble du site d'étude, à la fois en extérieur et en intérieur (sous-sol des habitations).

Une autre composante du milieu est à prendre en compte, à savoir la présence de poussières résultant de l'envol de particules de sol dans l'atmosphère. Une méthode de prélèvement de ces poussières complétée par une analyse des métaux lourds a été mise en place dans le cadre du diagnostic approfondi.

Ensuite, à l'issue de la période de prélèvements, une analyse portant à la fois sur les métaux solubles correspondant à la voie de transfert vers les légumes et les métaux insolubles correspondant à la voie de transfert d'inhalation de poussière a été réalisée. La liste des métaux lourds analysés est : Al, As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Ti, V, Se, Ag, Sb, Ba, Zn.

⇒ *Remarque sur la volatilité du mercure :*

Il a été considéré, dans cette étude, que la volatilité du mercure n'était pas retenue car comme le précise l'INERIS dans sa fiche de données toxicologiques et environnementales sur le Mercure, « Le mercure est faiblement mobile dans le sol. Le mercure mis en contact avec le sol est rapidement immobilisé (par les oxydes de fer, d'aluminium et le manganèse et surtout par la matière organique), il a tendance à rester dans les horizons de surface ».

Les précédents résultats ont démontré la forte présence d'aluminium et de matières organiques au niveau des sols, ce qui constitue une barrière prévenant la volatilité du mercure. Le mercure n'a donc pas été recherché au niveau de l'air ambiant.

VI.2.4. Réalisation de « Screening » sur les échantillons les plus marqués

Suite à une remarque du comité de pilotage et à l'absence de données concernant la présence de composés de la famille des PCB, il a été décidé de rechercher ces composés sur les échantillons les plus pollués lors de la campagne de prélèvements pour ne pas alourdir le montant global de l'étude.

Enfin, un « Screening » semi quantitatif concernant les métaux lourds et les hydrocarbures a été réalisé afin de vérifier que la stratégie mise en place dans le cadre de cette étude n'omettait pas la présence de certains polluants.

VI.3. DESCRIPTION DE LA CAMPAGNE D'INVESTIGATIONS

VI.3.1. Sur le milieu « SOL »

Le transfert des contaminants vers la nappe phréatique par lessivage et vers les végétaux est conditionné par le niveau de pollution au niveau des sols. Ainsi, une méthodologie mixte concernant les investigations sur les sols a été adoptée afin de répondre aux objectifs du diagnostic approfondi, à savoir définir l'extension verticale de la pollution.

Ainsi les investigations de terrain ont été menées en deux phases distinctes :

- ✓ **Phase 1** : Investigations superficielles sur les parcelles des riverains,
- ✓ **Phase 2** : Investigations profondes aux alentours du « Théâtre de Verdure ».

a. Phase 1 : Investigations sur les parcelles des riverains

Dans un périmètre proche du « Théâtre de Verdure », **51 propriétés** ont été recensées. Dans un souci d'équité vis-à-vis des riverains, chaque propriété a été investiguée individuellement et l'ensemble des propriétaires et/ou locataires ont été contactés à l'avance pour expliquer la démarche entreprise.

Plusieurs configurations d'habitations ont été identifiées suite aux différentes visites de terrain. En effet, certaines maisons possèdent un potager avec un espace vert alors que d'autres sont pourvues d'une terrasse sur la majeure partie de leur jardin, limitant ainsi le transfert du sol vers l'être humain.

Ainsi, une technique d'échantillonnage a été adaptée pour chaque type de configuration et selon la superficie des zones enherbées ou cultivées. Plusieurs prélèvements ponctuels de 0 à 30 cm (*cf. photo ci-dessous*) ont été effectués sur chaque parcelle et un échantillon multi ponctuel a été effectué par mélange des échantillons ponctuels prélevés. Le document 3 localise les parcelles où les investigations ont été menées.



Exemple de localisation d'un prélèvement ponctuel au milieu d'un potager présent sur une parcelle des riverains.

L'ensemble des fiches de prélèvements sont récapitulées dans *l'annexe 2*.

⇒ **Remarque sur la profondeur d'échantillonnage :**

La profondeur des sondages effectués au niveau des parcelles riveraines du Théâtre de Verdure a été dictée par les besoins de l'EDR.

Dans le cadre de cette étude, l'évaluation des risques sanitaires est susceptible de s'intéresser aux voies d'exposition suivantes :

- ingestion de sol,
- contact cutané avec le sol,
- inhalation de poussières issues des sols,
- ingestion de végétaux cultivés au niveau de la zone contaminée,
- ingestion d'eau potable en supposant une perméation des polluants au travers des parois de la conduite,
- inhalation de gaz issus des sols.

Les trois premières voies d'exposition citées ne concernent que la partie superficielle du sol (quelques centimètres).

La voie d'exposition « ingestion de végétaux » concerne une profondeur plus importante :

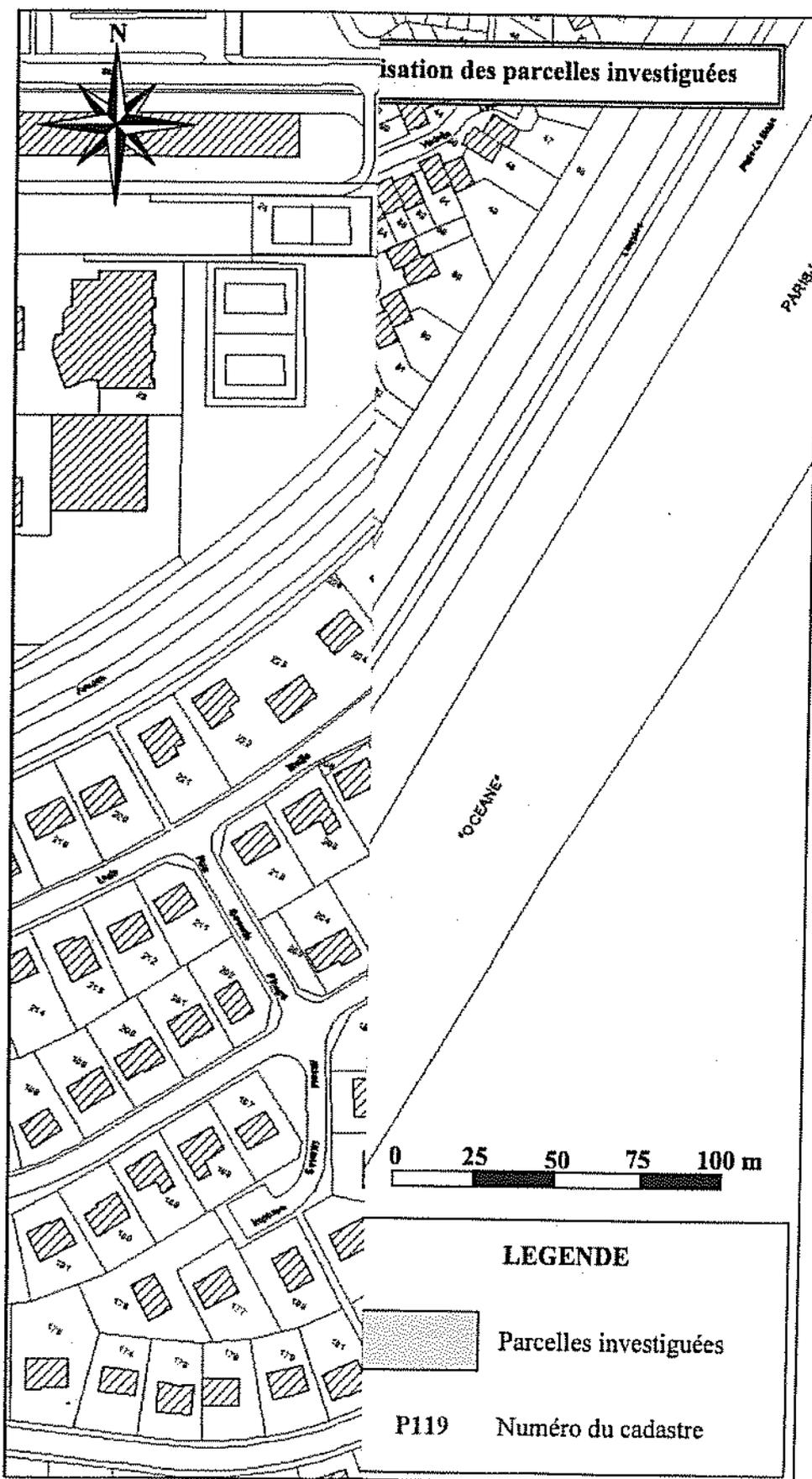
Les légumes généralement rencontrés sur le site de la « Mare aux Moines » appartiennent à la famille des légumes feuilles (salades) et des légumes fruits (tomates). La longueur des racines de ces légumes ne dépasse guère les 30 premiers centimètres. Par exemple, chez la tomate, le système racinaire est très puissant et ramifié sur les trente premiers centimètres et les radis se situent rarement au delà des 10 premiers centimètres.

La voie d'exposition « ingestion d'eau potable » concerne la profondeur à laquelle se situe la canalisation d'arrivée de l'eau. La voie d'exposition « inhalation de gaz » concerne toute pollution par des composés volatils, quelle que soit sa profondeur.

La profondeur d'échantillonnage retenue (30 cm) est justifiée au regard des premières remarques.

Notons que la constitution de cet horizon de sol (matériau d'apport ou terrain initialement en place) n'a pas d'importance dans le cadre de l'évaluation, l'essentiel étant de caractériser le milieu d'exposition. Par ailleurs, il ne serait pas réaliste de chercher à identifier pour chaque parcelle investiguée l'origine des terres présentes.

Du fait des difficultés liées à l'intervention d'un engin de forage sur l'ensemble des propriétés, les données issues des sondages plus profonds réalisés à proximité de celles-ci seront également utilisées, le cas échéant, pour les calculs liés aux deux dernières voies d'exposition.



b. Phase 2 : Investigations « Théâtre de Verdre »

L'étude de la phase 1 présentée dans le paragraphe précédent nous permet de caractériser de façon précise le risque existant en surface au niveau des parcelles de riverains. Or, il est stipulé dans le guide méthodologique, que l'un des objectifs du diagnostic approfondi est « la **mesure de l'extension de la pollution** dans les milieux de transfert (air, eau, sol, voire aussi s'il y a lieu d'être, faune, flore ou bâtiment), et ce par rapport à l'état de référence du secteur étudié, celui-ci devant être réalisé sur tous les milieux concernés ».

Ainsi, une stratégie d'investigation sur le périmètre d'étude élargi permettant à la fois de déterminer l'étendue horizontale de la pollution et son extension verticale a été mise en place.

Une approche systématique a été retenue compte tenu du niveau de connaissance de la pollution découverte à l'issue des précédentes études environnementales et compte tenu du fait qu'une pollution a été recensée en dehors des « zones contaminées » identifiée lors de l'étude historique, ceci étant dû à un fort remaniement des terres à la fin de l'exploitation de la décharge.

Une maille de 30 m par 30 m a été retenue et un échantillonnage de recherche spécifique selon une grille en losange a été mis en place. Ce maillage a été densifié sur les zones présentant un enjeu important et où l'usage du site était différent (*aire de jeux pour les enfants*).

Cette stratégie d'échantillonnage a permis d'identifier **74 stations de prélèvements** sur l'aire d'étude. Cependant, au vu des conditions d'accessibilité et de la localisation de ces stations, seuls **47 points de sondages** ont été retenus pour les raisons suivantes :

- ❑ 6 points se trouvaient dans les parcelles des riverains déjà investiguées,
- ❑ 13 points se situaient au niveau des merlons inaccessibles par les machines géotechniques,
- ❑ 8 points étaient localisés à proximité d'anciennes stations de prélèvements réalisées lors d'études antérieures.

Etant donné la configuration du site d'étude et l'épaisseur très variable des remblais susceptibles d'être pollués, les investigations de terrain ont été réalisées à la tarière mécanique hélicoïdale de diamètre 90 mm à des profondeurs différentes.

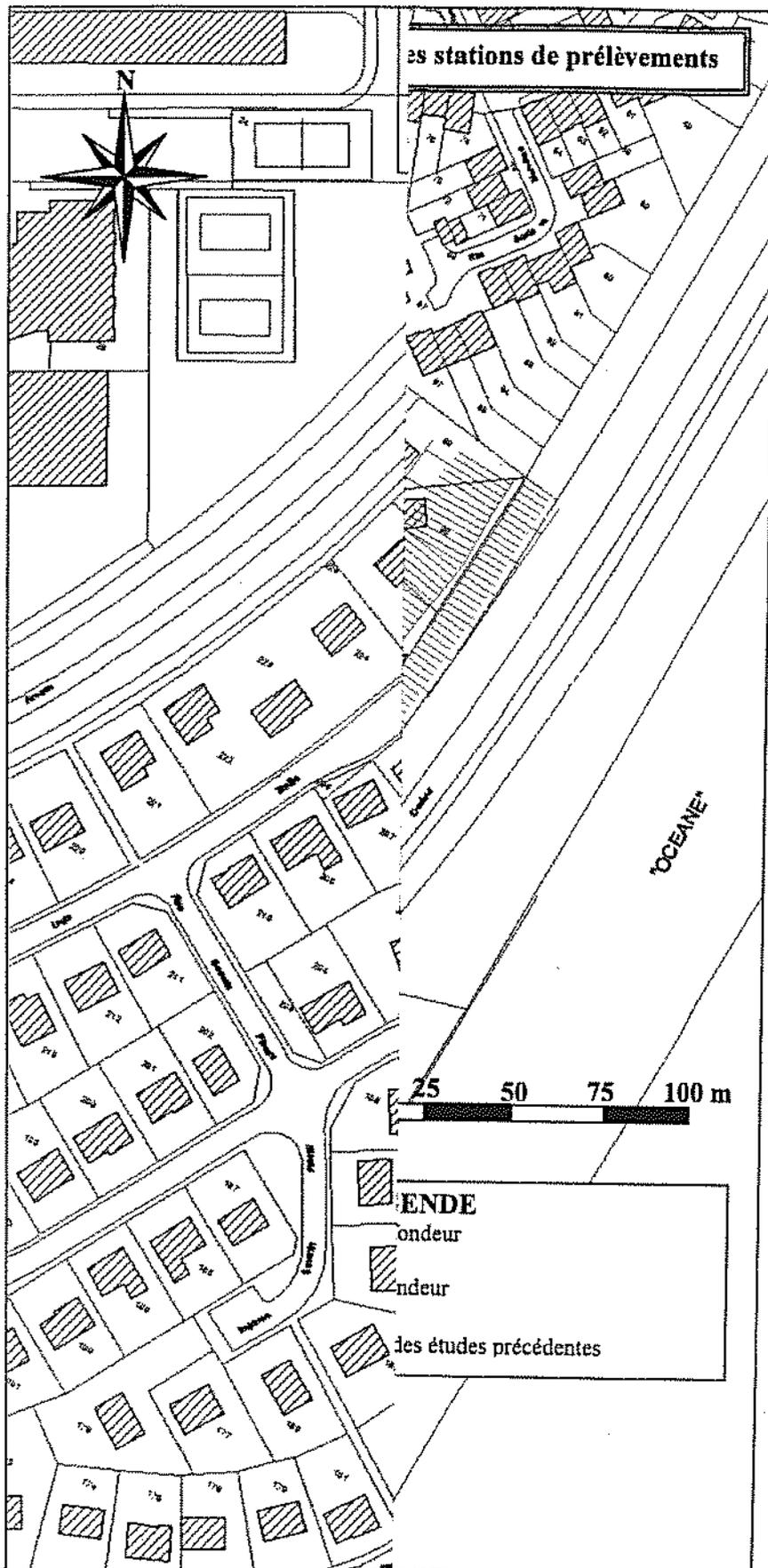
En résumé, les sondages suivants ont été réalisés sur les abords du « Théâtre de Verdre » :

- ☞ 35 sondages de 4,5 mètres de profondeur (*référéncés de R1 à R35*),
- ☞ 12 sondages variant de 7,5 à 15 mètres de profondeur (*référéncés de U1 à U12*).

Le document 4 présente la localisation des stations de prélèvements du « Théâtre de Verdre ».

⇒ Remarque sur les anciennes stations de prélèvements :

Les résultats analytiques obtenus sur les anciennes stations de prélèvements n'ont été utilisés que de façon qualitative du fait des différences d'échantillonnage, afin de ne pas introduire un biais dans l'exploitation des résultats.



	Piézomètres Pz₁
Technique de foration	Sondage destructif au tricône en diamètre 140 mm, de 0 à 30 m de profondeur Tubage provisoire en diamètre 140 mm, de 0 à 30 m de profondeur Foration réalisée à l'eau, sans emploi de boue de forage
Profondeur	30 m à partir de la cote naturelle du sol lors de l'intervention
Nappe de suivi	Nappe de la Craie
Equipement de l'ouvrage	Tubage PVC ϕ 80/88 mm lisse, de 0 à 15 m de profondeur Tubage PVC ϕ 80/88 mm crépiné, de 15 à 30 m Sobranite de 14,50 à 15 m Massif filtrant (graviers 2/4 mm) sur toute la hauteur crépinée Protection contre les infiltrations de surface : cimentation de 0 à 1 m + capot de protection avec verrou
Lieu d'implantation	Secteur de la Mare aux Moines

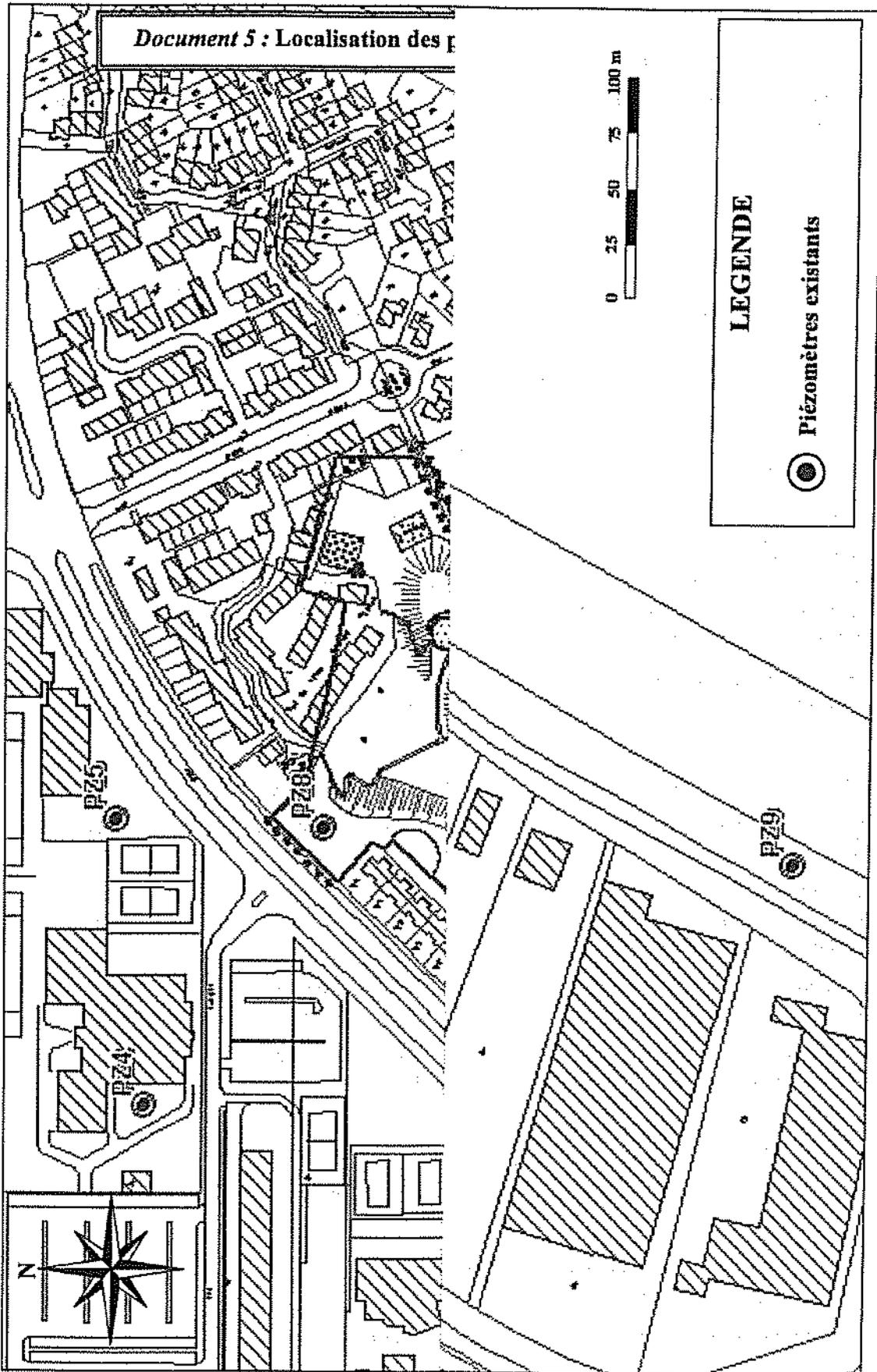
⇒ **Commentaire sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine :**

Le site de la « Mare aux Moines » est alimenté en eau potable par des canalisations en fonte, au travers desquelles les polluants présents dans le sol ne peuvent théoriquement pas transiter.

Les conduites de raccordement des parcelles privées au réseau peuvent être constituées de PVC, et certaines sont susceptibles de traverser les zones de « remblais pollués ». Il est à noter que les polluants organiques peuvent transiter par perméation au travers des parois en PVC et contaminer les eaux de consommation.

Afin d'établir un constat de la qualité des eaux distribuées, un prélèvement d'eau potable a été effectué chez un particulier.

Le programme analytique appliqué sur cet échantillon complémentaire comprend les métaux et les HAP. La parcelle concernée par le prélèvement est la parcelle P110 située rue Nicolas Lorin.



VI.3.3. Sur le milieu « AIR »

Les investigations du milieu « Air » ont porté à la fois sur les propriétés des riverains et le secteur central du « Théâtre de Verdure » (en particulier la zone de l'aire de jeux).

Afin de lever tous les doutes éventuels sur la présence de composés volatils susceptibles de se transférer dans l'air ambiant, le protocole d'investigations présenté ci-dessous a été appliqué.

a. Mesures des gaz du sol

Les études précédentes ont montré la présence, au niveau des sols et des eaux souterraines, de composés organiques volatils tels que le **trichloroéthylène (TCE)**. Par ailleurs, étant donné l'activité passée du site qui concernait le stockage d'ordures ménagères, des **biogaz** sont susceptibles d'être présents au niveau des sols.

Plusieurs approches en parallèle ont été appliquées sur le site du « Théâtre de Verdure » pour quantifier de la façon la plus précise ces deux types de composés volatils.

⇒ **Détection du TCE au niveau des gaz dans le sol :**

Le tube Dräger permet d'identifier les substances toxiques sous forme de gaz : l'air est pompé dans le tube et un changement de couleur confirme la présence de contaminants. Le modèle utilisé dans le cadre de cette étude était spécifique à la détection du TCE et pouvait indiquer la quantité approximative des contaminants à l'aide d'un code de couleurs.

Vingt « piézairs » ont été installés sur l'ensemble du site d'étude, comme indiqué sur le document 6. Les mesures par tube Dräger ont été menées par l'intermédiaire de ces ouvrages.

⇒ **Analyses complémentaires des COHV et BTEX dans les gaz du sol :**

Suite aux investigations menées sur les sols dans le cadre du diagnostic approfondi, la présence de plusieurs composés de la famille des COHV et des BTEX a été observée.

Une première modélisation du transfert de ces polluants vers l'air ambiant au niveau des parcelles riveraines du « Théâtre de Verdure » a mis en évidence un rôle potentiellement important de ces composés dans l'évaluation du risque.

Afin de mieux cerner le risque lié à la présence de ces substances dans le sous-sol du site, une nouvelle série de 12 « piézairs » a été implantée afin de procéder à des mesures affinées.

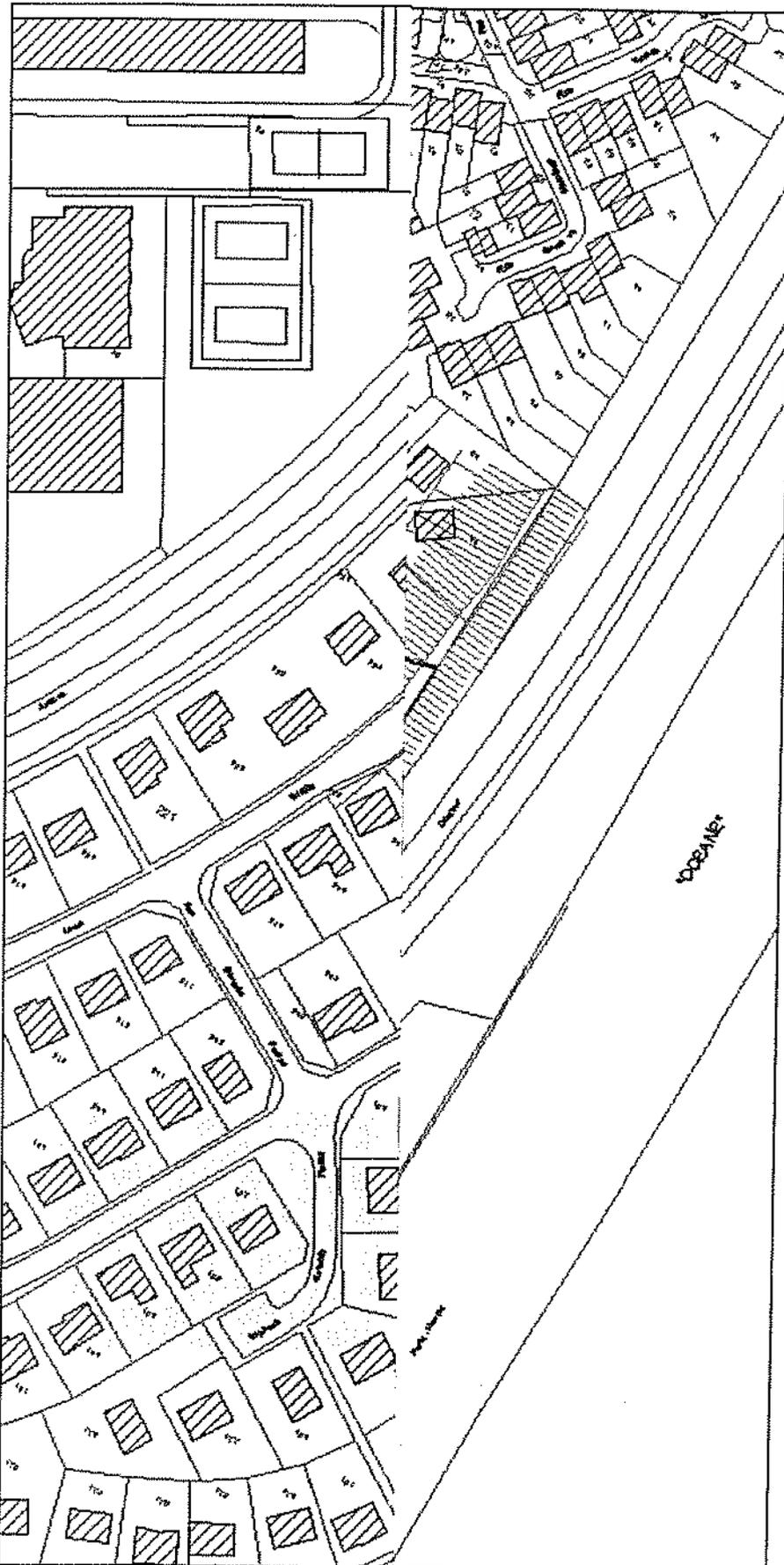
Quatre ouvrages (n°1 à 4) ont été positionnés au niveau des parcelles proches des sols présentant les plus fortes teneurs en COHV et BTEX (sondages U7 et R31).

8 autres « piézairs » (n°5 à n°10, CA01 et CA02) ont été placés au niveau des parcelles pour lesquelles une première modélisation avait indiqué un risque significatif.

Les ouvrages mis en place sont constitués de la façon suivante :

- profondeur : 1,5 m
- équipement : tube PVC crépiné diamètre 43 mm, cimentation en tête de forage, capot de protection cadenassé

Leur implantation est indiquée sur le document 6, en page suivante (en noir).



⇒ **Mesure des biogaz :**

Pour mesurer les biogaz éventuellement présents au niveau des gaz des sols, une technique similaire à la précédente a été employée. En effet, les « piézairs » installés sur le site ont été utilisés afin d'introduire la sonde de l'analyseur de Biogaz de type GA-2000.

Ensuite, l'analyseur, relié à une pompe, prélève une quantité d'air qu'il analyse soit par infrarouge soit grâce à une cellule électrochimique pour déterminer les concentrations des gaz suivants : CH₄, O₂ et CO₂.

⇒ **Remarque sur les sous-sols d'habitations :**

Même si la majorité des maisons ont été construites de plain-pied sur le site du « Théâtre de Verdure », il existe quelques habitations édifiées sur un sous-sol. Elles correspondent aux 5 parcelles P102, P103, P106, P110 et P111. Au niveau de ces habitations, les mesures à la sonde PID ont été effectuées à une profondeur de 2 mètres (sauf refus du sol lors de l'implantation de la tige).

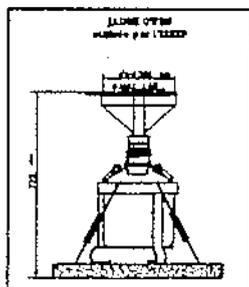
De plus, des mesures de TCE à l'aide d'un tube Dräger et des mesures de Biogaz ont été réalisées dans les sous-sols de deux habitations : parcelle n°110 et n°111. Le protocole et le matériel utilisé ont été identiques aux mesures réalisées sur les piézairs.

b. Mesures des poussières dans l'air

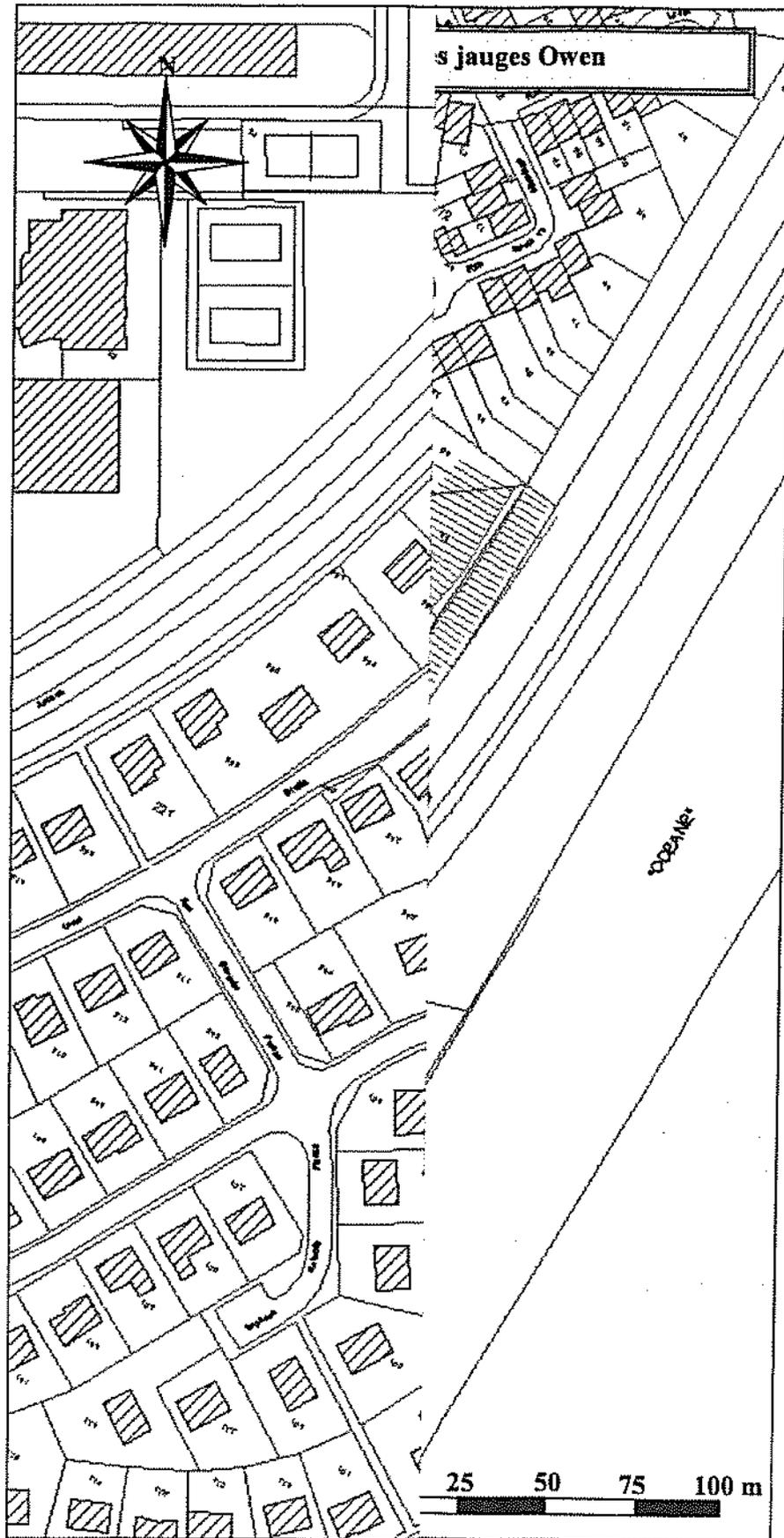
On définit les poussières sédimentables comme étant toutes les particules se déposant dans des appareils ou jauges, conçus à cet effet. Elles ne sont pas définies par des caractéristiques physiques intrinsèques (diamètre, surface, densité, ...), mais en référence à un mode de prélèvement.

Les poussières sédimentables sont constituées de particules de diamètre aérodynamique très variable, mais certes supérieur à quelques microns.

L'instrument de mesures de ces poussières est la jauge Owen, instrument normalisé en Grande-Bretagne et en France; il s'agit d'un récipient cylindrique en polypropylène, muni d'un entonnoir et placé dans un support métallique, rendu solidaire de petits socles en béton. Les jauges sont placées, relevées et les échantillons analysés par la suite.



Afin de mesurer avec précision les poussières présentes dans l'atmosphère du site, 10 jauges ont été disposées pendant une durée de 1 mois sur des points stratégiques (cf. document n°7) du site d'étude pour récupérer à la fois les poussières sur un filtre et les eaux de pluie.



c. Mesures de l'air ambiant

10 mesures ont été réalisées, pendant une durée de 4h, à l'aide d'une pompe placée à 1 m de hauteur du sol (taille moyenne d'un enfant). Les analyses ont été effectuées à l'extérieur sur les parcelles des riverains afin de quantifier au mieux la présence éventuelle de polluants. Le document 8 présente la localisation des parcelles investiguées.

⇒ *Méthodologie du prélèvement et de l'analyse*

La méthodologie consiste à faire passer, à l'aide d'une pompe de prélèvement, l'air échantillonné au travers d'un matériau adsorbant (Charbon Actif) chargé de piéger les composés gazeux destinés à être analysés.

⇒ *Principe de mise en œuvre des matériels sur le terrain :*

Le dispositif de prélèvement est constitué dans l'ordre :

- d'une pompe de prélèvement autonome à débit constant et à compensation de perte de charge. Son débit est réglé avant le prélèvement et vérifié à l'issue ;
- d'un système de raccordement en Y pour relier à la pompe 2 supports de piégeage disposés en parallèle ;
- de 2 tubes en verre chargés de Charbon Actif.

Une fois l'ensemble de prélèvement raccordé, les opérations suivantes sont réalisées :

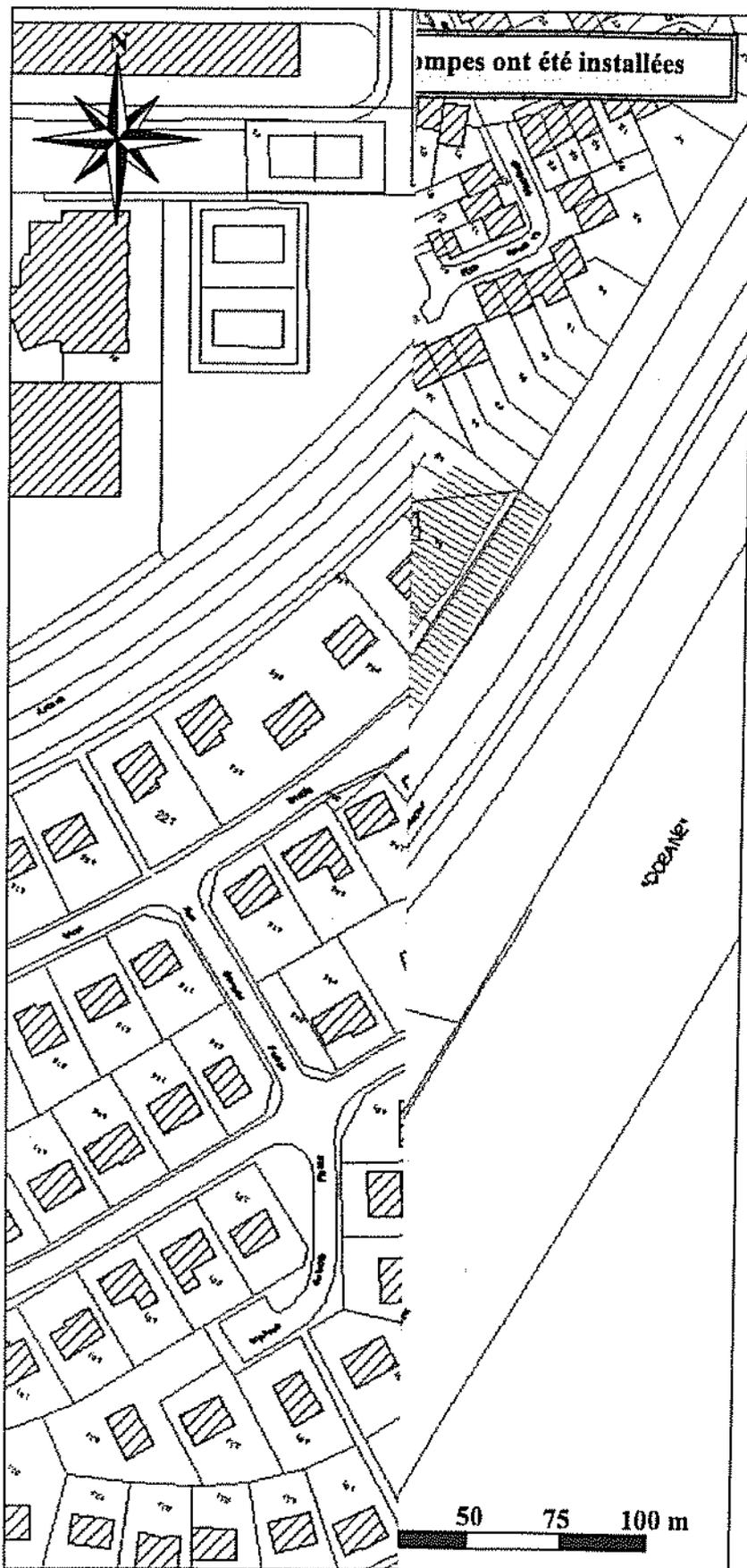
- démarrage de la pompe ;
- réglage du débit d'aspiration de la pompe à l'aide d'un débitmètre à bille, à un débit de consigne double de celui attendu sur chacun des 2 tubes de Charbon actif connectés ;
- vérification du débit gazeux en entrée de chaque tube de charbon actif. Le dispositif est prêt pour le prélèvement.

Sur la fiche de renseignement sont précisées toutes les informations relatives aux conditions dans lesquelles se déroule le prélèvement, dont les heures de début et de fin de l'échantillonnage. En fin de prélèvement, les débits d'aspiration en entrée de chacun des tubes de Charbon Actif sont contrôlés. Le débit d'aspiration moyen, par support de piégeage, est déduit et conjugué à la durée de prélèvement. Il permettra de connaître le volume précis d'air échantillonné.

Ultérieurement et respectivement pour chaque échantillon, les masses déterminées par l'analyse en laboratoire des composés piégés sont divisées par les volumes d'air prélevés. Les valeurs obtenues déterminent les concentrations des composés gazeux aux points de prélèvement.

⇒ *Normes ou méthodes de prélèvement en usage :*

La méthode utilisée se réfère à la norme de prélèvement NF X 43-252 « Qualité de l'air – Air des lieux de travail – Echantillonnage et analyse des polluants gazeux sur charbon actif. Prélèvement par pompage. »



VI.4. PRESENTATION DES TECHNIQUES DE PRELEVEMENTS ET DE LA CHAÎNE ANALYTIQUE RETENUE

VI.4.1. Sur le milieu « SOL »

a. Sur les parcelles des riverains

La technique d'échantillonnage retenue est la prise d'échantillon à la tarière manuelle sur une profondeur de 30 cm. 2 à 3 échantillons ponctuels par parcelle ont été réalisés en fonction de la configuration de chaque parcelle (cf. annexe 2) et un échantillon multi ponctuel, obtenu par mélange des échantillons ponctuels, a été préparé in situ.

Le conditionnement des échantillons de sol a respecté les restrictions de la norme NF ISO 10381 et le flaconnage a été adapté en fonction des analyses à réaliser.

Les échantillons ont été envoyés par la suite en enceinte réfrigérée, à une température maintenue à 4°C, au laboratoire d'analyse présenté dans le paragraphe I.4. du chapitre 1 dans un délai de 24 heures.

Les analyses ont été ensuite réalisées selon les normes suivantes et avec les limites de quantification présentées dans le tableau ci-dessous.

Espèce	Norme associée	Eléments	AMA 254	ICP-AES VARIAN
			solides (mg/kg)	solides (mg/kg)
Métaux lourds	NF EN ISO 11885 Par ICP AES	Al	-	5
		Sb	-	1
		Ag	-	10
		As	-	1
		Ba	-	1
		Be	-	1
		Cd	-	1
		Co	-	1
		Cr	-	5
		Cu	-	5
		Hg	0.1	-
		Mn	-	1
		Mo	-	1
		Ni	-	20
		Pb	-	5
		Se	-	10
Tl	-	5		
V	-	1		
Zn	-	10		

Espèce	Norme associée	Eléments	Limites de Quantification
COV (Composés Organiques Volatils)	NF EN ISO 10301 Par HS/GC/MS	Ensemble des éléments	0,05 à 0,2 mg/kg-MS
HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques)	XP 33-012	Tout sauf acénaphthylène	0,05 mg/kg-MS
		acénaphthylène	0,1 mg/kg-MS

b. Sur le « Théâtre de Verdure »

Les prélèvements d'échantillons de sols ont été réalisés à la tarière mécanique de diamètre 90 mm. Les fiches descriptives de chaque station de sondages sont regroupées dans l'annexe 3. La méthode retenue permet d'obtenir des échantillons non ou peu remaniés.

Après chaque sondage, les tiges de tarière ont été changées ou nettoyées à la brosse et à l'eau claire afin d'éviter toute contamination des autres prises d'échantillons.

Au droit de chacun des points de suivi, un échantillon élémentaire a été produit selon le protocole suivant :

- 1 échantillon surfacique de 0 à 30 cm,
- 1 échantillon élémentaire produit par passe de 1,5 m pour les profondeurs suivantes.

La profondeur maximale d'échantillonnage a varié selon la nature des sols rencontrés. Le tableau de la page suivante récapitule les caractéristiques des différents échantillons.

L'ensemble des prélèvements, conditionnés dans des bocaux en verre, ont ensuite été maintenus à une température de 4°C avant d'être transmis dans les délais les plus brefs au laboratoire pour analyses.

La chaîne analytique retenue est identique à celle choisie pour les investigations chez les riverains.

Réf.	Profondeur atteinte à la tarière	Nombre d'échantillons élémentaires	Profondeur de prélèvement (en m)				Références des échantillons
			0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	
R1	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R1-1 à R1-4
R2	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R2-1 à R2-4
R3	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R3-1 à R3-4
R4	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R4-1 à R4-4
R5	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R5-1 à R5-4
R6	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R6-1 à R6-4
R7	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R7-1 à R7-4
R8	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R8-1 à R8-4
R9	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R9-1 à R9-4
R10	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R10-1 à R10-4
R11	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R11-1 à R11-4
R12	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R12-1 à R12-4
R13	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R13-1 à R13-4
R14	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R14-1 à R14-4
R15	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R15-1 à R15-4
R16	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R16-1 à R16-4
R17	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R17-1 à R17-4
R18	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R18-1 à R18-4
R19	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R19-1 à R19-4
R20	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R20-1 à R20-4
R21	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R21-1 à R21-4
R22	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R22-1 à R22-4
R23	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R23-1 à R23-4
R24	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R24-1 à R24-4
R25	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R25-1 à R25-4
R26	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R26-1 à R26-4
R27	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R27-1 à R27-4
R28	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R28-1 à R28-4
R29	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R29-1 à R29-4
R30	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R30-1 à R30-4
R31	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R31-1 à R31-4
R32	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R32-1 à R32-4
R33	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R33-1 à R33-4
R34	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R34-1 à R34-4
R35	4,5 m	4	0-30 cm	0,3 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 4,5	R35-1 à R35-4

Réf.	Profondeur atteinte à la tarière	Nbr. éch. élém.	Profondeur de prélèvement (en m)										Références des échantillons
			0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0	9-10,5	10,5-12	12-13,5	
U1	13,5 m	10	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0	9-10,5	10,5-12	12-13,5	U1-1 à U1-10
U2	9,0 m	7	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0				U2-1 à U2-7
U3	9,0 m	7	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0				U3-1 à U3-7
U4	7,5 m	6	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5					U4-1 à U4-6
U5	12,0 m	9	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0	9-10,5	10,5-12		U5-1 à U5-9
U6	10,5 m	8	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0	9-10,5			U6-1 à U6-8
U7	6,0 m	5	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0						U7-1 à U7-5
U8	7,5 m	6	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5					U8-1 à U8-6
U9	12,0 m	9	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0	9-10,5	10,5-12		U9-1 à U9-9
U10	7,5 m	6	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5					U10-1 à U10-6
U11	9,0 m	7	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0				U11-1 à U11-7
U12	9,0 m	7	0-0,3	0,3-1,5	1,5-3,0	3,0-4,5	4,5-6,0	6,0-7,5	7,5-9,0				U12-1 à U12-7

c. Levée de doute concernant le risque radioactif

Les mesures de la radioactivité ont été réalisées en laboratoire sur des échantillons moyens de sols correspondant chacun à une localisation unique sur le site d'étude. Au total, 25 échantillons ont été envoyés et analysés par le laboratoire MSIS.

Les méthodes d'analyse employées sont présentées ci-dessous.

⇒ Détection à l'aide de l'ictomètre :

Le matériel utilisé pour la détection qualitative des rayonnements α et β est le suivant :

- Ictomètre MIP 10
- Echelle de comptage ECM21
- Sondes α et β
- Château de protection en plomb.

La durée de comptage a été définie en sorte d'obtenir une limite de détection équivalente à :

- < 0,04 Bq.cm⁻² en α à la surface de l'échantillon
- < 0,4 Bq.cm⁻² en β à la surface de l'échantillon

L'ictomètre est un appareil de mesure de la radioactivité ne déterminant pas directement une grandeur radiologique (activité en Bq ou dose en Gray ou Sievert), mais dont l'indication (coups par seconde, en général) est reliée à cette grandeur par des règles spécifiques.

⇒ *Analyse par spectrométrie gamma :*

L'analyse par spectrométrie gamma a utilisé le matériel suivant :

- Détecteur : diode GeHP 40% équivalent NaI
- Electronique : Inspector 2000
- Logiciel : Génie 2000

Le rayonnement gamma est un rayonnement analogue à celui de la lumière, mais beaucoup plus énergétique. On appelle "photon" la particule associée à ce rayonnement.

D'où l'idée que si l'on dispose d'un appareil qui permet d'une part de mesurer exactement l'énergie des photons gamma émis et d'autre part d'en comptabiliser le nombre pendant une certaine durée, on peut alors identifier les radioéléments présents et déterminer leur activité. Cet appareil d'analyse est le spectromètre gamma.

La mesure a été réalisée dans une gamme d'énergie de 50 keV à 2MeV sur des échantillons identiques de 0,5 à 1 L. En l'absence de détection, la limite de détection est calculée pour des radioéléments les plus significatifs et de longue période : Ra226, Th232, Cs137.

VI.4.2. Sur le milieu « EAU SOUTERRAINE »

La réalisation des prélèvements d'eau souterraine a respecté les recommandations de la norme FX X 31-615 qui sont résumées ci-dessous :

- *Mesures préalables :*
 - Vérifier l'absence de colmatage,
 - Connaître le niveau piézométrique ainsi que la profondeur totale de l'ouvrage,
 - Constater, si nécessaire, l'épaisseur des flottants à l'aide d'une sonde double interface,
- *Purge préalable :* pompage à l'aide d'une pompe 2'' permettant d'extraire 5 fois le volume d'eau contenu dans le piézomètre, à un débit constant avec la récupération des eaux prélevées dans des bidons étanches,
- *Collecte des échantillons :* prélèvement à l'aide d'un « bailer » à usage unique dans un flaconnage approprié
- *Conservation et transport* des échantillons dans un délai le plus court possible (au maximum 12 h)

Le conditionnement et le transport des échantillons d'eau sont adaptés au type d'analyses effectuées et conformes au projet de normes en vigueur.

La chaîne analytique retenue est présentée dans le tableau ci-après.

Espèces	Eléments	Norme associée	Limites de Quantification
pH	-	NF T 90-029	-
Hydrocarbures	Hydrocarbures totaux (HCT)	XP T 90-114	0,5 mg/L
	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	NF T 90-115	0,01 µg/L (sauf acénaphthylène 0,02 µg/L)
	Composés Aromatiques BTEX	NF ISO 11423-1	0,5 à 1 µg/L
	Composés Organo Halogénés Volatils (COHV)	NF EN ISO 10301	0,5 à 5 µg/L
Métaux lourds	Liste de 15 composés	NF T 90-029	Voir tableau ci-après

Eléments	Limites de quantification (mg/L)
Aluminium	0.05
Antimoine	0.02
Arsenic	0.005
Beryllium	0.005
Cadmium	0.005
Chrome	0.005
Cobalt	0.005
Cuivre	0.01
Manganèse	0.005
Mercure	0.2
Molybdène	0.005
Nickel	0.005
Plomb	0.005
Thallium	0.02
Vanadium	0.005
Zinc	0.02

VI.4.3. Sur le milieu « AIR »

La campagne d'investigations sur le milieu « AIR » a été fortement décrite dans le paragraphe II.3.3.

⇒ Mesures sur les gaz du sol

▪ Détection du TCE au niveau des gaz dans le sol et mesure des biogaz

Les mesures ont été effectuées in situ de la façon décrite précédemment. Aucun échantillon n'a été prélevé.

▪ Analyses complémentaires des COHV et BTEX dans les gaz du sol

Le prélèvements ont été effectués plusieurs jours après la pose des ouvrages décrits dans le paragraphe VI.3.3, afin de permettre au milieu air du sol de retrouver un état d'équilibre.

Le protocole de prélèvement suivi est semblable à celui utilisé pour les mesures de l'air ambiant. Le dispositif est constitué de :

- une pompe de prélèvement à débit constant,
- un tube flexible permettant de descendre d'environ 30 cm à l'intérieur du « piézair »,
- un tube en verre chargé de charbon actif.

Pendant le prélèvement, l'étanchéité a été assurée par un bouchon à l'exacte dimension du « piézair », percé d'un orifice de la taille du tube flexible reliant la pompe au tube de charbon actif. Les échantillons ont été conservés au frais et à l'ombre et transmis dans les 24 h au laboratoire chargé des analyses (laboratoire certifié COFRAC).

Les seuils de détection dans l'air des substances analysées dépendent de trois facteurs :

- la limite de quantification du laboratoire sur les tubes de charbon actif,
- la durée du pompage de prélèvement,
- le débit du pompage.

La durée de pompage a été de 4 heures, soit 240 minutes. Le débit a été de 1,1 l/min.

Ainsi les concentrations minimales mesurables dans la phase air du sol sont les suivantes :

Composé analysé	LQI laboratoire (µg/tube)	Volume d'air prélevé (m ³)	Seuil de détection air (µg/m ³)
Dichlorométhane	25	0,264	95
Chlorure de vinyle	5	0,264	19
1,1-dichloroéthylène	10	0,264	38
Trans 1,2-dichloroéthylène	10	0,264	38
1,1-dichloroéthane	10	0,264	38
Cis 1,2-dichloroéthylène	10	0,264	38

Composé analysé	LQI laboratoire (µg/tube)	Volume d'air prélevé (m ³)	Seuil de détection air (µg/m ³)
Bromochlorométhane	25	0,264	95
Chloroforme	10	0,264	38
1,1,1-trichloroéthane	10	0,264	38
Tétrachlorure de carbone	5	0,264	19
Benzène	5	0,264	19
1,2-dichloroéthane	5	0,264	19
Trichloroéthylène	5	0,264	19
Dibromométhane	25	0,264	95
Bromodichlorométhane	25	0,264	95
Toluène	5	0,264	19
Tétrachloroéthylène	5	0,264	19
1,1,2-trichloroéthane	25	0,264	95
Dibromochlorométhane	10	0,264	38
1,2-dibromoéthane	5	0,264	19
Ethylbenzène	5	0,264	19
m+p - xylène	5	0,264	19
o - xylène	5	0,264	19
Bromoforme	25	0,264	95

⇒ *Mesures de l'air ambiant :*

L'ensemble des prélèvements a été réalisé à l'aide d'une pompe permettant de prélever l'air au travers d'un matériau adsorbant (Charbon Actif). Les tubes de Charbon Actif ainsi prélevés ont ensuite été envoyés au laboratoire d'analyse dans les plus brefs délais.

Les composés gazeux ainsi piégés sont désorbés du matériau adsorbant à l'aide d'un solvant spécifique et sont ensuite injectés dans les systèmes d'analyse adaptés aux paramètres dosés : les Hydrocarbures Totaux par Infrarouge et les COHV / BTEX par Head space/GC/MS.

Les limites de quantification des différents composés sont rappelées sur les procès verbaux d'analyses.

⇒ *Analyses des poussières :*

Les bidons collectés après avoir laissé les jauges pendant une durée de 1 mois ont été envoyés en enceinte réfrigérée à une température de 4°C au laboratoire dans un délai maximal de 24 heures après le dernier jour de pose.

Seuls les métaux lourds ont été analysés sur les poussières.

A l'issue de la période de prélèvements, une analyse portant à la fois sur les métaux solubles correspondant à la voie de transfert vers les légumes et les métaux insolubles correspondant à la voie de transfert d'inhalation de poussière a été réalisée.

La méthode analytique des mesures des concentrations en métaux lourds sur les poussières est la méthode ICP-AES d'après la norme NF EN ISO 11 885 pour les matrices EAU et SOL. Les limites de quantification sont rappelées dans le tableau ci-dessous.

Eléments	SOL	EAU
	Limites de quantification (mg/kg-MS)	Limites de quantification (mg/L)
Aluminium	5	0.05
Antimoine	1	0.02
Argent	5	0.01
Arsenic	1	0.005
Baryum	1	0.005
Beryllium	1	0.005
Cadmium	1	0.005
Chrome	5	0.005
Cobalt	1	0.005
Cuivre	5	0.01
Manganèse	1	0.005
Mercure	0.1	0.2
Molybdène	1	0.005
Nickel	20	0.005
Plomb	5	0.005
Selenium	10	0.01
Thallium	5	0.02
Vanadium	1	0.005
Zinc	5	0.02

VI.5. NOUVELLES INVESTIGATIONS POSTERIEURES A SEPTEMBRE 2005

Une première évaluation des risques pour la santé a été réalisée (rapport de septembre 2005). Cette évaluation a fait apparaître la nécessité de recueillir davantage de données concernant deux sources potentielles de risque : les composés organiques volatils (COHV et BTEX) présents dans les gaz du sol et l'arsenic présent dans les sols du site.

Une nouvelle campagne d'investigations a donc été menée, ayant pour objectifs :

- la caractérisation précise de la forme de l'arsenic rencontré dans les sols sur l'ensemble de la zone d'étude,
- la vérification de la présence de composés organiques volatils au sein des gaz du sol au niveau de l'ensemble des parcelles privées incluses dans la zone d'étude.

De plus, une nouvelle campagne de mesure de la radioactivité a été menée sur site.

VI.5.1. Sur le milieu « SOL »

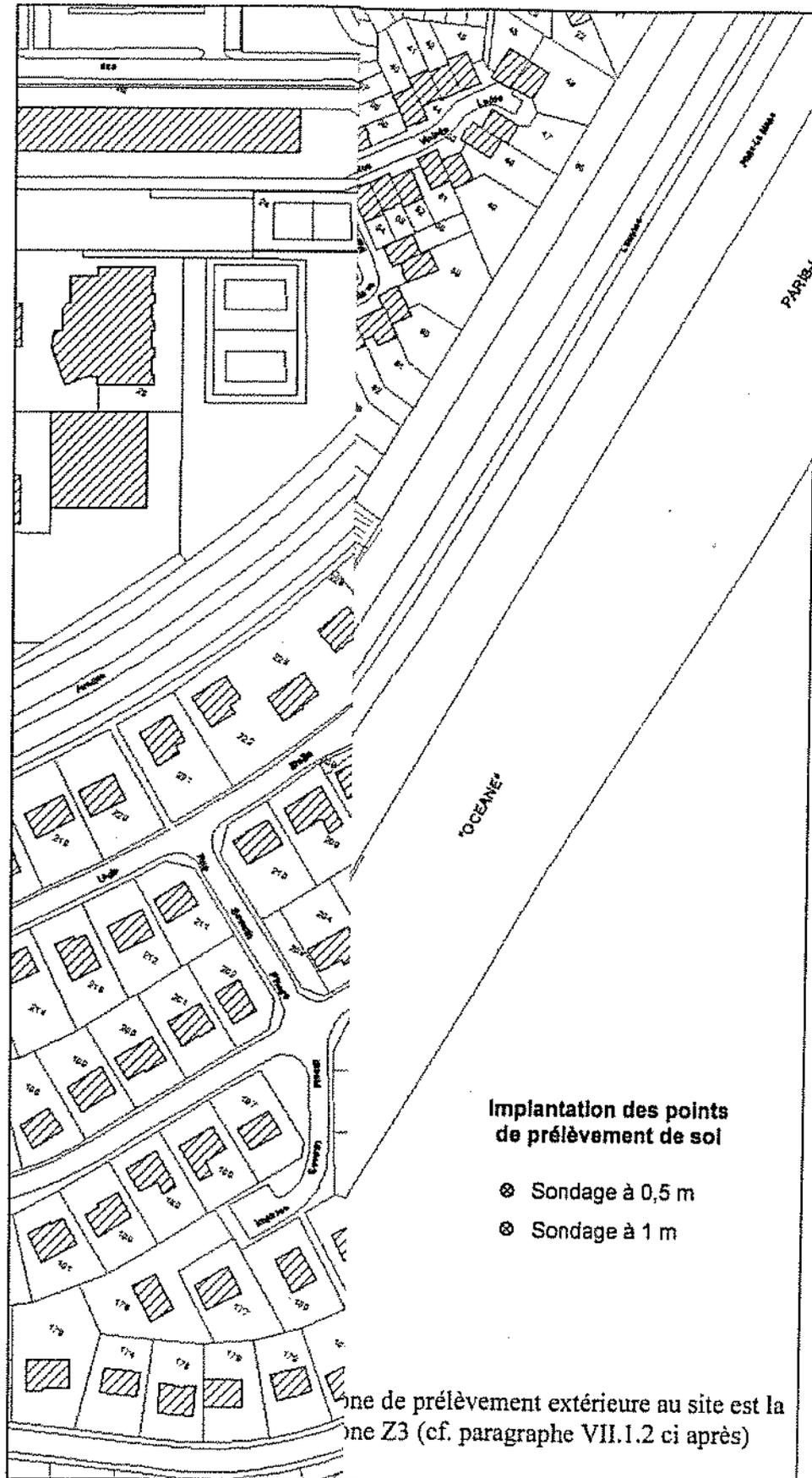
La reconnaissance complémentaire de la qualité des sols a porté sur 6 parcelles de riverains, sur un point de l'espace public (près de l'ancienne aire de jeux) et sur un autre externe au site pour mesure du fond géochimique. Le plan en page suivante situe les points de prélèvement.

Les parcelles privées investiguées ont été choisies de manière à couvrir de façon homogène l'ensemble du secteur d'étude.

Sur chacune des 6 parcelles et sur les deux points supplémentaires, la méthodologie suivante a été appliquée :

- réalisation de 5 sondages à la tarière manuelle à 50 cm de profondeur,
- constitution d'un échantillon moyen représentatif des sols de surface de la zone,
- analyse de l'arsenic total, du fer ferreux et du fer ferrique sur chaque échantillon,
- analyse de l'arsenic et du fer sur éluat de sol, après lixiviation 1 x 24h,
- analyse par spéciation pour distinguer As III et As V,
- examen de la fraction mobile à pH 4 et en milieu saturé en CaCO_3 pour les deux échantillons les plus chargés en arsenic.

En outre, un sondage parmi les cinq a été approfondi jusqu'à 1 mètre pour observation.



VI.5.2. Sur le milieu « AIR »

Afin de vérifier la présence de composés organiques volatils sous forme gazeuse dans les sols de l'ensemble des parcelles, la méthode de la tige battue a été employée. Celle-ci consiste à enfoncer une tige creuse munie d'une pointe perdue entre 0,5 et 1 m dans le sol. Le tube d'échantillonnage ainsi créé est développé grâce à un aspirateur industriel durant 5 à 10 minutes. Les gaz du sol sont ensuite échantillonnés à l'aide d'une pompe au débit calibré, et analysés par un capteur PID.

La sonde de mesure PID (détecteur à photo-ionisation) permet d'obtenir un indice global de pollution de l'air par les COV. Cet indice, donné en dixièmes de ppm, est à considérer d'un point de vue qualitatif.

En complément de ces mesures, 20 prélèvements sur tubes de charbons actifs ont été réalisés par l'intermédiaire des tiges préalablement développées (14 prélèvements), ou après implantation de nouvelles tiges (6 prélèvements).

La méthodologie de ces prélèvements est la même que celle employée sur les « piézairs » (cf. paragraphe VI.4.3), à la différence près que la durée de pompage a été de 20 minutes.

Les échantillons ont ensuite été transmis au laboratoire pour analyse des COHV et BTEX (24 composés). Les résultats fournis peuvent être considérés d'un point de vue quantitatif.

Par mesure directe au capteur PID ou par prélèvement sur charbon actif, le milieu air du sol a été analysé sur l'ensemble des 51 parcelles privatives intégrées au périmètre d'étude.

VI.5.3. Levée de doute concernant le risque radioactif

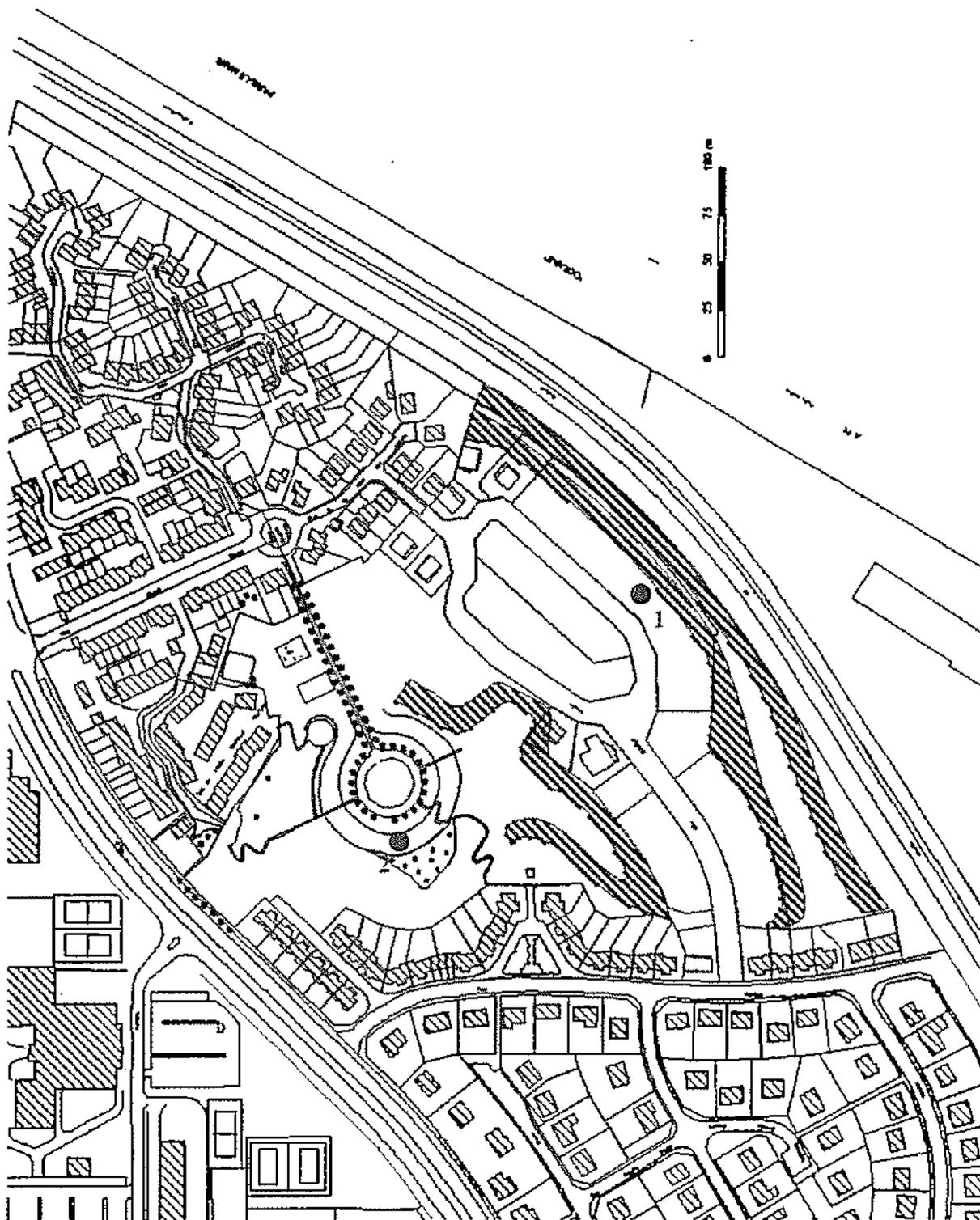
Afin de compléter les mesures sur échantillons, peu adaptées au cas d'une source ponctuelle présente dans le sous-sol du secteur d'étude, de nouvelles mesures radiologiques ont été mises en œuvre sur le terrain.

La société MSIS est intervenue le 7 octobre 2005 sur le site afin de rechercher des traces de radioactivité surfacique. La détection de radioactivité s'effectue au moyen d'un détecteur NaI portable (SPP2 et Inspector 1000), dont le détecteur est placé à 50 cm du sol.

Des mesures par balayage de la surface par bande espacée de 3 m sont effectuées, le quadrillage étant affiné en cas de variation du bruit de fond de manière à repérer les éventuels « points chauds ». Le secteur couvert correspond à la zone d'étude, hors terrains privatifs et espaces boisés.

Un spectre gamma est réalisé en deux endroits distincts afin de garantir l'absence de radioactivité d'origine artificielle en surface. La durée du comptage est de 30 minutes pour chaque acquisition.

Points d'acquisition du spectre gamma



VII. PRESENTATION DES RESULTATS BRUTS ET INTERPRETATION

VII.1. RESULTATS DU DIAGNOSTIC « SOL »

VII.1.1. Notes sur le fond géochimique

Une analyse concernant le fond géochimique a été réalisée en utilisant la bibliographie disponible à l'heure actuelle. Seuls certains composés sont référencés dans le secteur de Chartres et avec un degré de précision faible. Ainsi, une base de donnée nationale a été utilisée pour extraire certaines valeurs.

Devant le manque de données sur les teneurs naturelles en éléments traces métalliques dans les sols, l'INRA a lancé en 1994 un programme de recherche intitulé "Apports d'une Stratification Pédologique pour l'Interprétation des Teneurs en Éléments Traces". L'objectif principal était d'acquérir enfin des références sérieuses sur les concentrations en éléments traces dans les sols.

Ce travail a été réalisé en tenant le plus grand compte des types de sols et des matériaux géologiques parentaux, en privilégiant les sites forestiers, supposés presque indemnes d'apports d'origine humaine, et en analysant l'ensemble des horizons constituant les sols et pas seulement la couche de surface.

	Sols « ordinaires » de toutes granulométries	Anomalies naturelles modérées	Fortes anomalies naturelles
As	1.0 à 25.0	30 à 60	60 à 284
Cd	0.05 à 0.45	0.70 à 2.0	2.0 à 46.3
Cr	10 à 90	90 à 150	150 à 3180
Co	2 à 23	23 à 90	105 à 148
Cu	2 à 20	20 à 62	65 à 160
Hg	0.02 à 0.10	0.15 à 2.3	
Ni	2 à 60	60 à 130	130 à 2076
Pb	9 à 50	60 à 90	100 à 10180
Se	0.10 à 0.70	0.8 à 2.0	2.0 à 4.5
Tl	0.10 à 1.7	2.5 à 4.4	7.0 à 55.0
Zn	10 à 100	100 à 250	250 à 11426

*Teneurs totales en éléments traces dans les sols (France)
Gamme de valeurs « ordinaires » et d'anomalies naturelles
(concentrations exprimées en mg/kg-MS)*

Source : Programme INRA - ASPITET

Une autre source de données, le référentiel pédo-géochimique en région Nord - Pas de Calais a été utilisée afin d'établir une corrélation entre le type de terrain rencontré et les teneurs moyennes mesurées :

Caractéristiques physico-chimiques des sols issus des limons

Paramètres	Unité	Effectif	Minimum	Médiane	Moyenne arith.	Maximum
Al total	g.kg ⁻¹	38	34.2	41.2	41.6	49.4
As total	mg.kg ⁻¹	38	5.7	8.5	8.6	13.5
Cd total	mg.kg ⁻¹	38	0.23	0.41	0.43	0.93
Co total	mg.kg ⁻¹	38	6.5	9.2	9.4	12.1
Cr total	mg.kg ⁻¹	38	44.6	54.5	55.2	69.7
Cu total	mg.kg ⁻¹	38	8.7	15.8	16.1	32.7
Hg total	mg.kg ⁻¹	38	0.03	0.065	0.083	0.264
Sb total	mg.kg ⁻¹	38	0.41	0.65	0.70	1.13
Zn total	mg.kg ⁻¹	38	41.5	65.8	65.7	109.6

Source : Référentiel pédo-géochimique du Nord - Pas de Calais

Ces valeurs sont à considérer avec une grande prudence étant donné leur variabilité d'une région à l'autre.

Plus globalement, les fiches toxicologiques de l'INERIS indiquent pour chaque substance une gamme de concentrations ubiquitaires dans les sols, issue de la littérature. Pour les métaux, ces valeurs sont les suivantes :

Arsenic	< 40 mg/kg
Cadmium	Sols limoneux : < 0,1 mg/kg – Sols argileux : < 0,2 mg/kg
Chrome	50 mg/kg (moyenne mondiale) – 3 à 100 mg/kg en France
Cobalt	1 à 40 mg/kg
Cuivre	10 à 40 mg/kg (estimation pour les sols français)
Mercure	0,03 à 0,15 mg/kg
Nickel	20 mg/kg (source ADEME)
Plomb	5 à 60 mg/kg – « Des concentrations >110 mg/kg traduiraient l'existence d'une source polluante à proximité » (Juste et al. 1995)
Zinc	En général 10 à 300 mg/kg – Argile 70 à 150 mg/kg

Concernant la présence de vanadium dans les sols, les conclusions d'une étude réalisée sur les sols suisses (Keller et Desaulles 1997) indiquent « des teneurs fréquentes comprises entre 17 et 53 mg/kg, ce qui est relativement peu élevé comparé aux données relevées à l'étranger ».

VII.1.2. Analyses du fond géochimique local en arsenic

L'arsenic est un élément métallique important dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires. Présent naturellement dans les sols, il s'agit d'un élément toxique pouvant intervenir de façon prépondérante dans les calculs de risque.

Considérant cela, une caractérisation du fond géochimique local en arsenic a été mise en œuvre.

Afin de déterminer les teneurs rencontrées naturellement dans les sols non contaminés proches du site, 5 zones vierges de toute activité, situées dans un rayon de 3 kilomètres autour du « Théâtre de Verdure », ont été sélectionnées (cf. plan en page suivante).

Ces 5 zones ont été scindées en 4 parcelles d'une superficie de 100 m² chacune. Au droit de chaque parcelle, 10 échantillons élémentaires ont été prélevés à la tarière à main, sur une profondeur de sol comprise entre 0 et 0,3 mètres. Ces échantillons ont mélangés à parts égales pour constituer un échantillon moyen représentatif de la parcelle.

20 échantillons moyens de sol ont ainsi été constitués et transmis dans les meilleurs délais au laboratoire chargé de l'ensemble des analyses du diagnostic approfondi.

Le tableau suivant présente les teneurs en arsenic mesurées dans les sols de surface au niveau des 5 zones théoriquement « saines » (en mg/kg MS) :

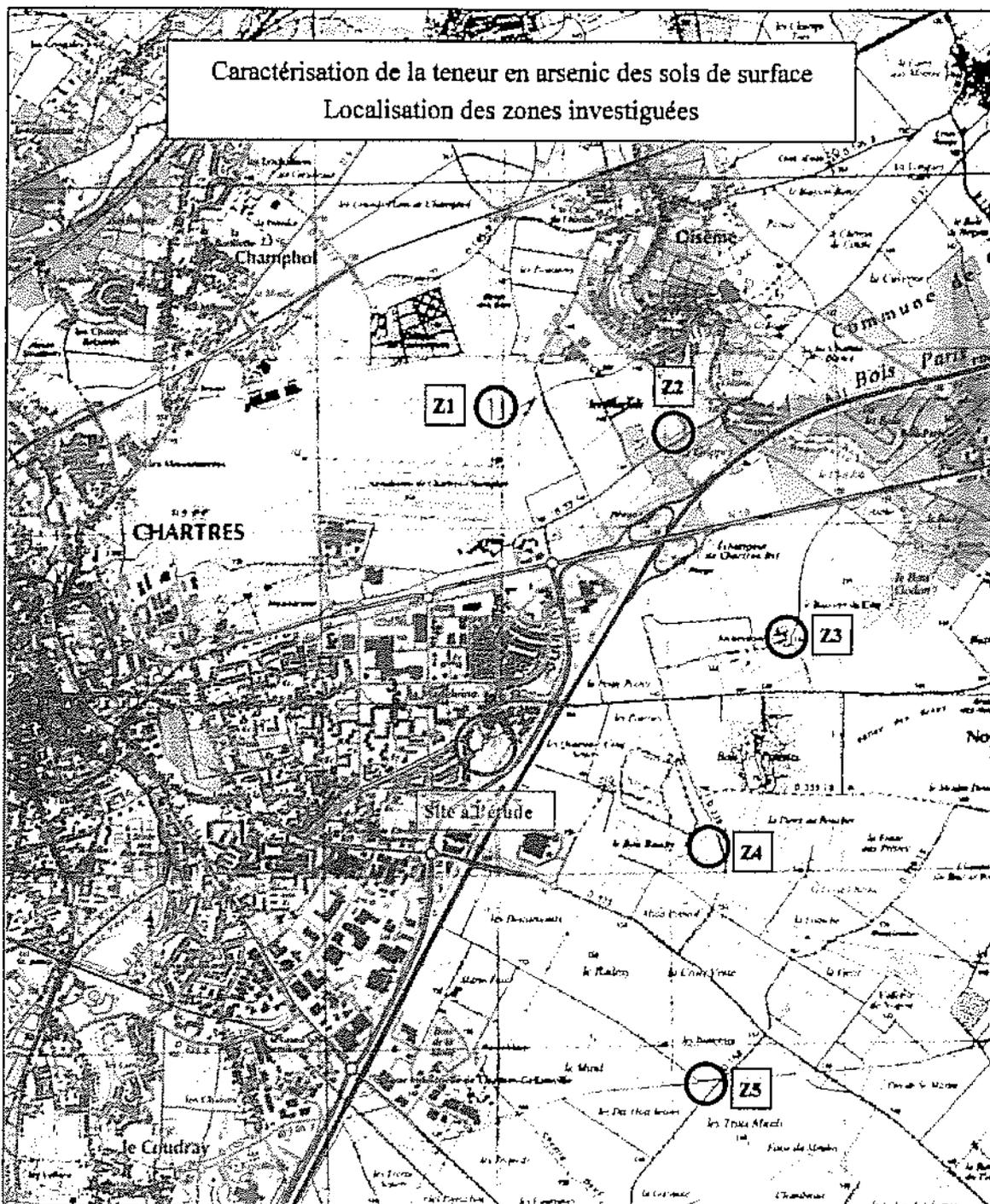
Z1.1	Z1.2	Z1.3	Z1.4	Z2.1	Z2.2	Z2.3	Z2.4
7.4	7.4	7.3	7.1	6.5	6.4	6.5	5.7
Z3.1	Z3.2	Z3.3	Z3.4	Z4.1	Z4.2	Z4.3	Z4.4
9	8.4	7.6	6.3	9.5	6.9	6.5	7.3
Z5.1	Z5.2	Z5.3	Z5.4				
11.3	11.2	9.1	10.3				

L'étude statistique de ces valeurs aboutit aux résultats suivants :

Effectif	Moyenne arithmétique	Min.	1er quartile	Médiane	3ème quartile	Max.	Ecart type
20	7.9	5.7	6.5	7.4	9.1	11.3	1.6

Nous notons que ces valeurs sont fortement regroupées autour de la moyenne. De plus, elles sont tout à fait compatibles avec les gammes de teneurs en arsenic des sols « ordinaires » proposées par l'INRA (1 à 25 mg/kg).

Ceci confirme que les sols prélevés sont naturels et issus de sites sains.



VII.1.3. Résultats des investigations sur les parcelles des riverains

L'ensemble des résultats bruts est présenté en annexe 4 sous la forme de tableaux récapitulatifs. Chaque parcelle est identifiée par son numéro cadastral. Le document n°3 rappelle la localisation de chaque parcelle.

⇒ *Etude statistique des résultats bruts :*

□ *Sur les métaux lourds :* les concentrations sont données en mg/kg-MS

	Médiane	Moyenne arith.	Min.	Max.	1 ^{er} quartile	3 ^{ème} quartile	Ecart type
Aluminium	13 000	12 624	4 340	15 000	12 100	13 600	1 750
Arsenic	12	13	4	19	11	14	3
Baryum	116	131	59	635	104	134	78
Chrome ^{+III}	23	23	9	33	21	25	4
Cobalt	8.8	8.8	2.8	12	8.5	9.5	13
Cuivre	30	35	12	108	22	42	19
Manganèse	434	415	128	570	400	467	86
Mercure	0.2	0.281	0.1	1.7	0.16	0.28	0.293
Plomb	66	78	33	222	50	87	39
Vanadium	33.7	33.9	10.4	68.3	31	36.2	7.1
Zinc	98	115	37	446	71	131	78

Les concentrations en Aluminium mesurées sur la partie superficielle du sol des parcelles des riverains sont bien inférieures à la moyenne calculée sur des types de sols identiques.

La concentration en Arsenic moyenne mesurée est de 13 mg/kg-MS avec un faible écart type. Les valeurs sont compatibles avec les concentrations sur sols « ordinaires » indiqués par l'INERIS (< 25 mg/kg-MS). De plus, elles restent du même ordre de grandeur que le fond géochimique local (autour de 10 mg/kg-MS).

Le Cuivre, le Plomb, le Zinc et le Mercure présentent certaines valeurs anormalement élevées comparées aux valeurs présentées par l'INRA. Le Baryum présente également des « pics » de teneur sur certaines parcelles. Les autres valeurs sont normales.

□ Sur les H.A.P. : les concentrations sont données en mg/kg-MS

	Effectifs *	Médiane	Moyenne arith.	Min.	Max.	1er quartile	3eme quartile	Ecart type
Naphtalène	6	1.55	1.21	0.08	2.00	0.44	1.90	0.81
Acénaphthène	6	0.69	0.53	0.08	0.85	0.27	0.72	0.30
Fluorène	7	0.89	0.64	0.06	1.10	0.15	1.05	0.45
Phénanthrène	49	0.23	0.49	0.05	4.00	0.13	0.54	0.68
Anthracène	24	0.12	0.18	0.05	1.20	0.08	0.17	0.23
Fluoranthène	51	0.61	1.36	0.08	16.00	0.38	1.40	2.41
Pyrène	51	0.44	0.99	0.05	12.00	0.25	0.99	1.77
Benzo(a)anthracène	51	0.34	0.75	0.08	8.50	0.21	0.79	1.26
Chrysène	50	0.34	0.74	0.08	8.30	0.21	0.77	1.26
Benzo(b)fluoranthène	51	0.49	0.94	0.12	11.00	0.31	0.97	1.60
Benzo(k)fluoranthène	51	0.22	0.44	0.05	4.90	0.14	0.46	0.73
Benzo(a)pyrène	51	0.46	0.92	0.09	10.00	0.28	1.03	1.50
Dibenzo(ah)anthracène	7	0.13	0.13	0.05	0.22	0.09	0.19	0.06
Benzo(ghi)pérylène	51	0.44	0.82	0.05	10.00	0.23	0.88	1.45
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	48	0.35	0.71	0.06	7.40	0.20	0.84	1.15

* Nombre d'échantillons dont la teneur dépasse la limite de quantification, sur un total de 51 échantillons

Contrairement à celles des métaux lourds qui présentaient des écarts types relativement faibles, les concentrations des composés de la famille des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (H.A.P.) sont très variables d'une parcelle à l'autre avec des valeurs maximales pouvant atteindre 16 mg/kg-MS pour le fluoranthène et 12 mg/kg-MS pour le Pyrène.

Il convient de noter que certains composés sont détectés sur un faible nombre de parcelles comme le Naphtalène, l'Acénaphthène, le Fluorène et le Dibenzo(ah)anthracène. De plus, les concentrations mesurées sur ces composés sont relativement faibles.

Cependant, de nombreux composés de la famille des H.A.P. présentent des valeurs maximales importantes sur certaines parcelles même si les valeurs moyennes restent faibles. Ces composés sont :

- Chrysène,
- Fluoranthène,
- Phénanthrène,
- Pyrène,
- Benzo(a)anthracène,
- Benzo(b)fluoranthène,
- Benzo(k)fluoranthène,
- Benzo(a)pyrène,
- Benzo(ghi)pérylène,
- Indeno(1,2,3-c,d)pyrène.

□ *Sur les composés de la famille des COHV et BTEX :*

Aucun des composés mesurés sur les échantillons de sols n'a été détecté par les techniques d'analyse utilisées. Toutes les concentrations sont inférieures aux limites de quantification du laboratoire.

VII.1.4. Résultats des investigations du « Théâtre de Verdre »

L'ensemble des résultats bruts est mis sous la forme de tableaux récapitulatifs présentés dans l'annexe 5. Ces tableaux récapitulent l'ensemble des analyses réalisées sur les échantillons de sol prélevés sur les stations identifiées sur le document 5.

Les interprétations des résultats analytiques sont réalisées pour chaque famille de composés analysés. Au total, 231 échantillons élémentaires de sols ont été analysés à différentes profondeurs.

□ *Les métaux lourds :*

La stratégie d'investigations retenue a permis l'analyse de 19 métaux lourds dont l'étude statistique est résumée dans le tableau suivant.

	Sb	Al	Ag	As	Ba	Be	Cd	Cr tot	Cr ^{+III}	Cr ^{+VI}	Co	Cu
Effectif⁽¹⁾	195	231	17	224	231	91	80	229	229	-	79	216
Minimum	1.0	554.0	5.1	1.9	9.8	1.0	1.0	5.1	5.1	-	10	5.4
Maximum	96.8	85 700.0	129.0	225.0	6 670.0	11.0	40.5	199.0	199.0	-	29.2	8 360.0
Moyenne	10.0	12 920.8	21.6	25.6	239.6	2.5	7.5	40.9	40.9	-	9.7	338.7
Ecart type	16.1	7 534.8	32.2	30.2	473.8	1.8	8.3	28.5	28.5	-	6.6	956.4
1^{er} quartile	2.6	9 560.0	6.4	9.6	81.6	1.8	2.0	23.6	23.6	-	4.8	18.5
3^{ème} quartile	10.1	15 000.0	13.2	26.7	275.5	2.8	9.1	47.0	47.0	-	13.8	259.8

	Mn	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Tl	V	Zn
Effectif⁽¹⁾	231	158	57	148	230	1	-	230	221
Minimum	6.3	0.1	1.0	10.7	7.6	21.0	-	3.6	11.9
Maximum	8 320.0	7.0	38.0	400.0	8 570.0	21.0	-	201.0	16 500.0
Moyenne	466.9	0.9	7.6	47.5	455.3	21.0	-	46.8	747.9
Ecart type	615.2	1.3	6.0	47.0	918.4	nc	-	23.3	1 673.8
1^{er} quartile	241.5	0.2	2.9	23.0	38.3	21.0	-	34.0	52.0
3^{ème} quartile	564.5	1.0	11.1	53.5	468.5	21.0	-	53.2	646.0

⁽¹⁾ Nombre d'échantillons dont la concentration dépasse la limite de quantification

Au vu de ces analyses statistiques, le premier constat concerne la présence de nombreux métaux lourds, à des concentrations parfois élevées, sur la quasi-totalité des échantillons. Seuls l'Argent, le Béryllium, le Cobalt, le Molybdène, le Sélénium et le Thallium n'ont été détectés que sur moins d'un tiers des échantillons.

Les écarts types des concentrations mesurées sur le « Théâtre de Verdure » sont particulièrement élevés en comparaison aux valeurs moyennes, ce qui indique une forte hétérogénéité des sols sur l'ensemble de la zone d'étude. Nous notons cependant un regroupement des plus fortes concentrations dans le secteur nord-est du site.

La plupart des métaux analysés présentent une ou plusieurs teneurs « pics » dépassant les valeurs couramment rencontrées dans les sols naturels. Pour certains de ces métaux, les concentrations supérieures aux valeurs des sols « ordinaires » sont suffisamment nombreuses pour témoigner d'une contamination avérée du site. Il s'agit des éléments suivants : Sb, As, Ba, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn.

Une analyse plus fine des valeurs obtenues en fonction de la profondeur d'échantillonnage donne les résultats suivants pour l'Arsenic, le Cuivre et le Plomb :

Composés	Arsenic						
	0 - 0.3	0.3 - 1.5	1.5 - 3.0	3.0 - 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.5	7.5 - 9.0
Profondeur (m)	0 - 0.3	0.3 - 1.5	1.5 - 3.0	3.0 - 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.5	7.5 - 9.0
Effectif	50	50	44	43	12	10	7
Minimum	6.2	3.6	2.9	2.0	2.0	4.6	1.9
Maximum	170.0	225.0	115.0	67.2	36.3	31.1	22.6
Moyenne	21.6	37.8	29.5	22.4	12.4	14.5	13.2
Ecart type	27.6	45.0	28.0	19.2	9.1	8.3	7.3
Composés	Cuivre						
	0 - 0.3	0.3 - 1.5	1.5 - 3.0	3.0 - 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.5	7.5 - 9.0
Profondeur (m)	0 - 0.3	0.3 - 1.5	1.5 - 3.0	3.0 - 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.5	7.5 - 9.0
Effectif	48	49	43	41	11	9	7
Minimum	10.9	6.0	6.7	5.4	5.5	8.2	5.8
Maximum	1420.0	8360.0	5320	1650	418	409	212.0
Moyenne	190.9	646.7	456.4	234.0	72.0	100.2	45.7
Ecart type	305.6	1563.8	1192	378.2	121.0	149.8	73.6
Composés	Plomb						
	0 - 0.3	0.3 - 1.5	1.5 - 3.0	3.0 - 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.5	7.5 - 9.0
Profondeur (m)	0 - 0.3	0.3 - 1.5	1.5 - 3.0	3.0 - 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.5	7.5 - 9.0
Effectif	49	50	46	46	12	8	8
Minimum	14.4	9.0	7.6	9.3	17.9	21.0	14.5
Maximum	2240	4900	8570	2280	261	44.0	320.0
Moyenne	305	721	640	400	112	29.6	92.5
Ecart type	511	1111	1440	584	87.3	8.8	107.9

Les concentrations en métaux les plus fortes sont rencontrées au-delà de l'horizon superficiel du sol, entre 0,3 et 1,5 mètres. Ces concentrations diminuent ensuite avec la profondeur et suivant le type de sol rencontré. Les teneurs mesurées sur les 30 premiers centimètres de sol aux abords du « Théâtre de Verdure » sont globalement plus élevées que celles mesurées sur les parcelles des riverains.

⇒ *Note sur la spéciation du Chrome :*

L'analyse du Chrome +III et +VI a démontré l'absence de chrome hexavalent sur les échantillons prélevés.

⇒ *Cartographie de la pollution : cf. annexe 6*

Une série de plans, indiquant les valeurs ponctuelles en métaux mesurées dans les sols de surface, est présentée en annexe 6. Quel que soit le métal considéré, il apparaît que les teneurs les plus importantes sont regroupées au nord-est du « Théâtre de Verdure », à proximité de l'aire de jeux.

⇒ *Sondages complémentaires*

Quatre sondages supplémentaires (SC1 à SC4) ont été réalisés afin d'obtenir une information complémentaire sur la continuité de la pollution aux métaux lourds identifiée à l'extrémité nord-est du secteur d'étude. Les résultats d'analyses de ces échantillons sont inclus dans les tableaux précédents.

Au niveau du point SC4, des teneurs importantes en métaux lourds (baryum, cuivre, plomb, etc.) et en HAP ont été observées. Au niveau du point SC2, des anomalies de teneurs en métaux ont été mises en évidence (cuivre et plomb notamment). Les concentrations en HAP mesurées sont nettement moins marquées qu'en SC4.

Ces observations confirment que des pollutions peuvent se retrouver en dehors du secteur des anciennes décharges, en raison des éventuels mouvements de terrain qui ont eu lieu dans le passé. Ceci même si la plupart des déplacements semblent concerner des volumes de terres importés de l'extérieur du site.

Dans le chapitre EDR, nous nous attacherons à vérifier l'impact sur la santé lié à la contamination présente au niveau du point SC2, situé à l'extérieur de la zone d'étude. Cette évaluation aura pour but de vérifier la nécessité de redéfinir une nouvelle zone d'étude.

□ *Les composés de la famille des H.A.P. :*

La stratégie d'investigations a conduit à l'analyse de 16 composés de la famille des H.A.P. Cette liste, fixée par l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), regroupe les hydrocarbures aromatiques polycycliques les plus usuels.

Une analyse statistique a été réalisée et les résultats présentés dans le tableau ci-après.

	Unité	Effectif	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
Naphtalène	mg/kg	53	0.1	4.3	0.3	0.6
Acénaphthylène	mg/kg	6	0.2	0.5	0.3	0.1
Acénaphthène	mg/kg	47	0.1	3.9	0.3	0.7
Fluorène	mg/kg	72	0.1	6.1	0.5	1.0
Phénanthrène	mg/kg	175	0.1	80.0	2.0	6.9
Anthracène	mg/kg	111	0.1	18.0	0.7	1.9
Fluoranthène	mg/kg	187	0.1	160.0	4.4	13.2
Pyrène	mg/kg	187	0.1	120.0	3.2	9.8
Benzo(a)anthracène	mg/kg	186	0.1	70.0	2.5	6.2
Chrysène	mg/kg	185	0.1	59.0	2.4	5.5
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg	189	0.1	67.0	2.7	6.3
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg	172	0.1	34.0	1.4	3.1
Benzo(a)pyrène	mg/kg	187	0.1	76.0	2.6	6.5
Dibenzo(ah)anthracène	mg/kg	55	0.1	2.9	0.3	0.4
Benzo(ghi)pérylène	mg/kg	182	0.1	78.0	1.8	6.1
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	mg/kg	181	0.1	67.0	1.8	5.4

On observe la présence de l'ensemble des composés sur la quasi-totalité des échantillons prélevés. Les concentrations sont très variables sauf en ce qui concerne les composés suivants : Naphtalène, Acénaphthylène, Acénaphthène, Fluorène et Dibenzo(ah)anthracène.

Les observations faites sur les métaux lourds concernant la corrélation entre les concentrations mesurées et la profondeur d'échantillonnage ne s'appliquent pas vraiment pour les composés de la famille des H.A.P., les variations d'une profondeur à l'autre étant la plupart du temps anarchiques. Il en résulte tout de même que les concentrations des composés de la famille des H.A.P. demeurent anormalement élevées sur de nombreuses stations de prélèvements.

Les sols analysés présentent des teneurs anormalement élevées pour l'ensemble des HAP analysés à l'exception de l'Acénaphthylène.

□ *Les composés organiques volatils (COHV / BTEX) :*

Une liste de 24 composés comprenant les composés des familles de COHV et BTEX a été analysée sur les échantillons du « Théâtre de Verdure ». Il a été décidé de réduire la liste initiale de 51 composés qui avaient été mesurés sur les parcelles des riverains au vu des résultats obtenus. En effet, aucun composé volatil n'avait été détecté sur les échantillons des parcelles des riverains.

Neuf composés ont été détectés sur une partie des échantillons à des concentrations supérieures aux seuils de détection : le chlorure de vinyle, le trans-1,2-dichloroéthylène, le cis-1,2-dichloroéthylène, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène, ainsi que le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le m+p-xylène.

Les teneurs mesurées sont significativement importantes pour le cis-1,2-dichloroéthylène, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène.

Les concentrations maximales de ces trois composés ont été trouvées sur l'échantillon référencé U7 de 30 cm à 1,5 m. Nous notons que ce même échantillon présentait des teneurs très élevées en métaux lourds (cf. annexe 5).

Composé	Unité	Effectif	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
Chlorure de vinyle	mg/kg	11	0.03	0.78	0.13	0.22
1,1-dichloroéthylène	mg/kg	0	-	-	-	-
Dichlorométhane	mg/kg	0	-	-	-	-
Trans-1,2-dichloroéthylène	mg/kg	1	0.22	0.22	0.22	-
1,1-dichloroéthane	mg/kg	0	-	-	-	-
Cis-1,2-dichloroéthylène	mg/kg	12	0.11	6.20	0.84	1.69
Bromochlorométhane	mg/kg	0	-	-	-	-
Chloroforme	mg/kg	0	-	-	-	-
1,1,1-trichloroéthane	mg/kg	0	-	-	-	-
Tétrachlorure de carbone	mg/kg	0	-	-	-	-
Benzène	mg/kg	4	0.05	0.12	0.08	0.03
1,2-dichloroéthane	mg/kg	0	-	-	-	-
Trichloroéthylène	mg/kg	17	0.05	1.90	0.37	0.58
Dibromométhane	mg/kg	0	-	-	-	-
Bromodichlorométhane	mg/kg	0	-	-	-	-
Toluène	mg/kg	16	0.05	0.19	0.10	0.04
Tétrachloroéthylène	mg/kg	27	0.06	1.40	0.27	0.31
1,1,2-trichloroéthane	mg/kg	0	-	-	-	-
Dibromochlorométhane	mg/kg	0	-	-	-	-
1,2-dibromoéthane	mg/kg	0	-	-	-	-
Ethylbenzène	mg/kg	2	0.06	0.10	0.08	0.03
m+p - xylène	mg/kg	1	0.31	0.31	0.31	-
o - xylène	mg/kg	0	-	-	-	-
Bromoforme	mg/kg	0	-	-	-	-

VII.1.5. Résultats des « screenings » réalisés

Les doubles de deux échantillons de sols prélevés aux abords du « Théâtre de Verdure » et qui présentaient de très fortes teneurs en polluants ont été soumis à des analyses complémentaires.

Un screening semi quantitatif sur les métaux lourds a été réalisé selon la norme NF EN ISO 11885 par ICP/AES après minéralisation. De même, un screening des hydrocarbures par CPG quantitatif a été réalisé sur les indices carbonés ayant une chaîne de 10 à 40 atomes de carbones. Enfin, une analyse des polychlorobiphényles selon la norme XP X 33-012 après préparation a été réalisée.

Paramètres	Unités	R28-2	U9-3
Aluminium	mg/kg	11200	27000
Antimoine	mg/kg	17.1	57.8
Arsenic	mg/kg	195	73.5
Baryum	mg/kg	297	285
Béryllium	mg/kg	<1	2
Bismuth	mg/kg	<5	17.6
Bore	mg/kg	23.5	54
Cadmium	mg/kg	<1	23.5
Calcium	mg/kg	79800	56800
Chrome	mg/kg	21.7	94.1
Cobalt	mg/kg	<1	<1
Cuivre	mg/kg	424	8470
Etain	mg/kg	59.5	285
Fer	mg/kg	24100	103000
Lithium	mg/kg	<50	<50
Magnésium	mg/kg	1810	8130
Manganèse	mg/kg	617	866
Molybdène	mg/kg	2.7	13.7
Nickel	mg/kg	27	109
Phosphore	mg/kg	3160	5220
Plomb	mg/kg	1450	3230
Potassium	mg/kg	2440	5860
Silicium	mg/kg	283	781
Sodium	mg/kg	268	2240
Soufre	mg/kg	15600	16900
Strontium	mg/kg	278	188
Thallium	mg/kg	<5	<5
Titane	mg/kg	132	210
Tungstène	mg/kg	<10	11.8
Vanadium	mg/kg	39.7	42.1
Zinc	mg/kg	338	9290
Zirconium	mg/kg	6.3	9.8
Indice hydrocarbure (HCT)	mg/kg	<25	97 ⁽¹⁾
PCB 28	mg/kg	0.03	0.03
PCB 52	mg/kg	0.06	0.06
PCB 101	mg/kg	0.11	0.11
PCB 118	mg/kg	0.02	0.03
PCB 138	mg/kg	0.05	0.06
PCB 153	mg/kg	0.1	0.1
PCB 180	mg/kg	0.01	0.02

Ces compléments d'analyses montrent que la plupart des métaux sont présents à des teneurs variables dans les sols.

Notons que les concentrations indiquées pour plusieurs métaux (Pb, As) diffèrent de celles précédemment obtenues. Cela s'explique notamment par les différences entre les techniques analytiques utilisées.

Concernant les hydrocarbures, ils ont été mesurés à de très faibles quantités. Les composés détectés correspondent à des hydrocarbures ayant un point d'ébullition élevé. Il s'agit donc d'hydrocarbures de type lourd, peu volatils.

Ces analyses complémentaires mettent en évidence la présence de PCB dans les sols.

⁽¹⁾ L'augmentation du niveau de la ligne de base à la fin du chromatogramme indique que l'échantillon contient probablement des hydrocarbures ayant un point d'ébullition élevé.

VII.1.6. Résultats des mesures radioactives

Comme il avait été présenté dans la stratégie d'investigations, 25 mesures radiologiques ont été réalisées par la société MSIS afin de rechercher une potentielle radioactivité des déchets du site.

Deux types de mesures ont été réalisés :

- ✓ Une détection qualitative de rayonnement α et β avec un ictomètre,
- ✓ Une analyse quantitative par spectrométrie γ .

Aucun rayonnement α et β au-delà de leurs limites de détection respectives équivalentes à 0.04 Bq/cm² en α et 0.4 Bq/cm² en β en surface de l'échantillon.

Le tableau ci-dessous illustre l'absence d'activité des principaux isotopes radiogéniques de l'Uranium 238, à savoir ²²⁶Ra, ²³²Th et ¹³⁷Cs.

Résultats des analyses par spectrométrie gamma

Echantillon	Activité ²²⁶ Ra (Bq/g)	Activité ²³² Th (Bq/g)	Activité ¹³⁷ Cs (Bq/g)
R1 (m=586g)	<0.27	<0.41	<0.13
R2 (m=708g)	<0.23	<0.38	<0.12
R3 (m=716g)	<0.23	<0.40	<0.12
R4 (m=684g)	<0.24	<0.42	<0.13
R5 (m=624g)	<0.28	<0.44	<0.14
R7 (m=676g)	<0.18	<0.26	<0.07
R9 (m=610g)	<0.21	<0.29	<0.08
R10 (m=534g)	<0.35	<0.54	<0.17
R11 (m=600g)	<0.28	<0.43	<0.14
R13 (m=562g)	<0.21	<0.29	<0.11
R14 (m=654g)	<0.25	<0.45	<0.14
R16 (m=480g)	<0.24	<0.30	<0.12
R17 (m=670g)	<0.19	<0.22	<0.08
R18 (m=440g)	<0.25	<0.33	<0.10
R21 (m=538g)	<0.32	<0.38	<0.16
R22 (m=418g)	<0.34	<0.32	<0.19
R23 (m=486g)	<0.33	<0.38	<0.17
R24 (m=332g)	<0.28	<0.45	<0.14
R25 (m=570g)	<0.27	<0.43	<0.14
R26 (m=580g)	<0.20	<0.37	<0.10
R27 (m=560g)	<0.21	<0.38	<0.16
R29 (m=548g)	<0.31	<0.44	<0.16
R31 (m=576g)	<0.27	<0.45	<0.15
R32 (m=582g)	<0.10	<0.14	<0.05
R33 (m=604g)	<0.26	<0.44	<0.12

L'uranium 238 naturel génère par croissance du Radium 226. Or ce radioélément est mesuré avec une limite de détection de 0.35 Bq/g. Ainsi, l'activité en Uranium 238 est inférieure ou égale à 0.35 Bq/g.

Par comparaison avec les déchets nucléaires gérés par l'Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs (ANDRA), l'activité massique moyenne en émetteurs gamma des colis du centre de stockage ne doit pas dépasser 370 Bq/g à l'issue de la phase surveillance (300 ans).

Échelle de grandeur

Becquerels	
37×10^9	↑ 1 g de radium 226
7 à 8×10^9	1 tonne de granit
37×10^6	1 scintigraphie thyroïdienne
100 000	50 g d'engrais phosphaté
10 000	1 homme de 70 kg
150	1 kg de pommes de terre
10	1 litre d'eau minérale
0,3 à 1	1 litre d'eau de pluie

La figure ci-contre résume les ordres de grandeur de la radioactivité naturelle.

On peut donc conclure à l'absence, au niveau des prélèvements réalisés, de radioactivité d'origine industrielle ou médicale dans les conditions analytiques précitées.

VII.2. RESULTATS DU DIAGNOSTIC « EAUX SOUTERRAINES »

L'existence d'une relation éventuelle entre les eaux souterraines au droit du site ou à son aval immédiat et les micropolluants retrouvés dans les sols a été étudiée par analyse statistique simple puis par analyse multidimensionnelle. Parmi les nombreux éléments recherchés, 16 micropolluants minéraux et 39 micropolluants organiques ont été analysés à la fois dans les sols et dans les eaux souterraines. Les analyses d'eau souterraines portent sur les piézomètres PZ1 à PZ10. L'ensemble des résultats d'analyses des eaux souterraines sur l'ensemble des 10 piézomètres est présenté dans l'annexe 7.

VII.2.1. Niveaux piézométriques

Il n'existe pas de carte piézométrique précise de la nappe de la craie aux environs immédiats de la zone d'étude. Nous ne disposons que de deux documents anciens présentant cette piézométrie à une échelle régionale : une carte de juillet 1992 (CIEPAC) et une carte moyenne tracée par la CGG (étude du Conseil Général d'Eure et Loir).

La carte piézométrique de juillet 1992 (document 9a) reste assez peu précise. Elle situe la zone d'étude à proximité d'une limite majeure de bassin versant hydrogéologique. D'après cette carte, les écoulements souterrains qui traversent la zone d'étude se dirigent vers le Sud-Ouest ou le Nord-Ouest. D'autre part, le niveau piézométrique est de l'ordre de 122 m NGF dans la zone d'étude, c'est-à-dire en moyenne 7 m au-dessous de la piézométrie mesurée en décembre 2004 et en mai 2005. Rappelons que l'étiage 1992 a été, pour la nappe de la craie, le plus bas des vingt dernières années : de ce fait, il est probable que la situation matérialisée sur cette carte soit temporaire et traduise la réponse de la nappe à des conditions pluviométriques exceptionnelles.

La carte tracée par la CGG (document 9b) montre quant à elle l'existence d'un dôme piézométrique, circonscrit par l'isopièze 130 m NGF, entaillé par la vallée de l'Eure vers le l'Ouest et le Nord-Ouest et par la vallée de la Roguenette vers l'Est et le Nord-Est.

Cette carte correspond mieux aux mesures synchrones effectuées par nos soins en décembre 2004 (document 9c) et mai 2005 (document 9d). Elle montre que le quartier de « La Mare aux Moines » se situerait sur ce dôme piézométrique et que la nappe de la craie s'y écoulerait principalement en direction du Nord, du Nord-Est et du Sud-Est. Sur cette base, les eaux souterraines sont originaires de l'aplomb de la zone d'étude ou de sa proximité immédiate.

Les niveaux d'eau mesurés sont récapitulés dans le tableau ci-dessous. La nappe de la craie, dont l'utilisation est très limitée dans les environs du secteur d'étude, se trouve entre 15 et 23 mètres de profondeur par rapport à la surface du sol.

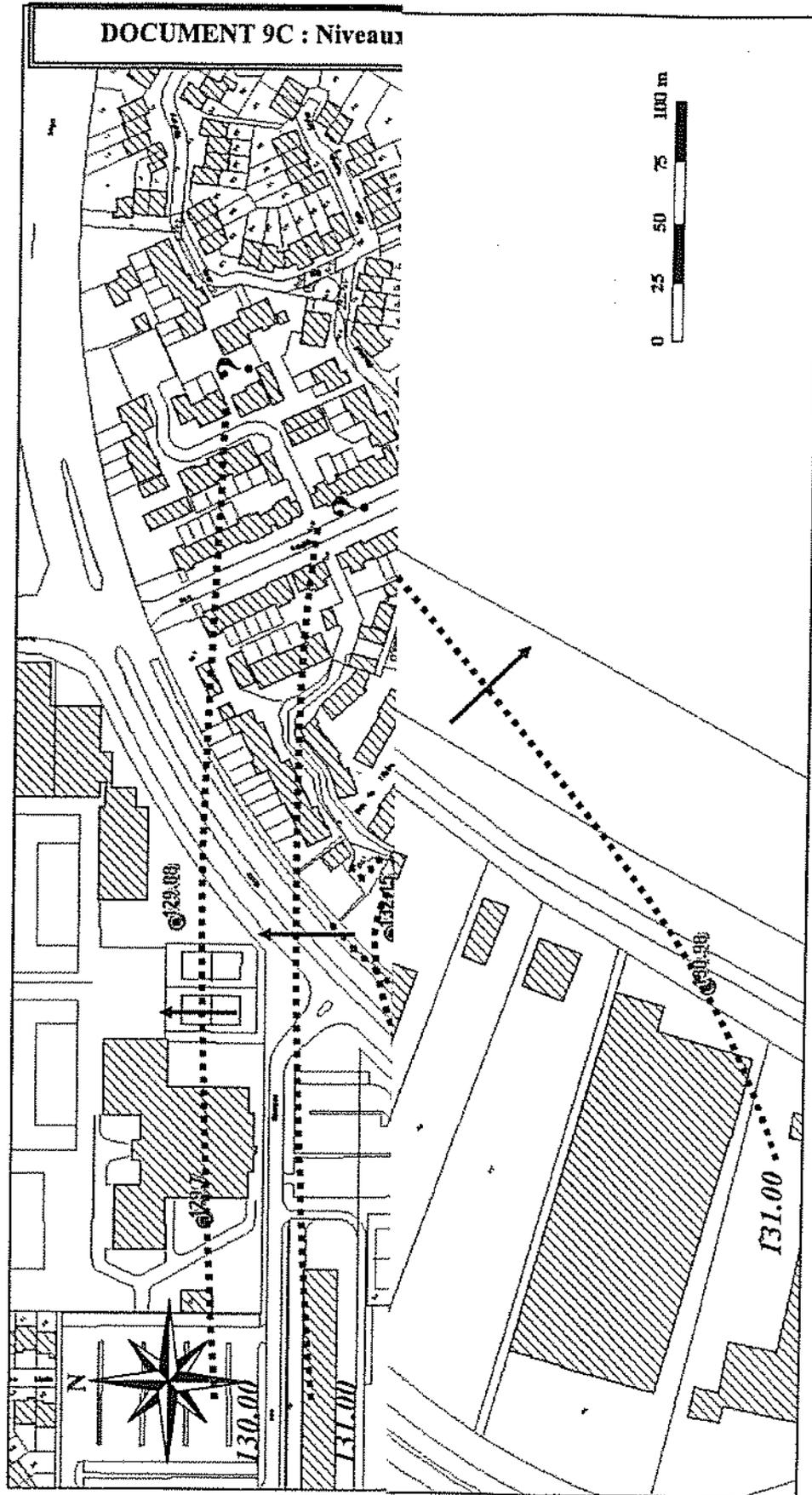
	PZ1	PZ2	PZ3	PZ4	PZ5	PZ6	PZ7	PZ8	PZ9	PZ10
Nivellement (m NGF)	148.07	152.59	147.89	147.00	145.59	147.94	147.74	147.53	152.55	154.50
Profondeur de l'eau	15.78	20.27	15.66	17.30	15.71	15.79	15.81	15.38	21.57	22.63
Piezométrie (m NGF)	132.29	132.32	132.23	129.70	129.88	132.15	131.93	132.15	130.98	131.87

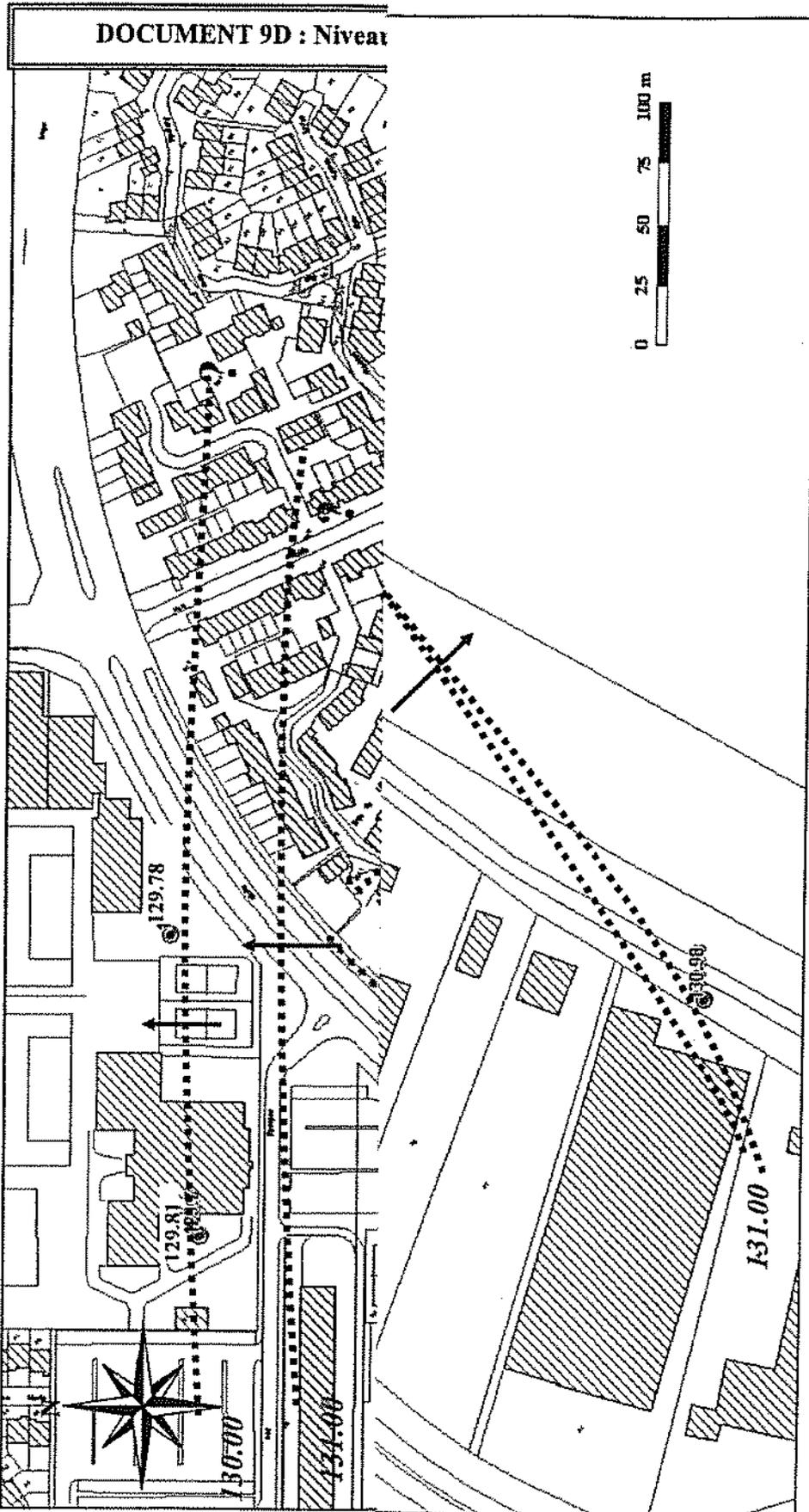
DOCUMENT 9A



DOCUMENT 9B







VII.2.2. Recherche d'une relation entre les observations dans les sols et dans la nappe de la craie

Nous avons tout d'abord analysé les teneurs minimales en micropolluants dans le sol et dans l'eau, tous piézomètres et tous sondages confondus.

Le tableau ci-dessous montre qu'on retrouve des teneurs minimales à la fois dans le sol et dans l'eau pour 50 des 55 éléments chimiques analysés, c'est-à-dire dans 91% des cas. Le pourcentage atteint même 100% pour les micropolluants organiques dont la teneur minimale est nulle à la fois dans les eaux souterraines et dans les sols. En ce qui concerne les micropolluants minéraux, seul l'aluminium apparaît en quantité importante à la fois dans les sols (554 ppm) et dans les eaux souterraines (231 ppm) : cependant, il s'agit là d'un élément qui est à la fois un micropolluant potentiel et un constituant naturel des sols donc, par conséquent, des eaux superficielles et souterraines susceptibles de les lessiver.

		Teneur minimum dans le sol	
		Faible	Forte
Concentration minimum dans l'eau	Faible	50	2
	Forte	2	1

Le même type de raisonnement peut être mené en ce qui concerne les teneurs maximales observées dans les sols et dans les eaux souterraines. Le tableau ci-dessous montre cependant une différence significative de comportement entre ces deux milieux :

- 22 éléments analysés présentent une forte teneur maximale dans les sols alors que leur concentration maximale dans les eaux est faible ; 80% de ces éléments sont des HAP ;
- inversement, 20 éléments analysés montrent une forte concentration maximale dans les eaux alors que leur teneur maximale dans les sols est faible ; il s'agit uniquement des COV et des BTEX qui sont tous des composés volatils.

Parmi les éléments dont la teneur maximale est forte à la fois dans les eaux souterraines et dans les sols, on trouve :

- des constituants naturels du sol et de la minéralisation des eaux souterraines comme le manganèse, le baryum et l'aluminium (qui peuvent également s'avérer être des micropolluants minéraux) ;
- un métal lourd, le plomb ;
- des COV ou des BTEX comme, dans une moindre mesure, le trichloréthylène, le tétrachloréthylène et le chlorure de vinyle

On ne note donc pas de correspondance directe entre les fortes teneurs en micropolluants dans les sols et dans les eaux souterraines sous-jacentes. Ceci peut résulter de deux causes :

- absence de relation directe entre les sols et la nappe de la craie du fait d'une faible perméabilité des argiles à silex jouant le rôle d'écran imperméable ;

- relation entre les sols et la nappe mais seulement pour les composés naturels (aluminium, baryum, manganèse) et les micropolluants les plus solubles (métaux) ou les plus mobiles (COV, BTEX), les autres (HAP) restant fixés dans les sols.

		Teneur maximum dans le sol	
		Faible	Forte
Concentration maximum dans l'eau	Nombre d'éléments		
	Faible	6	22
	Forte	20	7

VII.2.3. Méthode analytique multidimensionnelle

Pour affiner ces résultats, nous avons employé une technique d'analyse statistiques multidimensionnelle mise en œuvre grâce au logiciel XLSTAT[®]. Il s'agit de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) qui permet de regrouper les piézomètres par affinité physico-chimique.

L'interprétation des résultats d'une CAH se fait en trois étapes :

- le logiciel calcule automatiquement le degré de similarité entre les faciès physico-chimiques de deux individus ;
- le logiciel effectue ensuite un regroupement des individus deux par deux par ordre de similarité décroissante ; le « dendrogramme » est le résultat graphique de ce double traitement de données ;
- l'interpréteur décide du nombre de familles d'individus qu'il souhaite obtenir en coupant le dendrogramme à un certain seuil de similarité.

Le tableau initial de données renferme les analyses chimiques de 87 paramètres portant sur les 10 piézomètres existants.

Deux types de traitements ont dû être apportés à ce tableau de données préalablement à son analyse statistique multidimensionnelle :

- certains paramètres n'ayant pas été analysés sur tous les piézomètres, il était nécessaire de choisir entre l'interprétation de tous les paramètres sur certains piézomètres seulement ou la prise en compte de tous les piézomètres en éliminant les paramètres non communs ; c'est cette dernière option qui a été retenue ;
- les résultats d'analyse inférieurs aux seuils de détection ont été convertis en valeurs nulles.

Le tableau analytique traité renferme 17 paramètres chimiques analysés sur chacun des 10 piézomètres. Il est présenté dans le tableau ci-dessous où chaque famille de micropolluant est représentée par au moins un paramètre.

	Piézomètre	PZ1	PZ2	PZ3	PZ4	PZ5	PZ6	PZ7	PZ8	PZ9	PZ10
Hydrocarbures	Hydrocarbures totaux	0	0	0	100	0	160	0	0	80	140
Métaux lourds, métalloïdes	Arsenic	0	0	0	0	0	0	8	8	0	0
	Chrome	0	0	0	0	5	47	17	0	0	0
	Cobalt	22	0	0	0	7	0	0	0	10	18
	Cuivre	1	0	0	0	0	0	10	0	30	0
	Molybdène	4	0	0	0	0	20	10	0	0	0
	Nickel	3	0	0	8	11	33	10	7	17	12
	Plomb	0	0	0	0	56	0	0	0	0	0
	Vanadium	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0
	Zinc	310	0	0	50	60	50	20	50	130	60
COHV	Trichloroéthylène	0	0	7,2	0	30	13	12	14	0	0
HAP	Naphtalène	0	0	0	0	0	0,05	0,09	0	0	0
	Acénaphthène	0	0	0	0	0	0,01	0,03	0,04	0	0
	Fluorène	0,02	0	0	0	0	0,02	0,04	0,03	0	0
	Phénanthrène	0	0	0	0	0	0,08	0,05	0,01	0	0
	Fluoranthène	0	0	0	0	0,01	0,02	0,02	0	0	0,02
	Pyrène	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0,03	0,05

VII.2.4. Analyse par CAH des eaux de nappe

La Figure 1 montre le dendrogramme obtenu sur les données du tableau précédent.

Au seuil de coupure sélectionné, on peut individualiser les trois classes de piézomètres présentées dans le tableau ci-dessous.

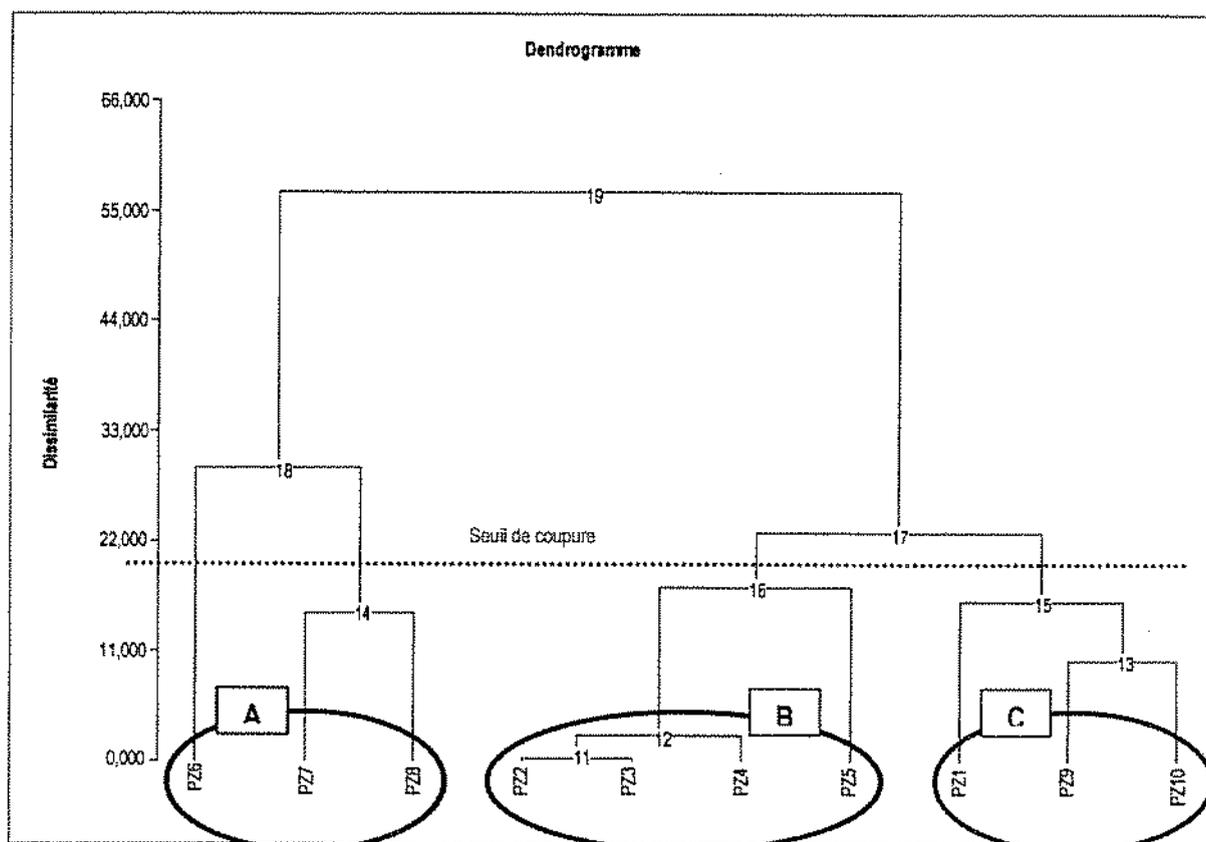
Classe	A		B	C
Piézomètres	PZ6, PZ7	PZ8	PZ2, PZ3, PZ4, PZ5	PZ1, PZ9, PZ10
Paramètres caractéristiques	Chrome HAP	HAP	TCE (PZ3) Plomb (PZ5) Hydrocarbures (PZ4)	Cobalt (PZ1) Hydrocarbures (PZ9, PZ10)
Degré de pollution	Pollution forte		Pollution faible	Pollution moyenne

La classe A renferme les piézomètres les plus fortement pollués par de nombreux micropolluants et notamment des HAP: la principale différence entre les PZ6 et PZ7 d'une part et le PZ1 d'autre part réside dans l'absence de chrome dans ce dernier. Presque tous les micropolluants organiques et minéraux se retrouvent dans ces trois piézomètres.

La classe B regroupe les piézomètres les moins pollués : ils ne renferment pas le panel de micropolluants présents dans la classe précédente mais seulement un ou quelques uns d'entre eux, voire aucun comme le PZ2.

La classe C est intermédiaire : les piézomètres renferment plusieurs micropolluants mais en quantité moins importante que dans la classe A et avec un faciès distinct renfermant plus de métaux lourds que de HAP.

Figure 1 : Résultats de l'analyse par classification ascendante hiérarchique de la chimie des eaux souterraines



VII.2.5. Qualité des eaux souterraines

⇒ *Composés de la famille des hydrocarbures :*

Les résultats analytiques concernant les hydrocarbures totaux montrent que certains piézomètres sont contaminés par ces composés puisque des concentrations y dépassent la VCI en usage sensible. Cependant, l'ensemble des concentrations mesurées reste inférieur à 1 mg/L.

Plusieurs composés de la famille des HAP ont été détectés, essentiellement au niveau des piézomètres PZ6, PZ7 et PZ8. Les échantillons PZ1, PZ5, PZ9 et PZ10 présentent chacun des traces en l'un des composés analysés.

Les résultats analytiques montrent sur la plupart des piézomètres une contamination des eaux souterraines par le trichloroéthylène (TCE), notamment en ce qui concerne les piézomètres situés à l'aplomb du site ou à son aval hydraulique immédiat vers le Nord (localisé sur le complexe sportif de la Madeleine).

⇒ **Métaux lourds :**

Conformément à l'arrêté préfectoral, une liste de 17 métaux lourds a été analysée sur l'ensemble des prélèvements d'eau souterraine. Les résultats analytiques montrent l'absence de contamination de la plupart des métaux à l'exception de l'Aluminium, du Manganèse, du Nickel et du Plomb. Par ailleurs, des concentrations anormalement élevées ont été mesurées sur certains piézomètres à des teneurs plus ou moins variables sans que cela puisse être directement relié aux teneurs présentes dans les sols.

⇒ **Conclusions :**

Les piézomètres les plus fortement pollués sont localisés au centre de la zone d'étude, à l'intérieur du « dôme piézométrique » circonscrit par l'isopièze 132 m NGF. Il s'agit d'une pollution multiforme, renfermant toutes les familles de micropolluants : hydrocarbures, métaux lourds ou métalloïdes, COHV et HAP. Cependant, les plus représentés d'entre eux sont les HAP, le TCE et quelques métaux lourds (chrome, molybdène, nickel, vanadium, zinc⁵).

Bien que situés à l'aval hydrogéologique immédiat des précédents, les piézomètres PZ4 et PZ5 sont relativement épargnés et ne présentent que quelques micropolluants caractéristiques :

- hydrocarbures et zinc pour le PZ4,
- nickel, plomb, zinc et TCE pour le PZ5.

Il en va de même des piézomètres situés sur la « crête piézométrique » (PZ1, PZ2 et PZ3) qui ne sont pratiquement pas touchés par le(s) panache(s) de pollution.

Les piézomètres PZ9 et PZ10 se trouvent également en aval hydraulique mais avec deux facteurs limitants par rapport au(x) foyer(s) de pollution: leur éloignement du site et leur localisation derrière la « crête piézométrique » formée par les trois piézomètres précédents. On constate malgré tout une pollution moyenne caractérisée par des hydrocarbures totaux, des métaux lourds (cobalt, cuivre, nickel, zinc) et quelques traces de HAP.

Même si la qualité des eaux souterraines est dégradée à l'aplomb et directement en aval du site d'étude, les transferts directs des sols vers la nappe phréatique sont difficiles à établir et la corrélation entre la présence de déchets sur le « Théâtre de Verdure » et la qualité des eaux souterraines ne peut être établie de manière définitive avec les données disponibles. On peut cependant préciser que la piézométrie observée milite en faveur d'une origine locale des concentrations mesurées dans les eaux souterraines.

⁵ le cas du zinc est particulier car il peut s'agir d'un constituant naturel présent dans le sol ou possédant une autre origine qu'une pollution ponctuelle (épandages de lisiers de porcs, par exemple)

VII.2.6. Usage des eaux souterraines

EAU POTABLE

Le secteur d'étude compte six captages d'eau potable. Le captage de Oisème est le seul situé en aval, à 2,5 km du site. L'historique disponible sur ce captage montre la présence d'hydrocarbures polycycliques aromatiques en septembre 2003. On retrouve régulièrement des triazines (atrazine et déséthyl atrazine), depuis 1993.

Les analyses récentes effectuées par les services de la DDASS indiquent la présence de tétrachloréthylène (COHV) aux concentrations respectives suivantes : 27 juin 2005 : 8,9 µg/l
27 juillet : 9,2 µg/l.

Ces concentrations se trouvent à la limite de qualité de 10 µg/l imposé par le code de la santé publique depuis le 25 décembre 2003. Elles montrent la vulnérabilité du captage et la présence de sources de pollution sur le secteur. . Aucun autre solvant n'a été identifié dans les eaux du captage.

Le site de la Mare aux Moines pourrait être directement visé comme source, étant en amont du captage. Par contre un secteur présentant des pollutions similaires à la Mare aux Moines a été identifié entre ce dernier site et le captage. Il est localisé à 1,5 km du captage.

Aucune investigation détaillée sur le secteur de Oisème ne permet de lever le doute sur la présence d'autres sources éventuelles.

En tout état de cause, trois piézomètres à la craie doivent permettre de préciser le rôle joué par le site de la Mare aux Moines dans l'évolution des concentrations du captage de Oisème.

AUTRES USAGES

On dénombre trois forages agricoles, deux sources en vallée de la Roguette, trois anciens puits inutilisés et six ouvrages indéterminés et inexploités. Tous ces ouvrages ne sont plus utilisés.

Désignation	Commune d'implantation	Nature	Profondeur des ouvrages (m)	Débit nominal (m ³ /h)	Observations
Captage de Berchères - La Maingot	Berchères Saint-Germain	Forage à la craie	55 m	500 m ³ /h	DUP en cours pour la délimitation des périmètres de protection
Captage de La Saussaye	Sours	Forage à la craie	36 m	-	Pas de DUP
Captage de Bailleau l'Evêque	Bailleau l'Evêque	Forage à la craie	70 m	800 m ³ /h	Pas de DUP
Captage des Trois Ponts	Chartres	Prise d'eau sur la rivière L'Eure	-	-	Eau de surface
Captage de Oisème	Oisème	Forage à la craie	-	-	-
Captage de Gellainville	Gellainville	Forage à la craie	-	-	-

VII.2.7. Qualité des eaux destinées à la distribution

L'étude des plans parcellaires fournis par la Ville de Chartres a permis de démontrer que les canalisations destinées à l'alimentation en eau potable du quartier ne traversent pas de zone polluée majeure (identifiées dans l'annexe 6).

Néanmoins, une analyse de la qualité des eaux a été réalisée chez un riverain, parcelle N°110, située rue Nicolas Lorin. Les résultats analytiques bruts sont rappelés dans le tableau ci-dessous.

L'interprétation des résultats confirme l'absence de contamination des eaux distribuées au niveau du point de prélèvement.

Type d'analyses		Limites de qualités des eaux (µg/l) destinées à la consommation humaine (Annexe 13-1 du code de la santé publique)	P110 µg/l
Métaux lourds / Métalloïdes	Aluminium	-	130
	Antimoine	5	< 20
	Arsenic	10	< 5
	Béryllium	-	< 5
	Cadmium	5	< 5
	Chrome	50	< 5
	Cobalt	-	< 5
	Cuivre	2000	50
	Manganèse	-	< 5
	Molybdène	-	< 5
	Nickel	20	7
	Plomb	10	< 5
	Thallium	-	< 20
	Vanadium	-	< 5
	Zinc	-	140
Mercure	1	< 0.2	
Composés de la famille des HAP	Acénaphthylène	-	< 0.05
	Acénaphène	-	< 0.04
	Fluorène	-	< 0.01
	Phénanthrène	-	< 0.01
	Anthracène	-	< 0.01
	Fluoranthène	-	< 0.01
	Pyrène	-	< 0.01
	Benzo(a)anthracène	-	< 0.01
	Chrysène	-	< 0.01
	Benzo(b)fluoranthène *	-	< 0.01
	Benzo(k)fluoranthène *	-	< 0.01
	Benzo(a)pyrène	0.01	< 0.01
	Dibenzo(ah)anthracène	-	< 0.01
	Benzo(ghi)pérylène *	-	< 0.01
	Indeno(1,2,3-c,d)pyrène *	-	< 0.01
Somme des 4 H.A.P. notés *	0.1	n.c.	

VII.3. RESULTATS DU DIAGNOSTIC « AIR »

VII.3.1. Résultats des analyses du TCE / BIOGAZ

La méthode analytique retenue pour les mesures du trichloroéthylène est semi quantitative, c'est-à-dire que l'indicateur colorimétrique « vire » pour des gammes de concentrations supérieures à une valeur donnée de 2 ppm. Aucune mesure effectuée sur l'ensemble du site n'a dépassé cette limite.

Les résultats analytiques des mesures de Biogaz sont présentés dans le tableau ci-dessous.

n°	Date/Time	CH4 (%)	CO2 (%)	O2 (%)	Pa (mb)	CO (ppm)	H2S (ppm)
PIEZAIR1	28/10/2004 10:43	0.1	0.6	16.6	978	0.0	0.0
PIEZAIR2	28/10/2004 14:46	0.1	0.1	17.1	976	0.0	0.0
PIEZAIR3	28/10/2004 14:40	0.1	1.9	15.2	976	0.0	0.0
PIEZAIR4	28/10/2004 14:23	0.1	0.4	17	977	0.0	0.0
PIEZAIR6	28/10/2004 14:53	0.1	0.2	17.2	976	0.0	0.0
PIEZAIR7	28/10/2004 10:57	0.1	0.5	16.7	978	0.0	0.0
PIEZAIR8	28/10/2004 11:06	0.1	0.1	17.1	978	0.0	0.0
PIEZAIR9	28/10/2004 11:52	0.1	0	17.2	978	0.0	0.0
PIEZAIR10	28/10/2004 14:17	0.1	7.1	10.7	977	0.0	0.0
PIEZAIR11	28/10/2004 14:05	0.1	0	17.2	977	0.0	0.0
PIEZAIR13	28/10/2004 13:47	0.1	7.3	8.2	977	0.0	0.0
PIEZAIR14	28/10/2004 13:52	0.1	1.9	15.2	978	0.0	0.0
PIEZAIR15	28/10/2004 11:47	0.1	1.7	14.7	978	0.0	0.0
PIEZAIR16	28/10/2004 12:02	0.1	4.1	12.3	978	0.0	0.0
PIEZAIR17	28/10/2004 11:40	0.1	2.3	14.9	978	0.0	0.0
PIEZAIR18	28/10/2004 11:18	0.1	4.1	11.9	979	0.0	0.0
PIEZAIR19	28/10/2004 11:25	0.1	0.9	16.5	978	0.0	0.0
PIEZAIR20	28/10/2004 11:32	0.2	0.1	17.4	979	0.0	0.0

Les résultats démontrent la très faible activité de dégradation des déchets enfouis sous le site. En effet, le seul produit issu de la dégradation de déchets ménagers mesuré est le CO₂ (CH₄ et H₂S ont des teneurs inférieures aux limites de détection de l'appareillage utilisé). 4 enregistrements montrent des teneurs en CO₂ supérieures à 4%, ce qui pourrait laisser penser à une activité de dégradation des déchets. Cependant, les deux polluants majeurs de ce phénomène (CH₄ et H₂S) sont absents.

⇒ *Sous-sols des riverains :*

Afin d'affiner davantage les investigations du milieu « Air », deux mesures de Biogaz/TCE identiques ont été réalisées dans les sous-sols de 2 propriétés localisées sur Nicolas Lorin. Tous les résultats ont été négatifs, signifiant qu'aucun des composés n'a été décelé dans l'air ambiant des sous-sols des riverains.

Ce constat n'est pas étonnant en raison du délai écoulé entre la fin d'activité de décharges d'ordures ménagères et les études environnementales qui se situe aux alentours de 35 ans.

VII.3.2. Analyses complémentaires des COHV et BTEX dans les gaz des sols

Sur les douze prélèvements effectués, seuls trois ont permis de détecter la présence de COV dans les gaz du sol. Les composés concernés sont :

- le toluène au niveau des points de mesure n°3 (121,8 µg/m³) et CA02 (74,2 µg/m³),
- le tétrachloroéthylène au niveau des points n°1 (250 µg/m³) et n°3 (166,4 µg/m³).

Ces points sont implantés en bordure des parcelles CH5, CH7 et CH10, à proximité du sondage U7, qui présentait les teneurs les plus importantes en ces deux composés. Nous notons que les concentrations mesurées sont relativement faibles.

Les autres valeurs mesurées sont inférieures aux limites de quantification du laboratoire.

VII.3.3. Analyses des poussières dans l'air

L'ensemble des résultats analytiques concernant les poussières est résumé dans le tableau ci-dessous. Ces résultats sont exprimés en µg/m²/j, traduisant les retombées de poussières en fonction de la superficie et la durée.

Métal (µg/m ² /j)	P01		P02		P03		P04		P05	
	Totaux	Solubles								
Aluminium	7.4		22.7	3.2	6.9		9.5		11.1	
Baryum		0.4	0.4	0.6		0.4	0.3	0.4	0.3	0.4
Chrome				0.5						
Cuivre										
Manganèse			1.0	0.8					0.3	
Plomb										
Zinc			1.1							

Métal (µg/m ² /j)	P06		P07		P08		P09		P10	
	Totaux	Solubles								
Aluminium	7.9		18.5		8.5		35.4		9.0	
Baryum		0.4	0.4	0.5		0.4	1.0	0.7		0.4
Chrome						0.4				
Cuivre			0.5				1.1			
Manganèse			1.0		0.4		1.5	0.7		
Plomb							0.5			
Zinc			1.6				3.7	2.1		

3 éléments apparaissent de façon récurrente :

- ✓ l'aluminium avec des concentrations allant jusqu'à 35 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ pour le point P09,
- ✓ le baryum avec des concentrations allant jusqu'à 1 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ pour le point P09,
- ✓ le manganèse avec ces concentrations allant jusqu'à 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ pour le point P09.

Chrome, cuivre plomb zinc apparaissent dans des concentrations très faible et de façon aléatoire. Les autres éléments analysés n'apparaissent pas (Sb, Ag, As, Be, Cd, Co, Mo, Ni, Se, Tl, V).

Les résultats apparaissent dans deux colonnes, une nommée totaux et l'autre solubles.

La première colonne correspond à la concentration en élément non soluble, donc présent dans le sol de façon pérenne, sa concentration correspond donc à la « pollution du sol ».

La seconde colonne correspond à la fraction soluble de la concentration en l'élément, celle qui va être remobilisée par les eaux de pluie et qui va percoler jusqu'à la nappe phréatique et/ou qui va être assimilée par les végétaux. C'est la phase la plus toxique, c'est aussi celle présentant les concentrations les plus faibles des deux phases.

VII.3.4. Analyses de l'air ambiant

Seuls les hydrocarbures totaux présentent des valeurs supérieures à la limite de quantification analytique et figurent dans le tableau ci-dessous. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{g}/\text{m}^3$:

Paramètre	A1	B1	C1	D1	E1	F1	G1	H1	J1	K1
HCT Z1	< 60	< 64	107.1	134.9	75.8	116.6	118.5	102.2	<70	91.9
HCT Z2	< 60	< 64	143.6	<73	73.0	62.9	<72	93.9	118.3	119.8

Les concentrations mesurées sont toutes du même ordre de grandeur. Compte tenu de l'environnement urbain du site, elles restent faibles et ne témoignent pas d'un apport notable de polluants par dégazage des sols.

VII.4. RESULTATS DES NOUVELLES INVESTIGATIONS

VII.4.1. Sur le milieu « SOL »

⇒ Description des sols rencontrés

▪ Parcelle CH8

0,00 – 0,40 : limon argileux brun ; présence de graviers blancs, de fragments de brique et de nodules noirs de taille millimétrique. Horizon de sable rose entre 0,30 et 0,35 m.

0,40 – 1,00 : remblais gravelo-sableux brun sombre ; présence de silex millimétriques.

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée sur les échantillons prélevés.

▪ Parcelle P100

0,00 – 0,45 : limon argileux brun ; présence de graviers blancs, de fragments de brique et de nodules noirs de taille millimétrique. Légèrement plus clair vers 0,40 m.

0,45 – 0,8 : remblais sableux brun noirâtre ; présence de grains blancs et bouts de verre de taille millimétrique.

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée sur les échantillons prélevés. Un refus a été rencontré à 0,8 m de profondeur.

▪ Parcelle P106

0,00 – 0,10 : horizon organo-minéral brun

0,10 – 0,30 : argile limoneuse brune ; graviers millimétrique

0,30 – 0,80 : remblais limono argileux brun ; graviers pouvant atteindre 1 cm de diamètre

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée sur les échantillons prélevés. Un refus a été rencontré à 0,8 m de profondeur.

Nous notons que, dans la partie sud-est du terrain, la présence de sables rouges et gris (brique et ciment ?) a été mise en évidence sous la terre végétale. Ces sables sont visibles dans le talus de la route qui borde la propriété. Par ailleurs, un horizon charbonneux de couleur noire de 30 cm d'épaisseur est visible sur le bord de la descente de garage de la maison. Cet horizon se trouve entre 0,7 et 1,5 m de profondeur selon l'endroit.

▪ Parcelle P110

0,00 – 0,20 : limon brun (apporté par le propriétaire de la parcelle).

0,20 – 1,00 : limon argileux brun ; présence de silex.

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée sur les échantillons prélevés.

▪ Parcelle P115

0,00 – 1,00 : limon argileux brun ; présence de graviers blancs de taille millimétrique.

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée sur les échantillons prélevés.

▪ Parcelle P130

0,00 – 0,10 : horizon organo-minéral brun

0,10 – 1,00 : limon argileux brun ; présence de graviers blancs, de silex, de fragments de brique et de nodules noirs de taille millimétrique.

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée.

Zone nord-est du Théâtre de Verdure (Echantillon TH)

0,00 – 0,30 : limon argileux brun sombre ; présence de graviers.

0,30 – 0,50 : sable limoneux brun grisâtre ; présence de bouts de verre.

0,50 – 0,80 : sable rouge à passées grises ; présence de graviers, fragments de brique, bouts de verre.

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée sur les échantillons prélevés. Un refus a été rencontré à 0,8 m de profondeur.

▪ Zone de caractérisation du fond géochimique (Echantillon Z3)

0,00 – 1,00 : limon argileux brun ; présence de graviers blancs de taille millimétrique.

Aucune odeur suspecte n'a été identifiée sur les échantillons prélevés.

⇒ Résultats des analyses

Les résultats fournis par le laboratoire sont les suivants (en mg/kg-MS) :

Echant.	As total	Spéciation As		As sur lixiviats	Fe total	Estimations		Fe sur lixiviats
		As III	As V			Fe ²⁺	Fe ³⁺	
CH8	9.60	0.77	4.6	< 0.2	18400	47	18350	47.0
P100	10.6	0.61	5.15	< 0.2	20700	36	20660	36.0
P106	10.2	0.53	5.0	< 0.2	20500	25	20480	25.0
P110	10.6	0.6	5.45	< 0.2	21600	< 1	21600	0.48
P115	10.3	1.03	5.41	< 0.2	19200	32	19170	32.0
P130	10.6	0.6	6.0	< 0.2	20100	20	20080	20.0
TH	20.5	1.69	10.0	< 0.2	33600	21	33580	21.0
Z3	5.7	0.69	1.5	< 0.2	14000	38	13960	38.0

Le pH des éluats de sol varie entre 7,7 (échantillon Z3) et 8,35 (échantillon CH8).

La différence entre la valeur en arsenic total et la somme As V + As III est due aux variations entre techniques analytiques. Cette incertitude est d'autant plus importante que la teneur en arsenic total est faible.

Il apparaît néanmoins qu'une grande majorité de l'arsenic se présente sous la forme As V.

Les deux échantillons P100 et TH ont été choisis pour un examen plus détaillé de la mobilité de l'arsenic. Les résultats suivants ont été obtenus (en mg/kg-MS) :

Echantillon	As total	Arsenic sur éluat à pH=4	Arsenic sur éluat au CaCO ₃
P100	10.6	< 0.10	< 0.10
TH	20.5	< 0.10	< 0.10

⇒ Observations

Dans les sols, il faut retenir que l'adsorption représente un mécanisme majeur dans le piégeage de l'arsenic. Parmi les phases susceptibles de piéger la forme oxydée de l'arsenic (As V), on peut citer les oxyhydroxydes métalliques (Fe, Mn, Al, etc.), les argiles et la matière organique. La mobilité et la biodisponibilité de l'arsenic sont également étroitement liées aux conditions redox du milieu et au pH.

A l'issue de ces investigations, nous notons que :

- Les teneurs en arsenic mesurées sur les parcelles privatives entre 0 et 0,5 m de profondeur varient très peu.
- Ces valeurs restent de l'ordre de grandeur du fond géochimique.
- La forme prédominante de l'arsenic est l'As V, avec des traces d'As III.
- L'arsenic n'est pas soluble par lixiviation, aussi bien pour la forme présente sur le site que pour celle des témoins.
- L'extraction avec la solution de carbonate de calcium, qui vise à estimer la partie active mobile de l'arsenic et à représenter au mieux les conditions intrinsèques des sols en terme de force ionique, montre que la fraction mobile de l'arsenic est négligeable.
- Les pH relevés sur les lixiviats de sol sont alcalins.
- Les teneurs en arsenic s'accompagnent de teneurs en fer élevées et la forme prédominante est le fer ferrique. La présence majoritaire Fe³⁺ indique que le fer est sous forme complexée et est représentatif de conditions oxydantes du milieu.

Aussi, il est cohérent de retenir que l'arsenic présent dans les remblais et les sols du site est en majorité sous la forme arsenic (V) vraisemblablement complexé et/ou piégé sur des phases stables (dans les conditions actuelles du milieu) de type oxyhydroxydes métalliques.

En plus de ces mesures, une analyse d'arsenic total a été réalisée sur trois échantillons de sol prélevés entre 0,5 et 1 mètre de profondeur. Ces échantillons ont été prélevés sur les parcelles CH8, P106 et sur le Théâtre de Verdure (près de l'aire de jeux).

Les résultats obtenus sont les suivants :

- Echantillon CH8/S1.2 : 15,5 mg/kg MS
- Echantillon P106/S1.2 : 11,4 mg/kg MS
- Echantillon TH/S3.2 : 64,5 mg/kg MS

Ces analyses confirment l'absence de terres notablement polluées sous l'horizon superficiel des sols au niveau des parcelles, et la présence d'une contamination au niveau de l'espace public.

VII.4.2. Sur le milieu « AIR »

⇒ *Mesures in situ des gaz du sol au capteur PID*

Le tableau ci-après indique les résultats obtenus par mesure des gaz du sol à la sonde PID. Une mesure à la sonde infrarouge a été effectuée simultanément pour les hydrocarbures totaux.

La présence d'une cave et la réalisation de prélèvements sur tube de charbon actif (TCA) sont également renseignées.

Note : en l'absence des habitants lors des différentes campagnes de mesure, les prélèvements sur TCA réalisés sur les parcelles 121 et 122 ont été mis en œuvre sur le domaine public, au plus près de la propriété (quelques dizaines de centimètres).

Parcelles	Date de la mesure	Cave	TCA	PID (ppm)	TP (ppm)
106	29/12/05	x	x	0,0	0,0
105	30/12/05			0,0	0,0
CH1	29/12/05			0,0	0,0
CH2	02/03/06		x	0,0	0,0
CH3	29/12/05			0,0	0,0
CH4	29/12/05			0,0	0,0
CH5	30/12/05			0,0	0,0
CH6	02/03/06		x	riverain absent lors des mesures in situ	
CH7	30/12/05		x	0,0	0,0
CH8	29/12/05		x	0,0	0,0
CH10	29/12/05			0,0	0,0
111	02/01/06	x		0,0	0,0
110	27/12/05	x	x	0,0	0,0
102	02/01/06	x		0,0	0,0
95, 96	30/12/05			0,0	0,0
103	30/12/05	x		0,0	0,0
104	02/03/06		x	riverain absent lors des mesures in situ	
114	28/12/05		x	0,0	0,0
115	28/12/05			0,0	0,0
116	28/12/05			0,0	0,0
117	27/12/05			0,0	0,0

Diagnostic approfondi - Evaluation Détaillée des Risques
« Le Théâtre de Verdure »
Commune de CHARTRES (28)

Parcelles	Date de la mesure	Cave	TCA	PID (ppm)	TP (ppm)
118	27/12/05		x	0,0	0,0
119	30/12/05			0,0	0,0
120	28/12/05			0,0	0,0
121	30/01/06		x	riverain absent lors des mesures in situ	
122	30/01/06		x	riverain absent lors des mesures in situ	
123	28/12/05			0,0	0,0
124	28/12/05			0,0	0,0
125	28/12/05		x	0,0	0,0
126	28/12/05			0,0	0,0
127	28/12/05			0,0	0,0
128	28/12/05			0,0	0,0
129	28/12/05		x	0,0	0,0
130	02/01/06			0,0	0,0
145	29/12/05			0,0	0,0
131	28/12/05			0,0	0,0
144	29/12/05		x	0,0	0,0
143	30/12/05			0,0	0,0
142	30/12/05			0,0	0,0
137	28/12/05			0,0	0,0
141	02/03/06		x	riverain absent lors des mesures in situ	
138	29/12/05			0,0	0,0
140	02/01/06			0,0	0,0
139	29/12/05		x	0,0	0,0
100	30/12/05			0,0	0,0
99	02/03/06		x	riverain absent lors des mesures in situ	
135	25/01/06		x	riverain absent lors des mesures in situ	
136	28/12/05			0,0	0,0
231	29/12/05			0,0	0,0
97	29/12/05			0,0	0,0
98	30/12/05		x	0,0	0,0

⇒ Résultats des analyses sur TCA

Les tubes ont été placés entre 0,5 et 1 m de profondeur. Le pompage a duré 20 minutes, avec un débit de 1 l/min. Le volume d'air ayant transité par le tube est donc de 0,02 m³.

Les résultats sont fournis par le laboratoire en µg de composé par tube de charbon actif :

Composé analysé	CH8	P98	P106	P144	P114	P118	P121	P122	P125	P135
1,1-dichloroéthylène	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Chlorure de vinyle	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Dichlorométhane	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Trans 1,2-dichloroéthylène	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
1,1-dichloroéthane	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Cis 1,2-dichloroéthylène	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Bromochlorométhane	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Chloroforme	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
1,1,1-trichloroéthane	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Tétrachlorure de carbone	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
1,2-dichloroéthane	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Diagnostic approfondi - Evaluation Détaillée des Risques
« Le Théâtre de Verdure »
Commune de CHARTRES (28)

Composé analysé	CH8	P98	P106	P144	P114	P118	P121	P122	P125	P135
Trichloroéthylène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Dibromométhane	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Bromodichlorométhane	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Toluène	< 5	13.0	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Tétrachloroéthylène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
1,1,2-trichloroéthane	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Dibromochlorométhane	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
1,2-dibromoéthane	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Ethylbenzène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
m+p - xylène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
o - xylène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Bromoforme	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25

Composé analysé	CH7	CH2	CH6	P104	P129	P141	P110	P139	P99	TH
1,1-dichloroéthylène	< 10	Echantillon cassé lors de son arrivée au laboratoire	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Chlorure de vinyle	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Dichlorométhane	< 25		< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Trans 1,2-dichloroéthylène	< 10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
1,1-dichloroéthane	< 10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Cis 1,2-dichloroéthylène	< 10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Bromochlorométhane	< 25		< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Chloroforme	< 10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
1,1,1-trichloroéthane	< 10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Tétrachlorure de carbone	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzène	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
1,2-dichloroéthane	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Trichloroéthylène	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Dibromométhane	< 25		< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Bromodichlorométhane	< 25		< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Toluène	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Tétrachloroéthylène	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
1,1,2-trichloroéthane	< 25		< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25
Dibromochlorométhane	< 10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
1,2-dibromoéthane	< 5		< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Ethylbenzène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	
m+p - xylène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	
o - xylène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	
Bromoforme	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	< 25	

L'échantillon TH a été prélevé au niveau de l'espace public du « Théâtre de Verdure », à proximité de l'aire de jeux.

⇒ *Observations*

Ces résultats appellent plusieurs commentaires :

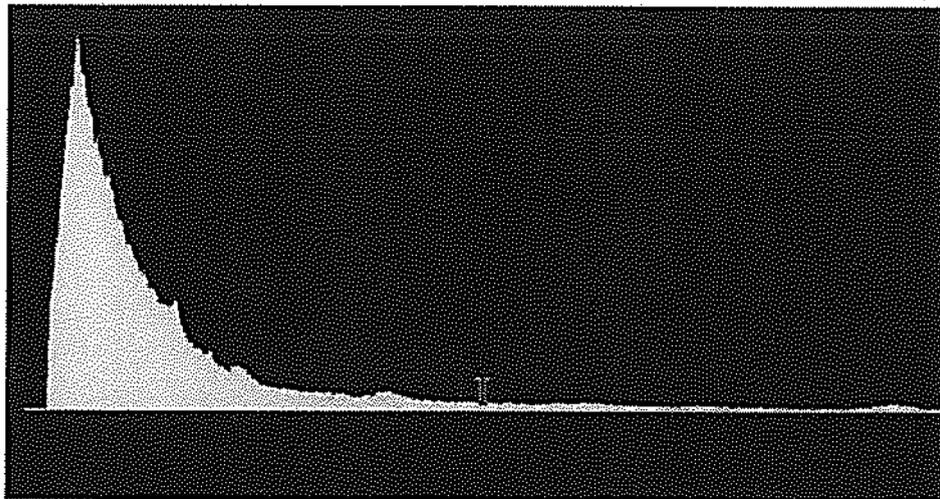
- Sur les 44 parcelles investiguées au capteur PID, les mesures effectuées n'ont pas permis de mettre en évidence une contamination notable de l'air du sol par les hydrocarbures volatils. Tous les résultats sont inférieurs au seuil de détection de la sonde.

- Les analyses sur TCA ont confirmé ces résultats sur 18 prélèvements.
- La présence de toluène dans l'air du sol a été détectée au niveau d'une unique parcelle (P98). La quantité mesurée est de 13 µg/TCA, ce qui correspond à 0,65 mg/m³ étant donné le volume d'air échantillonné. Cette teneur (environ 0,17 ppm), reste faible.
- Les autres composés recherchés sur tube de charbon actif n'ont pas été détectés (valeurs inférieures aux seuils de quantification du laboratoire).

Compte tenu des résultats des mesures in situ et du caractère exceptionnel de la détection du toluène, il est raisonnable d'attribuer cette unique valeur à un artefact non représentatif de la qualité globale de l'air du sol.

VII.4.3. Levée de doute concernant le risque radioactif

⇒ *Spectrométrie gamma sur site*



Aperçu du Spectre 1

⇒ *Résultats des mesures radiologiques*

Il n'existe aucun « point chaud » sur le terrain où ont eu lieu les mesures. Le débit de dose en tout point est de l'ordre du bruit de fond naturel, < 100 nSv.h⁻¹.

Les spectres réalisés à deux endroits distincts du terrain montrent l'absence de radioactivité d'origine artificielle en surface.

⇒ *Conclusion*

La cartographie montre l'absence de radioactivité artificielle détectable en surface.

VII.5. SYNTHÈSE DES RESULTATS DU DIAGNOSTIC APPROFONDI

VII.5.1. Sur le milieu « sol »

⇒ Parcelles privées riveraines du « Théâtre de Verdure » :

Sur certaines parcelles, les investigations ont mis en évidence une contamination des sols de surface (0 à 0,3 m) par :

- **les métaux** : Baryum, Cuivre, Mercure, Plomb et Zinc (teneurs significativement supérieures aux valeurs des sols « ordinaires » proposées par l'INRA),
- **les HAP** : Chrysène, Fluoranthène, Phénanthrène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Benzo(ghi)pérylène, indéno(123-cd)pyrène (plusieurs teneurs anormalement élevées).

⇒ « Le Théâtre de Verdure » - espace public :

Les prélèvements et analyses réalisés sur l'ensemble du « Théâtre de Verdure » ont permis de mettre en évidence une contamination des sols par :

- **les métaux** : Antimoine, Arsenic, Baryum, Cadmium, Cuivre, Mercure, Nickel, Plomb et Zinc (plusieurs teneurs significativement supérieures aux valeurs des sols « ordinaires » proposées par l'INRA),
- **les HAP** : teneurs anormalement élevées pour tous les HAP analysés à l'exception de l'Acénaphthylène.
- **les COV** : Chlorure de vinyle, Cis-1,2-dichloroéthylène, Trichloroéthylène, Tétrachloroéthylène et Toluène (rencontrés sur un nombre significatif d'échantillons).

Les sols contaminés par les métaux et les HAP sont présents dès la surface (échantillons prélevés entre 0 et 0,3 m). Les teneurs les plus fortes ont été rencontrées entre 0,3 et 1,5 m ; elles diminuent ensuite avec la profondeur.

Les COHV et BTEX ont été détectés plus en profondeur (notamment entre 0,3 et 1,5 m).

VII.5.2. Sur le milieu « eaux souterraines »

Le contrôle de la qualité des eaux de la nappe de la Craie réalisé au droit du site a mis en évidence une contamination plus ou moins marquée par :

- **les métaux** : Aluminium, Manganèse, Nickel et Plomb (une ou plusieurs teneurs anormalement élevées),
- **les HAP** : présence d'Acénaphthène, Fluorène, Phénanthrène, Fluoranthène et Pyrène sous forme de traces,

- les COV : Trichloroéthylène, en des teneurs significatives.

Le quartier de la « Mare aux Moines » se trouve en position de « crête piézométrique », la nappe de la Craie s'écoulant principalement en direction du nord, du nord-est et du sud-est.

La corrélation entre la présence de polluants dans les sols du « Théâtre de Verdure » et la qualité dégradée des eaux souterraines ne peut être établie de manière définitive au regard des données disponibles.

VII.5.3. Sur le milieu « air »

⇒ *Air ambiant*

Aucune contamination notable de l'air ambiant par les HCT ou les COV n'a été détectée au droit du « Théâtre de Verdure ».

⇒ *Gaz des sols*

Aucune contamination notable du milieu « air du sol » par les biogaz ou les COV n'a été mise en évidence.

Nous notons cependant la présence de toluène et de tétrachloroéthylène sous forme de traces au niveau de quelques points de mesure.

Chapitre 3

L'EVALUATION DETAILLEE DES RISQUES SANITAIRES

VIII. INTRODUCTION

Cette Evaluation des Risques pour la santé sera réalisée conformément au guide « Gestion des sites pollués et Evaluation Détaillée des Risques » (version 0) établi par le BRGM en juin 2000, dans le souci du respect :

- ✓ du principe de spécificité : il assure la pertinence de l'étude par rapport à l'usage et aux caractéristiques du site et de son environnement. Elle doit prendre en compte le mieux possible les caractéristiques propres du site, de la source de pollution et des populations potentiellement exposées ;
- ✓ du principe de proportionnalité : il veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance des incidences prévisibles de la pollution. Ce principe peut conduire à définir une démarche par approche successive dans l'évaluation du risque pour la santé ;
- ✓ du principe de prudence scientifique : il consiste à adopter, en cas d'absence de données reconnues, des hypothèses raisonnablement majorantes définies pour chaque cas à prendre en compte ;
- ✓ du principe de transparence : étant donné qu'il n'existe pas une connaissance absolue, le choix des hypothèses, des outils à utiliser, du degré d'approfondissement nécessaire relève du jugement et du savoir faire de l'évaluateur face à chaque cas particulier. La règle de l'évaluation des risques est que ces choix soient cohérents et expliqués par l'évaluateur, afin que la logique du raisonnement puisse être suivie et discutée par les différentes parties. L'objectif de transparence des termes de la conclusion de l'étude sera ainsi respecté.

Elle s'inspire aussi du guide d'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE de l'INERIS ainsi que de la circulaire ministérielle du 10 décembre 1999 (principes de fixation des objectifs de réhabilitation).

L'évaluation détaillée des risques pour la santé humaine a pour objet de quantifier le risque pour les populations humaines compte tenu de l'usage auquel est destiné le site.

L'E.D.R. est un outil d'aide à la décision pour la gestion des sites pollués. Elle permet de définir et de caractériser le risque associé à l'usage du site. Dans le cas où le risque paraît trop élevé, elle aide, en testant différentes hypothèses, à choisir la stratégie de réhabilitation, c'est à dire le type d'action (restriction d'usage, aménagement du site, voire dépollution) qui permettra de réduire le risque.

Les différentes étapes de l'évaluation des risques sanitaires sont :

1. **La caractérisation du site** : étude de l'environnement, sélection des substances à prendre en compte dans l'étude quantitative du risque sanitaire.
2. **L'identification du danger des substances chimiques** : elle consiste à identifier des effets indésirables que les substances sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme.
3. **L'évaluation de la relation Dose-Réponse** : cette évaluation de la relation dose-réponse estime la relation entre la dose ou le niveau d'exposition aux substances, et l'incidence et la gravité de ces effets.
4. **L'évaluation des expositions** : elle consiste à déterminer les émissions, les voies de transfert et les vitesses de déplacement des substances et leur transformation ou leur dégradation afin d'évaluer les concentrations ou les doses auxquelles les populations humaines sont exposées ou susceptibles de l'être.

Une modélisation des transferts de la pollution via les bâtiments et espaces verts sera réalisée à partir des données de terrain issues du diagnostic approfondi. Cette modélisation sera réalisée à partir du modèle théorique Johnson et Ettinger (logiciel RISC, application Csoil). En fonction de ces différents résultats et modélisations, un calcul des valeurs seuils de pollution sera établi.

5. **La caractérisation du risque** : il s'agit de l'étape finale d'une évaluation du risque sanitaire. Les informations issues de l'évaluation de l'exposition des populations et de l'évaluation de la toxicité des substances sont synthétisées et intégrées sous forme d'une expression quantitative du risque, ou qualitative lorsque cela n'est pas possible.

IX. CARACTERISATION DU MODELE CONCEPTUEL

IX.1. METHODOLOGIE

Cette partie de l'étude consiste à évaluer si la présence de polluants dans le sous-sol peut entraîner des risques sanitaires pour les populations susceptibles d'être présentes sur le site et ses abords immédiats, suivant divers scénarios représentant la zone étudiée en fonction de l'aménagement projeté.

L'identification de toutes les substances dangereuses pour l'homme rencontrées sur site est importante. Leur sélection dépend des paramètres suivants :

- La détection effective de la substance sur le site,
- La relation dose - effet attribuable à la substance. L'exposition à des substances toxiques peut amener des altérations spécifiques d'un organe, d'un système ou d'un processus biochimique ou biologique (effets cancérigènes, mutagènes, tératogènes, systématiques).
- Le comportement de la substance dans l'environnement (persistance, produits de dégradations, ...).

Le diagnostic approfondi a permis de différencier deux secteurs ayant un usage singulièrement différent. Ainsi, 2 évaluations détaillées des risques sanitaires ont été réalisées selon le principe suivant :

- Calcul des risques engendrés pour les riverains résidant dans leur propriété
- Calcul des risques engendrés pour les personnes susceptibles d'être présentes sur le « Théâtre de Verdure ».

Les hypothèses seront adaptées pour chaque scénario et elles seront clairement explicitées et justifiées dans la suite du rapport.

IX.2. SELECTION DES SUBSTANCES POLLUANTES A PRENDRE EN COMPTE

IX.2.1. Sur les parcelles des riverains

▪ Métaux

Les investigations réalisées dans le cadre du diagnostic approfondi ont porté sur les 19 métaux suivants : Antimoine, Aluminium, Argent, Arsenic, Baryum, Béryllium, Cadmium, Chrome, Cobalt, Cuivre, Manganèse, Mercure, Molybdène, Nickel, Plomb, Sélénium, Thallium, Vanadium et Zinc.

Une première sélection peut être effectuée sur la base des résultats d'analyses obtenus à l'issue de ces investigations.

Ainsi, les métaux suivants peuvent être écartés car leurs concentrations dans les sols analysés sont inférieures aux limites de détection du laboratoire : Antimoine, Argent, Béryllium, Cadmium, Molybdène, Nickel, Sélénium et Thallium.

Nous notons que l'antimoine, le béryllium et le nickel présentent chacun une unique valeur supérieure au seuil de quantification. Il n'a pas été tenu compte de ces valeurs, dont le caractère exceptionnel laisse supposer qu'elles sont dues à des anomalies très localisées non représentatives de la qualité globale des sols des parcelles concernées.

Plusieurs métaux ont été mesurés sur l'ensemble des échantillons à des teneurs relativement homogènes, proches de celles rencontrées naturellement dans les sols (*cf. Note sur le fond géochimique en page 58*). Il s'agit de l'Aluminium, de l'Arsenic, du Chrome, du Cobalt, du Manganèse et du Vanadium. Ces métaux peuvent également être écartés de la suite de l'évaluation, car il s'agit de caractériser le risque inhérent à la pollution mise en évidence au droit du site à l'étude.

Concernant le Chrome, une spéciation a été réalisée démontrant l'absence de Chrome VI sur l'ensemble des échantillons, ce qui autorise la comparaison avec les valeurs caractéristiques du fond géochimique.

L'arsenic est un élément susceptible de présenter une forte toxicité. De ce fait, une caractérisation du fond géochimique local ainsi que des analyses spécifiques de mobilité et de spéciation ont été réalisées pour cet élément. Les résultats obtenus confirment le choix d'écarter l'arsenic de la suite de l'étude.

Les métaux présentant des anomalies de concentration plus ou moins importantes au niveau des terrains investigués sont les suivants : **Baryum, Cuivre, Mercure, Plomb et Zinc.**

Chacune de ces substances est reconnue comme potentiellement toxique, voire cancérigène. De plus, ces métaux ont été mis en évidence dans les terrains proches de la surface (0 à 0,30 m). Ils sont donc concernés par plusieurs mécanismes de transfert et voies d'exposition, tels que l'envol de poussière, l'absorption par les plantes ou l'ingestion directe de sol.

Ces cinq substances seront donc prises en compte dans le cadre de l'EDR.

Dans l'absolu, le mercure existe sous forme gazeuse dans l'environnement. Néanmoins il est faiblement mobile dans les sols, car il est rapidement immobilisé par les oxydes de fer ou d'aluminium, le manganèse et surtout la matière organique. C'est pourquoi ce métal n'a pas été retenu pour les calculs concernant la voie d'exposition « Inhalation de composés volatils ».

▪ HAP

16 HAP ont été analysés sur la totalité des échantillons de sol prélevés.

Parmi ces composés, l'acénaphthylène est le seul à pouvoir être écarté sur la base des résultats d'analyse. En effet, les teneurs mesurées sur l'ensemble des échantillons sont inférieures au seuil de quantification du laboratoire.

Des VTR relatives aux effets non cancérigènes à seuil ont été définies pour les composés suivants : **Naphtalène, Acénaphthène, Fluorène, Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène et Benzo(ghi)pérylène.** De ce fait, nous retiendrons ces huit substances dans la suite de l'évaluation.

Notons que, sur la plupart des parcelles investiguées, les teneurs mesurées en naphthalène, acénaphthène, fluorène et anthracène sont inférieures aux seuils de détection. Ces produits ne seront pas pris en compte pour les calculs de risque concernant lesdites parcelles.

L'EDR portera également sur les autres HAP de la liste (**Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Dibenzo(ah)anthracène et Indeno(123-cd)pyrène**), car ces substances sont reconnues comme cancérigènes.

Notons que, sur de nombreuses parcelles, la teneur mesurée en dibenzo(ah)anthracène est inférieure au seuil de détection. Ce produit ne sera pas pris en compte pour les calculs de risque concernant les parcelles en question.

▪ **COHV et BTEX**

Une liste de 51 hydrocarbures volatils a été recherchée sur l'ensemble des échantillons de sol prélevés. Les valeurs obtenues sont toutes inférieures aux seuils de détection du laboratoire.

Les investigations menées au niveau du « Théâtre de Verdure » ont mis en évidence des anomalies de concentration en plusieurs COHV dans les sols : chlorure de vinyle, cis-1,2-dichloroéthylène, trichloroéthylène et tétrachloroéthylène. La présence de composés de la famille des BTEX a également été mise en évidence au niveau du « Théâtre de Verdure ». Le toluène, en particulier, a été détecté sur plusieurs échantillons de sol.

Cependant, ces produits n'ont pas été détectés à proximité de la surface. Ils ne sont donc concernés que par la voie d'exposition « inhalation de composés volatils issus des sols ».

Dans la mesure où les analyses au capteur PID, ainsi que les prélèvements sur charbons actifs, n'ont pas permis de mettre en évidence une contamination notable du milieu « air du sol » par ces composés, ceux-ci n'ont pas été retenus dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires.

IX.2.2. Sur le « Théâtre de Verdure »

▪ **Métaux**

Les investigations réalisées dans le cadre du diagnostic approfondi ont porté sur les 19 métaux suivants : Antimoine, Aluminium, Argent, Arsenic, Baryum, Béryllium, Cadmium, Chrome, Cobalt, Cuivre, Manganèse, Mercure, Molybdène, Nickel, Plomb, Sélénium, Thallium, Vanadium et Zinc.

Dans le cadre de l'EDR, seuls les métaux présents dans les sols proches de la surface sont concernés par des voies de transfert ou d'exposition. Cette sélection des métaux se base donc uniquement sur les analyses réalisées sur les échantillons prélevés entre 0 et 0,3 m.

Pour le Sélénium et le Thallium, les teneurs mesurées dans les sols, entre 0 et 0,3 m, sont toutes inférieures aux limites de détection du laboratoire.

L'argent, le béryllium et le molybdène présentent des teneurs supérieures aux seuils de détection sur une partie des échantillons (4 à 24 %). Seules quelques concentrations sont notablement élevées. Du fait de leur rareté, elles ne peuvent pas être considérées comme représentatives de la qualité globale des sols sur une zone donnée et ne seront pas prises en compte dans la suite de l'étude.

Plusieurs métaux ont été mesurés sur l'ensemble des échantillons à des teneurs relativement homogènes, de même ordre de grandeur que celles rencontrées naturellement dans les sols (cf. *Note sur le fond géochimique en page 58*). Il s'agit de l'Aluminium, du Chrome, du Cobalt, du Manganèse et du Vanadium. Ces métaux peuvent également être écartés de la suite de l'évaluation, car ils ne permettent pas de caractériser le risque inhérent au site à l'étude.

Concernant le Chrome, une spéciation a été réalisée démontrant l'absence de Chrome VI sur l'ensemble des échantillons, ce qui autorise la comparaison avec les valeurs caractéristiques du fond géochimique.

Les métaux présentant des anomalies de concentration plus ou moins importantes au niveau des terrains investigués sont les suivants : **Antimoine, Arsenic, Baryum, Cadmium, Cuivre, Mercure, Nickel, Plomb et Zinc.**

Chacune de ces substances est reconnue comme potentiellement toxique, voire cancérigène. De plus, ces métaux ont été mis en évidence dans les terrains proches de la surface (0 à 0,30 m). Ils sont donc concernés par plusieurs mécanismes de transfert et voies d'exposition, tels que l'envol de poussière, le contact cutané ou l'ingestion directe de sol.

Ces neuf substances seront prises en compte dans le cadre des calculs de risque pour la santé.

▪ HAP

Dans la mesure où les HAP sont des substances semi-volatiles, la sélection des composés pour l'EDR tient compte de toutes les teneurs mesurées, quelle que soit leur profondeur.

16 HAP ont été analysés sur la totalité des échantillons de sol prélevés.

Parmi ces composés, les résultats d'analyse permettent d'écarter l'acénaphthylène. En effet, les teneurs mesurées sur l'ensemble des échantillons sont rarement supérieures au seuil de quantification du laboratoire et restent faibles même dans ce cas.

Des VTR relatives aux effets non cancérigènes à seuil ont été définies pour les composés suivants : **Naphtalène, Acénaphthène, Fluorène, Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène et Benzo(ghi)pérylène.** De ce fait, nous retiendrons ces huit substances dans la suite de l'évaluation.

L'EDR portera également sur les autres HAP de la liste (**Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Dibenzo(ah)anthracène et Indeno(123-cd)pyrène**), car ces substances sont reconnues comme cancérigènes.

▪ *COHV et BTEX*

Une liste de 19 COHV a été recherchée sur l'ensemble des échantillons de sol prélevés.

La plupart des composés analysés présentent, sur tous les échantillons, des teneurs inférieures aux seuils de détection du laboratoire. Seuls le chlorure de vinyle, le trans-1,2-dichloroéthylène, le cis-1,2-dichloroéthylène, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène, ainsi que le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le m+p-xylène ont été détectés sur certains échantillons.

Parmi ces substances, nous ne retiendrons pas le trans-1,2-dichloroéthylène, le benzène, l'éthylbenzène et le xylène, qui ont été détectés sur un très petit nombre d'échantillons (1 à 4), en des teneurs relativement peu élevées.

Les composés suivants ont été détectés en des teneurs significatives sur un certain nombre d'échantillons : chlorure de vinyle, cis-1,2-dichloroéthylène, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène et toluène.

Ces substances n'ont pratiquement pas été retrouvées à proximité de la surface. Du fait de leur potentiel volatil, ils peuvent cependant être concernés par la voie d'exposition « inhalation de composés volatils ».

Compte tenu du fait que les analyses d'air ambiant, les mesures semi-quantitatives du trichloroéthylène et les investigations sur les parcelles riveraines n'ont pas permis de mettre en évidence une contamination notable du milieu « air du sol » par ces composés, ceux-ci n'ont pas été retenus dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires.

▪ *Hydrocarbures totaux*

Lors des campagnes antérieures, des teneurs relativement élevées en hydrocarbures totaux ont été mises en évidence dans la partie centre-ouest du Théâtre de Verdure.

Si les mélanges d'hydrocarbures sont principalement constitués d'alcane, les substances les plus préoccupantes restent les composés aromatiques du type BTEX et HAP. Considérant que ces polluants sont traités individuellement, et que l'utilisation de familles de substances dans l'évaluation des risques entraînerait une baisse de fiabilité des résultats, ces indices HCT ne seront pas pris en compte dans la suite de l'étude.

Notons par ailleurs que les teneurs en HCT relevées dans l'air ambiant sont normales et ne sont pas caractéristiques d'un apport par les sols pollués.

▪ *PCB*

Les PCB sont des substances toxiques et cancérigènes, dont le degré de toxicité varie selon le composé.

Ces substances ont été mises en évidence lors d'analyses complémentaires sur deux échantillons de sol. Les concentrations mesurées ne sont pas particulièrement élevées ; de plus ces composés sont peu à très peu solubles et peu volatils.

Ces substances ne seront pas prises en compte dans les calculs de risque.

IX.3. CONCENTRATION DES SUBSTANCES

IX.3.1. Sur les parcelles des riverains

Dans un souci de précision et de transparence vis-à-vis des riverains, il a été décidé de réaliser une évaluation des risques sanitaires distincte pour chacune des 51 parcelles.

Les concentrations mesurées sur chaque parcelle ont été utilisées. Seules les concentrations inférieures aux seuils de quantification du laboratoire ont été écartées.

Toutes les teneurs sont en mg/kg MS.

▪ Métaux

Parcelle	Baryum	Cuivre	Mercur	Plomb	Zinc
CH1	130	52.6	0.2	92.7	157
CH2	194	77.7	1.7	188	363
CH3	133	43.8	0.3	120	141
CH4	126	43.3	0.31	82.2	117
CH5	120	45.5	0.2	77.6	127
CH6	235	86	1.39	222	353
CH7	78.6	45.5	0.11	55	135
CH8	145	55.3	0.58	157	158
CH10	122	45.9	0.2	77.2	183
P95	100	17.5	0.12	40.8	51
P97	106	17.9		41.4	57
P98	117	39	0.23	78	104
P99	111	25	0.17	54.8	75
P100	143	36.9	0.3	93.1	117
P102	74.8	18.7		41.9	68
P103	58.6	11.7		33.4	37
P104	78.3	17.7	0.16	80.2	53
P105	101	19.3	0.13	41.4	51
P106	96	19.9	0.14	46.7	53
P110	140	31.2	0.19	115	130
P111	93.9	13.2		32.5	48
P114	160	22.2	0.13	129	89
P115	195	41.2	0.4	153	151
P116	635	26.5	0.29	73.8	446
P117	111	28.7	0.61	63.8	86
P118	101	18	0.17	41.7	65

Parcelle	Baryum	Cuivre	Mercur	Plomb	Zinc
P119	103	35.7	0.29	84.6	72
P120	109	22.4	0.1	49.2	77
P121	108	20.1	0.2	57.3	70
P122	135	32.7	0.2	91.9	101
P123	124	27.3	0.23	66.4	87
P124	131	28.5	0.21	79.7	91
P125	124	28.6	0.24	83.9	98
P126	116	29.5	0.2	88.5	100
P127	112	24.2	0.15	58.5	81
P128	111	28.4	0.1	51.4	102
P129	107	23	0.17	43.2	69
P130	147	55.8	0.24	81.8	132
P131	143	37.2	0.2	66.4	123
P135	111	56.9	0.3	81.9	151
P136	119	37.2	0.25	58.7	102
P137	116	38.4	0.16	56.6	93
P138	149	61.4	0.23	91.6	158
P139	124	33.8	0.2	64.9	113
P140	112	34.3	0.22	75.3	98
P141	102	24	0.13	45.4	55
P142	105	21.4	0.11	66	92
P143	102	21.9	0.18	46.6	72
P144	112	37.3	0.27	65	105
P145	85.8	18.3	0.12	37.6	49
P231	160	108	0.5	131	166

Diagnostic approfondi - Evaluation Détaillée des Risques
« Le Théâtre de Verdure »
Commune de CHARTRES (28)

▪ **HAP**

Parcelle	Naphthalène	Acénaphthène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Chrysène	Benzo(b)fluoranthène	Benzo(k)fluoranthène	Benzo(a)pyrène	Dibenzo(ah)anthracène	Benzo(ghi)perylène	Indeno(123-cd)pyrène
CH1				0.15		0.61	0.46	0.36	0.37	0.49	0.23	0.5		0.31	0.33
CH2	0.08		0.09	1.7	0.33	7.7	4.8	3.7	3.9	4.6	2.3	4.6	0.09	3.8	3.6
CH3				0.54	0.13	1.9	1.1	1	0.95	1	0.56	1.3		0.92	0.88
CH4				0.49	0.08	1.4	0.97	0.73	0.71	0.89	0.42	0.84		0.82	0.67
CH5				0.15		0.54	0.37	0.28	0.29	0.4	0.18	0.39		0.39	0.32
CH6	0.19	0.13	0.21	4	1.2	16	12	8.5	8.3	11	4.9	10	0.21	10	7.4
CH7				0.1		0.36	0.24	0.21	0.22	0.31	0.14	0.32		0.18	0.24
CH8				0.83	0.33	3.4	2.8	2.4	2.4	2.4	1.4	2.9	0.13	2.2	2.2
CH10				0.16		0.57	0.43	0.34	0.33	0.39	0.2	0.41		0.36	0.42
P95				0.05		0.13	0.08	0.08	0.09	0.12	0.05	0.1		0.11	0.09
P97				0.09		0.26	0.2	0.16	0.16	0.24	0.1	0.21		0.15	0.1
P98				0.28		1.3	0.97	0.69	0.66	0.82	0.4	0.85		0.94	0.8
P99				0.18		0.57	0.44	0.34	0.34	0.49	0.22	0.44		0.33	0.21
P100				0.47	0.08	1.7	1.4	0.98	0.98	1.3	0.62	1.4	0.08	0.93	0.55
P102						0.13	0.1	0.13	0.13	0.18	0.07	0.12		0.1	
P103						0.08	0.05	0.08	0.08	0.13	0.05	0.09		0.09	0.09
P104				0.14		0.36	0.23	0.19	0.2	0.25	0.11	0.23	0.05	0.24	0.15
P105				0.08		0.31	0.22	0.19	0.19	0.27	0.12	0.23		0.23	0.19
P106			0.06	1.2	0.33	3	2.2	1.4	1.3	1.4	0.64	1.4		1.2	1
P110				0.45	0.1	1.5	1.4	1.1	1	1.7	0.72	1.6	0.16	1.4	0.83
P111		0.08		0.1		0.26	0.2	0.15	0.14	0.22	0.1	0.2		0.16	0.07
P114				0.19		0.5	0.39	0.27	0.27	0.39	0.17	0.36		0.32	0.2
P115				0.78	0.15	3.4	2.6	1.8	1.6	2.2	0.97	2	0.22	2.3	1.4
P116				0.56	0.11	1.7	1.2	0.82	0.78	0.99	0.45	0.95		1	1.1
P117				0.58	0.16	1.9	1.4	1	0.94	1	0.51	1.1		0.76	0.85
P118				0.11		0.38	0.27	0.23	0.22	0.31	0.14	0.28		0.23	0.25
P119				0.07		0.44	0.35	0.32	0.32	0.45	0.19	0.38		0.32	0.21
P120				0.23	0.06	0.93	0.72	0.55	0.52	0.64	0.33	0.74		0.53	0.6
P121				0.13		0.46	0.32	0.3	0.3	0.38	0.16	0.34		0.3	0.26
P122				0.27	0.06	1	0.79	0.64	0.61	0.83	0.39	0.83		0.62	0.64
P123				0.28		1	0.78	0.64	0.6	0.89	0.37	0.81		0.54	0.41
P124				0.32	0.05	1.2	0.9	0.64	0.62	0.84	0.39	0.79		0.64	0.86

Diagnostic approfondi - Evaluation Détaillée des Risques
« Le Théâtre de Verdure »
Commune de CHARTRES (28)

Parcelle	Naphtalène	Acénaphthène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Chrysène	Benzo(b)fluoranthène	Benzo(k)fluoranthène	Benzo(a)pyrène	Dibenzo(ab)anthracène	Benzo(ghi)pérylène	Indène(123-cd)pyrène
P125				0.31	0.06	1.4	1.2	0.93	0.88	0.98	0.58	1.2		0.89	0.88
P126				0.32	0.08	1.3	0.97	0.75	0.72	0.95	0.46	1.1		0.86	0.84
P127				0.18		0.7	0.5	0.56		0.58	0.26	0.57		0.44	0.25
P128				0.14		0.58	0.42	0.34	0.32	0.5	0.21	0.46		0.49	0.36
P129				0.12		0.49	0.31	0.23	0.23	0.32	0.14	0.3		0.37	0.24
P130				0.13		0.63	0.54	0.55	0.56	0.59	0.33	0.61		0.45	0.47
P131				0.21	0.05	0.75	0.58	0.52	0.49	0.58	0.31	0.68		0.6	0.53
P135	1.9	0.71	1	1.6	0.19	0.64	0.41	0.25	0.24	0.39	0.51	0.3		1.2	0.14
P136	2	0.72	1.1	1.7	0.17	0.39	0.23	0.11	0.11	0.15	0.07	0.14		0.08	
P137				0.13		0.36	0.26	0.21	0.21	0.33	0.14	0.27		0.2	0.13
P138				0.25	0.05	1.1	0.72	0.57	0.55	0.81	0.35	0.74		0.62	0.3
P139				0.12		0.4	0.31	0.26	0.27	0.32	0.16	0.34		0.32	0.3
P140				0.6	0.12	2.4	1.7	1.1	1.1	1.4	0.69	1.6		1.1	1.1
P141				0.08		0.25	0.17	0.18	0.17	0.24	0.1	0.19		0.16	0.19
P142				0.11		0.23	0.16	0.14	0.14	0.22	0.08	0.16		0.2	0.06
P143	1.9	0.85	1.1	1.7	0.17	0.38	0.23	0.14	0.13	0.22	0.09	0.17		0.1	0.07
P144				0.18		0.6	0.4	0.3	0.31	0.46	0.2	0.39		0.29	0.17
P145	1.2	0.67	0.89	1.3	0.13	0.3	0.18	0.1	0.1	0.13	0.06	0.11		0.05	
P231				0.37	0.09	1.4	1	0.82	0.79	1	0.51	1.1		0.87	0.89

LX.3.2. Sur le « Théâtre de Verdure »

La méthodologie adoptée pour cette partie du site à l'étude sera différente de celle utilisée pour les parcelles privées.

En effet, dans la mesure où :

- le « Théâtre de Verdure » est un espace constitué d'un seul tenant, sans délimitations intérieures nettement marquées, dont l'usage ne varie pas d'un point à l'autre,
- les sols, et les concentrations mesurées, sont hétérogènes sur l'ensemble de la zone,
- les polluants mis en évidence sont susceptibles d'être tous présents dans le même secteur,

les calculs de risques seront effectués pour la zone entière, en tenant compte de l'ensemble des substances retenues dans le chapitre précédent.

▪ **Métaux**

Les concentrations en métaux, mesurées sur les échantillons de sol prélevés entre 0 et 0,3 m sont les suivantes (en mg/kg MS) :

	Minimum	Moyenne	90 ^{ème} percentile	Maximum	Ecart type
Antimoine	1.8	7.1	13.4	54.5	10.3
Arsenic	6.2	21.6	48.1	170	27.6
Baryum	44.1	244	558.6	1520.0	268.5
Cadmium	1.7	7.2	14.3	21.3	5.8
Cuivre	10.9	190.9	653.6	1420	305.6
Nickel	11.5	40.1	75	208	36.5
Plomb	14.4	304.9	824.6	2240	511
Zinc	19	795.5	1706.0	16500	2420.8
Mercure	0.1	0.3	0.6	1.7	0.3

Le guide de gestion des sites (potentiellement) pollués précise que « dans le cas où le domaine de variation des concentrations mesurées est très large ou lorsque le nombre d'échantillons prélevés est faible, il faut utiliser la concentration maximale relevée ».

Dans le cas présent, les teneurs mesurées sur l'emprise du « Théâtre de Verdure » présentent une gamme de variation importante. Par ailleurs, les plus fortes concentrations des métaux retenus se trouvant globalement dans la même zone (nord-est du site), on peut imaginer que des usagers du site soient régulièrement exposés à l'ensemble de ces maxima.

Il conviendra donc dans un premier temps de retenir les teneurs maximales relevées.

▪ **HAP**

Seules les concentrations mesurées dans les sols entre 0 et 0,3 m de profondeur seront utilisées. En effet, ces teneurs concernent la plupart des voies de transfert et d'exposition. Concernant la voie « inhalation de gaz », il est plus sécuritaire de tenir compte de la présence de polluants à la surface des sols, quitte à se référer à de moindres teneurs.

Afin de conserver une approche conservatrice du risque, les concentrations maximales relevées seront retenues. Elles sont présentées dans le tableau suivant (en mg/kg MS) :

	Minimum	Moyenne	90 ^{ème} percentile	Maximum	Ecart type
Naphtalène	0.05	0.07	0.09	0.10	0.02
Acénaphène	0.05	0.22	0.52	0.75	0.30
Fluorène	0.05	0.22	0.59	0.65	0.26
Phénanthrène	0.05	0.52	0.80	7.30	1.32
Anthracène	0.05	0.27	0.77	1.30	0.39
Fluoranthène	0.08	1.12	2.69	10.00	1.97
Pyrène	0.06	0.80	1.88	5.80	1.23
Benzo(a)anthracène	0.06	0.64	1.56	4.10	0.88
Chrysène	0.05	0.59	1.46	3.40	0.77
Benzo(b)fluoranthène	0.07	0.67	1.92	3.60	0.77
Benzo(k)fluoranthène	0.05	0.37	1.02	1.70	0.43
Benzo(a)pyrène	0.06	0.72	1.96	4.2	0.93
Dibenzo(ah)anthracène	0.06	0.07	0.08	0.08	0.01
Benzo(ghi)pérylène	0.06	0.48	1.24	2.00	0.49
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0.07	0.46	1.18	2.20	0.51

IX.4. PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DES SUBSTANCES

Les propriétés physico-chimiques des métaux lourds et des HAP présents sur le site à des concentrations anormales sont répertoriées dans le tableau ci-après. Ces propriétés ont été définies à partir de plusieurs bases de données internationales et accessibles sur Internet, dont la liste est détaillée à la suite du tableau.

Quelques propriétés sont à remarquer :

- **la pression de vapeur** : pression à laquelle un liquide et sa vapeur sont en équilibre à une température donnée. Ainsi, plus la pression de vapeur d'un liquide est élevée, plus ce liquide s'évapore rapidement. A titre indicatif, une pression de vapeur supérieure à 1 mm Hg indique une forte tendance à la volatilisation ; si elle est inférieure à 10^{-3} mm Hg, le composé aura une faible tendance à la volatilisation.
- **La constante de Henry** : elle caractérise l'aptitude d'une substance active en solution à se volatiliser. Elle s'exprime en Pa/m³/mole. Plus la constante est élevée, plus le composé est volatil. A titre indicatif, une constante de Henry supérieure à 4.10^{-2} indique une forte tendance à la volatilisation, tandis qu'une constante de Henry inférieure à 4.10^{-4} indique une faible tendance à la volatilisation.
- **Les coefficients d'adsorption** : le coefficient de partition octanol-eau, *K_{ow}*, est utilisé pour estimer, de façon indirect, la sorption d'une substance organique dans le sol ou le facteur de bioconcentration.

Le coefficient d'adsorption sur la matière organique, *K_{oc}*, indique la tendance du composé à être adsorbé sur la matière organique d'un sol.

Plus ces valeurs sont importantes, plus le composé est adsorbable.

Lorsque plusieurs valeurs sont fournies pour un même paramètre, celle qui a été sélectionnée n'est pas nécessairement la plus majorante pour le risque. En l'occurrence, le choix s'est porté dans la majorité des cas sur les valeurs fournies par les fiches INERIS, issues du recoupement de plusieurs bases de données.

Bases de données consultées :

- (1) Logiciel RISC-Human
- (2) RAIS Chemical Factors
- (3) INERIS
- (4) US EPA
- (5) National Library of Medicine – Chemidplus
- (6) ATSDR

Diagnostic approfondi - Evaluation Détaillée des Risques
« Le Théâtre de Verdure »
Commune de CHARTRES (28)

Substances	CAS	masse molaire	Facteur d'absorption cutané	Taux d'absorption gastro-intestinal	Constante de perméabilité à travers la peau
Unités	-	g/mol	-	-	cm/h
Antimoine	7440-36-0	121,76	0,001 ⁽²⁾	0,02 ⁽²⁾	nd
Arsenic	7440-38-2	74,92	0,03 ⁽²⁾	0,41 ⁽²⁾	nd
Baryum	7440-39-3	137,33	0,001 ⁽²⁾	0,07 ⁽²⁾	nd
Cadmium	7440-43-9	112,4	0,001 ⁽²⁾	0,01 ⁽²⁾	1.10 ⁻³ ⁽³⁾
Cuivre	7440-50-8	63,55	0,001 ⁽²⁾	0,3 ⁽²⁾	nd
Mercure	7439-97-6	200,59	0,001 ⁽²⁾	0,07 ⁽²⁾ (sels inorganiques)	1,2 ⁽³⁾
Nickel		58,69	0,001 ⁽²⁾	0,2 ⁽²⁾	nd
Plomb	7439-92-1	207,20	0,001 ⁽²⁾	0,15 ⁽²⁾	4.10 ⁻⁶ ⁽³⁾
Zinc	7440-66-6	65,38	0,001 ⁽²⁾	0,2 ⁽²⁾	6.10 ⁻⁴ ⁽³⁾
Naphtalène	91-20-3	128,2 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,8 ⁽²⁾	0,069 ⁽³⁾
Acénaphène	83-32-9	154,21 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	nd
Acénaphylène	208-96-8	152,2 ⁽²⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	nd
Fluorène	86-73-7	166,2 ⁽²⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,5 ⁽²⁾	nd
Anthracène	120-12-7	178,23 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,76 ⁽²⁾	nd
Fluoranthène	206-44-0	202,26 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	0,36 ⁽³⁾
Chrysène	218-01-9	228,3 ⁽⁶⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	0,81 ⁽²⁾
Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	252,3 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	1,2 ⁽³⁾
Dibenzo(ah)anthracène	53-70-3	278,35 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	2,7 ⁽³⁾
Phénanthrène	85-01-8	178,2 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,73 ⁽²⁾	0,23 ⁽³⁾
Pyrène	129-00-0	202,3 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	0,32 ⁽²⁾
Benzo(a)anthracène	56-55-3	228,3 ⁽⁶⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	0,096 ⁽²⁾
Benzo(k)fluoranthène	207-08-9	252,3 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	nd
Benzo(a)pyrène	50-32-8	252,3 ⁽³⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	1,2 ⁽³⁾
Benzo(ghi)pérylène	191-24-2	276,3 ⁽⁶⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	nd
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	193-39-5	276,3 ⁽¹⁾	0,13 ⁽⁴⁾	0,31 ⁽²⁾	1,9

nc : non concerné

nd : non déterminé



GINGER Environnement

Dossier n°V02270CH-02

IX.5. ETUDE DE LA TOXICITE DES SUBSTANCES

IX.5.1. Méthodologie

L'identification du potentiel dangereux a pour objectif d'apprécier les éléments susceptibles d'avoir des effets indésirables pour l'homme, et par la suite d'en caractériser la toxicité et leur mode d'action. Cette étape s'appuie essentiellement sur l'analyse de données épidémiologiques, toxicologiques et sur l'étude des relations entre l'activité de la substance et sa structure chimique.

Les substances chimiques sont susceptibles de provoquer des effets aigus liés à une exposition courte à des doses élevées et des effets subchroniques ou chroniques susceptibles d'apparaître suite à une exposition prolongée à des doses plus faibles.

Les expositions considérées dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires sont essentiellement des expositions de type chronique, c'est à dire des expositions récurrentes ou continues correspondant à une fraction de la durée de vie significative.

On distingue des toxiques présentant un effet à seuil et les toxiques sans seuil, comme définis ci-après :

- **Effets à seuil (effets toxiques) :** il s'agit d'effets qui surviennent au-delà d'une dose administrée, pour une durée d'exposition déterminée à une substance isolée. L'intensité des effets croît alors avec l'augmentation de la dose administrée. En deçà de cette dose, on considère que l'effet ne surviendra pas. Ce sont principalement des effets non cancérogènes, voire les cancérogènes non génotoxiques, qui sont classées dans cette famille.
- **Effets sans seuil (effets cancérigènes) :** il s'agit d'effets qui apparaissent quelle que soit la dose reçue. La probabilité de survenue croît avec la dose et la durée d'exposition, mais l'intensité de l'effet n'en dépend pas. Cette famille concerne principalement les effets cancérogènes génotoxiques.

IX.5.2. Toxicologie des substances

Les informations suivantes ont été recherchées pour chaque substance détectée au droit du site :

- **L'identification du potentiel dangereux des substances :**
 - Les effets toxiques chroniques,
 - Les effets cancérigènes,
 - Les effets systémiques,
 - Les effets mutagènes,
 - Les effets sur la reproduction et sur le développement.

- **L'évaluation de la relation dose-effet** qui a pour but de définir une relation quantitative entre la concentration administrée ou absorbée et l'incidence de l'effet délétère.
 - pour les *substances non cancérogènes*, les effets néfastes apparaissent à partir d'une certaine concentration d'exposition (seuil). Les valeurs des doses ou concentrations de référence (RfD et RfC), qui correspondent à des niveaux d'exposition sans risque appréciable d'effets préjudiciables pour l'homme.
 - pour les *substances cancérogènes*, il n'y a pas de niveau d'exposition sans risque, le danger apparaît dès la première dose d'exposition. Les valeurs d'Excès de Risque Unitaire (ERU), qui font la relation entre le niveau d'exposition et le risque de développer l'effet cancérogène, seront recherchées.

Des tableaux récapitulatifs des différentes valeurs toxicologiques et des données cancérogènes sont présentés dans le chapitre suivant.

▪ Sources d'information

Pour définir la toxicité des différentes substances, leur relation dose-effet et leur potentiel cancérogène, les bases de données ci-dessous ont été consultées :

- IRIS (Integrated Risk Information System), banque de données de l'US EPA (US Environmental Protection Agency),
- INERIS : fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques,
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Diseases Registry),
- HSDB (Hazardous Substances Databank) : banque de données produites par la National Library of Medicine,
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé),
- INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité) : fiches toxicologiques.

▪ Toxicologie des métaux lourds

➢ Antimoine :

L'antimoine pénètre dans l'organisme par voie digestive ou par voie pulmonaire. Les formes solubles d'antimoine sont absorbées rapidement par inhalation.

a. Effets systémiques :

Exposition par ingestion

L'exposition par ingestion peut entraîner des troubles digestifs (stomatite, irritation gastro-intestinale, perte d'appétit).

Exposition par inhalation

L'absorption d'antimoine par inhalation se rencontre après exposition professionnelle à des poussières métalliques et fumées. Des troubles nerveux (céphalées, vertiges, irritabilité, troubles caractériels) et des atteintes respiratoires (irritation des voies respiratoires supérieures, bronchite, emphysème, stibiose) peuvent survenir.

Exposition par contact cutané

L'antimoine et certains de ses sels sont irritants pour la peau et peuvent produire une dermatite de contact.

b. Effets cancérigènes :

Aucun classement de l'antimoine n'est donné quant à sa cancérogénicité pour l'homme. Le CIRC-IARC classe le trioxyde d'antimoine comme substance pouvant être cancérigène pour l'homme. Le trisulfure d'antimoine ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme.

> **Arsenic :**

a. Devenir dans l'organisme :

La principale voie d'absorption de l'arsenic est la voie orale et la substance se distribue dans tous les organes, il n'y a donc pas d'organes cibles. L'élimination de l'arsenic prend environ 4 à 5 jours après l'ingestion mais l'élimination dépend aussi de la valence de l'arsenic.

b. Effets systémiques :

Exposition par contact cutané

L'un des organes cibles de l'arsenic est la peau. On décrit des lésions d'hyperkératose des paumes des mains et de la plante des pieds associées à des excroissances en forme de verrues et de boutons.

Exposition par inhalation

Lors de l'exposition par inhalation, le risque de mort par accident cardio-vasculaire est augmenté. Cependant, toutes les études ne corroborent par cette observation. Les personnes exposées à des niveaux élevés de poussières et vapeurs d'arsenic inorganique subissent des nausées, des vomissements et diarrhées

Exposition par ingestion

L'ingestion d'arsenic dans les eaux de boisson entraînent une altération progressive de la circulation sanguine et peut provoquer la cyanose des doigts et des orteils. De plus, le système nerveux risque fortement d'être atteint (nerfs moteurs et sensoriels). Des effets hépatiques ont aussi été recensés dans de nombreuses études.

c. Effets cancérigènes :

L'Union Européenne, le CIRC et l'US-EPA classent l'arsenic et ses dérivés dans le groupe 1 : agent ou mélange cancérigène pour l'homme.

Les principaux cancers développés dans le cadre d'une exposition à de l'arsenic sont le cancer du poumon et celui de la peau. De nombreuses études épidémiologiques ont été réalisées et leurs conclusions peuvent sensiblement diverger.

➤ **Baryum :**

a. Devenir dans l'organisme :

Les deux principales voies d'absorption sont l'inhalation et l'ingestion. Chez l'homme, le baryum absorbé se dépose dans les muscles, les poumons et surtout dans les os. Par voie digestive, le baryum se dépose le long du tractus gastro-intestinal.

b. Effets systémiques :

Le système cardiovasculaire et le système nerveux sont les organes cibles des composés du baryum.

L'ingestion de baryum peut induire une hypersalivation, une dyspnée, des vomissements, des diarrhées, une hypocalcémie, des effets cardiovasculaires (hypertension et arythmies) et des effets musculaires (faiblesse, tremblements et paralysie).

c. Effets cancérogènes :

L'US-EPA classe le baryum comme substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme.

➤ **Cadmium :**

a. Devenir dans l'organisme :

Les deux principales voies d'absorption sont l'inhalation et l'ingestion. Par voie pulmonaire, une fraction du cadmium se dépose le long du tractus respiratoire en fonction de la taille des particules. Par voie digestive, l'absorption est d'environ 5%.

Le cadmium est transporté dans le sang fixé à l'hémoglobine ou aux métallothionéines.

b. Effets systémiques :

Les principaux organes cibles pour l'homme sont les poumons et les reins. L'exposition chronique au cadmium entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale.

Les troubles respiratoires liés à l'inhalation de cadmium sont une diminution de la capacité respiratoire, de l'odorat, la survenue rhinite, de bronchite et d'emphysème.

Des atteintes du squelette liées à une interférence avec le métabolisme du calcium sont également observées pour les expositions au cadmium aux concentrations les plus élevées. Une excrétion excessive du calcium induit de l'ostéomalacie, de l'ostéoporose, avec des douleurs osseuses intenses.

Il n'existe pas de données rapportant un effet toxique du cadmium lors de l'exposition par la voie dermique.

c. Effets cancérogènes :

L'Union Européenne classe le cadmium comme substance devant être assimilée à des substances cancérogènes pour l'homme.

> **Cuivre :**

a. Devenir dans l'organisme :

L'absorption de cuivre est possible par toutes les voies mais elle s'effectue de manière prépondérante par voie orale et absorption gastro-intestinale. L'absorption pulmonaire de cuivre sous forme de poussières ou de fumées est possible mais le taux d'absorption par cette voie chez l'homme n'est pas déterminée.

b. Effets systémiques :

Les principaux organes cibles pour l'homme sont le foie et la peau.

L'inhalation de poussières ou de fumées de cuivre peut entraîner une irritation des troubles des voies aériennes supérieures et des troubles gastro-intestinaux (anorexie, nausée, diarrhée, syndrome de « fièvres de fumées de métaux »).

L'intoxication au cuivre par ingestion entraîne essentiellement des troubles gastro-intestinaux.

Par voie cutanée, le cuivre et ses sels induisent une dermatite de contact allergique prurigineuse.

b. Effets cancérogènes :

Le cuivre n'est pas classé comme substances cancérogènes par aucun des organismes précédemment cités.

> **Nickel :**

a. Devenir dans l'organisme :

Le nickel et ses composés sont absorbés par les voies respiratoires et dans une moindre mesure par le tube digestif. L'absorption du nickel par voie cutanée est peu significative quantitativement

b. Effets systémiques :

Les principaux organes cibles pour l'homme sont les poumons et les reins.

Chez l'homme, le système respiratoire est la cible principale de la toxicité du nickel par inhalation. Les effets respiratoires sont de type bronchite chronique et emphysème.

L'exposition cutanée au nickel peut entraîner une dermite de contact.

c. Effets cancérogènes :

D'après le CIRC-IARC (1990), les composés du nickel sont classés cancérogènes pour l'homme. Le nickel métallique est classé « probablement cancérogène pour l'homme ».

> **Plomb :**

a. Effets systémiques :

Exposition par ingestion (eau de boisson)

Chez l'adulte, les intoxications chroniques sévères se traduisent par une encéphalopathie saturnique grave. Pour des intoxications moins importantes, des troubles d'ordres neurologiques ont été observés.

Chez l'enfant, on observe un effet sur le développement cérébral et les fonctions cognitives.

Par ailleurs, les autres effets recensés par ingestion de plomb sont :

- effets sur le système nerveux périphérique (paralysie),
- effets hématologiques (anémie),
- effets rénaux (insuffisance rénale, etc...),
- effets sur le système cardio-vasculaire (hypertension).

Exposition par inhalation

L'inhalation de poussières fines émises dans l'atmosphère à partir de sources générant du plomb (peinture, ...). Cependant, il est difficile d'identifier cette voie de transfert par rapport à l'ingestion, les effets précédents du plomb peuvent être repris puisque ces derniers sont identifiés à partir de la dose interne de plomb dans le sang (plombémie).

b. Effets cancérogènes :

L'ensemble des organismes précédemment cités a tendance à classer le plomb et ses dérivés comme des substances qui pourraient être potentiellement cancérogènes pour l'homme (groupe 2B pour le CIRC et B2 pour l'US-EPA).

Chez l'homme, une conjonction de données indique qu'une exposition professionnelle au plomb pourrait être associée à un risque accru de cancer bronchique ou du rein.

> **Zinc :**

Le zinc est un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme. Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal et autres.

a. Effets systémiques :

Le zinc, sous forme métallique, présente une faible toxicité par inhalation et par voie orale. Par contre, certains composés du zinc sont responsables d'effets délétères chez l'homme et l'animal.

Exposition par inhalation

Les symptômes liés à l'exposition du Zinc sous forme de vapeur sont la gorge sèche et douloureuse, la toux, la fièvre et des douleurs musculaires. Des cas de mortalité ont été recensés après l'inhalation importante de fumée contenant du chlorure de zinc.

Exposition par ingestion

Par voie orale, des crampes d'estomac, des nausées et des vomissements ont été observés chez des volontaires ayant ingéré du sulfate de zinc.

b. Effets cancérogènes :

Le zinc n'est pas classé comme substances cancérogènes par aucun des organismes précédemment cités.

➤ **Mercure :**

a. Devenir dans l'organisme :

Chez l'homme, le mercure élémentaire sous forme de vapeur est essentiellement absorbé par voie pulmonaire. De nombreuses études ont indiqué que l'absorption du mercure par voie orale était négligeable.

b. Effets systémiques :

Les organes cibles pour l'homme sont le système nerveux central et le rein. Une exposition prolongée au mercure provoque chez l'être humain des tremblements des doigts, des paupières, des lèvres et de la langue dus à des lésions du cervelet.

Le rein est également un organe cible car le mercure induit généralement une protéinurie accompagnée de lésions du tube terminal du rein.

L'exposition par voie respiratoire induit chez les enfants la maladie rose « Pink disease ».

c. Effets cancérogènes :

L'Union Européenne et l'US-EPA ne classe pas le mercure tandis que le CIRC classe cet élément comme ne pouvant pas être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme.

▪ **Toxicologie des composés de la famille des HAP**

➤ **Naphtalène :**

a. Devenir dans l'organisme :

L'absorption du naphtalène chez l'homme a été très peu étudiée. Il peut être absorbé à travers le tractus gastro-intestinal, le tractus respiratoire et la peau.

b. Effets systémiques :

Les expositions par inhalation, par inhalation et passage cutané, par inhalation et absorption digestive sont responsables d'anémie hémolytique.

Les données concernant les effets par ingestion ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

c. Effets cancérogènes :

L'Union Européenne classe le naphtalène comme substance préoccupante pour l'homme. Le CIRC-IARC et l'US EPA classent cet élément comme pouvant être cancérogène pour l'homme.

➤ **Acénaphène :**

Chez l'homme, aucune donnée n'est disponible sur le devenir dans l'organisme de l'acénaphène.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérigènes :

Ce composé n'est pas classé par les organismes précédemment cités.

➤ **Anthracène, Fluoranthène, Fluorène :**

Chez l'homme, les principales voies de pénétration des hydrocarbures aromatiques polycycliques sont l'inhalation, la voie orale et la voie dermique. Il n'existe pas de données relatives à la distribution de ces HAP dans l'organisme.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérigènes :

Le CIRC-IARC et l'US EPA définissent ces composés comme substances non classifiables quant à leur cancérogénicité pour l'homme.

➤ **Chrysène :**

Le chrysène est absorbé par voie orale, cutanée ou respiratoire.

a. Effets systémiques :

Les données concernant les effets systémiques spécifiques au chrysène ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérigènes :

L'US-EPA classe le chrysène dans le groupe B2 (substance probablement cancérigène pour l'homme). Les études chez l'animal indiquent l'apparition de tumeurs et d'effets mutagènes suite à des expositions par injection ou par voie cutanée.

➤ **Benzo(b)fluoranthène :**

Aucune donnée spécifique au benzo(b)fluoranthène ne permet de décrire le devenir dans l'organisme de cette substance.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Aucune donnée n'est disponible concernant cette voie d'exposition.

Exposition par ingestion

Une étude chez la souris met en évidence l'occurrence de troubles immunologiques.

Exposition par contact cutané et oculaire

Aucune donnée n'est disponible concernant cette voie d'exposition.

b. Effets cancérogènes :

L'US-EPA classe le benzo(b)fluoranthène dans le groupe B2 (substance probablement cancérogène pour l'homme). Cette substance induit la formation de tumeurs chez la souris suite à une implantation dans le poumon, une injection sous-cutanée ou péritonéale ou une application cutanée.

➤ **Dibenzo(ah)anthracène :**

Aucune donnée spécifique à l'homme n'est disponible. Les études sur l'animal montrent que le dibenzo(ah)anthracène administré par voie orale transite par de nombreux tissus parmi lesquels le foie, les reins, les glandes surrénales, les ovaires et le sang.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Aucune donnée n'est disponible concernant cette voie d'exposition.

Exposition par ingestion

Les études menées chez l'animal indiquent que les organes cibles principaux du dibenzo(ah)anthracène administré par voie orale sont le foie, la peau et le système immunologique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Aucune donnée n'est disponible concernant les effets liés à une exposition chronique.

b. Effets cancérogènes :

L'US-EPA classe le dibenzo(ah)anthracène dans le groupe B2 (substance probablement cancérogène pour l'homme). La cancérogénicité de cette substance a été observée chez l'animal pour des expositions par voie orale et cutanée.

➤ **Phénanthrène :**

Le phénanthrène peut être absorbé suite à une exposition orale et dermale. Par ailleurs, les données structurales des HAP suggèrent que le phénanthrène serait absorbé par les poumons.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérogènes :

L'US-EPA classe le phénanthrène dans le groupe D (non classifiable quant à sa cancérogénéicité pour l'homme) pour les deux voies d'exposition : l'inhalation et l'ingestion.

Le CIRC classe le phénanthrène dans le groupe 3 (agent ou mélange inclassable quant à sa cancérogénéicité pour l'homme).

➤ **Pyrène :**

Le Pyrène peut être absorbé suite à une exposition orale, dermale et par inhalation.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérogènes :

L'US-EPA classe le pyrène dans le groupe D (non classifiable quant à sa cancérogénéicité pour l'homme) pour les deux voies d'exposition : l'inhalation et l'ingestion.

Le CIRC classe le pyrène dans le groupe 3 (agent ou mélange inclassable quant à sa cancérogénéicité pour l'homme).

➤ **Benzo(a)anthracène :**

Le benzo(a)anthracène est absorbée par voie orale, pulmonaire ou cutanée. Après absorption, il est rapidement et largement distribué.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérigènes :

L'US-EPA classe le benzo(a)anthracène dans le groupe B2 (substance probablement cancérigène pour l'homme) pour les deux voies d'exposition : l'inhalation et l'ingestion.

➤ **Benzo(k)fluoranthène :**

L'analogie des structures des HAP suggère que le benzo(k)fluoranthène est absorbé par le tractus gastro-intestinal, les poumons et la peau.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérigènes :

L'US-EPA classe le benzo(k)fluoranthène dans le groupe B2 (substance probablement cancérigène pour l'homme) pour les deux voies d'exposition : l'inhalation et l'ingestion.

➤ **Benzo(a)pyrène :**

Le benzo(a)pyrène est absorbée par voie orale, pulmonaire ou cutanée. Après absorption, il est rapidement et largement distribué.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Des effets locaux sont observés sur l'homme : apparition de verrues et effets de type exacerbations de lésions préexistantes.

b. Effets cancérigènes :

L'US-EPA classe le benzo(a)pyrène dans le groupe B2 (substance probablement cancérigène pour l'homme) pour les deux voies d'exposition : l'inhalation et l'ingestion.

Le CIRC classe également le benzo(a)pyrène en « probablement cancérigène pour l'homme » (groupe 2A).

L'Union Européenne le classe en catégorie 2 : doit être assimilé à des substances cancérigènes pour l'homme. Il entre également dans la catégorie des substances devant être assimilées à des substances mutagènes pour l'homme.

L'exposition cutanée et par inhalation à des produits contenant des HAP dont le benzo(a)pyrène accroît le risque pour certains cancers (cutané, pulmonaire, de la vessie et des reins).

> **Benzo(ghi)pérylène** :

Par analogie aux autres HAP, le benzo(ghi)pérylène est supposé être absorbé par le tractus intestinal, les poumons et la peau.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérigènes :

L'US-EPA classe le pyrène dans le groupe D (non classifiable quant à sa cancérogénécité pour l'homme).

> **Indeno(123-cd)pyrène :**

Par analogie aux autres HAP, l'indeno(123-cd)pyrène devrait être absorbé par le tractus intestinal, les poumons et la peau.

a. Effets systémiques :

Exposition par inhalation

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par ingestion

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

Exposition par contact cutané et oculaire

Les données concernant les effets ne sont pas disponibles dans le cas d'une exposition chronique.

b. Effets cancérogènes :

L'US-EPA classe l'indeno(123-cd)pyrène dans le groupe B2 (substance probablement cancérogène pour l'homme).

La classification des différentes substances prises en compte pour l'EDR vis-à-vis de leur potentiel cancérogène est reportée dans le tableau ci-dessous.

Classification :	CIRC - IARC	USEPA	Union Européenne
antimoine	Trioxyde de Sb : groupe 2B Trisulfure de Sb : groupe 3	Non classé	?
arsenic	Groupe 1 : cancérogène pour l'homme (1987)	Classe A : cancérogène pour l'homme (1998)	Catégorie 1 pour les dérivés les plus courants : cancérogène pour l'homme
baryum	Non classé	Classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1987)	?
cadmium	Groupe 1 : cancérogène pour l'homme (1993)	Classe B1 : probablement cancérogène pour l'homme (1987)	Catégorie 2 : assimilé à des substances cancérogènes pour l'homme (2004)
cuivre	Non classé	Classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1991)	Non classé
nickel	Ni métallique : groupe 2B, probablement cancérogène Composés du Ni : groupe 1,	Selon composé, classe A ou B2 (1991)	Selon composé, catégorie 1 ou 3

Diagnostic approfondi - Evaluation Détaillée des Risques
« Le Théâtre de Verdure »
Commune de CHARTRES (28)

Classification :	CIRC - IARC	USEPA	Union Européenne
	cancérogène (1990)		
plomb	2B : le plomb et ses dérivés inorganiques pourraient être potentiellement cancérogènes pour l'homme (1980)	B2 : le plomb et ses dérivés inorganiques pourraient être potentiellement cancérogènes pour l'homme (1989)	Catégorie 1 : l'arséniate de plomb est cancérogène pour l'homme
zinc	Non classé	Classe D : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1991)	Non classé
mercure élémentaire ou inorganique	3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme (1993)	Hg élémentaire : « inadéquat » (1995)	Non classé
méthylmercure	2B : l'agent ou le mélange pourrait être cancérogène pour l'homme (1993)	Classe C : « possible human carcinogen » (1995)	Non classé
naphtalène	Groupe 2B : pourrait être cancérogène pour l'homme (2002)	Classe C : cancérogène possible pour l'homme (1998)	Non classé
acénaphène	Non classé	Non classé	Non classé
chrysène	Groupe 3 : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1987)	Classe B2 : « probable human carcinogen » (1994)	Catégorie 2 : doit être assimilé à des substances cancérogènes pour l'homme
fluorène	Groupe 3 : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1987)	Classe D : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1990)	Non classé
phénanthrène	Groupe 3 : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1987)	Classe D : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1993)	Non classé
pyrène	Groupe 3 : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1987)	Classe D : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1991)	Non classé
anthracène	Groupe 3 : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1983)	Classe D : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1991)	Non classé
fluoranthène	Groupe 3 : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1987)	Classe D : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1990)	Non classé

Classification :	CIRC - IARC	USEPA	Union Européenne
benzo(a)anthracène	Groupe 2A : probablement cancérigène pour l'homme	Classe B2 : « probable human carcinogen » (1994)	Catégorie 2 : doit être assimilé à des substances cancérigènes pour l'homme
benzo(b)fluoranthène	Groupe 2B : pourrait être cancérigène pour l'homme (1987)	Classe B2 : « probable human carcinogen » (1994)	Catégorie 2 : assimilé à des substances cancérigènes pour l'homme (2000)
benzo(k)fluoranthène	Groupe 2B : pourrait être cancérigène pour l'homme (1987)	Classe B2 : « probable human carcinogen » (1994)	Catégorie 2 : assimilé à des substances cancérigènes pour l'homme (1998)
benzo(a)pyrène	Groupe 2A : probablement cancérigène pour l'homme (1987)	Classe B2 : « probable human carcinogen » (1994)	Catégorie 2 : doit être assimilé à des substances cancérigènes pour l'homme
dibenzo(ah)anthracène	Groupe 2B : pourrait être cancérigène pour l'homme (1987)	Classe B2 : « probable human carcinogen » (1994)	Catégorie 2 : assimilé à des substances cancérigènes pour l'homme (2004)
benzo(ghi)pérylène	Groupe 3 : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1987)	Classe D : non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1990)	Non classé
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	2B : l'agent ou le mélange pourrait être cancérigène pour l'homme (1973)	Classe B2 : « probable human carcinogen » (1994)	Non classé

IX.5.3. Relations dose - réponse

• Généralités

L'évaluation de la relation dose-réponse a pour but de définir une relation quantitative entre la dose administrée ou absorbée et l'incidence de l'effet nocif. Cette évaluation permet d'élaborer des Valeurs Toxicologiques de Références (VTR).

Les valeurs toxicologiques de référence sont établies par des organismes et agences spécialisés :

- ✓ Organisation Mondiale de la Santé (OMS),
- ✓ Agence Américaine de Protection de l'Environnement (US EPA),
- ✓ Agency for Toxic Substances of Disease Registry (USA - ATSDR),
- ✓ Office of Environmental Health Hazard Assessment (USA - OEHHA),
- ✓ Institut néerlandais de recherche pour la santé publique et l'environnement (ND - RIVM),
- ✓ Santé Canada.

Ces valeurs sont notamment reprises dans les fiches toxicologiques établies en France par l'INERIS.

▪ **VTR utilisées dans le cadre de l'étude**

Les VTR sélectionnées dans le cadre de l'étude sont récapitulées dans le tableau ci-après. Il s'agit des valeurs apparaissant sur fond bleu.

Notons que :

- Pour les effets **non cancérigènes**, sont présentées les doses de références RfD pour l'ingestion et RfC pour l'inhalation. Elles correspondent à des niveaux d'exposition sans risque notable d'effets nuisibles pour l'homme.
- Pour les effets **cancérigènes**, il n'existe pas de niveau d'exposition sans risque, les VTR sont exprimées sous la forme d'un Excès de Risque Unitaire (ERU) qui met en relation la dose administrée ou absorbée et le risque de développer un cancer.

Le tableau présente également les organes cibles de chaque polluant selon la voie d'exposition. Ces données sont issues des fiches de synthèse INERIS. Les organes cités entre parenthèses constituent des cibles secondaires.

▪ **Remarques concernant le choix des VTR**

Le choix des valeurs utilisées a été fait au cas par cas. Les critères de sélection pris en compte sont :

- › la transparence des résultats et la pertinence des données sources (étude sur l'homme plutôt que sur l'animal, étude pour une exposition chronique, étude bien spécifique au produit, à la voie d'absorption, etc.)
- › la cohérence des valeurs entre différents organismes,
- › le caractère sécuritaire de chaque valeur,
- › la date de révision,
- › la notoriété de l'organisme émetteur.

Notons que les VTR ont été elles-mêmes établies en tenant compte de plusieurs coefficients de sécurité (le « facteur d'incertitude »), qui permettent notamment d'englober les populations plus sensibles à certains polluants. La pertinence de ce facteur, qui peut varier d'un organisme à l'autre, a également été étudiée.

La justification du choix de chaque VTR a été reportée dans les pages qui suivent le tableau récapitulatif.

Substances	CAS	Effets non cancérigènes						Effets cancérigènes						Remarques			
		Inhalation			Ingestion			Inhalation			Ingestion						
		facteur d'incertitude	RFC (µg/m3)	source - année	facteur d'incertitude	RfD (mg/kg/j)	source - année	ERUj (µg/m3)-1	source - année	ERUo (mg/kg/j)-1	source - année	Organes cibles inhalation	Organes cibles ingestion		Organes cibles cutanée		
antimoine	7440-36-0				1000	4,0E-04	US EPA 1991							Sang, taux de cholestérol	ND	ND	
trioxyde d'antimoine	1309-64-4	300	2,0E-01	US EPA 1995										ND	ND	ND	
arsenic	7440-38-2	10 1000	1,0E+00 3,0E-02	RVM 2001 (2) OEHA 2003	3 3 2 3	3,0E-04 3,0E-04 1,0E-03 3,0E-04	US EPA 1993 ATSDR 2000 (1) RVM 2001 (2) OEHA 2003	4,3E-03 1,5E-03 6,4E-03 3,3E-03	US EPA 1998 OMS 2000 (3) S. Canada 1992 OEHA 2002	1,5E+00 2,8E+00 1,5E+00	US EPA 1998 S. Canada 1982 OEHA 2002	Peau, SNC, TD, (cœur, vaisseaux)	Peau, cœur, vaisseaux, SS, (foie, TD)	ND	ND	(1) possibilité d'une NOAEL plus élevée ? (2) toxicité élevée selon RVM (3) Air Quality Guidelines	
baryum	7440-39-3				3	7,0E-02	US EPA 1998							Rein	ND	ND	(1) valeur établie pour les HAP de 10 à 15 C non cancérigènes
fluorène	86-73-7				-	4,0E-02	RVM 2001 (1)							Rein Foie, sang	ND	ND	
anthracène	120-12-7				3000	3,0E-01 4,0E-02	US EPA 1993 RVM 2001 (1)							Pas d'organe cible	Pas d'organe cible	Pas d'organe cible	(1) valeur établie pour les HAP de 10 à 15 C non cancérigènes
fluoranthène	206-44-0				3000	4,0E-02	US EPA 1993					2,0E-03	RVM 2001 (1)(2)	Rein	Foie, rein	ND	(1) valeur basée sur une étude du benzofluoranthène et un FET (2) toxicité élevée selon RVM

Substances	CAS	Effets non cancérogènes						Effets cancérogènes				Remarques			
		Inhalation			Ingestion			Inhalation		Ingestion			Organes cibles ingestion	Organes cibles cutanée	
		facteur d'incertitude	RfC (µg/m3)	source - année	facteur d'incertitude	RfD (mg/kg/j)	source - année	ERUI (µg/m3)-1	source - année	ERUI (mg/kg/j)-1	source - année				
chrysène	218-01-9										2,0E-03	RfM (1)	ND	ND	(1) valeur basée sur une étude du benzo(a)pyrène et un FET
benzo(b) fluoranthène	205-99-2										2,0E-02 1,2E+00	RfM 2001 (1)(2) OEHA 2002 (1)	ND	SI	(1) valeur basée sur une étude du benzo(a)pyrène et un FET (2) toxicité élevée selon RfM
dibenzo(a,h) anthracène	53-70-3										2,0E-01 4,1E+00	RfM 2001 (1)(2) OEHA 2002	ND	Foie, peau, SI	(1) valeur basée sur une étude du benzo(a)pyrène et un FET (2) toxicité élevée selon RfM

Le tableau suivant présente les VTR retenues, les études ayant conduit à leur établissement, et la justification de leur sélection dans le cadre de cette évaluation :

VTR	Source Année de révision	Type d'étude	Effets suivis	Durée d'exposition	Justification du choix
Antimoine					
RIC = $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA 1995	étude toxicologique chez le rat pour le trioxyde d'antimoine	effets toxiques sur le poumon	1 an	Cette valeur est la seule disponible. Elle concerne un unique composé de l'antimoine mais est issue d'un organisme reconnu et d'une étude chronique.
RID = $4,0 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	US EPA 1991	étude toxicologique chez le rat	longévit, glucose dans le sang, cholestérol	exposition chronique, durée non précisée	Cette valeur est la seule disponible. Elle est produite par un organisme reconnu et découle d'une étude spécifique.
Arsenic					
RIC = $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM 2001	études chez l'homme (Blom et al., 1985 ; Lagerkvist et al., 1984)	cancer du poumon	exposition chronique, durée non précisée	Cette valeur est la moins contraignante. Nous ne retenons pas celle de l'OEIHA, qui s'appuie sur une étude animale et applique un facteur d'incertitude très élevé.
RID = $3,0 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	ATSDR 2000	études épidémiologiques chez l'homme (Tseng et al., 1968 ; Tseng, 1977)	« maladie des pieds noirs, hyperpigmentation, kératose	durée non précisée	Cette valeur, confirmée par l'US EPA et l'OEIHA, est la plus contraignante. Schoof et al. (1998) avancent le fait que la NOAEL* utilisée pour son calcul aurait pu être sous-estimée, conduisant à une VTR environ 2 fois trop faible.
ERL ₁₀ = $4,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{1/4}$	US EPA 1998	études épidémiologiques en milieu professionnel	cancer du poumon	durée non précisée	Trois organismes donnent des valeurs basées sur les mêmes études. L'US EPA est un organisme fortement reconnu et présente une valeur intermédiaire.
ERL ₁₀ = $1,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{1/4}$	US EPA 1998	études épidémiologiques chez l'homme (Tseng et al., 1968 ; Tseng, 1977)	cancer cutané	durée non précisée	Cette valeur, également retenue par l'OEIHA, a été préférée à celle plus contraignante de Santé Canada, basée sur les mêmes données, dont la date de révision est moins récente.
Baryum					
RID = $7,0 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	US EPA 1998	études épidémiologiques chez l'homme	aucun effet observé	15 mois	Cette valeur est la seule disponible. Elle est issue d'un organisme reconnu et de données adaptées.
Cadmium					
RIC = $2,0 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$	OEIHA 2003	étude épidémiologique chez les travailleurs	effets rénaux et respiratoires	1 à 20 ans	Cette valeur a été choisie dans la mesure où celle produite par l'OMS est une valeur guide dont le mode de calcul diffère des VTR au sens strict.
RID = $2,0 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	ATSDR 1999	étude épidémiologique chez l'homme (Nogawa et al., 1989)	altérations rénales	exposition chronique, durée non précisée	Cette valeur est la plus contraignante. Elle se base sur une étude adaptée et présente un facteur d'incertitude plus faible que celle du RIVM ou de l'OEIHA.
ERL ₁₀ = $4,2 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{1/4}$	OEIHA 2002	étude épidémiologique chez des travailleurs (Thun et al., 1985)	cancer de l'appareil respiratoire	durée non précisée	Cette valeur est plus contraignante que celle de l'US EPA, basée sur les mêmes données. La valeur proposée par Santé Canada découle d'une étude sur le rat.
Cuivre					
RIC = $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM 2001	étude toxicologique chez le lapin	aucun effet observé	6 semaines	Cette valeur est la seule disponible. Elle se base sur une étude subaiguë et non chronique, ce qui est compensé par un facteur d'incertitude élevé.
RID = $5,0 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	OMS 1996	étude toxicologique chez le chien	aucun effet observé	1 an	Cette valeur est moins contraignante que celle du RIVM, qui se base sur une étude chronique chez la souris et doit tenir compte d'une marge de sécurité plus importante.

VTR	Source Année de révision	Type d'étude	Effets suivis	Durée d'exposition	Justification du choix
Mercur					
RIC = $2.0 \cdot 10^{-1}$ µg/m ³	ATSDR 2001	études épidémiologiques sur des travailleurs, pour le mercure élémentaire	troubles de la mémoire, manque d'autonomie, tremblements de la main	durée non précisée	Cette valeur, confirmée par le RIVM, est issue de la même étude que celle de l'US EPA mais présente un caractère plus sécuritaire.
RID = $1.0 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	US EPA 2001	études épidémiologiques chez l'homme pour le méthylmercure	suivi des enfants suite à exposition de la mère pendant la grossesse	durée non précisée	Cette valeur, définie pour le méthylmercure, a été choisie pour son caractère sécuritaire. Elle est par ailleurs confirmée par le RIVM et d'autres études.
Nickel					
RIC = $5.0 \cdot 10^{-3}$ µg/m ³	OEIHA 2000	étude toxicologique sur les rats	effets sur le pouton, l'épithélium nasal et les ganglions lymphatiques	6h/j, 5j/sem, 104 sem.	Cette valeur est plus contraignante que celle de l'ATSDR, pourtant basée sur la même étude. La valeur de Santé Canada, encore plus faible, n'est pas retenue car provisoire.
RID = $2.0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	US EPA 1996	étude toxicologique chez le rat (Ambrose et al., 1976)	réduction du poids corporel	2 ans	Cette valeur est plus sévère que celle du RIVM et de l'OEIHA du fait d'un facteur de sécurité plus élevé. L'OMS applique quant à elle un facteur très important.
Plomb					
RIC = $5.0 \cdot 10^{-1}$ µg/m ³	OMS 2000	Source : OMS « Air Quality Guidelines for Europe », 2000. Cette valeur guide est basée sur divers travaux chez l'enfant et les travailleurs.			Cette valeur est la seule disponible. Il s'agit d'une valeur guide établie de façon différente des autres VTR, mais qui reste applicable dans le cas présent.
RID = $3.5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	OMS 1993	divers travaux chez l'enfant	augmentation de la plombémie	durée non précisée	Les deux valeurs disponibles sont très proches. Celle-ci est légèrement plus sécuritaire.
ERU1 = $1.2 \cdot 10^{-2}$ (µg/m ³) ¹	OEIHA 2002	études de cancérogénèse chez le rat	tumeurs rénales	2 ans	
ERU0 = $8.5 \cdot 10^{-1}$ (mg/kg/j) ¹	OEIHA 2002	études de cancérogénèse chez le rat	tumeurs rénales	2 ans	Ces valeurs sont les seules disponibles pour les effets cancérogènes du plomb.
Zinc					
RID = $5.0 \cdot 10^{-1}$ mg/kg/j	RIVM 2001	étude toxicologique chez la femme (Vadnick et al., 1985)	effets sanguins	10 semaines	Cette valeur est issue des mêmes données que celles de l'ATSDR et de l'US EPA, mais tient compte d'un facteur de sécurité de 2, suffisant selon la Communauté Européenne (1994) et le Health Council of the Netherlands (1998).
Naphthalène					
RIC = 3.0 µg/m ³	US EPA 1998	étude toxicologique chez la souris	hyperplasie de l'épithélium respiratoire, mélasiose de l'épithélium olfactif	exposition chronique, durée non précisée	Cette valeur est la plus sécuritaire parmi celles proposées.
RID = $2.0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	US EPA 1998	étude toxicologique chez le rat	diminution du poids des rats mâles	subchronique, durée non précisée	Valeur spécifique à la substance considérée, recommandée par l'INERIS.
Acétylphène					
RID = $6.0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	US EPA 1994	étude toxicologique chez la souris	atteintes hépatiques	90 jours	Valeur spécifique à la substance considérée, recommandée par l'INERIS.
Fluorène					
RID = $4.0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	US EPA 1990	étude toxicologique chez la souris	effets hématologiques et diminution du poids du foie et de la rate	13 semaines	Valeur spécifique à la substance considérée, recommandée par l'INERIS.
Anthracène					
RID = $3.0 \cdot 10^{-1}$ mg/kg/j	US EPA 1993	étude toxicologique chez le rat	aucun effet observé	90 jours au moins	Valeur spécifique à la substance considérée, recommandée par l'INERIS.

VTR	Source Année de révisions	Type d'étude	Effets sévrs	Durée d'exposition	Justification du choix
Fluoranthène					
RID = $4,0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	US EPA 1993	étude toxicologique chez la souris	augmentations du taux de la GGT et du poids du foie	90 jours	Valeur spécifique à la substance considérée, recommandée par l'INERIS.
Phénanthrène					
RID = $4,0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	RIVM 2001	Méthodologie issue des travaux réalisés en 1997 par le TPHCWG (Total Petroleum Criteria Working Group).			Cette valeur est la seule disponible. Elle a été élaborée pour les HAP non cancérogènes à 10-16 atomes de C.
Pyrène					
RID = $3,0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	US EPA 1993	étude toxicologique chez la souris	effets rénaux	13 semaines	Valeur spécifique à la substance considérée, recommandée par l'INERIS.
Benz(a)pyrène					
ERU = $1,1 \cdot 10^{-2}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹	OEHA 2002	étude de cancérogénèse chez le hamster (Thyssen et al., 1981)	tumeurs du tractus respiratoire	4,5h/j puis 3h/j, 96 semaines	Valeurs préconisées par l'INERIS pour l'utilisation des PET dans le cadre d'un mélange de HAP. Cf. pages suivantes
ERU = $2,0 \cdot 10^{-1}$ (mg/kg/j) ¹	RIVM 2001	étude de cancérogénèse chez le rat.	tumeurs dans de nombreux organes, notamment foie et estomac	2 ans, 5j/sem	
Benz(g,h,i)perilène					
RID = $3,0 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	RIVM 2001	Méthodologie issue des travaux réalisés en 1997 par le TPHCWG (Total Petroleum Criteria Working Group).			Cette valeur est la seule disponible. Cf. phénanthrène.

* NOAEL : dose la plus élevée sans effet adverse observé

⇒ **Estimation des VTR « effets sans seuil » pour les composés de la famille des HAP :**

Dans le cas de certaines familles de substances comme les HAP, les études toxicologiques réalisées ne permettent pas de déterminer une valeur toxicologique de référence propre à chaque substance. En revanche, les études toxicologiques permettent de définir la toxicité relative des substances par rapport à une substance de référence de la famille : le rapport de toxicité s'appelle Facteur d'Equivalent Toxique (FET).

La substance de référence pour les HAP est le benzo(a)pyrène. Par exemple, une substance HAP ayant un FET de 0,01 par rapport au benzo(a)pyrène sera 100 fois moins « dangereuse » que ce dernier.

Plusieurs études toxicologiques ont permis d'évaluer des valeurs de FET. Dans le cadre de la présente étude, les valeurs de FET retenues sont celles définies par Nisbet et Lagoy en 1992, recommandées par l'INERIS dans son guide « Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) – Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérogènes : Approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique : FET) et approche par mélanges » du 18 décembre 2003. Ces valeurs sont les suivantes :

Substance	FET
Naphtalène	1.0E-03
Acénaphthylène	1.0E-03
Acénaphtène	1.0E-03
Fluorène	1.0E-03
Phénanthrène	1.0E-03
Anthracène	1.0E-02
Fluoranthène	1.0E-03
Pyrène	1.0E-03
Benzo(a)anthracène	1.0E-01
Chrysène	1.0E-02
Benzo(b)fluoranthène	1.0E-01
Benzo(k)fluoranthène	1.0E-01
Benzo(a)pyrène	1.0
Dibenzo(a,h)anthracène	1.0
Benzo(g,h,i)pérylène	1.0E-02
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	1.0E-01

L'excès de risque unitaire du mélange sera ensuite apprécié par l'intermédiaire du calcul suivant :

$$ERU_{\text{mélange HAP}} = \left(\sum FET_{HAPi} \times [HAPi] \right) \times ERU_{\text{benzo(a)pyrène}}$$

Pour le benzo(a)pyrène, l'INERIS recommande d'utiliser les valeurs d'ERU suivantes :

- pour l'ingestion, un ERU_o de 0,2 (mg/kg/j)⁻¹, également recommandé par l'AFSSA,
- pour l'inhalation, l'ERU_i de 1,1E-03 (µg/m³)⁻¹, proposé par l'OEHHA.

Le milieu « eaux souterraines » n'a pas été pris en compte dans le cadre du calcul des risques sanitaires. En effet :

- Considérant l'absence d'usage de la nappe sur le site et à proximité immédiate, il n'y a pas lieu, au droit de la zone d'étude, de prendre en compte celle-ci en tant que milieu d'exposition.
- Etant donné la profondeur de la nappe (entre 15 et 23 mètres) et la nature de la zone non saturée (épaisseur importante de limons argileux), le risque lié à un dégazage des composés volatils présents dans la nappe apparaît comme négligeable. Par ailleurs, les analyses effectuées sur les gaz du sol confirment l'absence de contamination notable.

IX.7. IDENTIFICATION DES CIBLES

Les cibles, dans le cadre de l'EDR pour la santé, sont les personnes susceptibles d'être exposées de manière chronique à des substances présentes au droit du site, soit par exposition directe avec les sources de pollution, soit par exposition indirecte via les voies de transfert.

Il a déjà été considéré que l'exposition relative aux riverains du « Théâtre de Verdure » et celle relative aux personnes susceptibles de pratiquer une activité de plein air sur les espaces publics sont différentes.

Il en est de même pour les cibles. En effet, des assistantes maternelles résident dans le quartier et sont susceptibles d'accueillir des enfants en bas âge pendant la journée. Ce cas particulier devra constituer un scénario à part entière.

Compte tenu du contexte du site, les populations retenues et leurs caractéristiques sont présentées dans le tableau suivant et séparées en 3 catégories :

Cibles	Type de Population	Fréquence d'exposition
Résidents du quartier du « Théâtre de verdure »	enfants	Intérieur : 19,5 h/j – 350 j/an Extérieur : 4,5 h/j – 350 j/an
	adultes	Intérieur : 21,2 h/j – 350 j/an Extérieur : 2,8 h/j – 350 j/an
Personnes pratiquant une activité de plein air sur les espaces publics	enfants	Extérieur : 4,5 h/j – 300 j/an
	adultes	Extérieur : 2,8 h/j – 300 j/an
Garde d'enfants en bas âge sur le site	enfants	Intérieur : 7 h/j – 220 j/an Extérieur : 3 h/j – 220 j/an
	adultes	Intérieur : 21,2 h/j – 350 j/an Extérieur : 2,8 h/j – 350 j/an

La durée totale de l'année a été fixée à 350 jours. Cette opération, qui vise à simplifier l'expression des fréquences annuelles d'exposition, ne modifie en rien les résultats finaux de l'évaluation.

▪ Fréquence d'exposition

Il a été tenu compte de l'hypothèse sécuritaire selon laquelle les résidents étaient présents toutes l'année sur le site.

En l'absence de données précises provenant d'une enquête de voisinage, des paramètres issus de la littérature ou estimés de façon sécuritaire ont été utilisés.

L'INERIS prend en compte les données sécuritaires suivantes :

- un enfant de moins de 7 ans passe 19,5 h en intérieur et 4,5 h en extérieur par jour,
- un adulte passe environ 21,2 h en intérieur et 2,8 h en extérieur par jour.

Ces données ont été réutilisées pour caractériser la fréquentation des espaces publics.

La fréquentation des espaces publics a été fixée à 300 jours par an, soit 6 jours par semaine, ce qui est une hypothèse sécuritaire.

Concernant la garde d'enfants, la fréquence annuelle a été choisie égale à celle couramment admise pour le nombre de jours travaillés. Le nombre d'heures de garde quotidien a été fixé à 10 heures, ce qui est la valeur la plus réaliste au regard des habitudes de la population. La valeur proposée par l'INERIS pour le temps passé par les enfants à l'extérieur (4,5 h/j) paraît trop importante dans le cadre d'un scénario « garde d'enfants en bas âge ». Nous lui avons préféré une valeur moyenne de 3 heures (2 heures en hiver et 4 heures en été).

IX.8. PRESENTATION DU SCHEMA CONCEPTUEL

La seconde étape consiste à évaluer la capacité d'absorption des polluants par l'organisme en fonction de l'usage du sol, du milieu contaminé et des caractéristiques physiologiques de la population. Différents types de données relatives au site sont donc nécessaires, il s'agit :

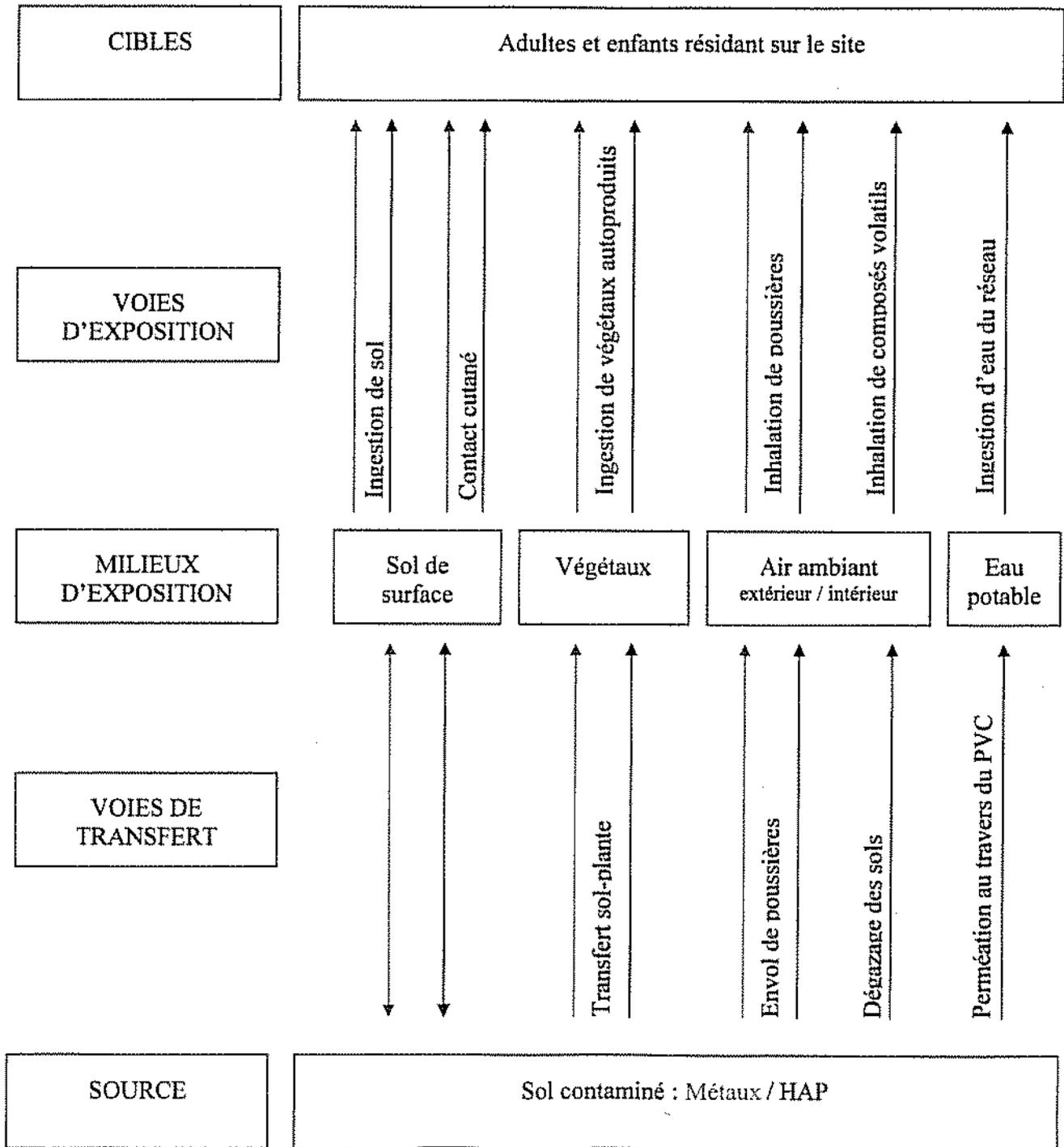
- ✓ des types de populations concernées,
- ✓ de l'utilisation du site par les populations concernées. En effet, l'exposition au risque dépend de la durée pendant laquelle les populations sont en contact avec les polluants ; le facteur saisonnier est donc important,
- ✓ des caractéristiques du site favorisant la mobilité des polluants ou l'exposition des populations.

Les différentes voies potentielles d'exposition considérées pour le site étudié sont présentées sur le schéma conceptuel.

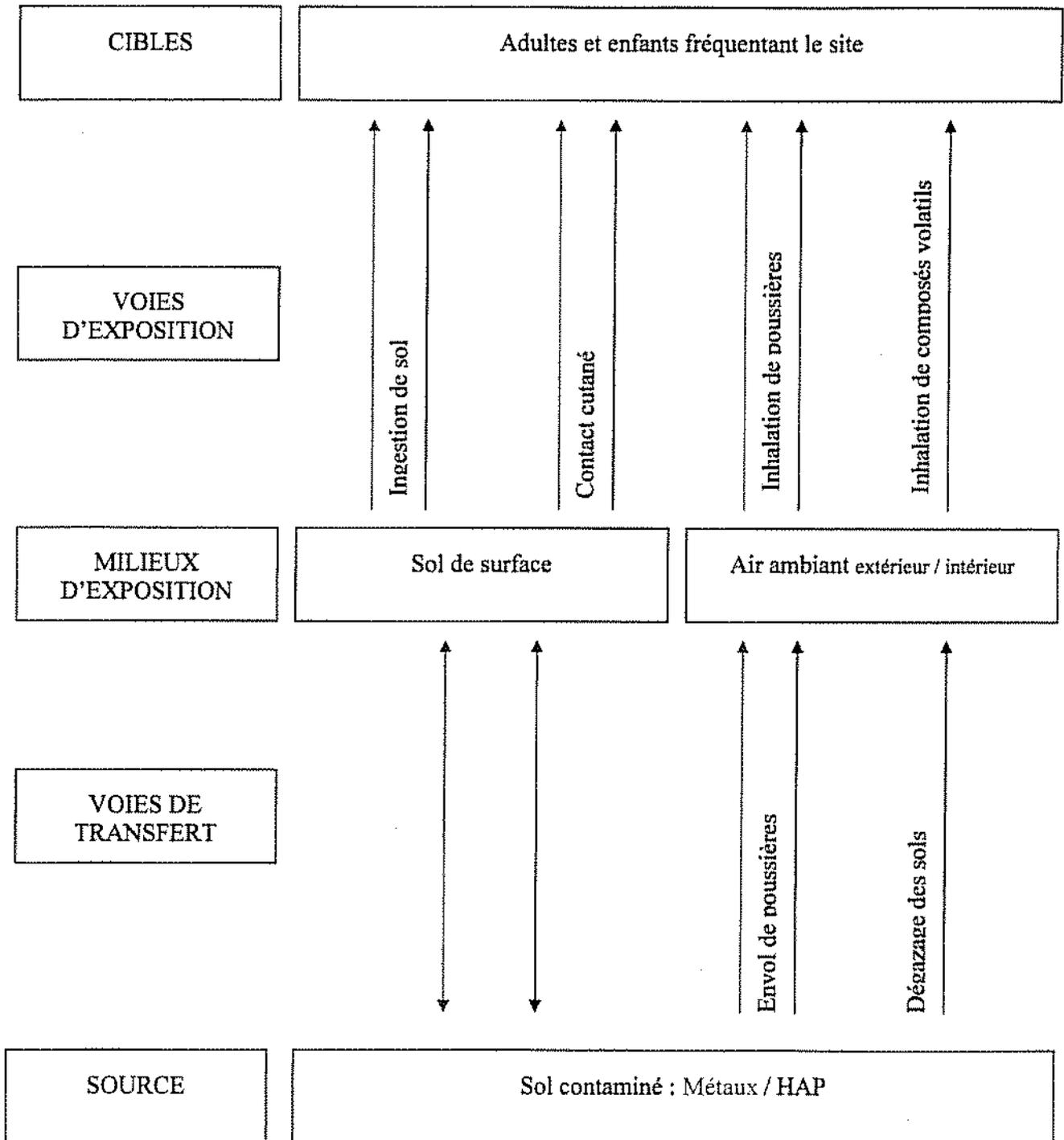
Dans le cadre de cette étude, la source de pollution des sols a été définie comme infinie. Les voies de transferts retenues pour cette pollution sont présentées sur le schéma conceptuel (document 10).

Document 10 : Schéma conceptuel

a) Riverains



b) Activités de plein air



X. CALCUL DES RISQUES SANITAIRES

X.1. INTRODUCTION

X.1.1. Evaluation des expositions

L'évaluation des expositions consiste à déterminer les concentrations ou les doses auxquelles les populations humaines sont exposées ou susceptibles de l'être.

L'exposition à une substance toxique dépend :

- de sa concentration dans le milieu et de son comportement physico-chimique,
- des voies et des conditions d'exposition des individus en contact avec cette substance.

Elle est caractérisée par sa durée et sa fréquence, par la détermination des voies d'exposition et par le niveau de concentration.

D'une manière générale, les quantités de polluant administrées, exprimées en Dose Journalière d'Exposition (en mg/kg/j), peuvent se définir de la façon suivante :

$$DJE_{ij} = \frac{C_i \cdot Q_{ij} \cdot F}{P} \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

- DJE_{ij} : Dose Journalière d'Exposition, liée à une exposition au milieu i par la voie d'exposition j (en mg/kg/j)
- C_i : Concentration d'exposition relative au milieu i (eau souterraine, eau superficielle, sol, aliment...), exprimé en mg/kg, mg/m³ ou mg/l
- Q_{ij} : Quantité de milieu i , c'est à dire de sol, d'eau...administrée par la voie j par unité de temps d'exposition, exprimée en kg/j pour les milieux solides et en m³/j ou l/j pour les milieux gazeux ou liquides
- F : Fréquence d'exposition ou taux d'exposition : fraction du nombre annuel d'unités de temps d'exposition (heures ou jours) sur le nombre d'unités de temps de l'année
- P : Masse corporelle de la cible (kg)
- T : Nombre d'années d'exposition (années)
- T_m : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années)

Si pour la voie d'exposition j , plusieurs milieux sont concernés (ex : eau et alimentation pour l'ingestion), il faut calculer une DJE totale :

$$DJE_j = \sum_i DJE_{ij}$$

Pour la voie respiratoire, la dose d'exposition est généralement remplacée par la concentration inhalée. Lorsque l'on considère des expositions de longue durée, on s'intéresse à la concentration moyenne inhalée par jour, retranscrite par la formule suivante :

$$CI = \left(\sum_i (C_i \cdot t_i) \right) \times F \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

- CI : concentration moyenne inhalée (mg/m³ ou µg/m³)
- Ci : Concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps ti (en mg/m³)
- Ti : Fraction de temps d'exposition à la concentration Ci pendant une journée
- T : Durée d'exposition (en années)
- F : Fréquence ou taux d'exposition nombre annuel d'heures ou de jours
- Tm : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années)

Pour les polluants avec effets de seuil, l'exposition moyenne est calculée sur la durée effective d'exposition soit T_m=T.

Pour les polluants sans seuil, T_m sera assimilé à la durée de la vie entière (prise conventionnellement égale à 70 ans, soit T_m = 70).

X.1.2. Caractérisation du risque

a) L'estimation du risque pour les effets à seuil

Les effets sanitaires à seuil ou risques toxiques sont des effets toxiques susceptibles d'apparaître lorsque la dose retenue par l'organisme devient supérieure à une dose spécifique. Ils sont donc caractérisés par comparaison des apports estimés des substances potentiellement polluantes avec une valeur toxique de référence.

On définit ainsi pour chaque substance et chaque voie d'exposition un indice de risque IR tel que :

$$IR = \frac{DJE}{RfD} \text{ ou } IR = \frac{CI}{CT}$$

Avec :

- DJE : Dose Journalière d'Exposition
- RfD : Dose de référence exprimée en mg/kg/j
- CI : Concentration inhalée
- CT : Concentration tolérable

Lorsque cet indice est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît peu probable selon les approximations utilisées pour le calcul des VTR, cela reste vrai même pour les populations sensibles du fait des facteurs de sécurité adoptés.

Au delà d'un indice de risque de 1, l'apparition d'un risque toxique est à envisager.

Ces formules s'appliquent à chaque substance prise individuellement. Dans le cas d'un effet résultant d'un mélange de substances, la pratique la plus courante est d'additionner les indices de risques liés aux différentes substances et aux différentes voies d'exposition pour une même durée d'exposition.

b) L'estimation du risque pour les effets sans seuil

Pour les effets sans seuil, l'Excès de Risque Individuel (ERI) est le suivant :

$$ERI = DJE \times ERU_0 \text{ ou } ERI = CI \times ERU_i$$

Avec :

- DJE : Dose Journalière d'Exposition
- ERU₀ : Risque Unitaire par voie orale
- CI : Concentration inhalée
- ERU_i : Risque Unitaire par inhalation

Pour évaluer le risque global des effets cancérogènes que constitue un mélange de substances, la pratique la plus courante est d'additionner les indices de risques liées aux différentes substances.

Le risque de cancer sur une vie est définie comme le dépassement d'une tolérance. Selon la circulaire du 10 décembre 1999 du ministère en charge de l'environnement, le niveau de risque acceptable correspond à un ERI inférieur à 10⁻⁵. Ce seuil signifie que la probabilité de cancer maximale acceptable est d'un cas pour une population de 100 000 personnes.

X.2. PRESENTATION DES SCENARI DE CALCUL DES RISQUES SANITAIRES

A partir des hypothèses de fréquentation précédemment choisies, trois scénarii d'exposition ont été définis :

- Scénario 1 – Riverains habitant le quartier du « Théâtre de Verdure »
- Scénario 2 – Personnes pratiquant une activité de plein air sur le « Théâtre de Verdure »
- Scénario 3 – Garde d'enfants en bas âge sur le site

Les paramètres de ces trois scénarii sont repris dans le tableau ci-après.

Scénario d'exposition « Riverains du Théâtre de Verdure »		
Concentration de départ	Concentrations mesurées sur les parcelles des riverains	
Profondeur de la contamination	0,01 m (correspondant à une présence en surface)	
Type de sol considéré	Terrain de type limon argileux	
Durée d'exposition – T	30 ans (adulte)	6 ans (enfant)
Durée de la vie entière – Tm	70 ans	
Fréquence d'exposition – F	<i>Cf. II.7. Identification des cibles</i>	
Poids de la cible – P	70 kg (adulte)	15 kg (enfant)

Scénario d'exposition « Activité de plein air »		
Concentration de départ	Concentrations mesurées au niveau du « Théâtre de Verdure »	
Profondeur de la contamination	0,01 m (correspondant à une présence en surface)	
Type de sol considéré	Terrain de type limon argileux	
Durée d'exposition – T	30 ans (adultes)	6 ans (enfants)
Durée de la vie entière – Tm	70 ans	
Fréquence d'exposition – F	<i>Cf. II.7. Identification des cibles</i>	
Poids de la cible – P	70 kg (adulte)	15 kg (enfant)

Scénario d'exposition « Garde d'enfants sur le site »		
Concentration de départ	Concentrations mesurées sur les parcelles des riverains	
Profondeur de la contamination	0,01 m (correspondant à une présence en surface)	
Type de sol considéré	Terrain de type limon argileux	
Durée d'exposition – T	30 ans (adultes)	3 ans (enfants)
Durée de la vie entière – Tm	70 ans	
Fréquence d'exposition – F	<i>Cf. II.7. Identification des cibles</i>	
Poids de la cible – P	70 kg (adulte)	10 kg (enfant)

En regard de la bibliographie actuelle, une valeur de 6 ans a été choisie pour la durée d'exposition de l'enfant. Pour le scénario 3, une durée de 3 ans a été retenue, correspondant à la période habituelle pendant laquelle un enfant en bas âge est gardé, avant son entrée à l'école.

Pour l'adulte, la valeur choisie pour la durée d'exposition est de 30 ans (on considère qu'un adulte va vivre 30 ans sur le site dans la même résidence), qui est une valeur reprise par la plupart des organismes. Cette valeur est la même pour les trois scénarii.

Le poids d'un adulte est estimé par plusieurs bases de données, dont l'US-EPA, à 70 kg.

Pour un enfant, le poids proposé par plusieurs organismes est de 15 kg. Pour les enfants en bas âge, un poids moyen de 10 kg sera retenu.

La durée sur laquelle l'exposition est moyennée, dans le cadre des effets sans seuil, a été fixée à 70 ans, durée de la vie entière communément admise pour ce type de calculs.

X.3. CALCUL DES RISQUES

X.3.1. Outils de l'évaluation

Dans le cadre de cette étude, les modèles suivants ont été utilisés :

- Equations du modèle VOLASOIL, utilisées par le RIVM et issues notamment du modèle de Johnson et Ettinger, pour estimer les concentrations des substances dans l'air intérieur des habitations, ayant transféré par dégazage depuis les sols.
- Modèle de Travis et Modèle de Briggs, pour estimer les facteurs de bioconcentrations des substances dans les parties racines et aériennes des végétaux.
- Equations de l'US-EPA, pour estimer les concentrations des substances dans les poussières dans l'air.
- Equations du modèle CSOIL, utilisées par le RIVM et reprises par le logiciel RISC-Human v3.1, pour le calcul des concentrations dans l'air extérieur (jardins et espaces publics) et des DJE par ingestion directe de sol, contact cutané, inhalation de poussières, ingestion de végétaux autoproduits et ingestion d'eau du réseau public.

X.3.2. Feuilles de calculs utilisées

Les calculs des doses d'exposition, des indices de risque et des excès de risque cancérogènes ont été réalisés par l'intermédiaire de feuilles de calculs propres à Ginger Environnement.

Ces feuilles de calculs, développées sous format Excel, ont notamment permis de mener simultanément les calculs de risque propres à chacune des 51 parcelles riveraines.

Les résultats de calcul fournis en annexe 8 sont directement extraits de ces feuilles.

Les équations et les paramètres utilisés sont ceux décrits dans les paragraphes suivants.

X.3.3. Détermination des paramètres pour les voies d'exposition retenues

• Détermination des paramètres pour l'ingestion de sol

Equation de la DJE pour l'ingestion de sol :

$$DJE_{sol- ingestion} = \frac{C_{sol} \cdot Q_{sol- ingéré} \cdot T \cdot F}{P \cdot T_m}$$

La quantité de sol ingérée par jour ($Q_{sol- ingéré}$) est issue des données prises en compte par l'INERIS (ces valeurs sont des données moyennes sécuritaires) :

- Adultes : 50 mg/j, soit $5 \cdot 10^{-5}$ kg/j
- Enfants : 150 mg/j, soit $1,5 \cdot 10^{-4}$ kg/j

La fréquence journalière d'exposition correspond à la fraction de temps passée sur le site. Elle ne tient pas compte de la présence en intérieur ou en extérieur. Ainsi, F sera égale à :

- Scénario 1 / adultes et enfants : 1
- Scénario 2 / adultes : 0,1 (6 j/7 et 2,8 h/j) ; enfants : 0,16 (6 j/7 et 4,5 h/j)
- Scénario 3 / adultes : 1 ; enfants : 0,26 (220 j/350 et 10 h/j)

• Détermination des paramètres pour l'absorption cutanée de sols et de poussières

Equation de la DJE pour l'absorption cutanée de sols et de poussières (provenant de l'envol de sol) :

$$DJE_{sol- absorption- cutanée} = \frac{D_{évènement} \cdot F_e \cdot SA \cdot T \cdot F}{P \cdot T_m}$$

où $D_{évènement}$ = Dose absorbée de substances par unité de surface de peau par événement ($\text{mg}/\text{cm}^2 \cdot \text{événement}$)

F_e = Nombre d'évènement (contacts) par jour (événement/jour)

SA = surface de peau exposée au contact avec les sols ou la poussière (cm^2)

avec

$$D_{évènement} = C_{sol} \cdot AF \cdot ABS \cdot 10^{-6}$$

où C_{sol} = concentrations dans les sols ($\text{mg}/\text{kg-MS}$)

AF = facteur d'adhérence = quantité de sol déposée sur la peau (mg/cm^2 de peau - événement)

ABS = taux d'absorption cutané des substances depuis les sols (-)

Nombre d'évènements :

Dans la littérature, nous considérons que l'homme est confronté à 2 évènements par jour par contact cutané avec les sols et poussières. Dans une optique sécuritaire, cette valeur sera utilisée pour les 3 scénarii étudiés.

Fréquence d'exposition :

Dans le cas de cette voie d'exposition, F ne dépendra pas du nombre d'heures passées par jour sur le site, mais uniquement du nombre de jours par an. Cela se justifie par le fait que le calcul utilise un nombre défini de contacts par jour.

Facteur d'absorption :

Il correspond au taux d'absorption cutanée de sol à travers l'épiderme. Les valeurs, spécifiques aux substances, sont présentées dans le tableau des caractéristiques physico-chimiques, en page 110 de ce rapport.

Facteur d'adhérence :

Le facteur d'adhérence décrit la quantité de sol qui adhère à la peau par unité de surface de peau.

Ce facteur dépend :

- des propriétés des sols influençant l'adhérence (granulométrie, texture, ...)
- des parties du corps exposées,
- de l'activité de la personne.

A défaut, l'US-EPA recommande de prendre les valeurs de facteur d'adhérence suivantes :

- 0,2 mg/cm² pour les enfants,
- 0,07 mg/cm² pour les adultes résidents.

Surface de peau exposée :

La surface de peau exposée est un paramètre qui indique la quantité de peau directement exposée à la contamination du milieu. Les vêtements portés limitent l'exposition.

La valeur de ces paramètres pour les différentes cibles a été déterminée en considérant les adultes (âgés de plus de 18 ans) et les enfants (entre 1 et 6 ans).

Les valeurs utilisées sont celles prises en compte par l'INERIS (élaborées par les groupes de travail mis en place par le Ministère de l'Environnement). Il s'agit de moyennes sur l'année :

- Adultes : 0,270 m²
- Enfants : 0,085 m²

• **Détermination des paramètres pour l'inhalation de poussières**

L'équation de la DJE proposée par l'US-EPA et RBCA est la suivante :

$$DJE_{air-inhalation-poussières} = \frac{C_{air} \cdot Q_{inhalation} \cdot T \cdot F}{P \cdot T_m}$$

avec

$$C_{air} = \frac{C_{sol}}{PEF}$$

La concentration dans les poussières de l'air est dérivée de la concentration dans les sols et d'un facteur d'émission de poussières provenant des sols, par le vent.

Ce facteur d'émission est appelé PEF et s'exprime en m³/kg :

$$PEF = \frac{LS \cdot V \cdot DH \cdot 1000 \text{ g/kg}}{A} \cdot \frac{3600 \text{ s/h}}{0,036 \cdot (1-G) \cdot (U_m/U_1)^3 \cdot F(x)}$$

où : LS = largeur de la zone contaminée (m)

V = vitesse du vent dans la zone de mélange (m/s)

DH = Hauteur de diffusion (m)

A = Aire contaminée (m²)

0,036 = fraction respirable

G = fraction de couverture végétale

U_m = vitesse moyenne du vent (m/s)

U₁ = vitesse équivalente à 7 m de hauteur (m/s)

F(x) = fonction dépendante de U_m/U₁, dérivée en utilisant Cowerd et al. (1985)

La valeur par défaut proposée par l'US-EPA : 1,32.10⁹ m³/kg, sera utilisée pour l'inhalation de poussières à l'intérieur comme à l'extérieur des habitations.

Quantité d'air inhalé :

La quantité d'air inhalé, reprise par de nombreux organismes, est la suivante :

- Pour un adulte : 20 m³/j
- Pour un enfant : 7,6 m³/j

Fréquence d'exposition :

Elle tient compte du nombre d'heures passées sur le site par jour et du nombre de jours par ans :

- Scénario 1 / adultes et enfants : 1
- Scénario 2 / adultes : 0,1 (6 j/7 et 2,8 h/j) ; enfants : 0,16 (6 j/ 7 et 4,5 h/j)
- Scénario 3 / adultes : 1 ; enfants : 0,26 (220 j/350 et 10 h/j)

• **Détermination des paramètres pour l'ingestion de végétaux autoproduits**

Equation de la DJE pour l'ingestion de plantes cultivées sur le site :

$$DJE_{\text{plantes-ingestion}} = \frac{C_{\text{plantes}} \cdot Q_{\text{plantes-consommées}} \cdot T \cdot F}{P \cdot T_m}$$

Où : C_{plantes} = concentrations des différentes substances dans les végétaux en mg/kg de plante

$Q_{\text{plantes-consommées}}$ = quantité de végétaux cultivés ingérés par jour en kg/j

Fréquence d'exposition :

- Scénario 1 / adultes et enfants : 1 (350 jours par an)
- Scénario 3 / adultes : 1 ; enfants : 0,31 (220 jours par an, un repas sur deux)

L'estimation de la fréquence d'exposition pour les enfants dans le scénario 3 est volontairement majorante.

Calcul des concentrations dans les végétaux cultivés dans les potagers des résidences :

Ces concentrations sont estimées en utilisant des facteurs de bioconcentration des plantes et les concentrations dans le sol des jardins. Ce facteur correspond à la proportion de substance mobilisable dans les sols et stockée dans les tissus au cours du développement des végétaux :

$$C_{\text{plantes}} = C_{\text{sol}} \cdot BCF_{f \text{ plante}}$$

où : C_{sol} : concentrations de chaque substances dans les sols en mg/kg de MS

$BCF_{f \text{ plante}}$: facteur de bioconcentration propre à chaque substance en (mg/kg de plante fraîche)/(mg/kg de sol)

La valeur de ce facteur dépend du type de plante, de la partie de la plante qui est considérée (racines, feuilles, fruits) et également de la nature du sol et de la biodisponibilité du polluant.

Pour les composés organiques, les équations issues du modèle de Travis et Arms et le modèle de Briggs, utilisés par le logiciel RISC, ont été utilisées.

Modèle de Travis et Arms (1988) :

Ce modèle permet de déterminer les facteurs de bioconcentrations BCF depuis les sols dans les végétaux, pour les substances organiques.

L'équation est la suivante : $\log BCF = 1,588 - 0,578 \log Kow$

avec BCF exprimé en (mg/kg de plante sèche)/(mg/kg de sol).

Modèle de Briggs (1982-1983) :

Ce modèle a été élaboré à partir du transfert des substances organiques depuis les eaux dans la partie racinaire de la plante.

$$RCF = 10^{0,77 \log Kow - 1,52} + 0,82$$

avec RCF : root concentration factor, exprimé en (mg de substance/kg produit)/(mg substance/litre eau)

0,82 représente le contenu en eau des racines

Pour exprimer le transfert depuis les sols vers la plante, Briggs propose l'équation suivante :

$$BCF_{root} = \frac{RCF}{Kd} \quad \text{avec } Kd = f_{oc} \cdot K_{oc}$$

BCF_{root} exprimé en (mg/kg de racine frais)/(mg/kg de sol)

Ce modèle est valable lorsqu'il y a un équilibre entre les sols et les végétaux, ce qui se produit pour des végétaux qui ont des temps de germination long. Il faudrait donc tenir compte de la répartition spatiale de la concentration des substances à l'intérieur de la racine.

Pour répondre à cette difficulté, l'US-EPA suggère d'utiliser un facteur de réduction pour estimer la concentration globale à l'intérieur de la racine : 0,01 ce qui reste encore majorant.

$$BCF_{root} = \frac{0,01 \cdot RCF}{Kd}$$

L'US-EPA recommande par ailleurs l'utilisation du modèle de Briggs pour les végétaux racine et le modèle de Travis pour les végétaux aériens.

Pour les métaux :

Nous prendrons les valeurs par défaut fournies par le logiciel RISC. Les différentes valeurs des facteurs de bioconcentrations sont résumées dans le tableau ci-après.

Valeurs des BCF racines et aériens déterminés par les précédents modèles ou tirées de Csoil

Substances	BCF Racine	BCF Aérien
Baryum	0,005	0,1
Cuivre	0,1	0,1
Mercure	0,015	0,03
Plomb	0,001	0,03
Zinc	0,1	0,4
Naphtalène	7,12.10 ⁻³	4,20.10 ⁻¹
Acénaphène	4,71.10 ⁻³	2,10.10 ⁻¹
Fluorène	4,40.10 ⁻³	1,49.10 ⁻¹
Phénanthrène	3,07.10 ⁻³	8,50.10 ⁻²
Anthracène	2,11.10 ⁻³	1,04.10 ⁻¹
Fluoranthène	2,37.10 ⁻³	4,37.10 ⁻²
Pyrène	3,70.10 ⁻³	3,26.10 ⁻²
Benzo(a)anthracène	2,10.10 ⁻³	2,22.10 ⁻²
Chrysène	9,49.10 ⁻⁴	4,03.10 ⁻²
Benzo(b)fluoranthène	2,87.10 ⁻³	6,17.10 ⁻³

Substances	BCF Racine	BCF Aérien
Benzo(k)fluoranthène	$4,71.10^{-3}$	$4,31.10^{-3}$
Benzo(a)pyrène	$1,07.10^{-3}$	$1,32.10^{-2}$
Dibenzo(ah)anthracène	$2,07.10^{-3}$	$5,19.10^{-3}$
Benzo(ghi)pérylène	$1,36.10^{-3}$	$6,78.10^{-3}$
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	$3,86.10^{-4}$	$5,93.10^{-3}$

En gras : valeur donnée en (mg/kg de poids sec)/((mg/kg de sol)

Autres : valeur donnée en (mg/kg de poids total)/((mg/kg de sol)

Quantité de végétaux consommés :

La quantité de légumes consommés est basé sur un document de l'INERIS pour l'élaboration des Valeurs de Constat d'Impact : « Méthode de calcul des VCI dans les sols », qui s'est basé sur 2 études :

- Une étude publiée par l'INSEE en 1991,
- Une étude sur le comportement alimentaire de la population du Val de Marne.

La teneur en matière sèche de chaque type de fruit et légume sont issus du même document, dont les sources sont « Oak Ridge National laboratory 1984 » et « US EPA 1996 ».

Quantité consommée de légumes et fruits autoproduits

Produits consommés (g/j)	Teneur en mat.sèche	Enfants		Adultes	
		Poids frais	Poids sec	Poids frais	Poids sec
Pomme de terre	0,222	29	6,44	44	9,77
Carottes	0,118	6	0,71	12	1,42
Navets	0,202	0,6	0,12	1	0,20
Radis	0,202	1	0,20	2	0,40
Total légumes racines	-	36,6	7,47	59	11,79
Fruits	0,178	8	1,42	15	2,67
Poireaux	0,117	4	0,47	10	1,17
Salades	0,052	8	0,42	19	0,99
Tomates	0,059	4	0,24	11	0,65
Haricots verts	0,111	4	0,44	11	1,22
Choux	0,076	3	0,23	6	0,46
Courgettes	0,073	1	0,07	3	0,22
Petits pois	0,257	0,6	0,15	1	0,26
Total légumes aériens	-	32,7	3,44	76	7,64

Il faut noter que les concentrations prises en compte sont celles mesurées dans les sols de surface (0 à 0,3 m). Or, une majorité de fruits pousse sur des arbustes ou arbres fruitiers dont les racines sont susceptibles d'atteindre une profondeur plus importante. L'incertitude liée à ce paramètre est discutée dans le chapitre « Incertitudes », paragraphe X.4.2.

▪ **Détermination des paramètres pour l'ingestion d'eau du réseau public**

$$DJE_{eau-ingestion} = \frac{C_{ed} \cdot Q_{eau} \cdot T \cdot F}{P \cdot T_m}$$

Où : C_{ed} = Concentration de la substance dans l'eau distribuée ($\mu\text{g/l}$)

Q_{eau} = volume d'eau consommé quotidiennement par la cible ($\mu\text{g/l}$)

Les valeurs par défaut suivantes ont été utilisées :

- Pour un adulte : 2 l/j
- Pour un enfant : 1 l/j

Ces valeurs sont sécuritaires et tiennent compte à la fois de l'eau de boisson et de cuisine.

Fréquence d'exposition :

- Scénario 1 / adultes et enfants : 1 (350 jours par an)
- Scénario 3 / adultes : 1 ; enfants : 0,63 (220 jours par an)

La concentration d'une substance dans l'eau est calculée à partir de son coefficient de diffusion au travers du PEHD et des caractéristiques de la canalisation, par l'équation suivante (loi de Fick, utilisée par le RIVM) :

$$C_{ed} = \frac{2 \cdot D_{pe} \cdot C_{pw} \cdot 1000 \cdot 3 \cdot t_s / 24 \cdot \pi \cdot r \cdot L}{d \cdot Q_{dw}}$$

Où : C_{ed} = Concentration de la substance dans l'eau de distribution ($\mu\text{g/l}$)

C_{pw} = Concentration de la substance dans la phase eau du sol ($\mu\text{g/l}$)

D_{pe} = Coefficient de diffusion du polluant (m^2/h)

t_s = Durée de stagnation de l'eau dans la canalisation (8 heures)

r = rayon de la canalisation ($9,8 \cdot 10^{-3}$ m) – Valeur par défaut du RIVM

d = Epaisseur de la canalisation ($2,7 \cdot 10^{-3}$ m) – Valeur par défaut du RIVM

L = Longueur de la canalisation (20 m)

Q_{dw} = Débit d'eau consommée par jour ($0,5 \text{ m}^3$)

Les calculs des concentrations en substances dans l'air extérieur ont été réalisés par l'intermédiaire du modèle CSOIL.

Les calculs des concentrations en substances dans l'air intérieur ont été réalisés à partir du modèle VOLASOIL, développé par le RIVM sur la base, entre autres, du modèle de Johnson et Ettinger (1991).

Les paramètres utilisés par ce modèle sont précisés ci-dessous. Ils sont basés sur les informations issues du diagnostic approfondi et celles tirées de la bibliographie.

Fraction de temps d'exposition dans les différents lieux :

Il s'agit d'évaluer combien d'heures passent un adulte et un enfant à l'extérieur dans le jardin et à l'intérieur de la résidence.

L'INERIS prend en compte les données sécuritaires suivantes :

- un enfant de moins de 7 ans passe 19,5 h en intérieur et 4,5 h en extérieur par jour,
- un adulte passe environ 21,2 h en intérieur et 2,8 h en extérieur par jour.

Les valeurs de F prises en compte sont :

- Scénario 1 / intérieur : adultes = 0,88 ; enfants : 0,81
- Scénario 1 / extérieur : adultes = 0,12 ; enfants : 0,19
- Scénario 2 / extérieur : adultes = 0,1 (6 j/7 et 2,8 h/j) ; enfants : 0,16 (6 j/ 7 et 4,5 h/j)
- Scénario 3 / intérieur : adultes = 0,88 ; enfants : 0,18 (220 j/350 et 7 h/j)
- Scénario 3 / extérieur : adultes = 0,12 ; enfants : 0,08 (220 j/350 et 3 h/j)

Les temps d'exposition retenus pour les enfants et les adultes sont estimatifs. Seule une enquête de voisinage permettrait de connaître de façon précise les moyennes des temps passés à l'intérieur et à l'extérieur.

Concentration des sols en composés volatils :

Concernant les HAP, les concentrations dans les sols utilisées pour ces calculs sont celles qui ont été mesurées sur chaque parcelle (scenarii 1 et 3) ou les maxima relevés entre 0 et 0,3 m sur le « Théâtre de Verdre ». Les teneurs inférieures au seuil de détection du laboratoire n'ont pas été prises en compte.

Paramètres pour l'évaluation du dégazage des substances depuis les sols :

SCENARII 1 et 3

Paramètres liés à l'extérieur du site (jardins)

Paramètres	Usage Résidentiel	Unité	Origine de la valeur
Caractéristiques de la source			
Porosité totale	0,4	cm ³ /cm ³	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Contenu en eau	0,15	cm ³ /cm ³	Valeur déterminée à partir des teneurs en matière sèche mesurées dans les échantillons de sols
Fraction de carbone organique	0,015	g/g	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Densité	1,8	g/cm ³	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Caractéristiques de la zone non saturée			
Distance de la source à la surface	0,01	m	Les HAP sont mis en évidence dès la surface (1 cm)
Porosité totale	0,4	cm ³ /cm ³	Identique à la zone source
Contenu en eau	0,15	cm ³ /cm ³	Identique à la zone source
Caractéristiques de la lentille intercalée entre la source et la surface			
Epaisseur	0	m	Aucune couche de terrain de nature différente retenue entre les zones de pollution et la surface
Porosité totale	Sans objet	cm ³ /cm ³	
Contenu en eau	Sans objet	cm ³ /cm ³	
Caractéristiques de l'espace de respiration			
Hauteur	Enfant : 1 m Adulte : 1,5 m	m	Hauteurs des zones de respiration utilisées par l'ensemble des organismes
Longueur	20	m	Longueur maximale du jardin d'un particulier
Vitesse du vent	3,7	m/s	Vitesse moyenne du vent dans la région de Chartres (données de la station Météo France de Champhol)

Paramètres liés à l'intérieur des résidences

Paramètres	Usage Résidentiel	Unité	Origine de la valeur
Caractéristiques de la source			
Porosité totale	0,4	cm ³ /cm ³	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Contenu en eau	0,15	cm ³ /cm ³	Valeur déterminée à partir des teneurs en matière sèche mesurées dans les échantillons de sols
Fraction de carbone organique	0,015	g/g	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Densité	1,8	g/cm ³	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Caractéristiques de la zone non saturée			
Distance de la source à la surface	0,01	m	Les polluants sont considérés comme présents juste sous le bâtiment (1 cm au minimum)
Porosité totale	0,4	cm ³ /cm ³	Identique à la zone source
Contenu en eau	0,15	cm ³ /cm ³	Identique à la zone source
Perméabilité de la zone non saturée au gaz	1.10 ⁻¹⁵	m ²	Valeur proposée par le modèle de Johnson et Ettinger (2000) pour des limons argileux
Caractéristiques de la lentille intercalée entre la source et la base du bâtiment			
Epaisseur	0	m	Aucune couche de terrain de nature différente retenue entre les zones de pollution et la surface
Porosité totale	Sans objet	cm ³ /cm ³	
Contenu en eau	Sans objet	cm ³ /cm ³	
Caractéristiques du bâtiment			
Superficie des fondations	70	m ²	D'après les caractéristiques des résidences du « Théâtre de Verdure »
Volume des bâtiments	120	m ³	D'après les caractéristiques des résidences du « Théâtre de Verdure »
Taux de ventilation à l'intérieur	75	m ³ /h	Valeur par défaut du modèle VOLASOIL
Epaisseur des fondations	0,15	m	D'après les caractéristiques des résidences du « Théâtre de Verdure »
Nombre de fissures	0,2	m ²	Valeur par défaut du modèle VOLASOIL
Porosité dans les fissures	0,25	cm ³ /cm ³	Valeur par défaut du modèle VOLASOIL
Profondeur des fondations par rapport à la surface	0,8	m	D'après les caractéristiques des résidences du « Théâtre de Verdure »
Différence de pression entre les sols sous le bâtiment et l'intérieur de la résidence	2	Pa	Valeur par défaut du modèle VOLASOIL

SCENARIO 2

Paramètres liés à l'air extérieur (espace public)

Paramètres	Valeurs retenue	Unité	Origine de la valeur
Caractéristiques de la source			
Porosité totale	0,4	cm ³ /cm ³	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Contenu en eau	0,15	cm ³ /cm ³	Valeur déterminée à partir des teneurs en matière sèche mesurées dans les échantillons de sols
Fraction de carbone organique	0,015	g/g	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Densité	1,8	g/cm ³	Valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux
Caractéristiques de la zone non saturée			
Distance de la source à la surface	0,01	m	Les HAP sont mis en évidence dès la surface (1 cm)
Porosité totale	0,4	cm ³ /cm ³	Identique à la zone source
Contenu en eau	0,15	cm ³ /cm ³	Identique à la zone source
Caractéristiques de la lentille intercalée entre la source et la surface			
Epaisseur	0	m	Aucune couche de terrain de nature différente retenue entre les zones de pollution et la surface.
Porosité totale	Sans objet	cm ³ /cm ³	
Contenu en eau	Sans objet	cm ³ /cm ³	
Caractéristiques de l'espace de respiration			
Hauteur	Enfant : 1 m Adulte : 1,5 m	m	Hauteurs des zones de respiration utilisées par l'ensemble des organismes
Longueur	150	m	Longueur estimée de la zone contaminée
Vitesse du vent	3,7	m/s	Vitesse moyenne du vent dans la région de Chartres (données de la station Météo France de Champfol)

X.3.4. Scénario 1 : « Riverains du Théâtre de Verdure »

Une synthèse des résultats de calculs est fournie en annexe 8 du dossier.

▪ **Doses journalières d'exposition (DJE) et concentrations inhalées (CI)**

Les calculs ayant été réalisés pour chaque parcelle séparément, les résultats détaillés sont trop nombreux pour être présentés ici.

Les tableaux placés en pages 1 à 15 de l'annexe 8 présentent les doses journalières d'exposition, les concentrations inhalées et les risques calculés pour chaque parcelle, chaque polluant et chaque voie d'exposition.

Ces tableaux sont organisés de la façon suivante :

- pages 1 à 4 : « inhalation de composés volatils ». Concentrations des substances dans l'air à l'intérieur et à l'extérieur de l'habitation, CI, IR et ERI.
- pages 5 et 6 : « ingestion de sol ». DJE, IR et ERI.
- pages 7 et 8 : « contact cutané ». DJE, IR et ERI.
- pages 9 et 10 : « ingestion de végétaux autoproduits ». DJE, IR et ERI.
- pages 11 et 12 : « inhalation de poussières ». DJE, IR et ERI.
- pages 13, 14 et 15 : « ingestion d'eau du réseau public ». DJE, IR, ERI et concentrations estimées dans l'eau distribuée.

▪ **Indices de risque toxique (IR)**

Selon le guide méthodologique relatif aux évaluations détaillées des risques pour la santé, une synthèse des risques peut être effectuée à l'issue des calculs en additionnant les IR des substances présentant des mécanismes de toxicité et des organes cibles similaires.

Cependant, les effets toxiques des différentes substances prises en compte dans le cadre de cette étude peuvent parfois s'avérer imparfaitement définis. C'est pourquoi un indice de risque total a été calculé pour chaque parcelle en sommant l'ensemble des IR calculés pour les différents polluants et voies d'exposition. Cette démarche sécuritaire permet dans une première approche de sélectionner les parcelles ne présentant pas de risque inacceptable.

Les indices de risque calculés sont synthétisés en pages 16 (additionnés par substance) et 18 (additionnés par voie d'exposition) de l'annexe 8. Sur ces pages sont également indiquées la contribution de chaque polluant ou de chaque voie d'exposition au risque total.

Les chiffres apparaissant en gras correspondent à des sommes d'IR supérieures à 1.

Ces résultats appellent les commentaires suivants :

○ *Pour les adultes :*

Les sommes des IR calculés indiquent un risque total acceptable ($IR < 1$) pour les adultes au niveau de toutes les parcelles.

o *Pour les enfants :*

La somme des IR calculée est supérieure à 1 au niveau des parcelles CH2, CH6, CH8 et P115.

Le risque est essentiellement dû aux substances suivantes :

Parcelle	Baryum	Mercur	Plomb	Zinc
CH2	8.07 %	26.02 %	52.28 %	10.32 %
CH6	8.94 %	19.45 %	56.46 %	9.18 %
CH8	9.38 %	13.79 %	67.85 %	6.98 %
P115	13.05 %	9.85 %	68.45 %	6.91 %

Le plomb constitue le facteur déclassant pour chacune de ces parcelles.

Ces métaux ne ciblent pas nécessairement les mêmes organes lorsqu'ils sont tous incorporés par ingestion. Les IR totaux calculés ne sont donc pas représentatifs du risque.

Les regroupements suivants peuvent être fait :

Substances	Organes cibles	IR total enfants			
		CH2	CH6	CH8	P115
baryum + cuivre + mercure + plomb +HAP	rein	1,50	1,65	1,02	9,8.10 ⁻¹
mercure + plomb + zinc + HAP	sang, système immunitaire, estomac, ...	1,50	1,60	9,9.10 ⁻¹	9,2.10 ⁻¹

L'IR calculé est **inacceptable** pour trois parcelles : CH2, CH6 et CH8.

Les voies d'exposition en cause sont :

- l'ingestion de légumes cultivés sur place (environ 51 % de l'excès de risque),
- l'ingestion directe de sol (environ 48 %).

Notons cependant que l'IR reste très proche de la valeur seuil pour CH8, malgré des hypothèses de calcul majorantes.

▪ **Excès de risque cancérigène individuel (ERI)**

Les excès de risque calculés sont synthétisés en pages 17 (additionnés par substance) et 18 (additionnés par voie d'exposition) de l'annexe 8. Ces pages indiquent également la contribution de chaque polluant ou de chaque voie d'exposition à l'ERI global.

Ces résultats appellent les commentaires suivants :

o *Pour les adultes :*

Les ERI totaux calculés indiquent un excès de risque acceptable (inférieur à 10⁻⁵) pour les adultes au niveau de toutes les parcelles.

o Pour les enfants :

Les ERI totaux calculés indiquent un excès de risque acceptable (inférieur à 10^{-5}) pour les enfants au niveau de toutes les parcelles.

▪ Bilan – Scénario 1

Le tableau ci-après récapitule les observations faites au sujet des 51 parcelles à l'étude à l'issue de ces calculs :

Parcelle	Adultes		Enfants		Substances	Voies d'exposition
	IR > 1	ERI > 10^{-5}	IR > 1	ERI > 10^{-5}		
CH1					Plomb, mercure, baryum (P116), HAP (pour l'ERI)	Ingestion de végétaux autoproduits, ingestion de sol, contact cutané (pour l'ERI)
CH2			X			
CH3						
CH4						
CH5						
CH6			X			
CH7						
CH8			X			
CH10						
P95						
P97						
P98						
P99						
P100						
P102						
P103						
P104						
P105						
P106						
P110						
P111						
P114						
P115						
P116						
P117						
P118						

Parcelle	Adultes		Enfants		Substances	Voies d'exposition
	IR > 1	ERI > 10^{-5}	IR > 1	ERI > 10^{-5}		
P119					Plomb, mercure, baryum (P116), HAP (pour l'ERI)	Ingestion de végétaux autoproduits, ingestion de sol, contact cutané (pour l'ERI)
P120						
P121						
P122						
P123						
P124						
P125						
P126						
P127						
P128						
P129						
P130						
P131						
P135						
P136						
P137						
P138						
P139						
P140						
P141						
P142						
P143						
P144						
P145						
P231						

▪ **Sondage SC2**

Au cours du diagnostic approfondi, plusieurs sondages complémentaires ont été réalisés à la limite et à l'extérieur de la zone d'étude, dans le but de vérifier l'extension latérale des sols à fortes teneurs en métaux rencontrés au nord-est du site.

Le sondage SC2, réalisé sur un terrain privé à l'extérieur de la zone d'étude, a permis de mettre en évidence des anomalies de teneurs en métaux. Dans la mesure où SC2 se trouve sur un secteur habité, un calcul des risques a été effectué pour le scénario 1 sur la base des teneurs rencontrées entre 0 et 0,3 m.

Les hypothèses de calculs sont identiques à celles utilisées pour les parcelles riveraines du Théâtre de Verdure.

Les concentrations retenues sont les suivantes :

Ba : **254 mg/kg** / Cu : **217 mg/kg** / Hg : **0,2 mg/kg** / Pb : **230 mg/kg** / Zn : **505 mg/kg**

Phénanthrène : **0,14 mg/kg**

Fluoranthène : **0,51 mg/kg**

Pyrène : **0,42 mg/kg**

Benzo(a)anthracène : **0,37 mg/kg**

Chrysène : **0,34 mg/kg**

Benzo(b)fluoranthène : **0,45 mg/kg**

Benzo(k)fluoranthène : **0,21 mg/kg**

Benzo(a)pyrène : **0,45 mg/kg**

Benzo(ghi)pérylène : **0,19 mg/kg**

Indéno(123-cd)pyrène : **0,19 mg/kg**.

Les résultats obtenus sont indiqués dans les tableaux de l'annexe 8 (premières colonnes) :

Parcelle	Adultes		Enfants		Substances mises en cause	Voies d'exposition mises en cause
	IR	ERI	IR	ERI		
SC2	4,09.10⁻¹	3,79.10 ⁻⁶	1,52	3,19.10 ⁻⁶	plomb (68 à 75 %) pour l'IR plomb (~ 92 %) pour l'ERI	ingestion de végétaux (surtout adultes) ingestion de sol

N.B. : les chiffres en gras indiquent un risque inadmissible.

Le risque toxique est inacceptable pour les enfants au niveau du sondage SC2. L'excès de risque cancérigène est en deçà de la limite d'acceptabilité pour les adultes et les enfants.

X.3.5. Scénario 2 : « Activités de plein air »

Ce scénario correspond au calcul des risques pour la santé des personnes ayant l'habitude de fréquenter le « Théâtre de Verdure » pour des activités de plein air.

Une synthèse des résultats de calculs est fournie en annexe 8 du dossier.

▪ Doses journalières d'exposition (DJE) et concentrations inhalées (CI)

Les tableaux placés en pages 19 et 22 de l'annexe 8 présentent les DJE et CI calculées dans le cadre de ce scénario.

▪ Indices de risque toxique (IR)

Comme pour le scénario 1, la démarche sécuritaire consistant à additionner les IR relatifs aux différentes substances a été adoptée en première approche.

Les indices de risque calculés sont synthétisés en page 20 de l'annexe 8. Les contributions au risque total des différentes substances et voies d'exposition sont détaillées en page 21.

Les chiffres en gras indiquent un IR supérieur à 1, qu'il soit total ou spécifique à une substance. Les chiffres en gras en page 21 indiquent les substances et voies d'exposition contribuant majoritairement au risque.

Ces résultats appellent les commentaires suivants :

○ Pour les adultes :

Les IR additionnés indiquent un risque total **acceptable** pour les adultes dans le cadre de ce scénario (**IR = 3,77.10⁻¹**).

Les substances contribuant majoritairement au risque sont l'arsenic (61,7 % du risque), le plomb (17,3 %), le cadmium (15,11 %) et l'antimoine (2,6 %).

Les voies d'exposition principales sont le contact cutané (70,5 %) et l'ingestion de sol (29 %).

○ Pour les enfants :

La somme des IR indique un risque **inacceptable** pour les enfants fréquentant l'espace public (**IR = 3,58**).

Les substances principalement en cause sont l'arsenic (48 % de l'excès de risque) et le plomb (31 %). Le cadmium (10,5 %), l'antimoine (6,1 %) et le zinc (1,5 %) participent également au risque.

Les voies d'exposition principales sont l'ingestion directe de sol (69 %) et le contact cutané (31 %).

Les substances qui constituent la quasi-totalité de la source du risque toxique dans le cadre de ce scénario sont le plomb, l'antimoine, l'arsenic, le cadmium et le zinc.

Ces métaux ne ciblent pas nécessairement les mêmes organes lorsqu'ils sont tous incorporés par ingestion ou par voie dermale. Les IR totaux calculés ne sont donc pas représentatifs du risque.

Les regroupements suivants peuvent être fait :

Substances	Organes cibles	IR total adultes	IR total enfants
arsenic + plomb	système nerveux	$2,97.10^{-1}$	2,82
plomb + cadmium	rein, os	$1,22.10^{-1}$	1,48
plomb + zinc	appareil digestif	$6,84.10^{-2}$	1,17
antimoine + zinc	sang	$1,28.10^{-2}$	$2,74.10^{-1}$

N.B. : les voies d'absorption orale et cutanée n'ont pas été séparées car les organes cibles liés à une exposition par voie dermale sont peu connus.

L'IR pour les enfants fréquentant le site reste inacceptable, ce qui est normal puisque l'arsenic et le plomb représentent chacun un IR supérieur à 1.

▪ **Excès de risque cancérigène individuel (ERI)**

Les ERI calculés sont synthétisés en page 23 de l'annexe 8. Les contributions à l'excès de risque total des différentes substances et voies d'exposition sont détaillées en page 24.

Voici ce qu'il ressort de ces résultats :

○ *Pour les adultes :*

L'ERI calculé est **inacceptable** pour les adultes pour ce scénario ($ERI = 4,70.10^{-5}$)

La substance contribuant majoritairement au risque est l'arsenic (96 %). Le plomb n'y participe qu'à hauteur de 1,8 %.

Les voies d'exposition principales sont le contact cutané (82 %) et l'ingestion de sol (18 %).

○ *Pour les enfants :*

Les résultats de calcul indiquent un excès de risque cancérigène **inacceptable** pour les enfants fréquentant l'espace public ($ERI = 7,01.10^{-5}$).

La substance principalement en cause est l'arsenic (95 %). Le plomb représente 4 % de l'ERI.

Les voies d'exposition prépondérantes sont l'ingestion de sol (53,8 %) et le contact cutané (46,7 %).

▪ **Bilan – Scénario 2**

La qualité des sols situés au niveau du « Théâtre de Verdure » n'est pas compatible avec une activité de type espace vert.

Les substances en cause sont celles qui se trouvent en surface, mobilisables par les voies d'exposition « ingestion de sol » et « contact cutané ». Il s'agit essentiellement des métaux, mais surtout du plomb et de l'arsenic.

X.3.6. Scénario 3 : « Garde d'enfants »

Ce scénario correspond au calcul des risques sur la santé des enfants en bas âge gardés à domicile par des riverains du site.

Les seules différences entre ce scénario et le scénario 1 sont la fréquence et la durée d'exposition des enfants (10 heures / jour, 220 jours / an, pendant 3 ans), ainsi que le poids retenu (10 kg). Les risques calculés pour les adultes dans le cadre du scénario 1 peuvent être conservés, seuls les calculs concernant les enfants changent.

Comme pour le scénario 1, l'évaluation des risques a été réalisée séparément pour chaque parcelle riveraine du « Théâtre de Verdre », ainsi que pour le sondage SC2. Les concentrations en polluants dans les sols sont les mêmes.

L'ensemble des résultats de calculs pour la cible « enfant » se trouve en annexe 8 du dossier.

▪ Doses journalières d'exposition (DJE) et concentrations inhalées (CI)

Les tableaux fournis en pages 26 à 32 de l'annexe 8 présentent les résultats des calculs pour l'ensemble des parcelles concernant la cible « enfant ». Ils sont organisés comme suit :

- pages 25 et 26 : « inhalation de composés volatils ». Concentrations dans l'air à l'intérieur et à l'extérieur de l'habitation, CI, IR (page 26) et ERI (page 27).
- page 27 : « ingestion de sol ». DJE, IR et ERI.
- page 28 : « contact cutané ». DJE, IR et ERI.
- page 29 : « ingestion de végétaux autoproduits ». DJE, IR et ERI.
- page 30 : « inhalation de poussières ». DJE, IR et ERI.
- page 31 : « ingestion d'eau du réseau public ». DJE, IR et ERI.

▪ Indices de risque toxique (IR)

De la même façon que pour les scénarii 1 et 2, la démarche sécuritaire consistant à additionner les IR relatifs aux différentes substances a été adoptée en première approche.

Les indices de risque calculés sont synthétisés en page 32 (additionnés par substance) et 33 (additionnés par voie d'exposition) de l'annexe 8. Ces pages présentent également la contribution de chaque polluant ou de chaque voie d'exposition au risque total.

Ces résultats appellent les commentaires suivants :

La somme des IR indique un risque **acceptable** pour les enfants sur l'ensemble des parcelles. L'indice de risque total le plus élevée est de $7,67 \cdot 10^{-1}$ (parcelle CH6).

Sur l'ensemble des parcelles, le risque est essentiellement dû :

- au plomb (67 % du risque en moyenne), au baryum (13 %) et au mercure (9,7 %),
- à l'ingestion de légumes cultivés sur place (56 % en moyenne),
- à l'ingestion directe de sol (40 % en moyenne).

▪ **Excès de risque cancérigène individuel (ERI)**

Les ERI calculés sont synthétisés en pages 32 (additionnés par substance) et 33 (additionnés par voie d'exposition) de l'annexe 8. S'y trouvent également la contribution de chaque polluant et de chaque voie d'exposition à l'excès de risque total.

Ces résultats appellent les commentaires suivants :

Les ERI calculés indiquent un excès de risque total pour les enfants **acceptable** sur **l'ensemble des parcelles**.

L'excès de risque le plus élevé calculé est de $2,46.10^{-6}$ (parcelle CH6).

Les substances et voies d'exposition principalement en cause sont :

- le plomb (64 % de l'excès de risque en moyenne),
- les HAP (36 % de l'ERI en moyenne, dont 25 % attribuables au benzo(a)pyrène),
- l'ingestion directe de sol (40 % en moyenne),
- l'ingestion de légumes cultivés sur place (40 % en moyenne),
- le contact cutané avec les sols (19,5 % en moyenne).

▪ **Bilan – Scénario 3**

Dans le cadre de ce scénario, aucun risque ou excès de risque supérieur aux seuils n'a été mis en évidence pour la cible « enfants » au niveau des 51 parcelles concernées par l'étude.

▪ **Sondage SC2**

De la même façon que pour le scénario 1, les risques liés au scénario « garde d'enfants » ont été calculés au niveau du sondage SC2. Les hypothèses de calculs sont les mêmes que pour les parcelles riveraines. Les substances et concentrations retenues sont identiques au scénario 1.

Les résultats obtenus sont indiqués dans les tableaux de l'annexe 8 (premières colonnes) :

Parcelle	Adultes		Enfants		Substances mises en cause (cible enfants)	Voies d'exposition en cause (cible enfants)
	IR	ERI	IR	ERI		
SC2	$4,09.10^{-1}$	$3,79.10^{-6}$	$6,61.10^{-1}$	$7,07.10^{-7}$	plomb (74 %) pour l'IR plomb (88 %) pour l'ERI	ingestion de végétaux ingestion de sol (~45 %)

Le risque toxique et l'excès de risque cancérigène sont acceptables pour les enfants gardés et pour les adultes au niveau du sondage SC2.

X.4. INCERTITUDES ET SENSIBILITE DES RESULTATS

L'évaluation des risques sanitaires a été réalisée sur la base d'hypothèses sécuritaires, issues de la bibliographie ou estimées de façon à maximiser le risque calculé tout en restant réalistes.

Afin d'évaluer qualitativement et quantitativement la sensibilité des indices de risque et excès de risque calculés vis-à-vis des critères pris en compte, l'analyse des incertitudes a été réalisée sur les éléments suivants : sources, modes de transfert et évaluation de l'exposition.

X.4.1. Incertitudes sur la définition des sources

Dans le cadre de cette étude, les sources de risque identifiées sont des volumes de sol contaminé. Ces sources sont caractérisées par :

- plusieurs substances polluantes,
- la concentration de chacune de ces substances,
- la toxicité de ces substances,
- la profondeur de la zone contaminée.

▪ Incertitude sur les substances prises en compte

Le choix des polluants pris en compte pour l'évaluation des risques sanitaires a été effectué sur la base des résultats du diagnostic approfondi. Tous les produits dont la toxicité est reconnue, présents dans les sols à des teneurs anormalement élevées, ont été retenus.

Afin d'évaluer l'impact de ce choix sur le résultat final, un nouveau calcul des risques a été effectué pour le scénario 1, en prenant en compte le toluène et le tétrachloroéthylène (PCE), détectés dans les gaz du sol en des concentrations limitées.

Etant donné l'absence de ces composés dans les sols de surface, seule la voie d'exposition « inhalation de composés volatils » sera considérée pour le toluène et le tétrachloroéthylène.

> Toluène :

La principale voie d'exposition du toluène est l'inhalation. Le taux d'absorption (50 %) est proportionnel au niveau de ventilation pulmonaire. Par voie orale le toluène est entièrement absorbé. Il s'accumule dans les tissus adipeux, le cerveau et de nombreux organes (sang, foie, reins, moelle osseuse). Il est ensuite métabolisé au niveau des reins.

a. Effets systémiques par inhalation

A concentrations élevées, des effets neurologiques sévères sont décrits chez l'homme. Chez l'animal, des effets ont été rapportés sur le rein. Le foie, le fœtus et le lait maternel constitueraient également des organes cibles secondaires.

b. Effets cancérigènes :

L'US-EPA classe le toluène dans le groupe D (non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

> **Tétrachloroéthylène :**

La pénétration du tétrachloroéthylène dans l'organisme se fait principalement par voie pulmonaire et, dans une moindre mesure, par voie orale et cutanée. Les principaux organes cibles sont le système nerveux central et les reins.

a. Effets systémiques par inhalation

L'exposition par inhalation peut entraîner des maux de têtes, nausées, vertiges, fatigue et des irritations nasales.

b. Effets cancérigènes :

Le tétrachloroéthylène est classé comme substance intermédiaire entre cancérigène probable et possible pour l'homme.

Les paramètres physico-chimiques utilisés pour ces deux substances sont les suivants :

Substance	Masse molaire (g/mol)	Densité (vapeur à 20 C)	Solubilité (mg/l)	Log Kow	Koc (l/kg)	Diffusivité dans l'air (cm ² /s)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de Henry (at.m ³ /mol)
Toluène	92,14	3,2	515	2,69	114,8	0,087	3,79.10 ³	6,6.10 ⁻³
PCE	165,8	5,8	150	2,67	247	0,072	2,46.10 ³	1,82.10 ⁻²

Dans une optique sécuritaire, les teneurs prises en compte sont les maximales relevées dans la phase air du sol :

Toluène = 650 µg/m³ (mesuré sur la parcelle P98)

Tétrachloroéthylène = 250 µg/m³ (mesuré sur le « Théâtre de Verdre », à proximité des parcelles CH5 et CH7)

Les résultats obtenus sont présentés ci-après.

Ce tableau indique la moyenne des IR et ERI obtenus sur l'ensemble des parcelles :

Scénario 1	Adultes		Enfants	
	IR	ERI	IR	ERI
Moyenne sans COV	$1,59.10^{-1}$	$1,79.10^{-6}$	$5,78.10^{-1}$	$1,54.10^{-6}$
Risque lié au toluène	$6,18.10^{-5}$	-	$4,85.10^{-4}$	-
Risque lié au PCE	$2,11.10^{-5}$	$1,49.10^{-8}$	$1,56.10^{-4}$	$2,20.10^{-8}$
Moyenne avec COV	$1,59.10^{-1}$	$1,80.10^{-6}$	$5,78.10^{-1}$	$1,57.10^{-6}$
% lié au toluène	0,05 %	-	0,1 %	-
% lié au PCE	0,02 %	1,13 %	0,03 %	1,95 %

Ces résultats montrent la très faible participation des deux substances au risque total.

Le choix des substances prises en compte dans les calculs est donc suffisamment large pour permettre une évaluation sécuritaire du risque sur la santé.

• Incertitude sur les concentrations

Pour le scénario 2, les risques sanitaires ont été calculés sur la base des concentrations maximales relevées dans les sols au niveau du « Théâtre de Verdure ».

Afin d'estimer l'impact de ce choix sur le résultat final, une nouvelle évaluation des risques sanitaires a été effectuée en tenant compte des teneurs en métaux correspondant au 90^{ème} percentile des valeurs mesurées dans les 30 premiers cm de sol.

Ce nouveau choix permet d'écarter les « pics » de teneur observés sur un nombre très limité d'échantillons, ce qui correspond à une approche assez réaliste si l'on considère que les usagers du site ont peu de chances de rester constamment exposés aux teneurs les plus fortes.

Concentration des polluants dans les sols au niveau du Théâtre de Verdure :

Substance	Concentration retenue		Justification
	Ancienne	Nouvelle	
Antimoine	54,5 mg/kg	13,4 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
Arsenic	170 mg/kg	48,1 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
Baryum	1520 mg/kg	558,6 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
Cadmium	21,3 mg/kg	14,3 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface

Substance	Concentration retenue		Justification
	Ancienne	Nouvelle	
Cuivre	1420 mg/kg	653,6 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
Mercure	1,7 mg/kg	0,6 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
Nickel	208 mg/kg	75 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
Plomb	2240 mg/kg	824,6 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
Zinc	16500 mg/kg	1706 mg/kg	90ème percentile des teneurs relevées en surface
HAP	Concentrations inchangées		

Les résultats obtenus sont les suivants :

« Théâtre de Verdure »	Adultes		Enfants	
	IR	ERI	IR	ERI
Anciennes valeurs	<i>3,77.10⁻¹</i>	<i>4,70.10⁻⁵</i>	3,58	7,01.10 ⁻⁵
Nouvelles valeurs	1,36.10⁻¹	1,41.10⁻⁵	1,25	2,08.10⁻⁵

N.B. : les chiffres en gras indiquent un risque inadmissible.

A l'issue de ce calcul, les conclusions restent les mêmes que lorsque l'on tient compte des teneurs maximales : IR inadmissible pour les enfants, ERI inadmissible pour toutes les cibles.

Cette simulation montre cependant que les concentrations en polluants retenues pour les calculs de risque sanitaire peuvent influencer de manière très importante sur le résultat final.

En effet, les formules de calcul utilisées font que les doses d'exposition calculées sont directement proportionnelles aux teneurs des substances prises en compte dans les sols.

Notons que les seuils de réhabilitation pourront être définis sur la base de cette relation.

▪ **Incertitude sur l'évaluation de la toxicité**

Les VTR utilisées dans le cadre de cette étude sont issues d'organismes reconnus et basées dans la mesure du possible sur des études concrètes et adaptées. Elles ont été sélectionnées au cas par cas comme précisé en pages 129 et suivantes.

D'un organisme à l'autre, certaines valeurs peuvent varier de façon assez importante.

Parmi les substances qui contribuent le plus aux risques et excès de risque calculés (arsenic et plomb), nous notons que l'arsenic présente deux VTR effets toxiques par ingestion, dont l'une est environ 3 fois supérieure à l'autre. La valeur la plus contraignante a été choisie, en partie car elle est confirmée par plusieurs organismes réputés.

Afin d'estimer l'impact de ce choix sur les résultats de l'évaluation, un nouveau calcul des risques a été effectué pour le scénario 2, en tenant compte d'une autre VTR par ingestion pour l'arsenic. Notons que la VTR contact cutané change également.

La nouvelle VTRo retenue est celle définie par le RIVM en 2001. Selon cet organisme, elle présente une « fiabilité élevée ».

Cette valeur se base sur la dose tolérable hebdomadaire définie par l'OMS, elle-même issue d'études épidémiologiques sur l'homme. Le facteur d'incertitude appliqué est de 2.

$$VTRo = 1,0 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$$

$$VTRc = 4,1 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$$

Les résultats de la nouvelle évaluation pour le scénario 2 sont les suivants :

« Théâtre de Verdure »	Adultes				Enfants			
	IR	Subst.	ERI	Subst.	IR	Subst.	ERI	Subst.
	2,14.10⁻¹	As (32,6 %) Pb (30,5 %) Cd (26,6 %) Sb (4,6 %)	4,70.10⁻⁵	As (96,2 %) Pb (1,8 %)	2,38	Pb (46,5 %) As (21,6 %) Cd (15,9 %) Sb (9,2 %)	7,01.10⁻⁵	As (94,7 %) Pb (4 %)

N.B. : les chiffres en gras indiquent un risque inadmissible.

Les modifications engendrées par le choix d'une autre VTR sur les résultats finaux sont nettement visibles, mais ils ne changent en rien la conclusion de l'évaluation.

Incertitude sur les VTR pour la voie dermale :

Il n'existe pas de données toxicologiques disponibles permettant d'établir les valeurs de référence pour le contact cutané. Celles-ci ont donc été calculées à partir des VTR pour l'ingestion, sur la base de formules fournies par l'US EPA.

Les incertitudes sur ces valeurs portent sur :

- les différences toxicologiques entre les voies d'expositions,
- le facteur d'absorption gastro-intestinale de chaque substance, utilisé pour le calcul.

- **Incertitude sur la profondeur de la pollution**

Il a été considéré que les métaux et HAP détectés entre 0 et 0,3 m étaient présents à proximité de la surface du sol. Cette hypothèse permet de prendre en compte les voies d'exposition « ingestion de sol », « contact cutané », et « inhalation de poussières ».

Concernant les calculs liés à l'inhalation des composés volatils, il a été considéré que les polluants détectés entre 0 et 0,3 m se trouvaient dès 0,01 m. Cette hypothèse est largement conservatoire du risque.

Il convient de noter que le modèle de dégazage des substances des sols vers l'atmosphère fait intervenir la profondeur de façon proportionnelle au résultat. Ainsi une contamination se trouvant à 0,1 m de profondeur induira une CI dix fois plus élevée que la même contamination située à 1 m.

X.4.2. Incertitudes liées aux modes de transfert

- **Transferts sol-plante**

En l'absence de données sur les teneurs en substances polluantes des fruits et légumes cultivés sur la zone d'étude, celles-ci ont été estimées par l'intermédiaire de modèles.

Cette modélisation est probablement à l'origine d'une majoration du risque lié à l'ingestion de végétaux autoproduits. Pour les substances métalliques, notamment, les calculs ne tiennent pas compte de l'éventuelle stabilité des polluants au sein du sol. Il faut noter par exemple que les analyses complémentaires réalisées sur l'arsenic, présent dans les sols de surface au niveau des parcelles privatives, indiquent une très faible mobilité de ce métal.

Par ailleurs, les calculs relatifs à l'ingestion de fruits cultivés sur les parcelles privatives ont été réalisés sur la base des teneurs en polluants mesurées dans l'horizon superficiel du sol (0 à 0,3 m). Or, une majorité de fruits pousse sur des arbustes ou arbres fruitiers dont les racines sont susceptibles d'atteindre une profondeur plus importante. Pour évacuer l'incertitude liée à ce cas de figure, des analyses supplémentaires sont nécessaires.

Compte tenu du fait que :

- le prélèvement de sol profond au niveau de chaque parcelle de la zone d'étude n'est pas envisageable (difficulté d'accès, problème de la remise en état, etc.),
- l'utilisation de modèles pour l'estimation des transferts sol-plante est source d'incertitude,

il est préférable d'opter pour l'analyse directe de fruits à maturité, collectés au niveau des parcelles concernées.

- **Volatilisation de polluants sous forme gazeuse**

Le mode de transfert de polluants sous forme gazeuse est lié aux propriétés du sol et aux caractéristiques des bâtiments présents.

Fraction de matière organique du sol

La fraction de carbone organique utilisée pour les calculs (15 g/kg) est une valeur issue de la bibliographie pour des limons argileux.

Cette valeur peut varier de façon notable selon les sites et les horizons de sol considérés, or la fraction de carbone organique entre en compte dans la modélisation du dégazage des polluants organiques contenus dans les sols.

A titre d'exemple, la concentration dans l'air extérieur liée au dégazage du naphthalène présent dans les sols au niveau du Théâtre de Verdure a été recalculée, pour une cible adulte, en tenant compte d'une fraction de carbone organique deux fois supérieure.

Le résultat est le suivant :

C air extérieur calculé pour une foc de 15g/kg = $4,13.10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$

C air extérieur calculé pour une foc de 30 g/kg = $2,07.10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$

Cette simulation montre que la fraction de matière organique du sol peut influencer de manière significative sur le risque lié au dégazage des substances organiques. Notons cependant que ce paramètre n'intervient pas dans le cas où l'on tient compte des teneurs présentes dans la phase air du sol.

Porosité et teneur en eau du sol

La porosité et la teneur en eau du sol peuvent influencer de manière non négligeable sur la quantité de polluant transitant vers le milieu air :

- lorsque la porosité du sol augmente, la concentration du polluant dans l'atmosphère augmente,
- lorsque la teneur en eau du sol augmente, la concentration du polluant dans l'atmosphère augmente ou diminue selon la substance considérée.

Notons toutefois que les paramètres retenus dans le cadre de cette évaluation sont des valeurs couramment rencontrées dans les sols ou mesurées en laboratoire, qui ne varient pas de façon notable d'un point à l'autre.

Caractéristiques des bâtiments

Les paramètres retenus concernant les bâtiments dans le cadre de cette évaluation ont été définis d'après les caractéristiques des résidences du Théâtre de Verdure ou d'après des valeurs tirées de la littérature.

Note concernant le modèle utilisé

Les calculs des concentrations dans l'air ont été réalisés à partir d'un modèle considéré comme l'un des mieux adaptés parmi ceux disponibles : le modèle de Johnson et Ettinger (1991). Ce modèle présente certaines limites :

- la source de pollution est infinie dans le temps ; le modèle ne tient pas compte du départ des substances lors du dégazage,
- la source de pollution est immuable : pas de biodégradation ou de lessivage des sols,

- la source doit se trouver hors de la nappe.

Ces caractéristiques conduisent à une évaluation majorée du risque sur le long terme. Concernant la nappe, elle est suffisamment profonde au niveau du site pour que ce modèle soit valide.

- **Perméation de substances au travers des parois en PEHD des conduites d'eau potable**

Ces calculs présentent une certaine incertitude du fait que les teneurs en polluants de la phase eau du sol se base sur de nombreux paramètres parmi lesquels la porosité, la teneur en eau, la température du sol, etc. Ces paramètres sont ceux habituellement retenus pour les sols du type de ceux rencontrés sur le site.

L'autre incertitude découle des valeurs prises pour les conduites. Le rayon et l'épaisseur de paroi sont des valeurs par défaut du logiciel RISC. Au cas où d'autres chiffres seraient à prendre en compte, il faut noter que le modèle de perméation fait intervenir le rayon de façon proportionnelle, et l'épaisseur de paroi de façon inversement proportionnelle à la concentration calculée ($C_{ed} = (\text{Reste de la formule}) \times \text{rayon} / \text{épaisseur}$).

X.4.3. Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition

- **Modèle d'exposition des cibles**

L'évaluation de la relation dose-réponse estime la relation entre la dose ou le niveau d'exposition aux substances, et la gravité des effets engendrés.

Plusieurs paramètres entrent en compte dans cette évaluation :

- les voies d'exposition retenues,
- l'assimilation par voie orale et respiratoire,
- la fréquence et la durée d'exposition.

Voies d'exposition

L'évaluation des risques sanitaires a été réalisée en tenant compte de toutes les voies d'exposition définies dans le schéma conceptuel.

Dans une optique sécuritaire, il a été considéré que les sols pollués étaient affleurants, permettant les envols de poussières contaminées et un contact direct avec les usagers. Cela n'est pas le cas pour tous les types d'aménagement : l'envol de poussières, par exemple, est probablement négligeable au niveau de la zone d'étude car la quasi-totalité des sols non recouverts sont enherbés.

Exposition par voie respiratoire et par voie orale

Les hypothèses retenues pour l'exposition par voie orale ou par voie respiratoire reposent sur une quantité de polluant ingérée ou inhalée quotidiennement.

Ces quantités influent de façon directement proportionnelle sur le risque calculé. Cependant, les valeurs retenues pour ces paramètres sont des valeurs standard communément admises et ne sont pas sujettes à de fortes variations.

Fréquence et durée d'exposition

Les valeurs de fréquence et de durée d'exposition définies pour chacune des cibles ont été explicitées dans le paragraphe concerné. Ces valeurs sont sécuritaires mais restent réalistes.

Selon les formules de calcul des DJE et CI, l'indice de risque toxique et l'excès de risque cancérigène individuel sont souvent directement proportionnels à la fréquence d'exposition. En revanche la durée d'exposition n'influe que sur l'ERI.

L'impact de ces deux données sur le résultat final du calcul de risque est notamment observable par la comparaison entre les scénarii 1 et 3 (cibles enfants).

Il est à noter que les différents scénarii ont été traités séparément, ce qui peut engendrer une minimisation des risques calculés. Par exemple, les calculs du scénario 2 supposent que les visiteurs du Théâtre de Verdure ne sont pas également des riverains de la zone.

Afin de tenir compte de cette possibilité, un nouveau calcul de risque a été réalisé pour le scénario suivant : riverain passant son temps « intérieur » sur la parcelle CH6 (lot présentant les IR et ERI les plus élevés), et son temps « extérieur » sur le « Théâtre de Verdure ».

Les fréquences d'exposition prises en compte sont :

Adultes	Fréquence d'exposition « intérieur »: 21,2 h/j – 350 j/an
	Fréquence d'exposition « Théâtre de Verdure »: 2,8 h/j – 300 j/an
Enfants	Fréquence d'exposition « intérieur »: 19,5 h/j – 350 j/an
	Fréquence d'exposition « Théâtre de Verdure »: 4,5 h/j – 300 j/an

Les autres paramètres sont identiques à ceux utilisés dans le cadre des scénarii 1 et 2.

Les résultats obtenus sont les suivants :

Adultes		Enfants	
IR total	ERI total	IR total	ERI total
$8,92 \cdot 10^{-1}$	$5,78 \cdot 10^{-3}$	5,24	$7,83 \cdot 10^{-5}$

En termes de réhabilitation, ce calcul montre que l'abaissement à un IR < 1 ou un ERI < 10^{-5} au niveau de chacune des deux zones pourrait ne pas suffire dans certains cas.

Notons cependant que ce scénario est particulièrement majorant, dans la mesure où il suppose que la cible, tout en fréquentant de manière importante le « Théâtre de Verdure », est très rarement absente du site (quelques heures par semaine).

X.4.4. Remarques concernant la sensibilité des résultats de l'étude

Ce tableau présente une estimation qualitative de la sensibilité des résultats de l'évaluation vis-à-vis des différents paramètres pris en compte :

Paramètre	Voies d'exposition concernées	Variabilité du paramètre	Sensibilité des résultats au paramètre	Incertitude
<i>Paramètres relatifs à la source</i>				
Profondeur de la pollution	inhalation de composés volatils	+	+	+
Porosité du sol	inhalation de composés volatils	+	+	+
Teneur en eau du sol	inhalation de composés volatils ingestion d'eau du réseau	+	+	+
Teneur en matière organique du sol	inhalation de composés volatils	+	+	+
<i>Paramètres relatifs aux substances considérées</i>				
Concentration dans le sol	toutes sauf inhalation de gaz	+ + +	+ + +	+ + +

Diagnostic approfondi - Evaluation Détaillée des Risques
« Le Théâtre de Verdure »
Commune de CHARTRES (28)

Paramètre	Voies d'exposition concernées	Variabilité du paramètre	Sensibilité des résultats au paramètre	Incertitude
Concentration dans l'air du sol	inhalation de composés volatils	+++	+	++
Facteur d'absorption cutanée	contact cutané	++	+	+
Taux d'absorption gastro-intestinal	contact cutané	++	+	+
Facteur de bio concentration	ingestion de végétaux	+	++	++
Coeff. de diffusion PEHD	ingestion d'eau du réseau	+	+	+
VTR utilisée	plusieurs voies, pour le calcul soit de l'IR, soit de l'ERI	++ (selon produit)	+++	+++ (selon produit)
<i>Paramètres relatifs aux transferts</i>				
Facteur d'émission de poussière	inhalation de poussières	++	+	+
Vitesse du vent	inhalation de composés volatils	+	+	+
Épaisseur des fondations des résidences	inhalation de composés volatils	+	+	+
Taux de ventilation des résidences	inhalation de composés volatils	+	+	+
Diamètre, épaisseur, longueur des conduites d'eau potable	ingestion d'eau du réseau	++	+	+
<i>Paramètres relatifs à la cible</i>				
Quantité de sol ingérée par jour	ingestion de sol	+	++	++
Quantité d'eau ingérée par jour	ingestion d'eau du réseau	+	+	+
Fréquence d'exposition (j/an)	toutes	+	+++	++
Fréquence d'exposition (h/j)	inhalation de composés volatils inhalation de poussières	+	+	+
Durée d'exposition (ans)	toutes pour le calcul des ERI	+	+++	++
Poids de la cible	toutes sauf inhalation de gaz	+	+++	++
Hauteur de respiration	inhalation de gaz - extérieur	+	+	+
Quantité d'air inhalé	inhalation de composés volatils inhalation de poussières	+	+	+
Quantité de végétaux autoproduits consommés par jour	ingestion de végétaux	++	++	++
Surface de peau exposée	contact cutané	++	+	+

Pour l'évaluation de la variabilité des paramètres, nous avons globalement suivi la règle suivante :

- le paramètre est raisonnablement susceptible de varier jusqu'à environ x 2 : +
- le paramètre est susceptible de varier d'un ordre de grandeur (x 10) : + +
- le paramètre est susceptible de varier de plusieurs ordres de grandeur : + + +

L'évaluation de la sensibilité du résultat a été déterminée en fonction des voies d'exposition concernées par chaque paramètre, et non d'après les équations utilisées. En effet, tous les paramètres considérés interviennent dans un calcul de façon proportionnelle au résultat. Le facteur permettant de déterminer la sensibilité liée à ces paramètres est donc principalement leur influence sur des voies d'exposition prépondérantes ou non.

Ainsi, la note + + + a été attribuée aux paramètres mis en jeu par de nombreuses voies d'exposition. La note + + a été attribuée aux paramètres liés aux voies d'exposition « ingestion de sol » et « ingestion de végétaux autoproduits », qui jouent un rôle prédominant dans cette évaluation. La note + a été attribuée aux paramètres intervenant dans le cadre d'une autre voie d'exposition.

La note d'incertitude qui en découle tient compte de ces deux premiers critères. Elle correspond à la moyenne des deux notes, arrondie en faveur de la sensibilité du résultat.

Ce tableau n'a pas pour but d'évaluer quantitativement la sensibilité liée aux différents paramètres. Il permet de mettre en évidence l'importance notable de certains d'entre eux, notamment les concentrations en polluants dans le sol et les VTR prises en compte dans les calculs.

Il convient de noter que la modification simultanée de plusieurs paramètres présentant chacun une variabilité ou une influence restreinte reste susceptible d'influencer de façon significative le résultat final.

XI. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

XI.1. CONCLUSION GENERALE DE L'EVALUATION DETAILLEE DES RISQUES

A l'issue des calculs de risques sanitaires effectués pour le site du « Théâtre de Verdre », au regard des valeurs d'acceptabilité définies par la circulaire du 10 décembre 1999 pour l'indice de risque (1) et l'excès de risque unitaire (10^{-5}), il apparaît, sur la base des résultats analytiques collectés, que la qualité de certains terrains est incompatible avec les usages suivants :

- usage résidentiel avec culture d'un jardin potager, au niveau d'un nombre restreint de parcelles riveraines (3 lots sur les 51 investigués),
- et activités de plein air, au niveau des espaces publics du Théâtre de Verdre.

Le risque est essentiellement dû aux métaux présents en surface des sols, notamment le plomb au niveau des parcelles résidentielles et le plomb et l'arsenic au niveau du Théâtre de Verdre.

Il est donc nécessaire de définir une réhabilitation ciblée du site avec des objectifs de réhabilitation. Une description sommaire de ce qui pourrait être envisageable est présentée ci-après ainsi que les recommandations sanitaires à appliquer dès aujourd'hui.

Nous notons également que les calculs de risque réalisés au niveau du sondage SC2 dans le cadre du scénario 1 indiquent un risque toxique inadmissible pour la cible « enfants ». Dans la mesure où SC2 se trouve à l'extérieur de la zone prise en compte par la présente étude, une étude visant à apprécier, après travaux, l'extension du secteur potentiellement pollué et les risques inhérents en fonction des usages actuels pourra être envisagée.

XI.2. DEFINITION DES OBJECTIFS DE REHABILITATION

La démarche inverse à celle appliquée lors de l'évaluation détaillée des risques a été employée afin de déterminer les seuils de réhabilitation permettant d'obtenir un niveau de risque acceptable à la fois pour les substances cancérigènes et non cancérigènes.

Le calcul est réalisé pour la cible la plus sensible, enfants ou adultes. En effet, si le risque devient acceptable pour la cible la plus sensible, il en sera de même pour les autres.

Les résultats de cette estimation sont reportés ci-après.

XI.2.1. Scénario 1 : « Riverains du Théâtre de Verdure »

Dans le cadre de ce scénario, les parcelles privées investiguées présentent chacune des concentrations différentes en polluants.

Les calculs de risque effectués pour ce scénario et pour la cible « enfants » conduisent à un IR supérieur à 1 (existence d'un risque toxique) pour 3 parcelles : **CH2, CH6 et CH8**.

Le document 12 présenté ci-après permet de situer ces parcelles sur la zone d'étude.

Afin de rendre la qualité des sols compatible avec un usage résidentiel tel que décrit par le scénario 1, il conviendra de procéder à une réhabilitation des trois lots signalés.

Sur ces trois parcelles, nous proposons les valeurs seuils de réhabilitation (VSR) suivantes :

Pour le scénario 1 : « Riverains » *As = 28 mg/kg*

Substances	Voies d'exposition prépondérantes	Seuils de réhabilitation mg/kg-MS	Risque résiduel			
			IR adultes	ERI adultes	IR enfants	ERI enfants
Baryum	Ingestion sol et végétaux	200	$3,59 \cdot 10^{-2}$	-	$1,02 \cdot 10^{-1}$	-
Cuivre	Ingestion sol et végétaux	60	$3,42 \cdot 10^{-3}$	-	$9,94 \cdot 10^{-3}$	-
Mercure	Ingestion sol et végétaux	0,5	$3,30 \cdot 10^{-2}$	-	$1,23 \cdot 10^{-1}$	-
Plomb	Ingestion sol et végétaux	130	$1,56 \cdot 10^{-1}$	$1,99 \cdot 10^{-6}$	$6,51 \cdot 10^{-1}$	$1,66 \cdot 10^{-6}$
Zinc	Ingestion sol et végétaux	200	$2,45 \cdot 10^{-2}$	-	$6,07 \cdot 10^{-2}$	-
HAP totaux	Ingestion sol et végétaux	~20 (cf. parcelle CH8)	$2,83 \cdot 10^{-3}$	$1,87 \cdot 10^{-6}$	$9,05 \cdot 10^{-3}$	$1,74 \cdot 10^{-6}$
TOTAL			$2,55 \cdot 10^{-1}$	$3,85 \cdot 10^{-6}$	$9,56 \cdot 10^{-1}$	$3,40 \cdot 10^{-6}$

Ces concentrations sont à atteindre en valeur moyenne dans les sols de surface des jardins.

Notons que, dans le cadre du scénario étudié, une part prépondérante du risque est liée à l'ingestion de végétaux autoproduits. Une limitation de la consommation de fruits et légumes cultivés sur les parcelles privées entraîne nécessairement une diminution importante du risque.

En l'absence de telles cultures, la qualité des sols sur les parcelles décrites ci-dessus n'engendre pas de risque toxique avéré (IR total inférieur à 1). A l'heure actuelle, ces jardins ne font pas l'objet de jardins potagers et il semble qu'il n'existe pas d'arbres fruitiers. Cet état de fait pourrait être pérennisé par un règlement de lotissement et/ou par une modification du PLU.

XI.2.2. Scénario 2 : « Activités de plein air sur le Théâtre de Verdure »

L'évaluation des risques sanitaires, réalisée au niveau du « Théâtre de Verdure » pour un scénario tenant compte d'activités de plein air, a conduit aux résultats suivants :

Cible « adultes »		Cibles « enfants »	
IR	ERI	IR	ERI
$3,77.10^{-1}$	$4,70.10^{-5}$	3,58	$7,01.10^{-5}$

Le but de la réhabilitation sera de faire baisser les teneurs en polluants dans les sols de surface de façon à rendre ceux-ci compatibles avec un usage récréatif.

L'arsenic, le plomb, l'antimoine, le cadmium et le zinc sont à l'origine de la plus grande partie du risque calculé, qu'il soit toxique ou cancérigène, dans le cadre de ce scénario.

Les concentrations de ces cinq métaux dans le sol tiennent donc lieu de facteurs déclassant. Elles seront les valeurs à suivre dans le cadre d'une réhabilitation du « Théâtre de Verdure ».

Le tableau suivant indique une estimation des teneurs en métaux à ne pas dépasser dans les sols de surface afin de rendre le site compatible avec des activités de plein air sur espace vert.

Le document 11, en page 183, présente la zone du « Théâtre de Verdure » sur laquelle des teneurs supérieures à ces valeurs ont été mesurées dans les sols superficiels, entre 0 et 0,3 mètres (cf. cartographie des concentrations mesurées en annexe 6).

Au vu des résultats de l'évaluation des risques sanitaires, seule cette zone nécessite à l'heure actuelle une réhabilitation.

Pour le scénario 2 : « Activité de plein air »

Substances	Voies d'exposition prépondérantes	Concentrations retenues pour le calcul mg/kg-MS	Seuils d'orientation mg/kg-MS
Antimoine	Ingestion	54,5	6
	Contact cutané		
Arsenic	Ingestion	170	28 (valeur maximale attribuable au fond géochimique local)
	Contact cutané		
Baryum	<i>Ingestion</i>	1520	300
	<i>Contact cutané</i>		
Cadmium	Ingestion	21,3	2
	Contact cutané		
Cuivre	<i>Ingestion</i>	1420	140
	<i>Contact cutané</i>		
Mercure	<i>Ingestion</i>	1,7	0,6
	<i>Contact cutané</i>		
Nickel	<i>Ingestion</i>	208	70
	<i>Contact cutané</i>		
Plomb	Ingestion	2240	200
	Contact cutané		
Zinc	Ingestion	16500	600
	Contact cutané		

XI.2.3. Scénario 3 : « Garde d'enfants en bas âge sur les parcelles riveraines »

Les indices de risque et excès de risque calculés pour les enfants dans le cadre de ce scénario ne mettent en évidence aucun risque inacceptable sur les parcelles du périmètre d'études. Aucune mesure de réhabilitation venant s'ajouter à celle déjà envisagée n'est donc à prévoir.

XI.3. SCENARIOS DE REHABILITATION

XI.3.1. Réhabilitation des parcelles des riverains

Le risque mis en évidence sur les trois parcelles à réhabiliter est presque intégralement lié aux voies d'exposition « Ingestion de sol » et « Ingestion de végétaux autoproduits ».

Par ailleurs, la voie d'exposition « Inhalation de composés volatils », qui est susceptible de concerner des polluants situés dans les sols de profondeur, engendre un risque négligeable.

L'ingestion de sol concerne les premiers centimètres des sols de jardin. L'ingestion de végétaux autoproduits concerne la profondeur atteinte par les racines des fruits et légumes éventuellement plantés, soit 30 centimètres environ pour les légumes et une profondeur plus importante pour les arbustes et arbres fruitiers.

Considérant cela, le scénario de réhabilitation retenu pour les parcelles riveraines du « Théâtre de Verdure » nécessitant une réhabilitation (lots CH2, CH6 et CH8) est le suivant :

▪ **A l'intérieur des habitations**

Au niveau des parcelles concernées par la réhabilitation, le sol des garages, actuellement en terre battue et graviers, devront être cimentés afin d'empêcher le contact avec les terres.

▪ **A l'extérieur des habitations**

La stratégie de réhabilitation pourra consister en un décapage des terres de surface et un remplacement par des terres saines au niveau des jardins.

Le décapage pourra être mis en œuvre sur une profondeur de 30 cm, éventuellement approfondie en cas de plantation d'arbres ou de buissons fruitiers. Ce terrassement ne concerne pas les terres recouvertes d'un dallage (terrasses).

Cette technique permettra de poursuivre une activité de culture d'un jardin potager sur les parcelles réhabilitées.

Une description du déroulement des travaux est présentée ci-après.

Phase de travaux	Description	Risques	Etudes et mesures compensatoires
1. Décapage surfacique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Excavation des terres situés entre 0 et 30 cm de profondeur de tous les espaces verts ▪ Evacuation vers un centre de traitement 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Qualité environnementale des matériaux (pollués ou inertes) ▪ Production de poussières ▪ Mélange de matériaux pollués et non pollués 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contrôle visuel ▪ Contrôle analytique des lots ▪ Matériaux dirigés vers recyclage ▪ Humidification ▪ Evaluation des volumes définitifs de sols pollués ▪ Traçabilité du dépôt des terres évacuées
2. Séparation avec les sols sous-jacents	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mise en place d'un grillage avertisseur sur les zones décapées 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Production de poussières 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Humidification
4. Remblaiement des zones décapées	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Remblaiement partiel du site à l'aide de terre végétale 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Qualité environnementale des terres utilisées 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contrôle de l'origine des terres

La surface de sol concernée par cette réhabilitation, correspondant à la surface occupée par les jardins des parcelles CH2, CH6 et CH8, est approximativement de 210 m², sans tenir compte de la présence de zones couvertes.

XI.3.2. Réhabilitation du « Théâtre de Verdure »

Les teneurs en polluants mesurées dans les sols du site lors du diagnostic approfondi sont relativement hétérogènes, à la fois verticalement et latéralement. Cela est dû à l'historique de la zone et à la nature des terrains rencontrés lors des sondages.

L'analyse des concentrations mesurées permet cependant de distinguer un secteur présentant une contamination notable des sols, situé au nord-est du « Théâtre de Verdure ». Les teneurs observées sur cette partie du site, notamment en métaux, peuvent s'avérer particulièrement élevées.

Cette zone, représentée sur le document 11 en page suivante, correspond aux surfaces du secteur d'étude au niveau desquels les sols superficiels, non recouverts, présentent des teneurs en métaux supérieures aux valeurs d'orientation définies pour le scénario 2.

Vers le nord, la surface ainsi définie est en partie délimitée par le périmètre de la zone d'étude. Ainsi qu'il est précisé dans le paragraphe X1.1, des études visant à apprécier l'extension du secteur potentiellement pollué, notamment en direction du sondage SC2, pourront être envisagées.

La zone du Théâtre de Verdure à réhabiliter représente une superficie d'environ 7400 m².

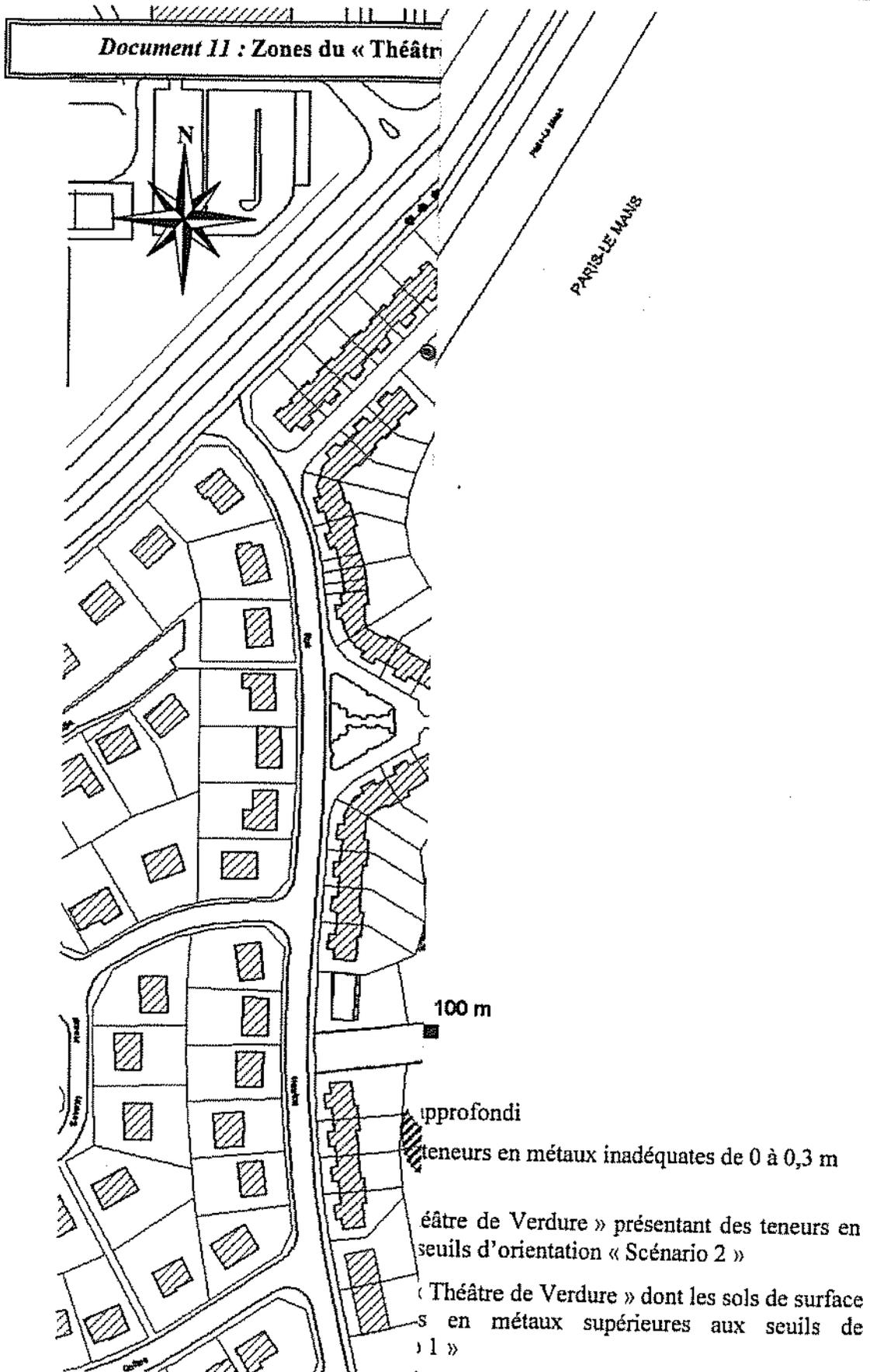
Le risque mis en évidence sur le « Théâtre de Verdure » dans le cadre d'un scénario « activités de plein air » est presque intégralement lié aux voies d'exposition « Ingestion de sol » et « Contact cutané », qui ne concernent que l'horizon superficiel du sol (0 – 0,3 m).

Ainsi, de la même façon que pour les parcelles privatives, le but de la réhabilitation sera de confiner les terres polluées vis-à-vis des usagers du site.

Les zones à réhabiliter devront donc être recouvertes, après décapage ou non, par une épaisseur de terres saines d'au moins 30 centimètres afin de s'assurer qu'elles ne puissent se trouver en surface. Une interface de type grillage avertisseur devra être installée entre les terres laissées en place et les terres rapportées, de manière à pouvoir contrôler la bonne tenue du confinement dans le temps.

A cette condition, le « Théâtre de Verdure » pourra être ouvert au public en tant qu'espace vert.

Dans la mesure où il a été projeté de mettre en œuvre un réaménagement paysager du « Théâtre de Verdure », les travaux de réhabilitation seront à dimensionner une fois le programme d'aménagement établi.



XI.3.3. Concernant les lots destinés à être construits (lotissement de la Mare aux Moines)

Ces terrains sont ceux bordant les rues Nicolas Lorin et Alfred Barruzier, au sud-est de la zone d'étude. Il correspondent aux parcelles P107, P108, P109, P112 et P113.

Les conclusions de l'Evaluation Détaillée des Risques n'interdisent pas la réalisation d'un tel projet si la problématique de la pollution est prise en compte dans la définition de celui-ci.

En d'autres termes, la question de l'ouverture à la construction de ces lots devra se faire sur la base des conclusions de cette EDR et en conformité avec celle-ci, sachant qu'il conviendra de :

- Vérifier que la qualité des terrains de surface répond aux critères du fond géochimique local.
- Ne pas mélanger les terrains de surface avec ceux provenant des creusements des fondations ou passages de canalisation et évacuer ceux-ci en fonction de leur qualité.
- Privilégier l'apport de terre végétale en fin de construction pour garantir la qualité des sols de surface.

Dans le cas de nouveaux projets immobiliers autres que du résidentiel, il sera nécessaire de porter une attention particulière sur la compatibilité de l'usage envisagé avec la qualité des terrains présents à son endroit.

XI.4. MESURES DE PROTECTION A PRENDRE LORS DE L'AMENAGEMENT DU « THEATRE DE VERDURE »

Le tableau suivant résume, suivant la typologie des risques recensés dans les études précédents, les précautions générales à prendre dans le cadre des travaux pour faire face aux risques temporaires.

Cibles	Risques	Mesures de protection
Riverains	▪ Dispersion de poussières	▪ Humidification des matériaux pour éviter l'envol de poussières
Travailleurs	▪ Exposition à des sols pollués	▪ Conduite du chantier avec suivi des mesures de protection des travailleurs selon les préconisations du guide ADEME / INRS « Protection des travailleurs sur les chantiers de réhabilitation des sites industriels pollués »

XI.5. RECOMMANDATIONS GENERALES

Dans l'attente du réaménagement du « Théâtre de Verdure », la partie nord-est de celui-ci doit rester fermée au public.

La consommation de fruits et légumes cultivés en potager au niveau des parcelles CH2, CH6 et CH8 est à proscrire dans l'attente de la réhabilitation des terrains.

Pour les autres parcelles de la zone d'étude, les conclusions de l'Evaluation Détaillée des Risques ne s'opposent pas à la culture de fruits et légumes de petite taille.

Compte tenu de l'incertitude liée à la qualité des fruits provenant d'arbustes et d'arbres (dont les racines peuvent atteindre les sols profonds, méconnus au niveau des parcelles privatives), nous recommandons la réalisation d'analyses complémentaires préalables à chaque nouvelle plantation. Ces analyses auront pour but de vérifier que les teneurs en métaux des sols profonds situés au droit du futur arbre fruitier sont comparables à celles rencontrées en surface ou, de manière générale, au fond géochimique local. En fonction des résultats obtenus, les mesures à prendre pour éventuellement interdire la consommation des fruits récoltés devront être prises en collaboration avec les services de l'Etat.

Compte tenu du fait que des terres contaminées, voire des déchets, sont susceptibles de rester enfouis sur le secteur, il sera nécessaire de conserver la mémoire de cette présence et des contraintes éventuelles d'utilisation des sols (une procédure à suivre en cas de travaux devra notamment être établie).

