



GROUPE LHOTELLIER IKOS ENVIRONNEMENT

Centre de Valorisation de Déchets de
la Ramonière à BIMONT (62)

Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter

Dossier n°4 : Evaluation des Risques Sanitaires

Rapport

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04

SDN-CV / CLD / AC







28/07/2017



GROUPE LHOTELLIER IKOS ENVIRONNEMENT

Centre de Valorisation de Déchets de la Ramonière à BIMONT (62)

Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter
Dossier n 4 : Evaluation des Risques Sanitaires

Objet de l'indice	Date	Indice	Rédaction		Vérification		Validation	
			Nom	Signature	Nom	Signature	Nom	Signature
Version de travail	04/10/2016	00	C. VIENNE		C. LE DEVEHAT		A.CHEREL	
V1-modifications client	21/10/2016	01	C. LE DEVEHAT					
V2-modifications client	04/11/2016	02	S.HAMADANI					
Réponse remarques DREAL	14/04/2017	03	C. LE DEVEHAT		A.CHEREL		A.CHEREL	
Zero rejets lixiviats	28/07/2017	04	C. VIENNE S. DERIEN		C. LE DEVEHAT		A.CHEREL	

Numéro de contrat / de rapport :	Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04
Numéro d'affaire :	A19695
Domaine technique :	IC06
Mots clé du thésaurus :	DDAE DECHETS ETUDE DES RISQUES SANITAIRES

Agence Nord-Ouest - 5, chemin des Filatiers –
62223 Sainte-Catherine-Les-Arras
Tél : 03.21.24.38.00 - Fax : 03.21.24.38.09
agence.arras@burgeap.fr

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 2/158

SOMMAIRE

1.	Introduction.....	8
2.	Évaluation des émissions de l'installation.....	11
2.1	Localisation du site	11
2.2	Activités du site	12
2.3	Inventaire des sources d'émissions aqueuses.....	14
2.3.1	Vers les eaux de surface	14
2.3.2	Vers les eaux souterraines.....	16
2.4	Inventaire des sources d'émissions atmosphériques	16
2.4.1	Installations de stockage de déchets	16
2.4.2	Le compostage.....	29
3.	Evaluation des enjeux et des voies d'exposition.....	32
3.1	Délimitation de la zone d'étude	32
3.2	Caractérisation des populations	32
3.2.1	Population générale.....	32
3.2.2	Population active.....	34
3.2.3	ERP et populations sensibles	35
3.3	Les milieux et leurs usages.....	36
3.3.1	Les sols	36
3.4	Sélection des substances d'intérêt	40
3.4.1	L'ISDND	40
3.4.2	Le centre de compostage	41
3.5	Schéma conceptuel.....	42
4.	Evaluation de l'état des milieux	44
4.1	Caractérisation des milieux – Milieu « Air ».....	45
4.1.1	Inventaire des données disponibles sur l'air – données EUROPOLL.....	45
4.1.2	Campagne de mesure complémentaire	46
4.1.3	Synthèse	48
4.2	Évaluation de la dégradation attribuable à l'installation – Milieu « Air »	48
4.2.1	Résultats par polluant	49
4.2.2	Synthèse	49
4.3	Évaluation de la compatibilité pour le milieu « Air »	50
4.3.1	Comparaison aux valeurs de gestion (valeurs réglementaires ou valeurs guides)	50
4.3.2	Calcul d'IEM.....	50
5.	Evaluation prospective des risques sanitaires	53
5.1	Identification des dangers.....	53
5.2	Relation dose – effet / dose – réponse.....	54
5.2.1	Les VTR.....	54
5.2.2	Critères de choix des VTR.....	55
5.2.3	Substances traceur du risque.....	55
5.2.4	Tableau de synthèse des VTR retenues	56
5.2.5	Autres valeurs de comparaison utilisées.....	57
5.3	Evaluation de l'exposition.....	58
5.3.1	Modélisation de la dispersion atmosphérique.....	58
5.3.2	Détermination des doses d'exposition	69

5.4	Caractérisation des risques	73
5.4.1	Caractérisation du risque pour les effets à seuil	74
5.4.2	Exposition par inhalation	74
5.4.3	Exposition par ingestion	77
5.4.4	Caractérisation des risques pour les effets sans seuil	78
5.4.5	Exposition par inhalation	78
5.4.6	Exposition par ingestion	80
5.4.7	Comparaison des résultats de la modélisation aux valeurs guides.....	80
5.5	Analyse des incertitudes	82
5.5.1	La caractérisation des émissions	82
5.5.2	Composés retenus	84
5.5.3	La modélisation atmosphérique.....	85
5.5.4	Les valeurs toxicologiques de référence	87
5.5.5	Durée d'exposition.....	87
5.5.6	Cas des métaux pour la TAR.....	88
6.	Conclusions	89

FIGURES

Figure 1 : Localisation du site	11
Figure 2 : Estimations de la production de biogaz	17
Figure 3 : Nombre d'habitats et de logements sur la commune de Bimont (Source : cartesfrance.fr)	33
Figure 4 : Carte de localisation des habitations les plus proches (Source : Géoportail).....	34
Figure 5 : Localisation des ERP à proximité du site (Source : Géoportail).....	35
Figure 6 : Occupation des sols autour du site (Source : Géoportail).....	37
Figure 7 : Voisinage du site (Source : Géoportail)	38
Figure 8 : Localisation des parcelles agricoles à proximité du site projeté (Source : Géoportail)	39
Figure 9 : schéma conceptuel retenu	42
Figure 10 : Étapes et critères de l'ITEM (adapté de MEDD 2007) (Source : INERIS, 2013).....	44
Figure 11 : Localisation des points de prélèvements (source : Europoll)	46
Figure 12 : Domaine d'étude et points récepteurs retenus	64
Figure 13 : Rose des vents et répartition des vitesses	66
Figure 14 : Répartition des classes de stabilité de l'atmosphère	67
Figure 15 : Carte des concentrations en H ₂ S.....	68
Figure 16 : QD lié au système respiratoire pour la voie inhalation	76
Figure 17 : ERI sommé pour la voie inhalation	79

TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des activités projetées	12
Tableau 2 : Emissions diffuses de biogaz ISDND (Source : IKOS ENVIRONNEMENT).....	16
Tableau 3 : Caractéristiques du point de rejet des torchères.....	18
Tableau 4 : Valeurs limites de rejets des torchères (Article 4.2.4.2 de l'AP du 27/03/2014 et article 21 de l'AM du 15/02/2016)	18
Tableau 5 : Résultats des analyses des rejets des torchères en 2015 et 2016 (Source : EURO POLL)	19
Tableau 6 : Concentrations retenues au rejet des torchères (en mg/Nm ³)	19
Tableau 7 : Caractéristiques du point de rejet des micro-turbines	21
Tableau 8 : Valeurs limites de rejets des turbines de 2 à 20 MWh (Source : Circulaire du 10 décembre 2003 et article 4.2.5 de l'AP du 27/03/2014)	21
Tableau 9 : Résultats des analyses des rejets des micro-turbines en 2015 (Source : Rapport d'activité 2015)	22
Tableau 10 : Concentrations retenues au rejet des micro-turbines (en mg/Nm ³).....	22
Tableau 11 : Caractéristiques du point de rejet de la chaudière (selon constructeur).....	23
Tableau 12 : Concentrations retenues au rejet de la chaudière (en mg/Nm ³).....	24
Tableau 13 : Caractéristiques du point de rejet de la TAR (données constructeur)	25
Tableau 14 : Caractérisation des eaux sortie avant évaporation par TAR (données IKOS).....	26
Tableau 15 : Concentrations et flux retenus au rejet de la TAR.....	26
Tableau 16 : Emissions de biogaz diffus	27
Tableau 17 : Concentrations retenues pour les émissions de biogaz diffus (en mg/m ³).....	28
Tableau 18 : Emissions du compostage – composés gazeux – Guide ADEME	30
Tableau 19 : concentrations en métaux	31

Tableau 20 : Recensement des populations présentes dans un rayon de 3 km autour du site (Source : INSEE – Données 2012)	32
Tableau 21 : Population active de 15 à 64 ans par type d'activité sur la commune de Bimont (Source : INSEE 2012)	34
Tableau 22 : ERP recensés à proximité du site	35
Tableau 23 : Polluants susceptibles d'être émis par une torchère	40
Tableau 24 : Substances sélectionnées par le groupe de l'ASTEE (2005) pour le compartiment « Air »	40
Tableau 25 : Conditions météorologiques mesurées sur le site	47
Tableau 26 : Concentrations mesurées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	48
Tableau 27 : Niveaux de risque estimés dans le cadre de l'IEM	51
Tableau 28 : Synthèse des VTR retenues pour la voie « inhalation »	56
Tableau 29 : Synthèse des VTR retenues pour la voie « ingestion »	57
Tableau 30 : Synthèse des autres valeurs disponibles	57
Tableau 31 : Phénomène pris en compte dans la modélisation	58
Tableau 32 : Flux des torchères (en kg/an) lissé sur l'année	59
Tableau 33 : Flux retenus au rejet des micro-turbines (en kg/an) lissé sur l'année	59
Tableau 34 : Flux retenus au rejet de la chaudière (en kg/an) lissé sur l'année	60
Tableau 35 : Flux retenus au rejet de la TAR (en kg/an)	60
Tableau 36 : Emissions de biogaz diffus	60
Tableau 37 : Flux retenus pour le biogaz diffus (kg/an)	62
Tableau 38 : Caractéristiques des andains de la plateforme de compostage	62
Tableau 39 : Emissions du compostage – composés gazeux	63
Tableau 40 : Désignation des récepteurs	65
Tableau 41 : Concentration moyenne d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté	70
Tableau 42 : Concentration moyenne d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté	70
Tableau 43 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté E5	72
Tableau 44 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté E5	72
Tableau 45 : Synthèse des organes cible critiques (exposition par inhalation)	74
Tableau 46 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté (exposition par inhalation)	74
Tableau 47 : Synthèse des organes cibles critiques (exposition par ingestion)	77
Tableau 48 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté E5 (exposition par ingestion)	77
Tableau 49 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté E1 (exposition par inhalation)	78
Tableau 50 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté E5 (exposition par ingestion)	80
Tableau 51 : Comparaison aux valeurs guides	81
Tableau 52 : Taux de récupération du biogaz en fonction du phasage d'exploitation	82
Tableau 53 : Incertitude sur les rejets atmosphériques	84
Tableau 54 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté (exposition par inhalation)	84
Tableau 55 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté (exposition par inhalation)	84
Tableau 56 : Qualité des données d'entrée du modèle	85

Tableau 57 : Temps passé à l'intérieur du logement en fonction de la zone d'études et d'aménagement du territoire et de la saison (heures/jour – Région Centre-Est)	87
Tableau 58 : Concentrations modélisées en métaux au récepteur le plus impacté et limite de quantification pour un prélèvement via partisol	88

ANNEXES

Annexe 1. Présentation des données issues du guide ASTEE	93
Annexe 2. Synthèse des concentrations mesurées dans l'air – Données EUROPOLL.....	97
Annexe 3. Rapport d'analyse complémentaire dans l'air – TERA Environnement.....	100
Annexe 4. Principes généraux de calculs IEM	101
Annexe 5. Argumentaires santé	105
Annexe 6. Présentation du modèle	136
Annexe 7. Résultats de la modélisation aux récepteurs.....	143
Annexe 8. Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition	146
Annexe 9. Calcul de risques aux récepteurs	152

1. Introduction

La société **IKOS ENVIRONNEMENT**, filiale du groupe LHOTELLIER, exploite depuis 2007 le Centre de Valorisation des Déchets (CVD) de La Ramonière sise à Bimont dans le département du Pas-de-Calais (62).

De par ses activités et les installations présentes, le site est soumis à la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) sous le régime de l'Autorisation.

Eu égard à la fin d'exploitation du site (programmée pour janvier 2018 soit la fin d'exploitation de la rehausse du casier n°5) et à l'actuelle réserve foncière, IKOS ENVIRONNEMENT projette au sein du périmètre ICPE :

- de **pérenniser l'activité ISDND** via la mise en exploitation de nouvelles zones dédiées ;
- de **développer de nouvelles activités de traitement et de valorisation** .

► **Modification du projet suite aux observations de la DREAL (juin 2017)**

Considérant les problématiques d'écoulements hydrauliques du Talweg de la Valléette et, in fine la pérennité limité du rejet actuellement autorisé, la DREAL Hauts-de-France a demandé à IKOS ENVIRONNEMENT de réfléchir à une nouvelle gestion des effluents aqueux du Centre de Valorisation de Déchets de la Ramonière.

Cette demande a conduit IKOS ENVIRONNEMENT à proposer la notion de zéro rejet pour l'ensemble des effluents aqueux du site avec :

- une gestion des eaux pluviales par infiltration, après vérification de leur conformité, dans des bassins dédiés aménagés au sein du périmètre ICPE ;
- une évolution totale du traitement des lixiviats intégrant une technologie d'évapo-concentration.

Les installations et aménagements susmentionnés et décrits dans le présent dossier de demande d'autorisation d'exploitation pourront être opérationnels dans les 12 mois suivant la réception du nouvel arrêté préfectoral d'autorisation

Durant cette période transitoire, IKOS ENVIRONNEMENT demande à l'administration le droit de conserver l'actuelle configuration de rejet autorisé.

Les évolutions susvisées nécessitent la promulgation d'un nouvel arrêté préfectoral d'exploitation pour l'ensemble du CVD.

Le dossier de demande d'autorisation d'exploiter (DDAE) associé comprend les pièces suivantes :

- Dossier n°1 : Pièces administratives ;
- Dossier n°2 : Notice descriptive des installations ;
- Dossier n°3 : Etude d'impact ;
- **Dossier n°4 : Volet sanitaire ;**
- Dossier n°5 : Etude de Dangers ;
- Dossier n°6 : Notice Hygiène et Sécurité ;
- Dossier n°7: Dossier graphique ;
- Dossier n°8 : Etudes techniques.

Le **Dossier n°4 : Volet sanitaire** est l'objet du présent document.

L'analyse des effets sur la santé constitue le volet sanitaire de l'étude d'impact définie par l'article 122-5 du Code de l'environnement. Elle vise à apprécier les effets (impacts) potentiellement induits par une installation en activité ou en projet sur la santé des populations voisines.

L'étude proposée est conforme à la circulaire du **9 août 2013** relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation et au guide de l'INERIS : Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées d'août 2013.

L'analyse des effets sur la santé a pour objectif :

- d'identifier les principales substances émises par l'installation ;
- d'identifier les principales voies de transfert de ces substances dans l'environnement et les éventuels mécanismes de contamination des populations ;
- d'identifier les zones particulièrement impactées et les enjeux à surveiller (école, zone de baignade ou de pêche, etc.).

L'analyse des effets sur la santé s'intègre dans le cadre d'une démarche intégrée IEM¹/EQRS² qui a pour but d'apporter des éléments d'appréciation pour la gestion des émissions de l'installation classée et de son impact sur l'environnement.

Les documents de référence qui seront utilisés pour mener à bien cette étude sont :

- l'INERIS, 2013 : « Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées »
- InVS, 2000 - Analyse du volet sanitaire des études d'impact (guide de lecture) ;
- MEDD, 2007 - La démarche d'Interprétation d'Etat des Milieux ;
- La note d'information N° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués.

En raison du domaine d'activité du site, cette étude s'appuiera également sur :

- Le "Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation de stockage de déchets et assimilés" de février 2005, élaboré par l'ASTEE³ avec le soutien financier de l'ADEME⁴ et le soutien technique de la FNADE⁵.

¹ IEM : Interprétation de l'Etat des Milieux

² EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

Afin d'atteindre les objectifs fixés, plusieurs outils méthodologiques sont appliqués dans 4 étapes successives :

- Évaluation des émissions de l'installation ;
- Évaluation des enjeux et des voies d'exposition ;
- Évaluation de l'état des milieux ;
- Évaluation prospective des risques sanitaires.

Ces 4 étapes constituent le plan suivi dans la suite de ce document.

³ Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement

⁴ Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

⁵ Fédération Nationale des Activités de la dépollution et de l'Environnement

2. Évaluation des émissions de l'installation

2.1 Localisation du site

Le Centre de Valorisation des Déchets est implanté au lieu-dit « La Ramonière », à 1 km au nord-est de l'agglomération de Bimont, dans le département du Pas-de-Calais (62). La commune appartient au canton d'Hucqueliers (Cf. **Figure 1**).

Figure 1 : Localisation du site



La commune de Bimont est localisée à 13 km au nord-est de Montreuil et 26 km au sud-est de Boulogne-sur-Mer.

La commune de Bimont se situe à : (distances mesurées à vol d'oiseau entre le centre-ville et le périmètre du site) :

- 1,2 km à l'ouest de Maninghem ;
- 1,7 km au sud d'Hucqueliers ;
- 3 km au sud-est de Preures ;
- 3,9 km au nord-est de Clenleu.

2.2 Activités du site

Le Centre de Valorisation de Déchets de Bimont (62) est principalement constitué de **7 casiers de stockage de déchets non dangereux** d'une capacité unitaire maximale de 90 000 t/an, et d'une surface unitaire maximale de 5 500 m², les réhausses des casier 2 à 5 sont en cours d'exploitation.

• .

Pour se conformer à son arrêté préfectoral d'exploitation en date du 27/03/2014 et au dossier de demande d'autorisation d'exploiter associé, la société IKOS ENVIRONNEMENT souhaite pouvoir utiliser un vide de fouille résiduel sur l'actuelle emprise de stockage de son site, en modifiant les conditions d'aménagement et d'exploitation du site via la rehausse du casier 7 dont le vide de fouille est estimé à 37 000 m³ ou 37 000 tonnes. Un dossier de porter à connaissance a été réalisé afin de modifier de façon non substantielle les conditions d'aménagement et d'exploitation du site.

La présente demande d'autorisation porte plus précisément sur le développement :

- de nouvelles zones dédiées aux activités de **stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND)** au nord et à l'est du site (Zones ISDND 2 et 3), exploitée en mode bioréacteur avec valorisation électrique (turbines à gaz) et thermique du biogaz ;
- d'une Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux **mono-déchets de plâtre** composée de 2 casiers P1 & P2 regroupant chacun 2 alvéoles ;
- d'une **plateforme de compostage** mise en œuvre pour la valorisation des déchets verts, la fraction fermentescible captable des Ordures Ménagères Résiduelles (gestion séparée des biodéchets) et autres déchets acceptables pour atteindre la norme compost NFU 44-051.

Dans sa configuration future, le CVD regroupera les activités suivantes soumises à la réglementation ICPE :

Tableau 1 : Caractéristiques des activités projetées

Activités	Caractéristiques
Plateforme de compostage	- Superficie de l'installation : 2 600 m ² ; - Tonnage annuel entrant : 3 000 tonnes ; - Type de déchets entrants : déchets végétaux et assimilés, partie fermentescible des déchets ménagers issus du tri à la source des biodéchets par les ménages et tout autre déchet répondant aux critères d'entrée de la norme NFU 44-051 ; - Tonnage annuel sortant prévisionnel : 2 250 tonnes de compost normalisé NFU 44-051 ;
Installation de stockage de déchets non dangereux	- Superficies et capacités totales des installations : 12,65 ha décomposés en trois zones distinctes : <ul style="list-style-type: none"> • Zone ISDND 1 : 3 phases opérationnelles distinctes <ul style="list-style-type: none"> - Phase initiale : 7 casiers – 5 ha – C1 à C7 : 490 000 t – fin d'exploitation novembre 2016 ; - Phase 2 – Rehausse C2 à C5 : 4 casiers en mode conventionnel : 68 000 t – fin d'exploitation prévisionnelle janvier 2018 ; - Phase 3 – Rehausse C7 : 1 casier (mode conventionnel) : 37 000 t – fin d'exploitation septembre 2027 ; • Zone ISDND 2 : 10 casiers (bioréacteur) – 5,85 ha – 900 000 tonnes – 15 ans ; • Zone ISDND 3 : 6 casiers (bioréacteur) – 3,7 ha – 540 000 tonnes – 9 ans ; - Tonnage annuel entrant : 60 000 tonnes dont 75 % OMR (45 000 tonnes) + 25 % DAE/Encombrants et autres DND (15 000 tonnes) ; - Type de déchets entrants : Déchets Ménagers et Assimilés (DMA) ultimes, Déchets d'Activités Économiques (DAE) ultimes, Terres non dangereuses non inertes et autres

Activités	Caractéristiques
	déchets non dangereux ultimes ; - Profondeur de terrassement : 15 mètres moyen, soit env. 160 mètres NGF au point le plus bas ; - Cote de réaménagement : 182 mètres NGF avant tassement – 180 mètres NGF après tassement ;
Installation de stockage de déchets de plâtre	- Zone ISDND Plâtre : 2 casiers P1 & P2, composés chacun de 12 alvéoles d'environ 690 m ² – 1,65 ha - 180 000 m ³ – 125 000 t ; - Tonnage annuel entrant : 5 000 t/an ; - Type de déchets entrants : déchets de plâtre autorisés par l'AM du 15/02/2016 ; - Profondeur de terrassement : 6 mètres soit env. 160 mètres NGF au point le plus bas ; - Cote de réaménagement : 171 mètres NGF avant couverture ;
Bureaux d'exploitation	Bureaux, archives et locaux sociaux (existants)
Bâtiment d'accueil	Bâtiment administratif et pont-basculé (existants)
Unité de traitement des lixiviats	BRM (Réacteur Biologique à Membrane) puis installation d'une unité d'évapo-concentration « Zéro rejet » installée dans les 12 mois suivant la réception du nouvel arrêté préfectoral d'autorisation ; bassins de stockage (existants)
Unité de valorisation et d'élimination du biogaz	Micro turbines, torchères et Tour aéro-réfrigérante (TAR)*. Chaudière à mettre en place

* concernant les TAR : l'existante ne sera pas conservée mais une nouvelle sera mise en place avec la nouvelle technologie de traitement

2.3 Inventaire des sources d'émissions aqueuses

2.3.1 Vers les eaux de surface

Les eaux externes et internes feront l'objet d'une gestion séparative conformément à l'AP du 27/03/2014 et l'AM du 15/02/2016. Il convient de se reporter au **Dossier n°3 - Etude d'impact**.

2.3.1.1 Les eaux de ruissellement externes

Elles sont constituées de l'ensemble des eaux de pluie situées en dehors du site et qui ne devront pas entrer sur le périmètre d'étude. Les eaux de ruissellement externes sont déviées par un fossé périphérique le long de la RD343. La topographie haute du site associée à la présence de ce fossé fait que les eaux de ruissellement extérieures ne peuvent pénétrer sur le site.

Elles sont non susceptibles d'être polluées.

2.3.1.2 Les eaux de ruissellement internes

Elles sont quant à elles, constituées par l'ensemble des eaux de pluie dans l'enceinte du site qui n'ont pas été en contact avec les déchets.

Compte tenu de la présence éventuelle de poussières en provenance des casiers et des voies de circulation, de débris véhiculés par les camions et de traces d'huiles et d'hydrocarbures également associées aux véhicules, elles sont ensuite traitées au besoin par un séparateur à hydrocarbures lamellaire équipé d'un by-pass, placé en amont des bassins tampons.

Les eaux pluviales sont confinées via un dispositif d'isolement en sortie de bassin. Un contrôle de leur qualité avant rejet au milieu récepteur est effectué conformément à l'article 5.3.8.1 de l'AP du 27/03/2014 et aux modalités d'auto-surveillance détaillées dans le **Dossier n°3**.

Toutes les eaux de ruissellement rejetées au milieu naturel en 2015 sont conformes aux valeurs limites de rejet.

Le projet aura une incidence sur la gestion des eaux pluviales compte tenu de la modification et de l'augmentation des zones imperméabilisées. Néanmoins, les modalités de gestion des eaux pluviales internes du site permettront d'assurer un rejet d'eaux dépourvues de toute concentration significative de polluants et dans des conditions hydrauliques ne perturbant pas sensiblement le milieu récepteur.

D'un point de vue quantitatif, le projet prévoit également une gestion des eaux pluviales via des bassins de contrôles et d'infiltration. Cette solution permettra de limiter l'impact des rejets aqueux au droit du point de rejet n°1 - Talweg de la Vallée.

Le rejet actuel au Talweg de la Vallée (nommé **rejet n°1** dans l'arrêté préfectoral initial du 27 mars 2014) sera toutefois conservé comme tel dans l'attente de l'aménagement des installations précitées. Il sera ensuite utilisé comme dispositif de sécurité afin de constituer un chemin de moindre dommage en cas de surverse du bassin d'infiltration EST.

2.3.1.3 Les lixiviats

Les lixiviats constituent les eaux susceptibles d'être contaminées par les déchets. Sont considérés comme des lixiviats :

- les jus provenant de la dégradation des matières organiques dans les déchets,
- les eaux pluviales qui sont entrées en contact avec les déchets dans les casiers en cours d'exploitation,
- les eaux usées issues du lavage des bennes et des camions.

Concernant l'activité ISDND, les lixiviats seront collectés et stockés dans une lagune étanche avant d'être envoyés vers les lagunes de stockage des lixiviats pour y être traités. Une partie des lixiviats bruts sera réinjectée dans le massif de déchets, sous réserve de l'absence d'inhibition de la méthanogenèse.

Tout comme les lixiviats de l'ISDND existante, les lixiviats des nouveaux casiers de stockage de DND (objet du présent DDAE) seront traités in situ par une unité de traitement par BRM visant à respecter les prescriptions imposées par l'arrêté préfectoral d'autorisation en vigueur.

Le traitement des lixiviats permettant d'atteindre le zéro rejet liquide est assuré par la succession d'étapes suivantes :

- La valorisation thermique du biogaz via une chaudière de 1,4 MWth valorisant 650 Nm³/h de biogaz d'ISDND à 37,5 % de CH₄ ;
- Un pré-traitement biologique des lixiviats par aération au droit des bassins de rétention ;
- Le traitement des lixiviats par évapo-concentration des lixiviats à hauteur de 16 000 m³/an par évaporateur à circulation forcée de puissance totale de 2 MWth (thermie disponible issue de la valorisation thermique du biogaz de la future chaudière et des turbines à gaz) intégrant une TAR pour l'évaporation des eaux traitées (l'actuelle TAR ne sera pas maintenue).

La description des procédés de traitement est détaillée dans le **Dossier n°2 – Notice descriptive des installations**.

Les concentrats d'évaporation seront évacués comme déchets.

Aucun rejet de lixiviats vers le milieu naturel n'est prévu dans le projet.

2.3.1.4 Les jus de compostage

Les jus de compostage s'apparentent aux jus de dégradation de la matière organique en fermentation et en maturation.

Ces effluents seront collectés et stockés dans un bassin de 300 m³.

Ces jus seront intégralement réinjectés dans les andains, constituant de la sorte l'apport hydrique primordial au processus de compostage.

Aucun rejet ne sera fait au milieu naturel. Les jus de compostage seront recirculés dans les andains, et en cas de nécessité pourront être traités par le système de traitement des lixiviats.

Compte tenu de la prise en charge des effluents de compostage, aucun rejet dans le milieu naturel et par conséquent d'impact à l'encontre de celui-ci n'est envisageable.

2.3.1.5 Les eaux usées sanitaires

Les eaux usées domestiques proviennent de l'utilisation d'eau potable pour les besoins du personnel :

- sanitaires,
- douches, sanitaires,
- buanderie,
- locaux administratifs et bureaux.

Les eaux usées sont soit traitées au droit de l'installation de lixiviats soit envoyées en filière agréée.

Le projet ne prévoit pas de modification de gestion et de production d'eaux usées. Compte tenu du dimensionnement du dispositif d'assainissement autonome, les effluents domestiques rejetés par le CVD de Bimont n'auront pas d'impact direct sur le traitement des eaux au niveau du dispositif de traitement et donc sur l'environnement immédiat du site.

2.3.2 Vers les eaux souterraines

Hormis l'infiltration des eaux pluviales au droit des bassins d'infiltration après contrôle, il n'y aura aucun rejet direct d'effluents aqueux dans les eaux souterraines au droit du site.

L'impact du site sur les eaux souterraines pourrait éventuellement être lié à une infiltration des lixiviats engendrant une contamination chronique de la nappe souterraine en cas de rupture accidentelle de la géomembrane. Un tel phénomène apparaît comme improbable étant donné les mesures mises en œuvre : le confinement des lixiviats est assuré par l'étanchéité du site. La structure multicouche sous-jacente est constituée d'une barrière dite passive et d'une barrière dite active.

Compte tenu de l'absence de ressource aquifère et des mesures de protection mises en place sur le site (barrières de protection actives et passives), le projet des nouveaux casiers de stockage de déchets non dangereux et de la création de la plateforme de compostage, objet du présent DDAE, n'est pas en mesure de générer d'impact sur la ressource en eau et les impacts peuvent être considérés comme négligeables.

2.4 Inventaire des sources d'émissions atmosphériques

2.4.1 Installations de stockage de déchets

2.4.1.1 Production de biogaz

La quantité totale de biogaz émis par un site de stockage évolue au cours du temps, puisqu'elle est fonction de la nature, de l'âge des déchets et de paramètres physico-chimiques.

Afin de pouvoir dimensionner les aménagements nécessaires à la gestion et au traitement des biogaz et de pouvoir estimer l'impact du rejet sur le milieu naturel, un bilan global des biogaz produits a été réalisé par LHOTELLIER SOLUTIONS.

La production brute de biogaz actuelle (2016) est estimée à 865 Nm³/h.

Suite à la mise en œuvre du projet, le pic de production dans les conditions les plus défavorables est attendu en 2030. La production brute de biogaz estimée sera alors de 1 278 Nm³/h de biogaz à 37,5% de CH₄.

Toutefois, suivant le mode bioréacteur des installations, et dans les conditions les plus défavorables, le taux de captage est estimé à environ 80% (présence d'une couverture avec géomembrane).

Ce captage permet un abattement des émissions diffuses qui ne représentent plus que 20% de la production brute de biogaz.

Ainsi les émissions diffuses de biogaz en 2030 sont estimées à 256 Nm³/h, ce qui représente une augmentation de 83 Nm³/h par rapport à la situation actuelle.

Le tableau ci-dessous présente la production de biogaz actuelle et projetée ainsi que le delta entre les deux situations.

Tableau 2 : Emissions diffuses de biogaz ISDND (Source : IKOS ENVIRONNEMENT)

Situation	Production brute (Nm ³ /h)	Production captable (Nm ³ /h)	Emissions diffuses (Nm ³ /h)
Actuelle (2016)	865	692	173
Future (conditions défavorables – Pic de production 2030)	1 278	1022	256
Delta entre les deux situations	413	330	83

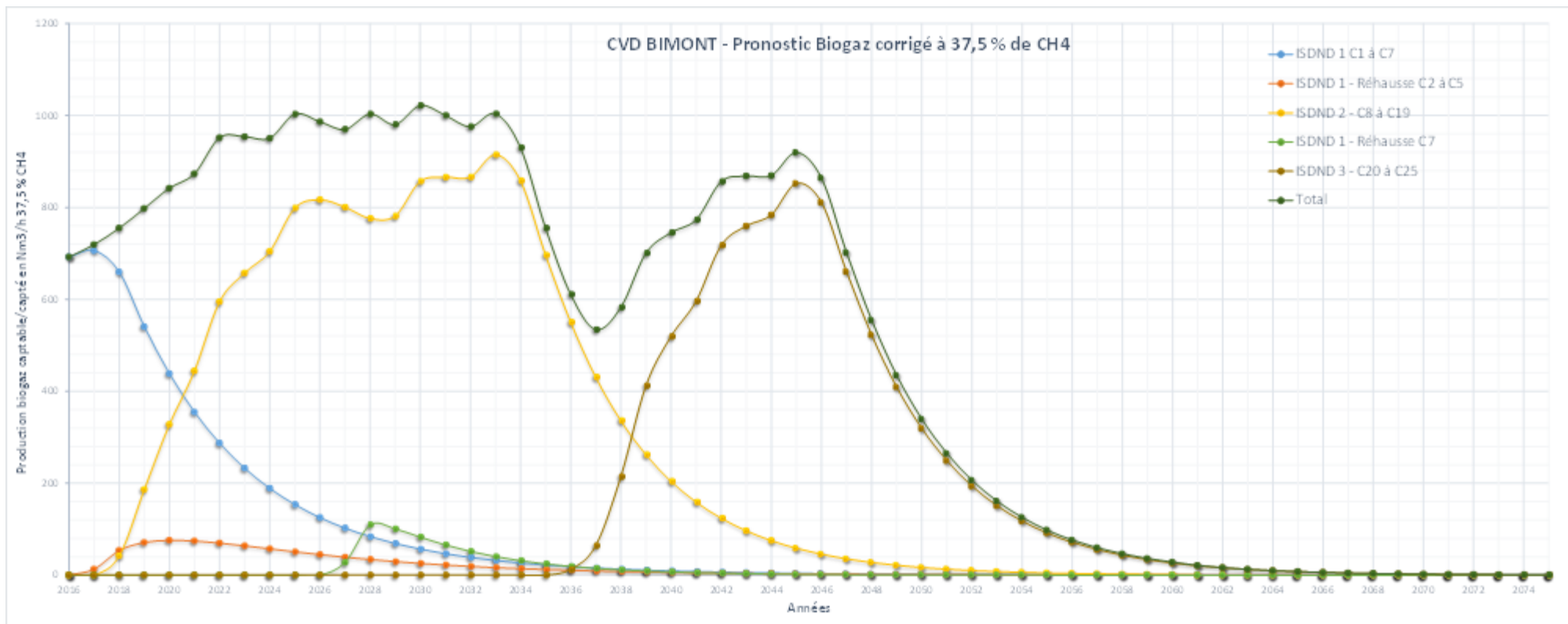


Figure 2 : Estimations de la production de biogaz

2.4.1.2 Emissions canalisées

► Les torchères

2.4.1.2..1 Caractéristiques des torchères

Le site dispose de 2 torchères permettant de détruire par combustion l'excédent du biogaz qui n'a pu être valorisé. Elles présentent les caractéristiques suivantes :

Tableau 3 : Caractéristiques du point de rejet des torchères

Paramètre	Unité	Torchère N°1 M300	Torchère N°2
Hauteur d'émission	M	5,5	5,4
Diamètre d'émission	M	1,15	0,85
Débit maximal futur de biogaz en entrée	Nm ³ /h	900	300
Ratio débit entrant/débit sortant	-	5.36 ⁶	
Débit d'air en sortie	Nm ³ /h	4 824	1 608
Température d'émission	°C	850	
Débit d'air en sortie à température d'émission	m ³ /h	19 845	6 615
Vitesse d'émission	m/s	5,3	3,2
Nombre d'heures de fonctionnement	h/an	Au maximum 876 h/an (10%) correspondant à des situations de maintenance	

2.4.1.2..2 Valeurs limites de rejet

Les rejets des torchères devront respecter les valeurs limites suivantes :

Tableau 4 : Valeurs limites de rejets des torchères (Article 4.2.4.2 de l'AP du 27/03/2014 et article 21 de l'AM du 15/02/2016)

Paramètres	Concentrations maximales autorisées par l'arrêté préfectoral du 27/03/2014 (mg/Nm ³)*	Concentrations maximales autorisées par l'AM du 15/02/2016 (mg/Nm ³)
CO	150	150
SO ₂	200	(Si flux > 25 kg/h) 300

*Ces valeurs correspondent aux conditions suivantes : température : 273 K ; pression : 103,3 kPa, teneur en O₂ : 11%.

L'arrêté préfectoral d'autorisation provisoire du 3 juin 2011 prévoit les conditions de captage et de destruction du biogaz généré par l'ISDND. Les valeurs limites de rejets sont reprises dans l'AP du 27/03/2014.

⁶ Donnée ASTEE. Le débit de fumée total de la torchère (en Nm³/h à 11 %O₂) est égal au débit nominal de biogaz entrant dans la torchère multiplié par 5,36 pour tenir compte de l'équation stœchiométrique de la réaction de combustion.

2.4.1.2.3 Concentrations mesurées des rejets des torchères

Conformément aux articles 4.2.4, 4.2.5, et 10.2.1.1 de l'Arrêté Préfectoral du 27 Mars 2014, les contrôles des rejets atmosphériques des deux torchères ont été réalisés en juin et novembre 2015, ainsi qu'en juin 2016, par le laboratoire EUROPOLL.

Les résultats d'analyses des rejets des torchères en 2015 et en 2016 sont les suivants :

Tableau 5 : Résultats des analyses des rejets des torchères en 2015 et 2016 (Source : EUROPOLL)

Paramètres	Concentrations en mg/Nm ³ à 11 % d'O ₂				Valeurs limites
	2015		2016		
	Torchère M300 (juin 2015)	Torchère BBC 750 (nov. 2015)	Torchère M300 (juin 2016)	Torchère BBC 750 (juin 2016)	
SO ₂	452	397	3,2	2,8	200
NO ₂	58	-	39	46	
HCl	0.9	1.2	0,17	0,09	
HF	1.78	2.4	0,47	1,01	
CO	21	17	57	18,2	150
Formaldéhyde	0.082	-	< 0,014	< 0,014	
PM	3.5	-	1,4	1,3	

Nous pouvons remarquer en 2015 des valeurs élevées concernant les teneurs en SO_x exprimées en SO₂. Cela peut s'expliquer par le fait d'une présence de l'H₂S dans le biogaz. Il est toutefois à noter que le volume de biogaz torché en 2015 ne représente que 1,8 % du gaz capté, soit en valeur absolue 49,18 kg de SO₂ exprimé en SO_x pour la teneur la plus élevée en quantité.

Suite à la mise en place d'une solution de traitement avec un filtre à charbons actifs pour capter l'H₂S, les émissions de SO₂ ont considérablement diminué aux rejets des torchères (diminution de 2 ordres de grandeur). La valeur limite de rejet fixée à 200 mg/Nm³ est désormais respectée.

2.4.1.2.4 Quantification des rejets des torchères

Pour caractériser les polluants émis au niveau de la torchère, nous avons retenu la plus élevée des valeurs entre :

- la concentration maximale mesurée au rejet de l'installation dans le cadre du contrôle réglementaire du site (données 2015/2016) ;
- la valeur limite de rejet (VLE) mentionnée dans l'arrêté d'autorisation d'exploiter du site.

Lorsqu'aucune autre valeur n'est disponible, nous avons retenu les concentrations mentionnées dans le guide ASTEE (voir Annexe 1).

Tableau 6 : Concentrations retenues au rejet des torchères (en mg/Nm³)

Composé	Concentration en mg/Nm ³	Origine
Monoxyde de carbone	150	VLE
Sulfure d'hydrogène	0,0005	ASTEE
Dioxyde d'azote	58	Mesure 2015

Composé	Concentration en mg/Nm ³	Origine
Dioxyde de soufre	452	Mesure 2015
Acide Chlorhydrique	1,2	Mesure 2015
Acide Fluorhydrique	2,4	Mesure 2015
PM	3.5	Mesure 2015
Arsenic	0,008	ASTE
Cadmium	0,005	ASTE
Chrome	0,014	ASTE
Manganèse	0,81	ASTE
Nickel	0,014	ASTE
Plomb	0,029	ASTE
Mercure	0,019	ASTE
Zinc	2,002	ASTE
Benzène	0,009	ASTE
1,2-dichloroéthane**	0,001	ASTE
Acétone	0,267	ASTE
Toluène	0,018	ASTE
Ethylbenzène	0,003	ASTE
Tétrachloroéthylène	0,0006	ASTE
Trichloroéthylène	0,0007	ASTE
Naphtalène	0,002	ASTE
Chlorure de vinyle**	0,0404	ASTE
Formaldéhyde	0.082	Mesure 2015

** Pour ces paramètres, la concentration mesurée dans le biogaz en entrée d'installation a été retenue, avec un facteur d'abattement de 98%.

► Les micro-turbines- centrale de cogénération

2.4.1.2..1 Caractéristiques des micro-turbines

Pour rappel, le biogaz produit alimente une centrale de cogénération composée de 5 microturbines qui produisent :

- de l'électricité revendue à ERdF,
- de la chaleur utilisée par l'unité d'évaporation.

Il s'agit de cinq turbines de type Capstone C200 de puissance électrique unitaire de 200 kWeh et 275 kWth à gaz, d'une puissance totale de 3,6 MW PCI.

A terme, ces microturbines seront moins alimentées en biogaz car 650 Nm³/h de biogaz seront prioritairement dédiés à l'alimentation de la future chaudière pour le traitement des lixiviats. Les gaz de combustion des micro-turbines de cogénération sont évacués à partir d'une cheminée qui présente les caractéristiques suivantes :

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 20/158

Tableau 7 : Caractéristiques du point de rejet des micro-turbines

Paramètre	Unité	Rejet turbines
Hauteur d'émission	M	10
Diamètre d'émission	M	0,7
Débit maximal futur de biogaz en entrée	Nm ³ /h	1 022 – 650 = 372
Ratio débit entrant/débit sortant	-	5.36 ⁷
Débit d'air en sortie	Nm ³ /h	1 995
Température d'émission	°C	280
Débit d'air en sortie à température d'émission	m ³ /h	4 040
Vitesse d'émission	m/s	2,9
Nombre d'heures de fonctionnement	h/an	90 % du temps 7 884 h

2.4.1.2.2 Valeurs limites de rejet

Les rejets de combustion turbines sont soumis aux prescriptions de la Circulaire du 10 décembre 2003 applicable aux installations de combustion utilisant du biogaz, ainsi qu'à l'AP du 27/03/2014.

Les valeurs limites d'émissions sont les suivantes :

Tableau 8 : Valeurs limites de rejets des turbines de 2 à 20 MWh (Source : Circulaire du 10 décembre 2003 et article 4.2.5 de l'AP du 27/03/2014)

Paramètres	Concentrations maximales autorisées par l'arrêté préfectoral du 27/03/2014	Concentrations maximales autorisées par la circulaire du 10/12/2003 (mg/Nm ³) [Puissance thermique comprise entre 2 et 20 MW PCI]
Teneur en O ₂ sur gaz sec	-	15%
Poussières	150	150
COV	50	50
NO _x	225	225
CO	300	300
SO ₂	300	Pas de Valeur Limite d'Emission (VLE)
HCl	10	Pas de Valeur Limite d'Emission (VLE)
Formaldéhyde	40	Pas de Valeur Limite d'Emission (VLE)

*Ces valeurs correspondent aux conditions suivantes : température : 273 K ; pression : 103,3 kPa, teneur en O₂ : 11%.

⁷ Donnée ASTEE. Le débit de fumée total de la torchère (en Nm³/h à 11 %O₂) est égal au débit nominal de biogaz entrant dans la torchère multiplié par 5,36 pour tenir compte de l'équation stœchiométrique de la réaction de combustion.

2.4.1.2.3 Concentrations mesurées des rejets des micro-turbines

Pour quantifier les émissions de ce rejet, nous nous sommes basés sur les résultats des analyses des rejets de micro-turbines similaires installées sur le site de Verdesis, en 2015 :

Tableau 9 : Résultats des analyses des rejets des micro-turbines en 2015 (Source : Rapport d'activité 2015)

Analyses externes Juillet 2015

Unité VERDESIS	Conc à 15% de O ₂ *	Valeurs limites
NO _x en mg/Nm ³ NO ₂	3,9	225
CO en mg/Nm ³	241,4	300
O ₂ en %	17,3	
COVT en mg/Nm ³ éq. CH ₄	50,8	50
CH ₄ en mg/Nm ³ éq. CH ₄	50,3	
COVNM en mg/Nm ³ éq. CH ₄	39,5	50
Poussières >0,7µm mg/Nm ³	0	150
Température des gaz en ° C	79	
HCL mg/Nm ³	0,4	10
SO ₂ mg/Nm ³	0,9	300
Formaldéhyde mg/Nm ³	9,3	40
Débit Nm ³ /h	10830	

Tous les paramètres respectent les valeurs limites. En effet, si l'on considère une incertitude sur la mesure de l'ordre de 20%, on peut considérer que même le paramètre COVT respecte la valeur limite.

2.4.1.2.4 Quantification des rejets des micro-turbines

Pour caractériser les polluants émis au niveau des micro-turbines, nous avons retenu la plus élevée des valeurs entre :

- la concentration maximale mesurée au rejet de l'installation dans le cadre du contrôle réglementaire du site (données 2015) ;
- la valeur limite de rejet (VLE) mentionnée dans l'arrêté d'autorisation d'exploiter du site.

Lorsqu'aucune autre valeur n'est disponible, nous avons retenu les concentrations mentionnées dans le guide ASTEE (voir Annexe 1).

Tableau 10 : Concentrations retenues au rejet des micro-turbines (en mg/Nm³)

Composé	Concentration	Origine
Benzène**	1,7	VLE/ASTEE
1,2-dichloroéthane**	3,9	VLE/ASTEE
Monoxyde de carbone	300	VLE
Acétone**	10,7	VLE/ASTEE
Dioxyde d'azote	225	VLE

Composé	Concentration	Origine
Dioxyde de soufre	300	VLE
Acide Chlorhydrique	10	VLE
Formaldéhyde	40	VLE
Poussières	150	VLE
Toluène**	12,95	VLE/ASTEE
Ethylbenzène**	4,15	VLE/ASTEE
Tétrachloroéthylène**	8,45	VLE/ASTEE
Trichloroéthylène**	6,55	VLE/ASTEE
Chlorure de vinyle**	1,6	VLE/ASTEE

** Pour les COVnm, la VLE de 50 mg/Nm³ a été répartie selon le découpage proposé dans le guide ASTEE (voir Annexe 1).

► La chaudière

2.4.1.2..1 Caractéristiques de la chaudière

Pour rappel, le biogaz produit alimente une chaudière de 1 400 kWth dont l'objectif est de générer de la chaleur utilisée par l'unité d'évapoconcentration.

Les gaz de combustion de la chaudière sont évacués à partir d'une cheminée qui présente les caractéristiques suivantes :

Tableau 11 : Caractéristiques du point de rejet de la chaudière (selon constructeur)

Paramètre	Unité	Chaudière Biochaude
Puissance nominale	kW	1 400
Combustible utilisé en fonctionnement normal	-	Biogaz
Temps de fonctionnement	h/an	7 884 (90% du temps)
Hauteur de rejet par rapport au sol	m	6,12
Diamètre d'émission	m	0,7
Température des rejets	°C	180
Vitesse d'éjection gaz	m/s	23,0
Débit gaz au rejet	Nm ³ /h	19 200
	m ³ /h	31 860

2.4.1.2..2 Valeurs limites de rejet

La chaudière est considérée comme une installation connexe à l'ISDND, rentrant sous la rubrique 2760 et soumise aux prescriptions de la circulaire du 10 décembre 2003 applicable aux installations de combustion utilisant du biogaz.

Les valeurs limites d'émissions considérées sont ainsi présentées dans le Tableau 12 et basées à la fois sur la circulaire du 10/12/2003 complétée par l'AP du 27/03/2014 pour les paramètres ne disposant pas de VLE selon la circulaire de 2003. Par ailleurs, le guide ASTEE recommande de considérer également une VLE pour l'hydrogène sulfuré. A défaut d'autre valeur disponible, nous considérerons la valeur mentionnée dans le guide au rejet des torchères.

Tableau 12 : Concentrations retenues au rejet de la chaudière (en mg/Nm³)

Paramètre	Concentration (mg/Nm ³)	Origine
Polluants généraux		
SO ₂	300	VLE
NO ₂	225	VLE
CO	250	VLE
Polluants spécifiques		
H ₂ S	0,0005	ASTEE
HCl	10	VLE
Formaldéhyde	40	VLE
Poussières*		
PM _{2,5}	150	VLE
COVNM** 50 éq C		
Benzène	1,7	VLE/ASTEE
1,2 Dichlorobenzène	3,9	VLE/ASTEE
Acétone	10,7	VLE/ASTEE
Toluène	12,95	VLE/ASTEE
Ethylbenzène	4,15	VLE/ASTEE
Tétrachloroéthylène	8,45	VLE/ASTEE
Trichloroéthylène	6,55	VLE/ASTEE
Chlorure de vinyle	1,6	VLE/ASTEE

* En l'absence de données relatives à la granulométrie des poussières, nous considérerons ces dernières comme des PM_{2.5}

** Pour les COVnm, la VLE de 50 mg/Nm³ a été répartie selon le découpage proposé dans le guide ASTEE (voir Annexe 1).

► Le rejet de la tour aéro-réfrigérante (TAR)

2.4.1.2..1 Caractéristiques de la TAR

La puissance de l'aéroréfrigérant est équivalente à la puissance fournie par l'eau chaude, soit 2 000 kW. Cet organe du procédé servira à évaporer les condensats, après traitement des lixiviats.

Les gaz émis à l'atmosphère sont évacués à partir d'une cheminée qui présente les caractéristiques suivantes :

Tableau 13 : Caractéristiques du point de rejet de la TAR (données constructeur)

Paramètre	Unité	Tour aéroréfrigérante
Puissance nominale	kW	2 000
Temps de fonctionnement	h/an	8 760
Hauteur de rejet par rapport au sol	m	10,5
Diamètre d'émission	m	2,9
Température des rejets	°C	37
Vitesse d'éjection gaz	m/s	5,1
Débit gaz	Nm ³ /h	106 840
	m ³ /h	121 320

2.4.1.2..2 Valeurs limites de rejet

Pour mémoire, la tour aéroréfrigérante servira à évaporer les condensats, après traitement des lixiviats. Afin de qualifier l'eau destinée à être évaporée au droit de la TAR, IKOS ENVIRONNEMENT a caractérisé les eaux en sortie de process évapo-concentration lors d'une campagne mobile de traitement des lixiviats avec la même technologie.

Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau suivant et sont comparés aux valeurs seuils de l'Annexe I « Critères minimaux applicables aux rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel » de l'arrêté du 15 février 2016 relatif aux ISDND :

Tableau 14 : Caractérisation des eaux sortie avant évaporation par TAR (données IKOS)

Paramètres	Un.	10/10/16	24/10/16	15/11/16	Flux moyen (mg/l)	Flux attendus max (kg/j)	Annexe I AM
MEST	mg/l	2	4	5	3,67	0,16	100
COT	mg/l	3	3	3	3,00	0,13	70
DCO	mg/l	25	25	25	25,00	1,10	300
DBO5	mg/l	3	3	3	3,00	0,13	100
N Global	mg/l	7,73	3,98	3,23	4,98	0,22	30
Phosphore total	mg/l						10
Phénols	mg/l						0,1
Métaux totaux	mg/l	0,1015	0,0795	0,0815	0,088	0,004	15
Cr6+	mg/l						0,1
Cd	mg/l						0,2
Pb	mg/l						0,5
Hg	mg/l						0,05
As	mg/l	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,1
Fluor et ses composés	mg/l						15
CN libres	mg/l						0,1
Hydrocarbures totaux	mg/l						10
AOX	mg/l						1

Dans une démarche sécuritaire, les concentrations maximales autorisées dans l'arrêté du 15 février 2016 relatif aux ISDND sont retenues pour la composition des lixiviats.

Le principe de conservation de la matière a ensuite été appliqué et il a été considéré que la totalité des substances présentes en phase liquide était transféré en phase air. Aussi les flux mentionnés dans le Tableau 15 ci-après sont considérés émis à l'atmosphère. Seuls les composés présentant un intérêt sanitaire sont conservés dans la suite de l'étude.

Tableau 15 : Concentrations et flux retenus au rejet de la TAR

Paramètre	Concentration en phase liquide (mg/l)	Flux maximal traité et émis à l'atmosphère* (g/j)	Concentration dans le rejet gazeux** (µg/Nm ³)
Cr VI	0,1	4,32	1,68
Cadmium	0,2	8,64	3,37
Plomb	0,5	21,6	8,42
Mercure	0,05	2,16	0,84
Arsenic	0,1	4,32	1,68
Phénols	0,1	4,32	1,68

* Sur la base d'un débit journalier de traitement des lixiviats de 48 m³/j soit 43,2 m³/jour de condensats évaporés (et 10% de concentrats évacués en déchets)

** Sur la base d'un débit d'air émis au niveau de la TAR de 106 840 Nm³/h

2.4.1.3 Emissions diffuses

► Fuites de biogaz

Une des sources diffuses prise en considération dans l'étude correspond aux émissions de biogaz non captées émises au niveau des casiers de stockage. En effet, les casiers réaménagés et en cours d'exploitation peuvent générer des émissions diffuses de biogaz. Pour avoir une représentation moyenne sur l'ensemble des phases d'exploitation et de post-exploitation du site, nous supposons le biogaz émis de façon diffuse uniformément sur l'ensemble des casiers, qu'ils soient couverts ou non couverts.

Comme pour les émissions des torchères et des groupes de cogénération, nous nous sommes basés sur le potentiel maximal de production de biogaz pour caractériser ces émissions diffuses (voir §2.4.1.1).

La production brute de biogaz actuelle (2016) est estimée à 865 Nm³/h. Suite à la mise en œuvre du projet, le pic de production dans les conditions les plus défavorables est attendu en 2030. La production brute de biogaz estimée sera alors de 1 278 Nm³/h.

Toutefois, suivant le mode bioréacteur des installations, et dans les conditions les plus défavorables, le taux de captage est estimé à environ 80% (présence d'une couverture avec géomembrane). Ce captage permet un abattement des émissions diffuses qui ne représentent plus que 20% de la production brute de biogaz. Ainsi les émissions diffuses de biogaz en 2030 sont estimées à 256 Nm³/h, ce qui représente une augmentation de 83 Nm³/h par rapport à la situation actuelle. Le **Tableau 2** présente la production de biogaz actuelle et projetée ainsi que le delta entre les deux situations.

Le tableau suivant présente les émissions de biogaz diffus.

Tableau 16 : Emissions de biogaz diffus

Paramètre	Unité	Valeur	
Production maximale théorique de biogaz	m ³ /h	1 278	
Taux de captage	%	80	
Quantité de biogaz diffus émise	m ³ /h	256	
Surface totale exploitée	m ²	145 505	
	ISDND1	m ²	50 005
	ISDND2	m ²	58 500
	ISDND3	m ²	37 000
Température d'émission	°C	Ambiante	
Quantité de biogaz émise par unité de surface	m ³ /m ² .h	1,76.10 ⁻³	

Sur le biogaz, seules des mesures d'H₂S sont disponibles. Toutefois ces mesures ont été réalisées en période de dysfonctionnement du site et ne sont pas représentatives du fonctionnement nominal du site, et notamment de l'extension, à terme.

Aussi, nous nous sommes basés sur les moyennes de résultats obtenus sur des sites en France en entrée d'installation de combustion (voir Annexe 1).

Ces données sont récapitulées dans le Tableau 17 ci-après :

Tableau 17 : Concentrations retenues pour les émissions de biogaz diffus (en mg/m³)

Composé	Concentration	Origine
Benzène	1,08	ASTEE
Sulfure d'hydrogène	99,97	ASTEE
1,2-dichloroéthane	0,05	ASTEE
Monoxyde de carbone	0,011	ASTEE
Acétone	13,57	ASTEE
Arsenic	0,0085	ASTEE
Cadmium	0,0253	ASTEE
Chrome tot	0,00565	ASTEE
Manganèse	0,0011	ASTEE
Nickel	0,007	ASTEE
Plomb	0,0095	ASTEE
Mercure	0,026	ASTEE
Zinc	0,9235	ASTEE
Toluène	25,89	ASTEE
Ethylbenzène	4,76	ASTEE
Tétrachloroéthylène	1,59	ASTEE
Trichloroéthylène	2,05	ASTEE
Naphtalène	0,12	ASTEE
Chlorure de vinyle	2,02	ASTEE
Benzo(a)Pyrène	0,0000038	ASTEE

► Installation de stockage de déchets de plâtre

Le projet prévoit également une Installation de Stockage de déchets de plâtre d'une capacité annuelle projetée de 5 000 tonnes, destinée au traitement séparé desdits déchets.

Les déchets de plâtre autorisés regroupent les déchets de plâtre non dangereux de construction contenant au moins 95 % en masse de plâtre. Ils seront stockés sur les casiers mono-déchets n'intégrant pas de matières fermentescibles empêchant ainsi la production d'H₂S.

► Les poussières

2.4.1.3..1 Liées à l'affouillement

Les travaux d'aménagement du site (formation des casiers, installation des équipements de traitement, édification de merlons de protection...) vont générer des émissions de poussières. A la date de rédaction de ce chapitre d'évaluation des risques sanitaires, il n'a pas été trouvé de références scientifiques ou techniques exposant une méthode fiable permettant de quantifier les flux de poussières émis en fonction du volume ou de la masse de terre déplacée.

Ces émissions ne seront donc pas retenues pour la suite de l'étude.

2.4.1.3..2 Liées à la circulation des camions

L'existence, sur certains sites, de pistes en terre battue pour la circulation des camions peut être une source potentielle d'émissions de poussières.

Toutefois, dans le cadre de ce projet, il est prévu que l'ensemble des pistes soit gravillonné.

Ces émissions de poussières ne seront donc pas intégrées dans la suite de l'étude (conformément au §2.2.2.5 du guide ASTEE).

2.4.1.3..3 Liées à la manutention des déchets

Les opérations de déchargement des déchets génèrent des émissions atmosphériques de poussières totales estimées entre 0,0006% et 0,01% du poids d'ordures déversées, soit 6 à 100g de poussières par tonne d'OM déversée (selon guide ASTEE, § 2.2.2.1).

Il s'agit là de poussières totales, les émissions en PM10 et PM2,5 sont donc inférieures à cette valeur mais les données scientifiques à disposition ne permettent pas d'en connaître la fraction.

Cette donnée ne sera donc pas considérée dans la suite de l'étude.

2.4.2 Le compostage

Le projet prévoit une plateforme de compostage d'une capacité de 3 000 tonnes/an réparties de la sorte :

- 500 tonnes de déchets verts,
- 500 tonnes d'effluents,
- 2 000 tonnes de biodéchets et autres déchets compatibles NFU 44-051.

dont l'objectif est d'anticiper le futur besoin des collectivités inhérent au développement de la gestion séparée des biodéchets à la source.

Les déchets autorisés sur la plateforme de compostage seront les déchets autorisés par la norme NFU 44-051 :

- végétaux issus des jardins et des espaces verts ;
- fraction fermentescible des déchets ménagers et assimilés et/ou des déchets alimentaires collectée sélectivement ou obtenue par tri mécanique, brute ou après prétraitement anaérobie ;
- matières végétales associées éventuellement à des matières animales (déchets légumiers, déchets d'industries agro-alimentaires tels que pailles de distillerie ou pulpes de fruits, matières stercoraires,...) ;
- effluents d'élevage avec ou sans ajout de matières végétales (fumiers, fientes, lisiers).

Les caractéristiques de la plateforme de compostage seront les suivantes :

- Process : compostage à ciel ouvert par retournement périodique au chargeur ;
- Superficie de la plateforme : 2 600 m².

Les émissions liées à cette installation se feront de façon diffuse principalement lors des phases de manipulation de la matière organique et de façon moins prononcée pendant les phases de repos.

L'estimation des émissions liées à cette activité sera réalisée sur la base des documents suivants :

- Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets – bilan des connaissances – ADEME – 2006 ;
- le rapport « les risques non microbiologiques associés au compostage des déchets – FNADE/MEDD – 19 aout 2002.

Les substances émises seront de type :

- gazeuse pour les Composés Organiques Volatiles : au repos et lors des manipulations d'andains ;
- particulaire pour les métaux et poussières : lors des phases de retournement.

2.4.2.1 Les substances gazeuses

Le nombre d'études permettant une caractérisation des émissions liées au compostage étant limité, il n'existe pas de facteur d'émissions pour l'ensemble des familles de substances et l'ensemble des déchets compostés. Sont reprises ci-après les valeurs disponibles dans la littérature. Les facteurs d'émission issus du guide ADEME correspondent aux valeurs recommandées par le guide et correspondant généralement aux moyennes des mesures disponibles dans la littérature.

Le tableau suivant récapitule les facteurs d'émissions retenus pour cette étude ainsi que les flux à l'émission :

Tableau 18 : Emissions du compostage – composés gazeux – Guide ADEME

Familles	Facteur d'émissions pour la famille de substances (g / T de MS)		
	Déchets verts	Biodéchets	OM
COV totaux	7 500	1500	
Alcools	-	600	-
Aldéhydes	-		150
Cétones	-	300	
Esters	-	120	-
Terpènes	-	150	
Composés soufrés	50		-
Composés Chlorés	-	0,2	10
Hydrocarbures aliphatiques	-	-	20
Hydrocarbures aromatiques	-	3	20
Ethers	-	6	-
Hydrogène sulfuré (H ₂ S)	-	50	-
Ammoniac (NH ₃)	-	1500	-

2.4.2.2 Les métaux

Pour les métaux, il semblerait que seul 1/3 des composés métalliques présents dans les déchets se retrouve dans les composts, et que ces composés ne soient pas transférés au niveau du gaz produit par la fermentation aérobie.

Cependant, certaines sources bibliographiques mentionnent des concentrations en métaux dans l'air des process liés au compostage, notamment pour le plomb et le nickel. (Les risques non microbiologiques associés au compostage des déchets; Etude FNADE-MEDD réalisée par l'ENSP; 2002).

Pour le cadmium, il convient d'appliquer le principe précisé p.21 du guide ASTEE "pour les substances particulières, en l'absence de mesures dans l'air, une concentration théorique est calculée en supposant une teneur en poussières de 5 mg/m³ à la concentration mesurée dans les composts".

Par ailleurs la teneur en Cd dans le compost est de 3mg/Kg de MS (référence à la norme NF U 44 051).

Les concentrations des composés émis sont regroupées dans le tableau suivant.

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 30/158

Tableau 19 : concentrations en métaux

Polluants émis	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	source
Plomb	3,68	ASTEE, 2006
Nickel	0,34	p 48
Cadmium	0,015	ASTEE, 2006 + norme NU44 051

3. Evaluation des enjeux et des voies d'exposition

Cette étape consiste à recenser et analyser les données pertinentes sur la zone d'étude, en particulier sur les populations et les usages des milieux.

A partir de ces informations, le schéma conceptuel a pour objectif de préciser les relations entre :

- les sources de pollutions et les substances émises ;
- les différents milieux et vecteurs de transfert ;
- les usages, et les populations exposées.

3.1 Délimitation de la zone d'étude

Le rayon d'affichage lié au classement ICPE à autorisation du site projeté est de **3 km**, notamment au titre de la rubrique 3540 – Installation de stockage de déchets. Ce périmètre délimite donc la zone d'étude de la présente étude en premier niveau d'approche.

3.2 Caractérisation des populations

3.2.1 Population générale

La population des 13 communes concernées par le rayon d'affichage de 3 km est donnée dans le **Tableau 20**.

Tableau 20 : Recensement des populations présentes dans un rayon de 3 km autour du site
 (Source : INSEE – Données 2012)

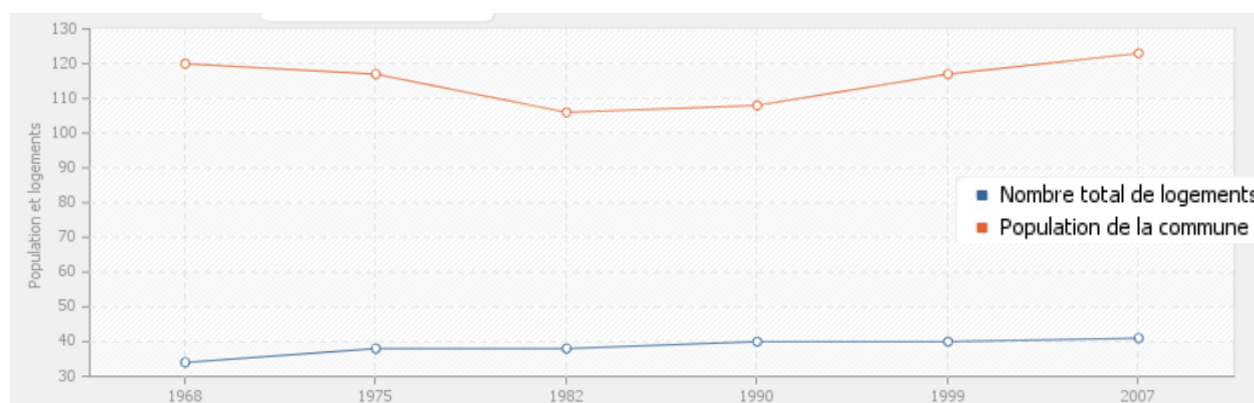
Commune du rayon d'affichage	Nombre d'habitants	Densité de la pop.(hab./km ²)	Superficie (km ²)
Alette	383	27,6	13,9
Avesnes	43	14,0	3,0
Bimont	119	17,0	6,8
Bourthes	848	38,0	22,3
Clenleu	192	26,4	7,3
Ergny	238	26,0	9,3
Herly	340	21,0	16,3
Hucqueliers	523	69,0	7,7
Maninghem	152	38,7	3,9
Preures	588	37,0	15,9
Quilen	59	14,5	4,1
Saint-Michel-sous-bois	122	22,0	5,7
Wicquinghem	239	35,0	6,8
Total	3 846 habitants		

La démographie de Bimont connaît une augmentation croissante de la population depuis 1975, avec un pic entre 1990 et 1999 :

- -1,4 % entre 1975 et 1982,
- + 0,2 % entre 1982 et 1990,
- + 0,9 % entre 1990 et 1999,
- + 0,6 % entre 1999 et 2006,
- + 0,3% entre 2007 et 2012.

Elle est illustrée sur la figure suivante.

Figure 3 : Nombre d'habitats et de logements sur la commune de Bimont
 (Source : cartesfrance.fr)



Le solde migratoire naturel est positif (+ 0,5 entre 2007 et 2012). La taille des ménages est stable : 3,1 en 2007 puis 3,0 en 2012.

A une échelle plus large, une part importante de l'attractivité démographique du territoire s'exerce sur des retraités.

Ainsi, c'est pour les 55-70 ans que l'excédent migratoire est le plus fort : cette tranche d'âge, qui représente 20% de l'ensemble des nouveaux habitants, constitue plus de 80% de l'excédent migratoire net.

Selon les données de l'enquête annuelle de recensement (INSEE 2012), le parc des logements sur la commune de Bimont se compose de 46 logements dont :

- 91,9 % de résidences principales,
- 1,6 % de résidences secondaires,
- 6,5% de logements vacants.

Le nombre de logements a augmenté de 35% depuis 1968, avec une prédominance des résidences principales et une légère augmentation du taux de résidences secondaires (0% en 1990 et 1,6% en 2012).

La majorité des résidences principales sont des maisons individuelles de 4 et 5 pièces ou plus occupées par des propriétaires. La commune ne dispose d'aucun logement social.

La commune n'a pas de vocation touristique particulière comme en témoigne le taux de résidence principale, et l'absence d'hôtels et de campings sur la commune.

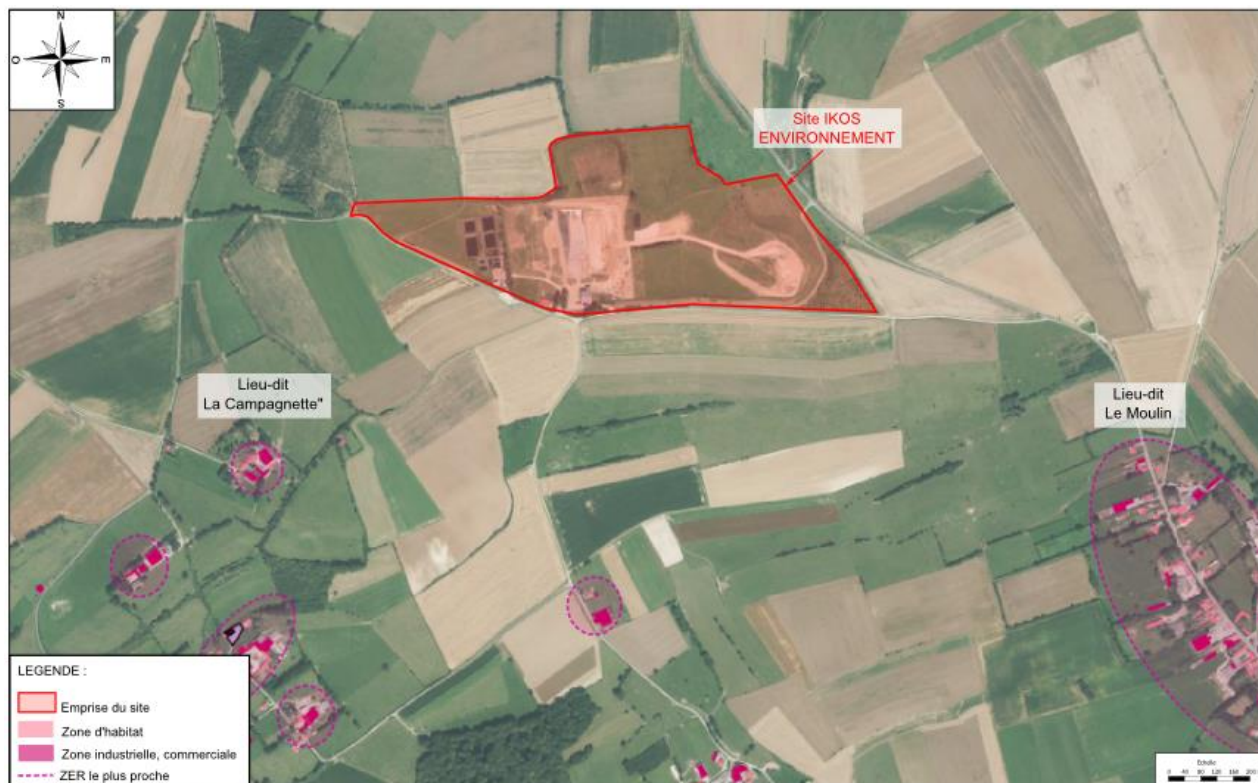
Dans un rayon de 1 km autour du site, on recense les habitations suivantes :

- les habitations du lieu-dit « La Campagnette » sur la commune de Bimont, à environ 600 m au sud-ouest du site ;
- d'autres habitations de la commune de Bimont, à 660 m au sud du site ;

- les premières habitations de la commune de Maninghem au lieu-dit « Le Moulin », à 700 m au sud-est du site.

Il n'y existe aucune autre construction à moins de 500 m du site.

Figure 4 : Carte de localisation des habitations les plus proches (Source : Géoportail)



3.2.2 Population active

La commune de Bimont présente 79,7% d'actifs en 2012, dont 68,9% ont un emploi. Le taux d'activité est inférieur à la moyenne nationale (71,4%), 67 % des actifs ayant un emploi sont des salariés.

Environ 31,4% des actifs travaillent dans la commune, et 68,6 % des actifs travaillent hors Bimont, exclusivement dans le département du Pas-de-Calais.

En effet, dans la partie est du territoire du Pays Montreuillois, outre Montreuil relayé par Ecuire, seules les communes de Hucqueliers et Clenleu s'inscrivent comme des polarités d'emploi attractives pour leurs alentours immédiats, en ce que plus d'actifs viennent y travailler que d'actifs qui en partent pour travailler ailleurs (Source : SCOT du Pays Montreuillois).

Tableau 21 : Population active de 15 à 64 ans par type d'activité sur la commune de Bimont (Source : INSEE 2012)

Population active		2012
Ensemble		82
Actifs en %	Total	79,7
	Actifs ayant un emploi en %	68,9
	Chômeurs en %	10,8
Inactifs en %	Total	20,3

Population active		2012
	Elèves, étudiants et stagiaires non rémunérés en %	13,5
	Retraités ou préretraités en %	2,7
	Autres inactifs en %	4,1

3.2.3 ERP et populations sensibles

Les Etablissements Recevant du Public (ERP) recensés dans un rayon de 3 km sont les suivants :

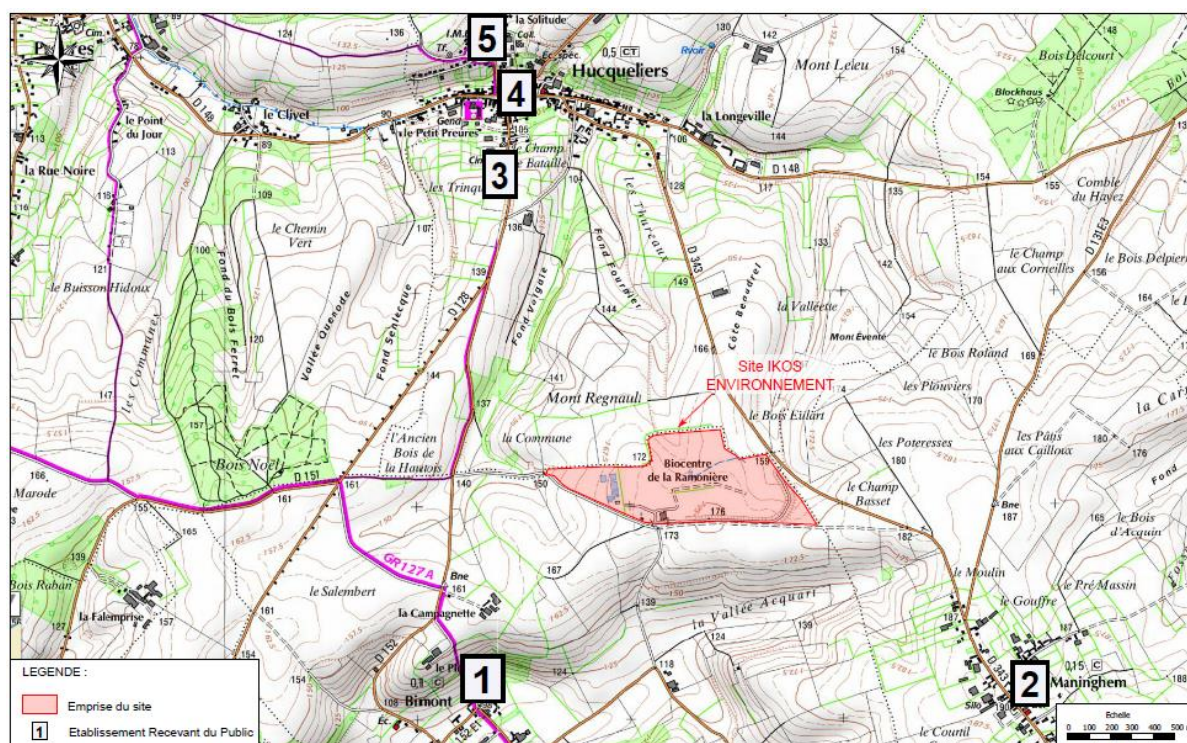
Tableau 22 : ERP recensés à proximité du site

N° sur la figure	Nom	Distance par rapport au site
1	Eglise, Cimetière, Mairie et école de Bimont	1 km au sud-ouest
2	Eglise, Cimetière, Mairie et école de Maninghem	1,3 km au sud-est
3	Eglise, Cimetière d'Hucqueliers	1,4 km au nord
4	Mairie et écoles d'Hucqueliers	1,7 km au nord
5	Collège, IME et terrain de sport d'Hucqueliers	1,9 km au nord

Ils sont représentés sur la **Figure 5**.

Il n'y a pas d'établissement de santé dans un rayon de 3 km autour du site (Source : Base de données FINESS).

Figure 5 : Localisation des ERP à proximité du site (Source : Géoportail)



3.3 Les milieux et leurs usages

3.3.1 Les sols

3.3.1.1 Contexte géologique

A l'échelle régionale, la zone étudiée est implantée dans la région de l'Artois-Picardie, qui constitue la bordure septentrionale du Bassin Parisien.

Cette région est principalement représentée à l'affleurement par des terrains crayeux, déposés durant le Crétacé supérieur, dans lesquels prédominent les craies du Séno-Turonien et du Cénomaniens.

La zone d'étude est située sur les terrains crayeux du Crétacé Supérieur.

Il ressort de l'analyse de sondages réalisés au droit du site, que la géologie naturelle locale est la suivante, du haut vers le bas :

- la terre végétale, sur 0 à 50 cm ;
- les limons bruns, d'une épaisseur pouvant atteindre 7 m pour les sondages ayant permis de les distinguer des autres formations, leur épaisseur moyenne étant de 1,70 m ;
- les argiles à silex rouges ou brunes, d'une épaisseur comprise entre 0 et 9,50 m ;
- éventuellement, un mince niveau d'argiles plastiques verdâtres, ayant une épaisseur de 0 à 1,20 m ;
- la craie séno-turonienne, blanche, rencontrée à une profondeur variant entre 2,50 et 13 m. Souvent, cette craie est tendre et fortement altérée au contact des formations quaternaires, comme l'attestent la présence de poches de dissolution et la fracturation. Elle devient plus dure en profondeur.

Les formations de couverture argilo-limoneuses sont peu perméables.

3.3.1.2 Occupation des sols

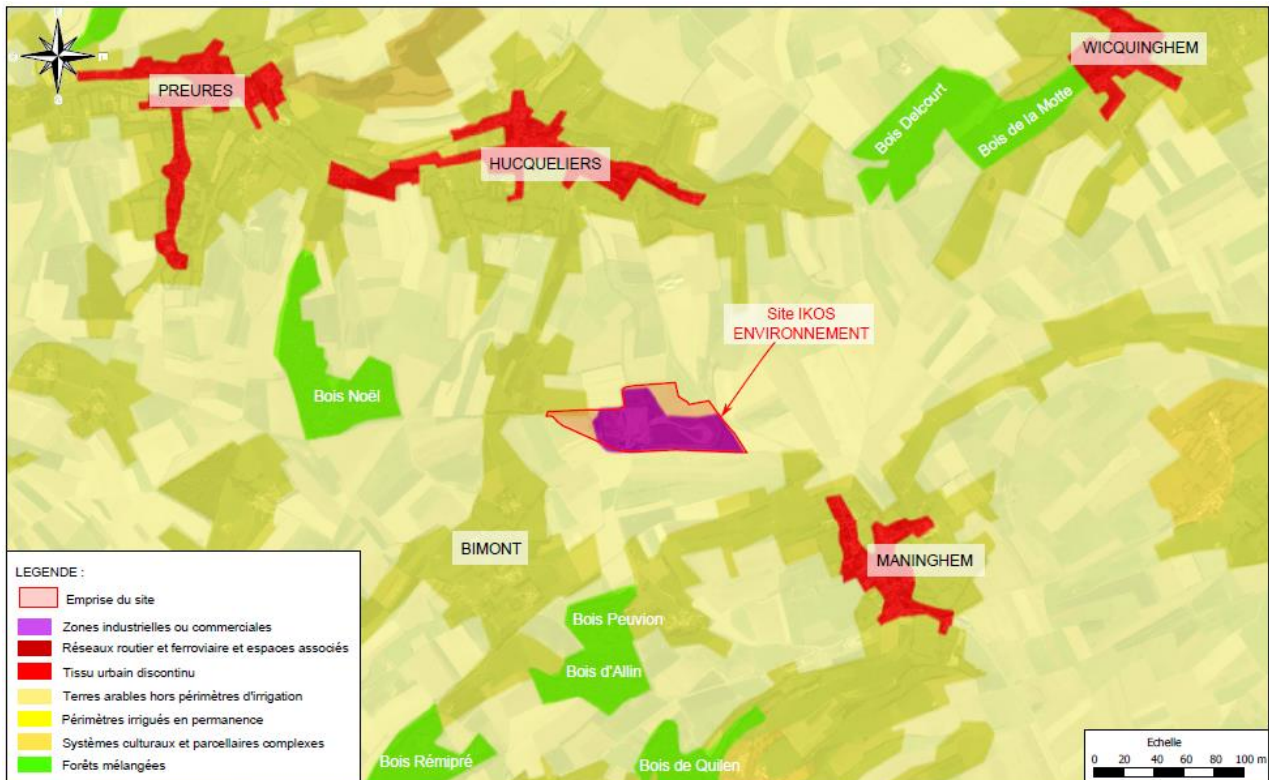
Le site s'étend niveau d'un plateau situé en zone rurale. Il est entouré de parcelles agricoles, de petits bois et de zones habitées peu étendues.

Le site se trouve à l'emplacement de l'ancienne ferme de la Ramonière, dont la maison d'habitation a été réhabilitée en bureaux.

La zone urbanisée la plus proche est le centre-ville de Bimont, à moins d'1 km au sud-ouest du site projeté.

L'occupation des sols est présentée sur la **Figure 6**.

Figure 6 : Occupation des sols autour du site (Source : Géoportail)



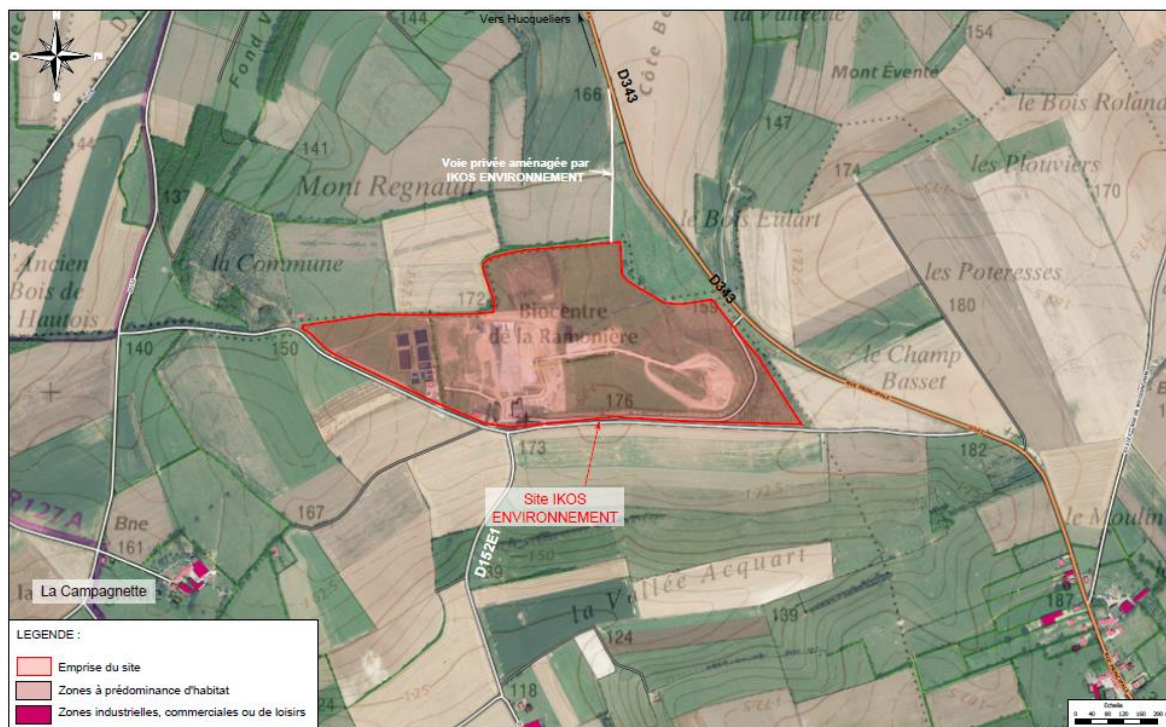
Le voisinage du terrain est composé de parcelles boisées et inhabitées. Le site est délimité :

- au nord et à l'ouest par des parcelles agricoles ;
- au sud par le chemin rural dit « Rue des Chasses Marées de Maninghem-au-Val à Hucqueliers », puis des zones agricoles, la commune de Maninghem au sud-est et la commune de Bimont au sud-ouest ;
- à l'est, la Route Départementale RD343 reliant Hucqueliers à Fruges puis des parcelles agricoles.

Il existe trois habitations à moins de 1 km du site, il s'agit des premières maisons de la commune de Bimont (« La Campagnette ») et de Maninghem à environ 600 m au sud..

Il n'existe aucune autre construction à moins de 500 mètres du site.

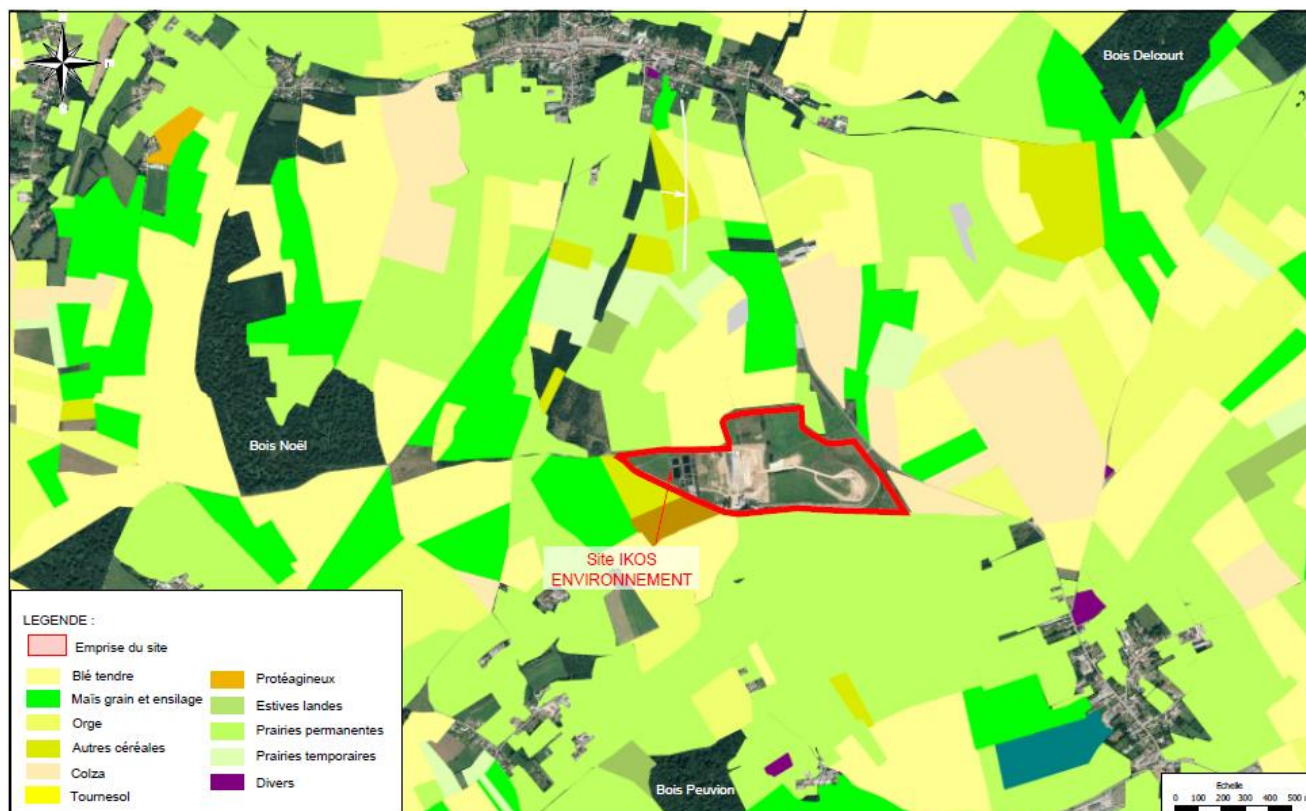
Figure 7 : Voisinage du site (Source : Géoportail)



► Activités agricoles

L'agriculture occupe une place prédominante dans le secteur d'étude ; le site est entouré de parcelles agricoles, et se caractérise par des cultures céréalières (blé) et des plantes sarclées (betteraves, pomme de terre) et des pâturages pour l'élevage de vaches laitières.

La **Figure 8** ci-après illustre les zones de cultures déclarées par les exploitants en 2012 (Registre parcellaire graphique RPG 2012).

Figure 8 : Localisation des parcelles agricoles à proximité du site projeté (Source : Géoportail)


Plusieurs productions du territoire de la commune de Bimont et les communes limitrophes sont référencées par l'Institut National de l'Origine et de la Qualité (INAO).

D'après l'INAO : « Cette commune est comprise dans l'aire de production de l'IGP « Volailles de Licques », ainsi que les communes suivantes : Alette, Avesnes, Hucqueliers, Maninghem, Quilen, Wicquinghem, Preures et Clenleu. »

► Activités industrielles et commerciales

Avec 2 870 emplois en 2007, le secteur industriel dans son ensemble ne constitue pas une activité dominante du territoire du Pays du Montreuillois : sa part ne représente que 10% de l'emploi total, soit nettement moins que la moyenne régionale (18%), ou même nationale (15%) (Source : SCOT du Pays Montreuillois).

La commune de Bimont est essentiellement rurale, à part le CVD, ainsi que quelques implantations sur la Zone Industrielle commune avec le village de Maninghem, il n'y a pas d'autres activités industrielles.

En ce qui concerne les établissements actifs par secteur d'activités (données INSEE au 31/12/2012), le secteur le plus représenté est celui de l'agriculture, il représente 46,7% des établissements. Viennent ensuite le secteur du commerce (20%), de l'industrie et de l'administration (13,3%), puis de la construction (6,7%).

Les entreprises agricoles et commerciales les plus proches du site sont :

- les commerces, hôtels et restaurants du Parc d'Activités des Hauts-Monts à Maninghem, à 1,6 km au sud : cette zone d'activité présente 9 lots, dont 8 sont occupés par des entreprises (Sté Martin Père et Fils, Construction du Haut Pays, Agriforce, etc.)
- les nombreuses exploitations agricoles des environs, et notamment celles de la commune de Bimont (« La Campagnette » etc.)
- les commerces de la commune de Maninghem, à 1,3 km au sud-est,
- les commerces de la commune d'Hucqueliers, à 1,7 km au nord du site.

3.4 Sélection des substances d'intérêt

On distingue parmi les substances émises celles qui sont pertinentes en tant que :

- traceurs d'émission : Les traceurs d'émission sont les substances susceptibles de révéler une contribution de l'installation aux concentrations mesurées dans l'environnement, et éventuellement une dégradation des milieux attribuable à ses émissions. Ils sont considérés pour le diagnostic et l'analyse des milieux et lors de la surveillance environnementale.

Les substances spécifiques de l'activité de l'installation seront privilégiées comme traceurs d'émissions, car l'interprétation des données est alors plus évidente.

- traceurs de risque : Les traceurs de risque sont les substances émises susceptibles de générer des effets sanitaires chez les personnes qui y sont exposées. Elles sont considérées pour l'évaluation quantitative des risques.

L'inventaire des émissions (voir §2.3 et §2.4) ayant démontré l'absence de source d'émission aqueuse (site en « zéro rejet »), seuls les traceurs atmosphériques sont étudiés ici.

3.4.1 L'ISDND

Le « Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés » (ASTEE, 2005) détaille la liste de polluants susceptibles d'être émis par les installations de combustion du biogaz :

Tableau 23 : Polluants susceptibles d'être émis par une torchère

Polluants liés à la combustion	Polluants spécifiques
Oxydes d'azote (NO _x) Dioxyde de soufre (SO ₂) Poussières Monoxyde de carbone (CO) Acide chlorhydrique (HCl) Acide fluorhydrique (HF)	COV halogéné : 1,2-dichloroéthane COV aromatiques : benzène Soufrés : sulfure d'hydrogène (H ₂ S)

Le biogaz est susceptible de contenir la même nature de polluants, dans des proportions différentes, à l'exception des polluants spécifiques à l'activité de combustion.

Parmi la liste de substances potentiellement présentes dans le compartiment « Air », le guide ASTEE (2005) recommande, de considérer *a minima* la liste de polluants traceurs de risque suivante :

Tableau 24 : Substances sélectionnées par le groupe de l'ASTEE (2005) pour le compartiment « Air »

Substance	CAS	Famille
Benzène	71-43-2	BTEX
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	7783-06-4	Produits soufrés réduits
1,2-dichloroéthane	107-06-2	COV

► Traceurs pris en compte pour les installations de combustion du biogaz

Les traceurs pris en compte pour la torchère, les turbines et la chaudière sont ceux recommandés par le groupe de l'ASTEE. Il s'agit des substances suivantes :

- H₂S,
- benzène,
- 1,2-dichloroéthane,
- auxquels il a été retenu, pour la partie EQRS et dans une approche majorante, de rajouter le SO₂ en raison des dépassements de la VLE sur les torchères en 2015 mais non retrouvés dans les résultats de juin 2016 au regard de la mise en œuvre d'un traitement complémentaire du biogaz par charbon actif. En tout état de cause, les valeurs défavorables de 2015 ont été prises en compte dans la présente approche.

► Traceurs pris en compte pour la tour aéroréfrigérante

Les composés potentiellement présents dans le rejet de la tour et présentant un intérêt sanitaire ont été retenus comme traceurs du risque de cette nouvelle installation. Il s'agit des métaux (Chrome VI, Cadmium, Plomb, Mercure et Arsenic) ainsi que du phénol.

► Traceurs pris en compte pour les sources diffuses

Conformément au Guide ASTEE, les polluants traceurs retenus pour les émissions diffuses atmosphériques sont identiques à ceux retenus pour les sources canalisées, dans la mesure où les quantités émises ne sont pas négligeables ou nulles. Ceci afin de garder une cohérence entre les polluants étudiés.

Les substances retenues seront donc l'H₂S, le benzène, le 1,2-dichloroéthane.

3.4.2 Le centre de compostage

Le "Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation – ASTEE, Juin 2006" préconise de retenir les traceurs sanitaires suivants :

- H₂S,
- NH₃,
- Naphtalène,
- Acétaldéhyde
- Benzène,
- Cadmium,
- Nickel,
- Plomb.

Pour les métaux, il semblerait que seul 1/3 des composés métalliques présents dans les déchets se retrouve dans les composts. Dans les centres de compostages ouverts, l'ensemble des concentrations en métaux mesurées restent inférieures aux limites de quantification (ADEME, 2012⁸), ce qui confirme l'hypothèse que ces composés ne soient pas transférés au niveau du gaz produit par la fermentation aérobie.

Ce même document de l'ADEME (2012) précise que pour « les métaux (contenus dans / sur les poussières), les expositions atmosphériques ont été estimées par calcul ou par mesure comme négligeables au regard du risque sanitaire pour les salariés des sites de compostage (Poirot et al, 2010) ».

Ainsi, au vu de ces informations, les métaux ne sont pas retenus comme traceurs de l'activité pour le site à l'étude.

⁸ ADEME, 2012. Programme de recherche de l'ADEME sur les émissions atmosphériques du compostage - connaissances acquises et synthèse bibliographique

Sont donc retenus :

- H_2S ,
- NH_3 ,
- Naphtalène,
- Acétaldéhyde
- Benzène.

3.5 Schéma conceptuel

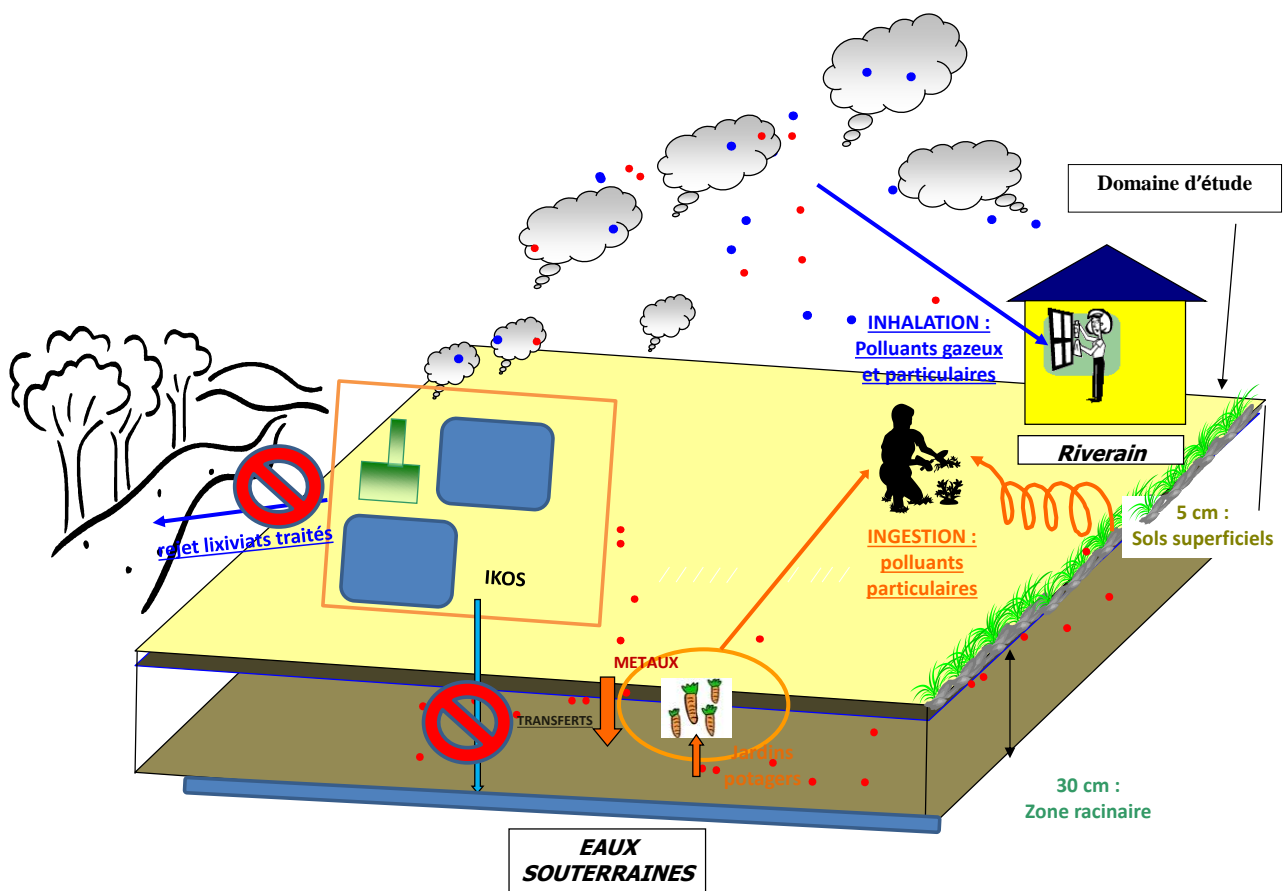
Cette étape consiste à synthétiser les données pertinentes sur la zone d'étude, en particulier sur les populations et les usages des milieux. A partir de ces informations, le schéma conceptuel a pour objectif de préciser les relations entre :

- la source de contamination,
- le vecteur de transfert de la contamination,
- le milieu d'exposition,
- les cibles et enjeux à protéger.

Si l'un de ces éléments n'existe pas, alors aucun risque n'est caractérisable.

Le schéma conceptuel présenté ci-après retranscrit l'ensemble des éléments collectés lors des phases précédentes.

Figure 9 : schéma conceptuel retenu



L'ingestion directe de sol potentiellement contaminé par le dépôt particulaire, ainsi que l'ingestion de végétaux, ne seront pas prises en compte dans le cadre de l'Interprétation des milieux.

En effet, effet, il ressort des calculs préliminaires réalisés par le groupe de travail pour le choix des traceurs et présentés dans le « guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation » (ASTEE, 2006), que les substances émises par les installations de compostage ne présentent pas de risques par la voie ingestion.

Cette hypothèse de travail reste valide dans la mesure où les évolutions scientifiques et méthodologiques ne remettent pas en cause la méthode utilisée par l'ASTEE.

- Les paramètres d'ingestion de sol retenus par l'ASTEE peuvent aujourd'hui être considérés comme majorant (150 mg/kg PC/j retenu par l'ASTEE pour les enfants contre 91 mg/kg/j désormais retenu).
- Les VTR retenues en 2006 sont pour la plupart majorante au vu du choix réalisé en 2017.

Le milieu sol ne sera donc pas considéré dans la phase de caractérisation des milieux.

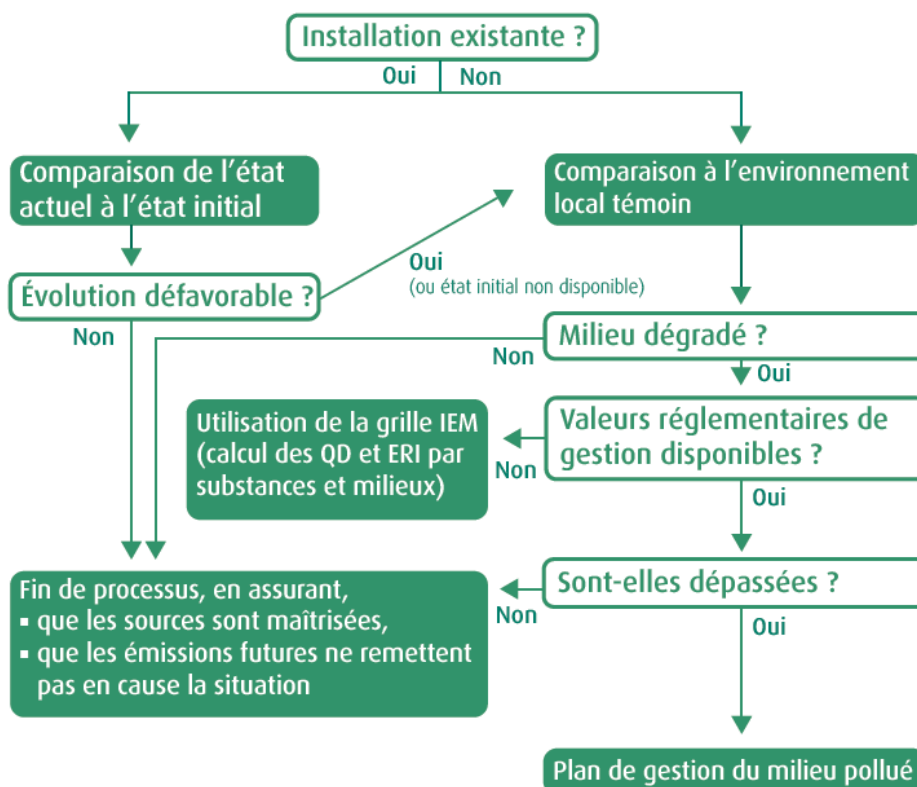
Toutefois, au vu des composés particuliers émis par la tour aéroréfrigérante (TAR), dans le cadre de l'évaluation quantitative des risques sanitaires, l'ingestion directe de sol et de végétaux sera considérée dans une approche sécuritaire.

4. Evaluation de l'état des milieux

L'objectif de l'évaluation de l'état des milieux est de fixer des priorités pour la gestion des émissions de l'installation.

Pour répondre à ces objectifs, et exploiter les résultats pour la suite de l'étude, l'évaluation s'appuie sur l'outil d'**Interprétation de l'état des milieux**, décrite dans le guide MEDD 2007 et dont le schéma suivant décrit les étapes successives.

Figure 10 : Étapes et critères de l'IEM (adapté de MEDD 2007) (Source : INERIS, 2013)



4.1 Caractérisation des milieux – Milieu « Air »

Les substances et milieux pertinents ont été définis en fonction des caractéristiques des émissions, de l'environnement et des activités à l'aide du schéma conceptuel. La caractérisation des milieux porte sur les traceurs d'émission et de risque sélectionnés préalablement.

La caractérisation des milieux portera donc sur les milieux « air » et « eau ».

4.1.1 Inventaire des données disponibles sur l'air – données EUROPOLL

Des campagnes de mesures ont été réalisées en 2006 avant exploitation du site. Il existe par ailleurs des résultats pour treize dernières campagnes réalisées depuis 2008 dans le cadre du programme de suivi des rejets atmosphériques du site, au cours de son exploitation. Le détail de ces concentrations est donné en **Annexe 2**.

Une surveillance semestrielle de la qualité de l'air est désormais fixée par l'arrêté préfectoral d'autorisation n°2014-71 du 27 mars 2014.

Pour l'année 2015, deux campagnes ont été menées par la société Europoll :

- une campagne estivale du 30 juin au 7 juillet 2015,
- une campagne hivernale du 3 au 10 novembre 2015.

Pour la réalisation de cette surveillance, les points de mesures des campagnes précédentes ont été conservés, à savoir :

- 3 points sur le site :
 - Point 1 : à proximité des casiers en cours de remplissage de déchets ;
 - Point 6 : sous vent dominant des casiers (vent de sud-ouest) ;
 - Point 5 : à proximité des bassins de lixiviats ;
- 1 point à proximité du site, sous vent dominant de sud-ouest.
 - Point 9 (à 750 m des casiers) : au bord de la D343, face à l'entrée du site (La Valléette).
- 6 points en direction ou à proximité des trois villages entourant le site : Hucqueliers, Bimont et Maninghem :
 - Point 2 (à 1200m des casiers) et point 8 (à 1000 m des casiers) dans la direction des premières habitations du village de Maninghem ;
 - Point 3 (à 600 m des casiers) dans la direction du village de Hucqueliers ;
 - Point 7 (à 1 400m des casiers) au niveau des premières habitations du village de Hucqueliers (casernes des pompiers) et point 10 (à 1500m des casiers), route de Longeville ;
 - Point 4 (à 500 m des casiers) dans la direction des premières habitations du village de Bimont ;

Cette surveillance environnementale cible 4 polluants :

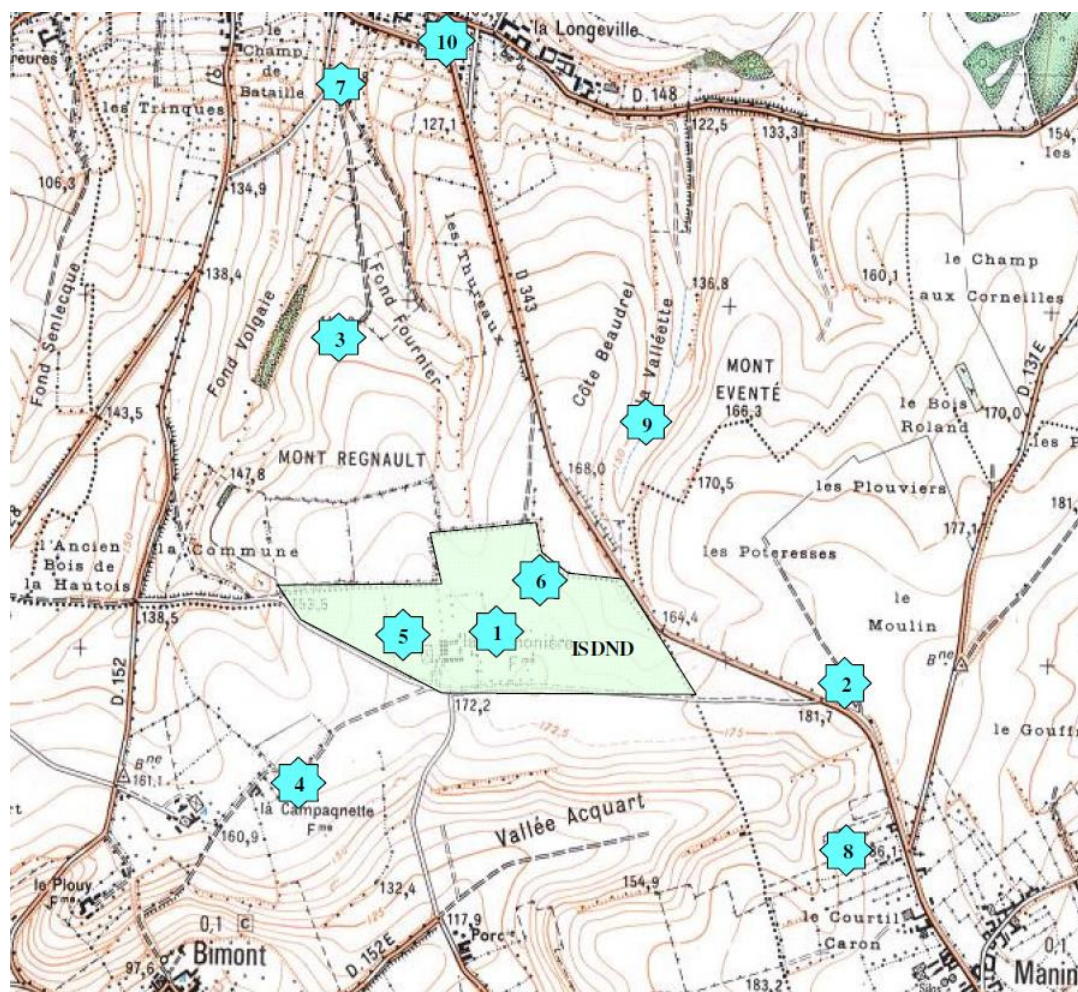
- H₂S : Composé odorant et toxique caractéristique des émissions de biogaz.
- NH₃ : Composé odorant et toxique caractéristique des émissions de lixiviats.
- Benzène et toluène : Composés organiques volatils de la famille des aromatiques, espèces présentes dans le biogaz.

Les prélèvements d'air pour l'analyse de l'hydrogène sulfuré, de l'ammoniac, du benzène et du toluène ont été réalisés à l'aide d'échantillonneurs passifs diffusionnels Radiello.

Les composés sont captés par l'échantillonneur, pendant un temps d'exposition t connu et selon un débit de piégeage Q (ou flux diffusif), déterminé par Radiello. La quantité piégée par le capteur passif peut ensuite être traduite en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aux conditions de prélèvements, si le débit de piégeage est connu.

On obtient des données représentatives de la qualité de l'air moyenne sur la période d'échantillonnage en englobant les variations de stabilité atmosphérique (diurne/nocturne) ou d'activité (semaine/weekend).

Figure 11 : Localisation des points de prélèvements (source : Europoll)



4.1.2 Campagne de mesure complémentaire

Afin de compléter les mesures disponibles de 2015, concernant les composés d'intérêt sanitaires retenus, une campagne de mesures complémentaires a été mise en œuvre par BURGEAP en juin 2016.

Cette surveillance environnementale a ciblé 3 polluants :

- le 1,2-dichloroéthane : traceur de l'activité « stockage de déchets » comme préconisé dans le guide ASTEE (2005), et non mesuré dans le cadre du suivi environnemental du site ;
- le Naphtalène et l'acétaldéhyde : ils constituent (avec le NH_3) les traceurs de l'activité « compostage ».

La mesure a été réalisée par tubes à diffusion passive qui permettent d'obtenir une concentration moyenne sur une période d'exposition dans une multiplicité de lieux. L'échantillonneur passif est classiquement utilisé pour mesurer des concentrations environnementales, pour surveiller le respect des valeurs limites de longue durée, pour suivre les tendances sur plusieurs années ou encore pour comparer simultanément plusieurs

régions géographiques. Les tubes passifs sont reconnus et décrits par la norme Européenne « Ambient Air Quality – Diffusive samplers for the determination of gases and vapours – requirements and test methods » [EN 13528 : 2002].

Les analyses ont été menées par le laboratoire TERA environnement. Le rapport d'analyse est reporté en Annexe 3.

Les points de mesure ont été positionnés à l'emplacement des points faisant déjà l'objet du suivi environnemental, à savoir :

- Le Point 1 : sur site à proximité des casiers en cours de remplissage de déchets ;
- Le Point 9 (à 750 m des casiers) : à proximité du site, sous vent dominant de sud-ouest, au bord de la D343, face à l'entrée du site (La Vallée).
- 3 points en direction ou à proximité des trois villages entourant le site : Hucqueliers, Bimont et Maninghem :
 - Point 2 (à 1200m des casiers) dans la direction des premières habitations du village de Maninghem ;
 - Point 3 (à 600 m des casiers) dans la direction du village de Hucqueliers ;
 - Point 4 (à 500 m des casiers) dans la direction des premières habitations du village de Bimont ;
- 2 points considérés comme le bruit de fond local :
 - Point 7 (à 1400m des casiers) au niveau des premières habitations du village de Hucqueliers (caserne des pompiers);
 - Point 10 (à 1 500m des casiers), route de Longeville.

Un blanc de terrain a été réalisé afin de valider la campagne de mesure.

Les données météo présentes lors de la campagne complémentaire (du 3 au 10 juin 2016) sont reportées dans le tableau ci-après.

Tableau 25 : Conditions météorologiques mesurées sur le site

Date	Vitesse du Vent (km/h)	Rafales (km/h)	Direction du Vent	Pluviométrie (mm)	Temps	T°	Ensoleillement en heures	humidité relative de l'air %
03-juin	20	39	N NORD EST	2	Pluvieux	9	0	92,96
06-juin	18	29	E NORD EST	27	beau	15	12,3	81,21
07-juin	9	15	E NORD EST	0	BEAU	17	8,9	83,17
08-juin	10	21	N NORD EST	3	GRIS	14	7,7	80,79
09-juin	14	31	NORD EST	0	gris	11	7,1	78,42
10-juin	10	23	EST	0	BEAU	16	4,5	69,37

Les conditions météorologiques sont dans la gamme de validité des mesures par tubes passifs. La pluviométrie faible et des températures conformes aux normes de saison ne sont pas à considérer comme défavorables en termes de concentrations dans l'air. De même le taux d'ensoleillement moyen n'a pas constitué des conditions de photodégradation trop importantes.

Les directions des vents ont mis le point 4 particulièrement sous les vents du site.

4.1.3 Synthèse

Le tableau ci-après récapitule les concentrations mesurées en 2015/2016.

Tableau 26 : Concentrations mesurées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Points		Campagnes EUROPOLL :								Campagne BURGEAP		
		Eté : 30 juin au 7 juillet 2015 Hiver : 3 au 10 novembre 2015								Eté : du 3 au 10 juin 2016		
		H ₂ S		NH ₃		benzène		Toluène		1,2-dichloroéthane	Naphtalène	acétaldéhyde
		été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	été	été
Sur site	1	1,5	16,7	17	< 2,0	1,0	0,3	1,6	0,3	< 0,01	0,03	1,3
	6	< 0,3	9,9	14	13	0,8	0,3	0,5	0,5	-	-	-
	5	2,1	2,0	56	< 2,0	0,7	0,4	0,7	0,3	-	-	-
Extérieur site	9	< 0,3	2,7	3,4	7,1	*	0,4	*	0,3	< 0,01	0,04	0,9
	2	< 0,3	1,7	2,5	< 2,0	0,5	0,3	0,6	0,3	< 0,01	< 0,01	1,0
	8	< 0,3	1,4	3,5	< 2,0	0,6	0,3	0,5	0,3	-	-	-
	3	< 0,3	2,1	< 2	< 2,0	1,0	0,3	0,4	0,2	< 0,01	0,04	1,1
	4	< 0,3	1,7	2,3	< 2,0	0,3	0,3	0,2	0,2	< 0,01	< 0,01	1,3
Bruit de fond	10	< 0,3	1,8	2,9	< 2,0	*	0,4	*	0,5	< 0,01	< 0,01	1,1
	7	< 0,3	1,7	2,4	< 2,0	0,9	0,3	0,8	0,3	< 0,01	< 0,01	1,1

* Les capteurs permettant la mesure du benzène et du toluène aux points 9 et 10 étaient très chargés en humidité. L'eau piégée sur ces capteurs a gêné l'analyse et a impliqué une mauvaise quantification des deux composés analysés.

4.2 Évaluation de la dégradation attribuable à l'installation – Milieu « Air »

Si l'installation étudiée est en exploitation et que ses émissions sont maîtrisées, l'interprétation des résultats de mesures dans l'environnement peut permettre de déterminer si ses émissions (passées et présentes) ont un impact significatif sur les teneurs de polluants dans les milieux.

La contribution des émissions de l'installation aux concentrations dans les milieux peut être estimée, au moins approximativement, grâce à la comparaison :

- des concentrations actuelles à celles mesurées au même point avant le début de l'exploitation (état initial : repère « historique ») ;
- des concentrations en un point impacté à celles en un point non impacté (environnement local témoin) : ce qui sera le cas dans le présent dossier.

4.2.1 Résultats par polluant

Pour rappel, la localisation des points de prélèvements est détaillée sur la **Figure 11**. L'évaluation de la dégradation attribuable à l'installation concerne les trois traceurs retenus pour l'activité actuelle, à savoir H₂S, benzène et dichloroéthane.

► H₂S

En été, pour l'ensemble des points extérieurs au site, les concentrations en hydrogène sulfuré sont toutes inférieures au seuil de quantification de 0,3 µg/m³. Aucun relèvement des concentrations au-dessus du bruit de fond atmosphérique n'a été constaté même au niveau des points les plus exposés au vent en provenance du site (points 4 et 10). **Les émissions du site n'ont donc eu pas d'impact à distance lors de cette campagne.**

En hiver, les concentrations en H₂S les plus élevées (hors site) ont été mesurées aux points 3 (en direction d'Hucqueliers) et 9 (sous vents dominants de Sud-ouest), avec respectivement 2,1 et 2,7 µg/m³. Ces deux points ont été fréquemment exposés aux vents en provenance de l'ISDND : 15,3% et 30,2% du temps. Parmi les points les plus exposés de cette campagne, ce sont aussi les plus proches du site.

Les teneurs en H₂S au niveau de l'ensemble des autres points riverains sont toutes comprises entre 1,4 et 1,8 µg/m³. On observe une homogénéité spatiale des concentrations en hydrogène sulfuré entre les points hors vent du site et proches de celui-ci (points 8, 2 et 4) et ceux sous les vents mais éloignés (points 7 et 10). Ceci met en évidence l'existence d'un bruit de fond local en H₂S, de l'ordre de 1,7 µg/m³, supérieur à celui observé habituellement (0,2 à 0,7 µg/m³). Il n'a pas été possible de déterminer l'origine de celui-ci (amendements agricoles, ...). Lors des précédentes campagnes de mesures, réalisées depuis 2006 autour de l'ISDND de la Ramonière, cette situation n'avait jamais été observée.

► Benzène (et toluène)

En été, les concentrations en benzène et en toluène dépassent les limites de quantification mais restent du domaine de la qualité de l'air.

En hiver, les concentrations en benzène et en toluène sont homogènes sur tous les points de mesures extérieurs au site et restent faibles. Aucun relèvement des concentrations au-dessus du bruit de fond classique de l'atmosphère n'a été constaté. **Les émissions du site n'ont donc pas d'impact à distance.**

► 1,2-dichloroéthane

Pour l'ensemble des points intérieurs et extérieurs au site, les concentrations en 1,2-dichloroéthane sont toutes inférieures au seuil de quantification de 0,01 µg/m³. Aucun relèvement des concentrations au-dessus du bruit de fond atmosphérique n'a été constaté même au niveau des points les plus exposés au vent en provenance du site. **Les émissions éventuelles du site n'ont donc pas d'impact à distance.**

4.2.2 Synthèse

Au vu de l'incertitude sur la mesure (de l'ordre de 20%), les concentrations mesurées en aval éoliens du site sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en amont éolien. Il n'y a donc pas d'impact marqué du site pour les composés recherchés.

4.3 Évaluation de la compatibilité pour le milieu « Air »

Dans la mesure où il n'a pas été montré de dégradation du milieu « air » en lien avec les activités actuelles du site, l'évaluation de la compatibilité du milieu ne portera ici que sur les principaux traceurs de l'activité future. Cette démarche consiste à comparer les concentrations mesurées avec les valeurs réglementaires ou indicatives sur la qualité des milieux applicables, ou si elles n'existent pas, à réaliser une quantification partielle des risques. Dans ce cas, l'interprétation repose sur la réalisation d'un calcul d'EQRS (évaluation quantitative des risques sanitaires) tel que décrit dans le guide du Ministère chargé de l'environnement avec une grille de calcul et une interprétation des résultats spécifique.

4.3.1 Comparaison aux valeurs de gestion (valeurs réglementaires ou valeurs guides)

En France, le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 transpose la directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe et précise notamment les nouvelles normes à appliquer.

Les concentrations de pollution de l'air sont réglementées selon 5 niveaux de **valeurs réglementaires** :

- **Objectif de qualité** : niveau de concentration à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.
- **Valeur cible** : niveau de concentration à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné, et fixé afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- **Valeur limite pour la protection de la santé** : niveau de concentration à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, et fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- **Seuil d'information et de recommandation** : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de groupes particulièrement sensibles au sein de la population et qui rend nécessaires l'émission d'informations immédiates et adéquates à destination de ces groupes et des recommandations pour réduire certaines émissions.
- **Seuil d'alerte de la population** : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement, justifiant l'intervention de mesures d'urgence.

Par ailleurs, pour l'air extérieur, l'OMS (Air Quality Guidelines for Europe, 2000 et 2005) propose également des valeurs guides pour la qualité de l'air.

Néanmoins, les trois traceurs retenus pour les activités futures (NH₃, naphtalène et acétaldéhyde), ne disposent ni de valeurs réglementaires, ni de valeur de gestion pour l'air extérieur.

4.3.2 Calcul d'IEM

4.3.2.1 Relations dose-réponse des substances retenues

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en µg/m³.

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales⁹ à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal

⁹ ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)
IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency)

et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

La note d'information N° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact a été prise en compte pour la sélection des VTR. En complément de ce document, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles ont été recherchées de façon à discuter le choix réalisé.

L'ensemble des informations toxicologiques propre à chaque substance est reporté en Annexe 5.

4.3.2.2 Calcul d'interprétation de l'état des milieux

Les principes généraux des calculs d'IEM sont reportés en Annexe 4.

Les niveaux de risques sont exprimés sous la forme d'un **quotient de danger (QD)** pour les effets à seuil, et d'un **excès de risque individuel (ERI)** pour les effets sans seuil. Le mode de calcul de ces indicateurs et les valeurs de référence associées sont détaillés en Annexe 4. Les paramètres d'exposition retenus y sont également exposés.

Tableau 27 : Niveaux de risque estimés dans le cadre de l'IEM

Voie d'exposition unique : Inhalation									
Facteurs de l'équation :	Cse	Te	T	Ef	Tm	VTR			
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans l'air extérieur	Temps journalier passé à l'extérieur	Durée d'exposition théorique	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)		
	µg/m ³	heure	année	jour	an	µg/m ³	(µg/m ³) ⁻¹	QD (Quotient de danger)	ERI (Excès de risque individuel)
Naphtalène	0,04	24	30	365	70	3,70E+01	5,60E-06	0,001	9,6E-08
Acétaldéhyde	1,3	24	30	365	70	-	2,20E-06	-	1,2E-06
ammoniac	7,1	24	30	365	70	2,00E+02	-	0,04	-

► NH₃

En été, les concentrations moyennes en NH₃, sur les 7 jours d'exposition, au niveau des points extérieurs au site sont toutes de l'ordre du bruit de fond atmosphérique typique. Elles varient entre des valeurs inférieures au seuil de quantification de 2 µg/m³ (au point 3) et 3,5 µg/m³ (au point 8).

En hiver, l'ensemble des points riverains présente une concentration en NH₃ inférieure au seuil de quantification de la méthode analytique de 2 µg/m³, sauf le point 9 où une concentration de 7,1 µg/m³ a été mesurée. L'ammoniac détecté en ce point semble en relation avec celui mesuré au point 6, à proximité des déchets, en raison de son fort taux d'exposition à cette zone. Cette concentration reste cependant faible. La

valeur de référence citée pour le NH₃ est la seule disponible, mais reste peu pertinente en milieu rural où de nombreuses autres sources anthropiques sont potentiellement présentes (épandage, élevage, ...).

Les niveaux de risque estimés sont inférieurs aux critères définis dans le cadre d'une IEM.

Ainsi, l'état environnemental du site est compatible avec l'usage prévu.

► Naphtalène

A l'extérieur du site, le naphtalène n'a été détecté qu'au niveau de 2 points (points 9 et 3). Pour l'ensemble des autres points, les concentrations sont inférieures au seuil de quantification analytique 0,01 µg/m³.

Les concentrations mesurées sur les points 9 et 3 restent toutefois très faibles, comparable à la mesure sur site et en dessous du bruit de fond atmosphérique typique.

Les niveaux de risque estimés sont inférieurs aux critères définis dans le cadre d'une IEM.

Ainsi, l'état environnemental du site est compatible avec l'usage prévu.

► Acétaldéhyde

Le niveau de risque estimé pour les effets sans seuil est du même ordre de grandeur que la valeur de la borne inférieure définie dans le cadre d'une IEM.

Il est toutefois à noter que les concentrations en acétaldéhyde sont homogènes sur tous les points de mesures extérieurs au site et du même ordre de grandeur que la concentration mesurée sur site. Elles restent faibles. Aucun relèvement des concentrations au-dessus du bruit de fond typique de l'atmosphère n'a été constaté (bruit de fond compris entre 0,3 et 5,2 µg/m³).

Ainsi, l'état environnemental du site est compatible avec l'usage prévu.

5. Evaluation prospective des risques sanitaires

L'objectif de la caractérisation des risques sanitaires est d'estimer les risques sanitaires potentiellement encourus par les populations voisines attribuables aux émissions futures des installations et d'apporter les éléments d'aide à la décision pour :

- juger de l'acceptabilité des émissions prévues compte-tenu des risques estimés ;
- valider les conditions d'émissions permettant de maintenir un niveau de risque non préoccupant ;
- hiérarchiser les substances, les sources et les voies de transfert qui contribuent à ce risque, à contrôler en priorité ;
- identifier les populations et les enjeux les plus impactés, à surveiller en priorité et à protéger le cas échéant.

L'évaluation est de nature prospective, et apporte des éléments d'appréciation des futurs impacts de l'installation sur les populations environnantes. Au-delà de la démarche d'évaluation, c'est un outil d'aide à la décision et à la gestion.

L'évaluation quantitative des risques sanitaires est décrite dans le guide méthodologique de l'INERIS (2003) et suit les quatre étapes fondamentales suivantes :

- identification des dangers ;
- évaluation des relations dose-réponse ;
- évaluation de l'exposition ;
- caractérisation du risque.

5.1 Identification des dangers

En termes sanitaires, un danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique. La toxicité d'un composé dépend de la durée et de la voie d'exposition de l'organisme humain. Différents effets toxiques peuvent être considérés.

Pour la substance prise en compte dans le cadre de cette évaluation, les effets toxiques ont été collectés et notamment les effets cancérogènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (altération du patrimoine génétique) ainsi que les effets sur la reproduction (reprotoxicité).

En ce qui concerne le potentiel cancérogène, différents organismes internationaux (l'OMS, l'Union Européenne et l'US-EPA) distinguent différentes catégories ou classes. Seule la classification de l'Union Européenne a un caractère réglementaire. C'est également la seule qui classe les substances chimiques quant à leur caractère mutagène et reprotoxique.

Le mode d'exposition par inhalation a été traité en effets chroniques, correspondant à de longues durées d'exposition (supérieures à 7 ans pour l'US-EPA et supérieures à 1 an pour l'ATSDR).

L'ensemble des informations concernant le potentiel toxique de la substance retenue comme traceur de risque est reporté en **Annexe 5**.

5.2 Relation dose – effet / dose – réponse

5.2.1 Les VTR

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la **Valeur Toxicologique de Référence** (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales¹⁰ à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu, deux grands types d'effets toxiques peuvent être distingués :

- les effets à seuil pour lesquels il existe un seuil d'exposition en dessous duquel l'effet néfaste n'est pas susceptible de se manifester. Il s'agit des effets toxiques non cancérogènes et des effets cancérogènes non génotoxiques.
 - Les VTR pour les effets à seuil sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'inhalation et en mg/kg/j pour l'ingestion ;
- les effets sans seuil (essentiellement les effets cancérogènes génotoxiques) pour lesquels il est difficile scientifiquement de définir de façon fiable un niveau d'exposition sans risque. La probabilité de survenue de l'effet néfaste croît avec l'augmentation de la dose. Les effets sans seuil de dose sont exprimés au travers d'un indice représentant un excès de risque unitaire (ERU) qui traduit la relation entre le niveau d'exposition chez l'homme et la probabilité de développer l'effet. Les ERU sont définis à partir d'études épidémiologiques ou animales. Les niveaux d'exposition appliqués à l'animal sont convertis en niveaux d'exposition équivalents pour l'homme. et ERU représente la probabilité supplémentaire de survenue de l'effet néfaste pour une exposition vie entière à une unité de dose donnée par rapport à une population non exposée.
- la dénomination proposée la plus classique est la suivante :
 - l'excès de risque unitaire par inhalation : ERUi en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.
 - l'excès de risque unitaire par ingestion : ERUo en $(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$.

Une même substance peut produire ces deux types d'effets.

Pour les substances sélectionnées dans le cadre de cette étude, une description des différentes VTR actuellement disponibles est donnée en **Annexe 4**.

Pour chaque substance, il est systématiquement pris en compte les effets à seuil et les effets sans seuil (cancérogènes), lorsqu'ils existent.

¹⁰ IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency)

ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

OMS (Organisation Mondiale de la Santé)

Santé Canada (Ministère Fédéral de la Santé – Canada),

RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National de Santé Publique et de l'Environnement – Pays Bas),

OEHH (Office of Environmental Health Hazard Assessment of Californie – Etat Unis)

En France, l'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement, du Travail) peut également produire des VTR.

5.2.2 Critères de choix des VTR

La note d'information N° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués est prise en compte pour la sélection des VTR.

En l'absence de VTR établie par l'ANSES, en application de la note DGS/DGPR précitée, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles seront recherchées de façon à discuter le choix réalisé sur les critères suivants :

- les valeurs issues d'études chez l'homme par rapport à des valeurs dérivées à partir d'études sur les animaux. Par ailleurs, la qualité de l'étude pivot sera également prise en compte (protocole, taille de l'échantillon, ...);
- les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués constitueront également un critère de choix ;
- les valeurs issues d'organismes reconnus (européens ou autres).
 - Ainsi, en l'absence **d'expertise nationale** ou de VTR proposée par l'**Anses**, la VTR sera retenue selon l'ordre de priorité défini par la circulaire DGS/DGPR du 31/10/2014 à savoir :
 - la VTR la plus récente parmi les trois bases de données : US-EPA, ATSDR ou OMS sauf s'il est fait mention par l'organisme de référence que la VTR n'est pas basée sur l'effet survenant à la plus faible dose et jugé pertinent pour la population visée.
 - Puis, si aucune VTR n'était retrouvée dans les 4 bases de données (Anses, US-EPA, ATSDR et OMS), la VTR la plus récente proposée par Santé Canada, RIVM, l'OEHHA ou l'EFSA.

5.2.3 Substances traceur du risque

Les substances retenues sont celles retenues au paragraphe 3.4.

- Pour l'activité de stockage des déchets ménagers :
 - Installations de combustion (torchère, cogénération et chaudière) : le benzène, le 1,2Dichloroéthane et l'H₂S. A ces traceurs de risques a été rajouté le dioxyde de soufre ;
 - Biogaz diffus : le benzène, le 1,2Dichloroéthane et l'H₂S
 - Traitement des lixiviats (tour aéroréfrigérante) : métaux (Chrome VI, Cadmium, Plomb, Mercure et Arsenic) et phénol.
- Pour l'activité de compostage : le benzène, l'H₂S, l'ammoniac, le naphthalène, l'acétaldéhyde.

5.2.4 Tableau de synthèse des VTR retenues

Tableau 28 : Synthèse des VTR retenues pour la voie « inhalation »

	CAS n°R	EFFETS TOXIQUES SANS SEUIL			EFFETS TOXIQUES A SEUIL			
		ERUI (µg/m3)-1	type de cancer voie inh°	Source	VTRi (inh°) (µg/m3)	Organe cible (inh°)	Source	Facteur de sécurité (inh°)
METAUX ET METALLOIDES								
Arsenic (As)	non adéquat	1,50E-03	<i>pulmonaire</i>	OMS, 2000	1	<i>poumon</i>	RIVM, 2001	nd*
Cadmium (Cd) <i>effets non cancérogènes</i>	non adéquat	-	-	-	0,45	<i>rein</i>	Anses, 2012	-
Cadmium (Cd) <i>effets cancérogènes</i>		-	-	-	0,3	<i>tumeurs pulmonaires</i>	Anses, 2012	25
Chromé VI (Cr VI particulaire)	non adéquat	4,00E-02	<i>pulmonaire</i>	OMS, 2000	0,1	<i>bronche, poumon</i>	US-EPA, 1998	300
Mercuré (Hg)	non adéquat	-	-	-	0,2	<i>SNC</i>	ATSDR, 1999	30
Plomb (Pb)	non adéquat	1,20E-05	<i>rein</i>	OEHHA, 2002	-	-	-	-
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES								
Naphtalène	91-20-3	5,60E-06	<i>neuroblast ome de l'épité, olfactif</i>	Anses, 2013	37	<i>sys. Resp.</i>	Anses, 2013	250
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES								
benzène	71-43-2	2,60E-05	<i>leucémie</i>	Anses, 2014	10	<i>sang</i>	ATSDR, 2007	10
COMPOSES ORGANO-HALOGENES VOLATILS								
1,2 dichloroéthane	107-06-2	3,40E-06	<i>glandes mammaires</i>	ANSES 2008	3000	<i>hépatique</i>	ATSDR, 2001	90
SUBSTANCES ORGANO-SOLUBLES								
Composés phénoliques								
phénol	108-95-2	-	-	-	200	<i>fois, système nerveux</i>	OEHHA, 2003	100
Aldéhydes								
Acétaldéhyde	75-07-00	2,20E-06	<i>nasal</i>	US-EPA, 1991	-	-	-	-
POLLUANTS GENERAUX LIES AUX REJETS ATMOSPHERIQUES								
NH3		-	-	-	200	<i>respiratoire</i>	OEHHA, 2003	10
H2S	7783-06-4	-	-	-	2	<i>respiratoire et nerveux</i>	US-EPA, 2003	300

Tableau 29 : Synthèse des VTR retenues pour la voie « ingestion »

	EFFETS TOXIQUES SANS SEUIL			EFFETS TOXIQUES A SEUIL			
	ERUo (mg/kg/j)-1	type de cancer voie orale	Source	VTRo (oral) (mg/kg/j)	Organe cible (oral)	Source	Facteur de sécurité (oral)
METEAUX ET METALLOIDES							
Arsenic (As)	1,5	cutané	US-EPA, 1998	3,00E-04	cutané	US-EPA, 1993	3
Cadmium (Cd) effets non cancérigènes	-	-	-	3,60E-04	rein	EFSA, 2011	-
Chrome VI (Cr VI particulaire)	-	-	-	0,0009	syst.digest.	ATSDR, 2012	10
Mercuré (Hg)	-	-	-	0,0003	rein	US-EPA, 1995	1000
Plomb (Pb)	8,50E-03	rein	OEHHA, 2002	0,00063	plombémie	Anses, 2013	-

5.2.5 Autres valeurs de comparaison utilisées

D'autres valeurs que les valeurs toxicologiques de référence peuvent être utilisées notamment en l'absence de VTR. Ces autres valeurs permettent en effet de discuter de l'exposition des individus et d'estimer l'état des milieux, à savoir si un impact est mesuré (ou mesurable) ou non.

Ces valeurs de comparaison regroupent des valeurs réglementaires (France et Europe), des valeurs guide (OMS, INDEX, CHSPF) qui sont généralement des valeurs qui servent de point de départ à l'élaboration de valeurs réglementaires.

Ces valeurs ne sont en aucun cas (conformément à la note d'information DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014) utilisées pour évaluer les Quotient de Danger (QD) et excès de risques individuels (ERI) faisant référence à une évaluation des risques sanitaires. Ces valeurs appelées valeurs de comparaison constituent des critères de gestion.

Tableau 30 : Synthèse des autres valeurs disponibles

Substance	N° CAS	Valeur	Source
SO ₂	7446-09-6	Valeur Guide = 50 µg/m ³	CHSPF (2002)
Acétaldéhyde	75-07-00	VGAI** = 160 µg/m ³	ANSES (2014)

* La valeur guide, du SO₂, a été revue par un groupe de travail OMS en 2005 (WHO air quality guidelines, global update, 2005) 9. Dans cette révision, qui s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment), l'OMS ne propose plus qu'une seule valeur guide pour le SO₂ : 20 µg/m³ en moyenne journalière. Ceci traduit le fait que les effets sanitaires du SO₂ sont principalement liés aux variations journalières des niveaux de pollution atmosphérique de fond observés en milieu urbain. C'est la raison pour laquelle l'OMS précise que le respect de la valeur guide journalière permettra d'assurer un bas niveau d'exposition des populations. Cependant en France, l'objectif de qualité de l'air défini par le CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France) est toujours de 50 µg/m³.

** l'Anses élabore de valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI), fondées exclusivement sur des critères sanitaires. Cette valeur concerne donc le milieu air intérieur, toutefois, dans notre étude, nous considérons une présence de 100 % du temps sur le lieu d'habitation (intérieur ou extérieur).

5.3 Evaluation de l'exposition

5.3.1 Modélisation de la dispersion atmosphérique

L'objectif de la phase de modélisation est d'estimer les concentrations environnementales liées au fonctionnement du site, dans sa configuration future, sur une période longue. L'expertise du site montre que les facteurs qui vont le plus jouer sur la dispersion des substances émises par le site sont les conditions météorologiques rencontrées sur site, notamment la structure verticale de l'atmosphère. Il a donc été décidé de mettre en œuvre le modèle de dispersion ADMS 5, modèle gaussien spécialement développé pour évaluer l'impact des rejets atmosphériques d'une grande variété de sources industrielles sur des zones complexes.

Développé depuis 15 ans par le Cambridge Environmental Research Consultant (CERC), cet outil numérique est largement utilisé et reconnu sur le territoire, en Europe et dans le monde entier. ADMS 5 est considéré par l'INERIS, l'InVS et l'US EPA comme la nouvelle génération (Advanced model) des modèles gaussiens de dispersion atmosphérique. Il a été validé par l'outil européen d'évaluation des modèles de dispersion : le « Model Validation Kit » [Hanna, 1999]. Il se base en effet sur les technologies et les connaissances les plus récentes dans le domaine. Une présentation des spécificités de ce logiciel est proposée en Annexe 6.

Compte tenu des caractéristiques des sources étudiées, du domaine d'étude et des objectifs de l'étude (étude d'impact sur du long terme), un modèle gaussien de nouvelle génération du type ADMS est un outil tout à fait adapté. Il est de plus couplé au modèle diagnostic linéarisé FLOWSTAR, qui permet de prendre en compte l'impact du relief et de l'occupation des sols sur les champs de vents et de turbulence.

Pour cette étude, les principaux phénomènes physiques pris en compte par le modèle sont listés dans le tableau suivant :

Tableau 31 : Phénomène pris en compte dans la modélisation

Phénomène physique	Prise en compte par le modèle de dispersion	Commentaires
Météorologie locale	Oui	Données horaires sur l'année 2015 sur la station météorologique représentative de la zone d'étude (Bimont).
Description verticale de la turbulence atmosphérique	Oui	Analyse d'échelle de Monin-Obukhov et intégration de profils verticaux de vent et température
Surélévation des panaches à l'émission	Oui	Modèle intégral de trajectoire 3D en sortie de cheminée
Nature des sols rencontrés	Oui	Hauteur de rugosité variable prise en compte sur le domaine d'étude selon la nature des sols rencontrée
Nature particulière des polluants	Oui	Les métaux ont été considérés comme particuliers
Variabilité temporelle des émissions	Non	Les émissions sont lissées sur l'année, hypothèse valide compte tenu des résultats attendus (moyenne annuelle).
Effet aérodynamique des obstacles les plus proches des sources sur la dispersion des panaches	Non	Aucun obstacle (bâtiment), susceptible de perturber la dispersion atmosphérique des émissions, n'est présent sur le site.
Effet de la topographie (relief) sur la dispersion des panaches	Non	Le relief sur la zone d'étude n'étant pas marqué, il a été considéré comme plat.

5.3.1.1 Caractéristiques physiques des sources et émissions

Il a été retenu dans la phase de modélisation la différence entre les émissions actuelles (caractérisées dans le cadre de la caractérisation des milieux), et les émissions futures.

► Les torchères

Le site dispose de 2 torchères permettant de détruire par combustion l'excédent du biogaz qui n'a pu être valorisé. Par rapport au fonctionnement actuel, la part supplémentaire, liée au projet, de biogaz captable à traiter est de 330 Nm³/h de biogaz, soit un débit d'air en sortie (part liée au projet) de 1 770 Nm³/h à 850°C, en considérant un ratio débit entrant/débit sortant de 5.36¹¹.

Le flux associé a été estimé à partir du débit mentionné ci-dessus et des concentrations du Tableau 6, en considérant un fonctionnement des torchères sur 10% du temps.

Tableau 32 : Flux des torchères (en kg/an) lissé sur l'année

Composé	Flux (kg/an)
Sulfure d'hydrogène	0,003
Dioxyde de soufre	2 881
Benzène	0,06
1,2-dichloroéthane	0,006

► Les micro-turbines- centrale de cogénération

Les gaz de combustion des micro-turbines de cogénération sont évacués à partir d'une cheminée qui présente les caractéristiques présentées au Tableau 7.

Les flux ont été estimés à partir du débit mentionné dans le Tableau 7 et les concentrations du Tableau 10.

Tableau 33 : Flux retenus au rejet des micro-turbines (en kg/an) lissé sur l'année

Composé	Flux (kg/an)
Benzène	26,7
1,2-dichloroéthane	61,3
Dioxyde de soufre	4 716

► La chaudière

Les gaz de combustion de la chaudière sont évacués à partir d'une cheminée qui présente les caractéristiques présentées au Tableau 11.

Les flux ont été estimés à partir du débit mentionné dans le Tableau 11 et les concentrations du Tableau 12.

¹¹ Donnée ASTEE. Le débit de fumée total de la torchère (en Nm³/h à 11 %O₂) est égal au débit nominal de biogaz entrant dans la torchère multiplié par 5,36 pour tenir compte de l'équation stœchiométrique de la réaction de combustion.

Tableau 34 : Flux retenus au rejet de la chaudière (en kg/an) lissé sur l'année

Composé	Flux (kg/an)
Sulfure d'hydrogène	0,003
Benzène	26,7
1,2-dichloroéthane	61,3
Dioxyde de soufre	4 716

► La tour aéroréfrigérante

Les rejets de la tour aéroréfrigérante sont évacués à partir d'une cheminée qui présente les caractéristiques présentées au Tableau 13.

Les flux ont été estimés à partir du débit mentionné dans le Tableau 13 et les concentrations du Tableau 15.

Tableau 35 : Flux retenus au rejet de la TAR (en kg/an)

Paramètre	Flux maximal émis à l'atmosphère (kg/an)
Cr VI	1,58
Cadmium	3,15
Plomb	7,88
Mercuré	0,79
Arsenic	1,58
Phénols	1,58

► Le biogaz diffus

Le taux de captage est estimé à environ 80% (présence d'une couverture avec géomembrane). Pour l'étude il sera donc considéré qu'environ 20% de la production totale de biogaz sur les alvéoles sont émis de façon diffuse. Les données d'émission des alvéoles sont répertoriées dans le tableau suivant.

Pour rappel, les émissions diffuses de biogaz en 2030 sont estimées à 274 Nm³/h, ce qui représente une augmentation de 86 Nm³/h par rapport à la situation actuelle (delta émissions de 2016 et 2030)

Le débit de biogaz émis est celui mentionnée au **Tableau 2**.

Tableau 36 : Emissions de biogaz diffus

Paramètre	Unité	Valeur
Production maximale théorique de biogaz	m ³ /h	1 278
Taux de captage	%	80
Quantité de biogaz diffus émise	m ³ /h	256
Delta entre émissions diffuses de 2016 et 2030		83
Surface d'émission = ISDND2**	m ²	58 500
Température d'émission	°C	Ambiante

Paramètre	Unité	Valeur
Emission diffuse de biogaz	m ³ /m ² .h	1,4.10 ⁻³
hauteur	m	5
vitesse	m/s	0,001*

* vitesse minimale qu'il est possible de paramétrer dans le modèle

** dans la mesure où il s'agit de l'évaluation prospective des risques sanitaire, nous avons considéré comme hypothèse de modélisation que l'ensemble des émissions de biogaz diffus proviennent de l'ISDND2.

Pour caractériser les polluants émis au niveau du biogaz, nous avons retenu les concentrations mentionnées dans le

Tableau 17.

Tableau 37 : Flux retenus pour le biogaz diffus (kg/an)

Composé	Flux (kg/an)
Benzène	0,78
1,2-dichloroéthane	0,04
H ₂ S	72

Pour l'H₂S, il a été retenu de considérer la valeur issue de la littérature dans la mesure où il est impossible à ce stade de connaître la concentration dans le futur biogaz. Cette hypothèse sera traitée en incertitude.

► Le compostage

Les caractéristiques de la plateforme de compostage sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 38 : Caractéristiques des andains de la plateforme de compostage

Hauteur (m)	Vitesse (m/s)	Surface (m ²)	Température (°c)
3	0,001*	2 600	Ambiante

* vitesse minimale qu'il est possible de paramétrer dans le modèle

Pour caractériser les polluants émis au niveau de la plateforme de compostage, nous avons retenu :

- les valeurs issues du guide ADEME « impact environnementaux de la gestion des déchets – bilan des connaissances de 2005 » pour les substances gazeuses ;

Le tableau suivant récapitule les facteurs d'émissions retenus pour cette étude ainsi que les flux :

Tableau 39 : Emissions du compostage – composés gazeux

Familles	Facteur d'émissions pour la famille de substances (g / T de MS)	Substances traceurs de risques représentative de la famille	Flux annuel (kg/an)
Aldéhydes	150	Acétaldéhyde	450
Hydrocarbures aromatiques	20	Benzène	30
		Naphtalène	30
Hydrogène sulfuré (H ₂ S)	50	-	150
Ammoniac (NH ₃)	1 500	-	4 500

5.3.1.2 Domaine d'étude

Le domaine d'étude retenu est un carré de 8 km de côté. Il est localisé sur la figure suivante. Une grille de calcul de résolution 80 m est utilisée sur cette zone d'étude. Les valeurs de concentration sont simulées en chaque point de cette grille, permettant ainsi de cartographier l'impact des rejets autour du site et sur l'ensemble du domaine d'étude. Le domaine d'étude choisi permet de localiser les zones d'impact maximales.

Les calculs sont également réalisés en 6 points particuliers (appelés récepteurs), correspondant aux points identifiés comme étant susceptibles d'être les plus impactés. Ces points sont également localisés sur la figure suivante.

Figure 12 : Domaine d'étude et points récepteurs retenus

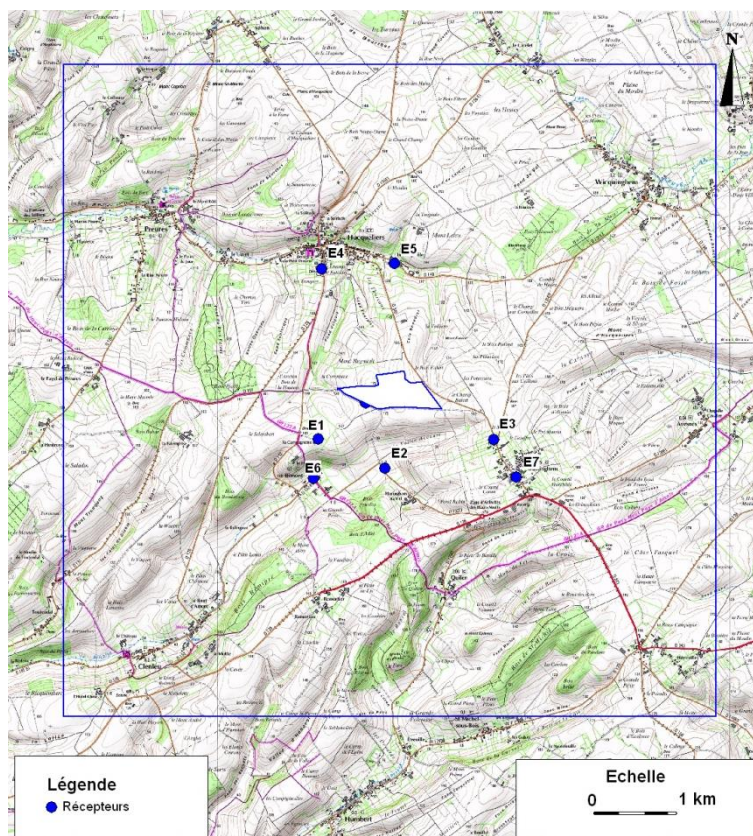


Tableau 40 : Désignation des récepteurs

Récepteurs	Localisation
E1	720 m à l'Ouest-Sud-Ouest du site
E2	750 m au sud du site
E3	770 m au Sud-Est du site
E4	1 600 m au Nord-Ouest du site
E5	1 300 m au Nord du site
E6	1 200 m au Sud-Ouest du site
E7	1 300 m au Sud-Est du site

5.3.1.3 Occupation des sols

Les données d'occupation des sols sont fournies par l'IFEN (CORINE Land Cover 2012, réalisée à partir d'images satellitaires de l'année 2006).

L'occupation des sols sur le domaine d'étude présenté au paragraphe 3.3.1.2 - Occupation des sols est relativement homogène avec essentiellement la présence de culture autour du site. Toutefois il a été considéré dans la modélisation, une prise en compte d'une hauteur de rugosité variable sur le domaine d'étude, les valeurs associées pouvant aller de 1 (forêt) à 0,001 (plan d'eau).

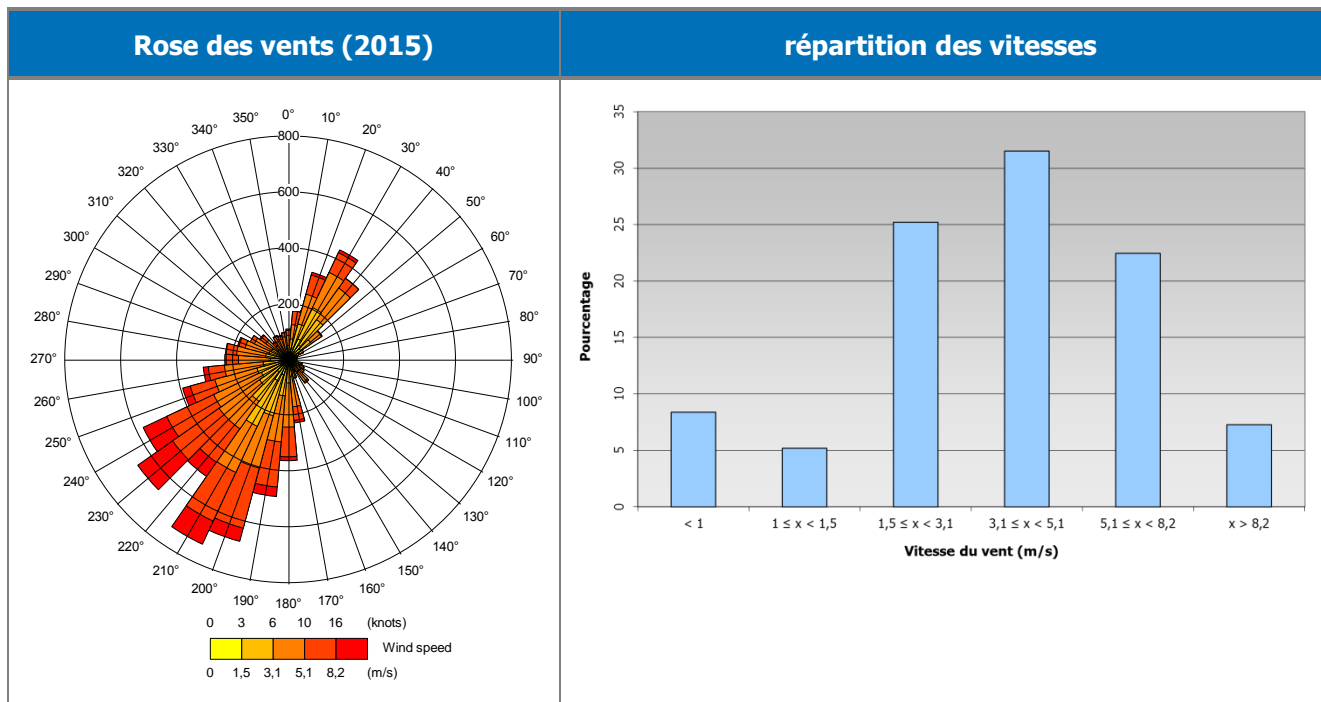
5.3.1.4 Données météorologiques

La connaissance des paramètres météorologiques est primordiale pour l'étude de la dispersion des rejets dans l'atmosphère. La direction et la vitesse du vent, la pluviométrie, la température de l'air et la stabilité atmosphérique sont des grandeurs physiques qui permettent de bien représenter la climatologie locale, en particulier les mouvements d'air dans les premières couches de l'atmosphère.

Les paramètres météorologiques précités sont variables dans le temps et l'espace. Ils résultent de la superposition de phénomènes atmosphériques à grande échelle (régime cyclonique ou anticyclonique) et de phénomènes locaux (influence de la rugosité, de l'occupation des sols et de la topographie). C'est la raison pour laquelle les chroniques météorologiques doivent être suffisamment longues, complètes et représentatives de la climatologie du site.

Les données météorologiques nécessaires pour la réalisation de cette étude sont extraites de la station météorologique localisée à Radinghem et concernent les paramètres suivants : températures, force et direction du vent. Les données relatives à la nébulosité ont été acquises via la station météorologique de Bimont située à quelques kilomètres au sud-ouest du site.

Il s'agit de données horaires sur 2015. La figure ci-dessous présente la rose des vents de cette année 2015 :

Figure 13 : Rose des vents et répartition des vitesses


Ces graphiques montrent que :

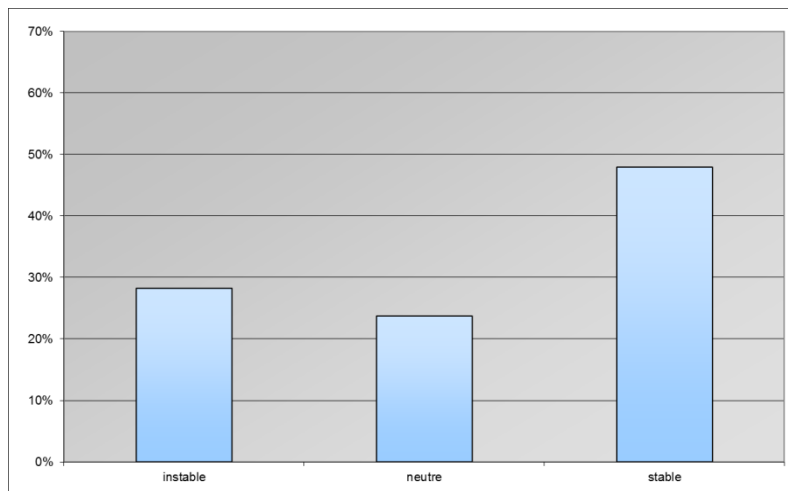
- 57 % des vents ont une vitesse comprise entre 1,5 et 5,1 m/s ;
- 22,5 % des vents ont une vitesse comprise entre 5,1 et 8 m/s ;
- 7,3 % des vents ont une vitesse supérieure à 8 m/s ;
- le vent dominant est le vent du secteur Sud-Ouest qui souffle 42 % du temps environ ;
- le vent de secteur Nord-Est souffle 13 % du temps environ.

Il est à noter que les vents dont la vitesse est inférieure à 0,75 m/s, n'étant pas pris en compte par le modèle, ont été réaffectés à une vitesse de 0,8 m/s. Ces vents représentent environ 6,4 % des données.

La stabilité de l'atmosphère, donnée moins commune que les précédentes, est déterminée à partir de la vitesse du vent et de la nébulosité. Ce paramètre est destiné à quantifier les propriétés diffusives de l'air dans les basses couches atmosphériques. Dans notre cas et pour l'année étudiée, l'information a été déduite du calcul de la hauteur de la couche limite atmosphérique (h) et de la longueur de Monin-Obukhov (LMO) selon les critères suivants :

- stable : $h/LMO \geq 1$;
- neutre : $-0,3 \leq h/LMO < 1$;
- instable : $h/LMO < -0,3$.

Figure 14 : Répartition des classes de stabilité de l'atmosphère



L'examen de la figure précédente montre que :

- les conditions de dispersion les plus fréquentes correspondent à une classe de stabilité dite « stable » présentes 48 % du temps. Ces conditions sont peu dispersives et sont généralement responsables des zones et des distances d'impact les plus importantes ;
- les conditions de dispersion correspondant à une instabilité de l'atmosphère sont moins nombreuses : elles sont présentes moins de 28 % du temps. Ces conditions, très dispersives, correspondent généralement à des zones d'impact restreintes. Toutefois, elles peuvent occasionner des concentrations environnementales importantes sur des zones très limitées, souvent situées à proximité immédiate de la source d'émission (généralement à l'intérieur des limites de propriété du site) ;
- les conditions neutres sont représentées à 24 % de présence dans cette zone. Ces situations facilitent la dispersion atmosphérique des émissions (vents modérés, situations de ciel couvert).

Ainsi, dans l'ensemble, les conditions de stabilité rencontrées sur le site sont propices à la dispersion émissions atmosphériques.

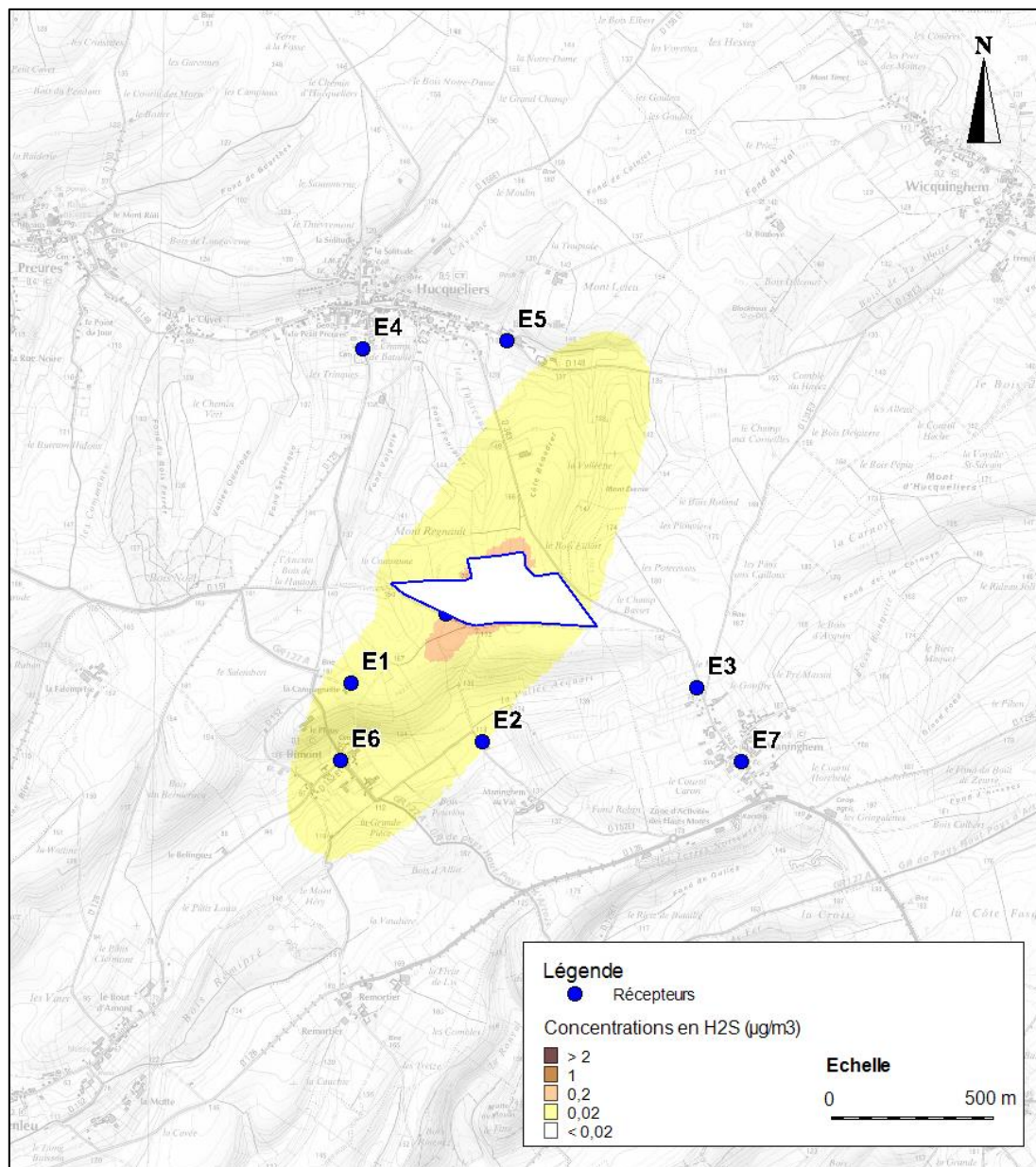
5.3.1.5 Résultats de la modélisation atmosphérique

Nous avons, à l'aide du logiciel ADMS 5, modélisé la dispersion atmosphérique des substances gazeuses et particulaires émises par les sources du projet recensées sur le site.

Les résultats présentés sous forme de tableaux (**Annexe 7**), synthétisent les concentrations moyennes annuelles pour les différentes substances au niveau des récepteurs.

La figure ci-dessous présente la carte de modélisation obtenue pour l'H₂S.

Figure 15 : Carte des concentrations en H₂S



La dispersion se fait selon l'axe dominant sud-ouest / nord-est identifié en Figure 13. **Les concentrations modélisées hors site restent en deçà de la VTR.**

5.3.2 Détermination des doses d'exposition

5.3.2.1 Exposition par inhalation

Les doses d'exposition ou quantités administrées représentent les quantités de substances mises en contact avec des surfaces d'échange que sont les parois alvéolaires des poumons pour les substances gazeuses et à travers lesquels les substances peuvent éventuellement pénétrer.

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 :

$$CI = \left(\sum (C_i \times t_i) \right) F \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

- CI : concentration moyenne d'exposition
- Ci : concentration de la substance dans l'air inhalé pendant la fraction de temps ti (en µg/m³)
- ti : fraction du temps d'exposition à la concentration Ci pendant une journée (ti = 1)
- T : durée d'exposition (en années) : T = 6 ans pour les enfants et 30 ans pour les adultes.
- F : fréquence ou taux d'exposition (nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours – sans dimension)
- Tm : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en année, Tm=70 ans pour les effets sans seuil et Tm=T pour les effets à seuil)

Les résultats présentés ci-après sont ceux obtenus au niveau des récepteurs les plus impactés selon les polluants, les niveaux d'exposition des autres récepteurs étant présentés en Annexe 9 pour une lecture facilitée.

Pour les effets à seuil, dans la mesure où T=Tm, les concentrations moyennes inhalées sont identiques pour l'adulte et l'enfant.

Pour les effets sans seuil, la durée d'exposition étant plus élevée pour l'adulte (30/70 contre 6/70 pour l'enfant), les concentrations moyennes d'exposition sont de facto plus élevées pour l'adulte.

Tableau 41 : Concentration moyenne d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté

Polluants	CI inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Récepteur
	Adulte / Enfant	
Benzène	$8,1.10^{-03}$	E6
H ₂ S	$3,5.10^{-02}$	E1
Dichloroéthane (1,2)	$6,4.10^{-03}$	E6
Arsenic	$1,4.10^{-05}$	E6
Cadmium	$2,9.10^{-05}$	E6
Cadmium (effets cancérogènes)	$2,9.10^{-05}$	E6
Chrome VI	$1,4.10^{-05}$	E6
Plomb	$7,1.10^{-05}$	E6
Mercure	$7,1.10^{-06}$	E6
Phénol	$1,6.10^{-05}$	E6
NH ₃	$8,1.10^{-01}$	E1
Naphtalène	$5,4.10^{-03}$	E1
Acétaldéhyde	$8,1.10^{-02}$	E1

Tableau 42 : Concentration moyenne d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté

Polluants	CI inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Récepteur
	Adulte	Enfant	
Benzène	$3,5.10^{-03}$	$7,0.10^{-04}$	E6
Dichloroéthane (1,2)	$2,7.10^{-03}$	$5,5.10^{-04}$	E6
Arsenic	$6,1.10^{-06}$	$1,2.10^{-06}$	E6
Chrome VI	$6,1.10^{-06}$	$1,2.10^{-06}$	E6
Plomb	$3,1.10^{-05}$	$6,1.10^{-06}$	E6
Naphtalène	$2,3.10^{-03}$	$4,6.10^{-04}$	E1
Acétaldéhyde	$3,5.10^{-02}$	$6,9.10^{-03}$	E1

5.3.2.2 Exposition par ingestion

Pour tenir compte de l'impact induit par les transferts des milieux atmosphériques vers les autres media, un couplage du modèle de dispersion atmosphérique avec un modèle de transfert multi-compartiments (air-sol-végétaux-produits animaux) a été effectué. Il permet de quantifier les concentrations en substance dans les différents milieux d'exposition.

Ainsi, pour les substances particulières, l'apport par ingestion a été évalué à partir des estimations de dépôts surfaciques et en tenant compte de la consommation de légumes et de matrices animales (après utilisation de facteurs de bioconcentration) et de l'ingestion de terre, voie d'exposition importante chez l'enfant.

En ce qui concerne le risque par ingestion, le comportement des enfants étant différent de celui des adultes et étant donné leur plus faible poids corporel, ils sont généralement soumis à une dose journalière d'exposition plus importante que celle d'un adulte, pour un même niveau de concentration environnementale. Ainsi, une dose d'exposition a été calculée respectivement pour les adultes et pour les enfants, à partir de la formule générique suivante :

$$DJE_{ij} = \frac{C_i * Q_j * T * F}{P * T_m}$$

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
- Q_j : taux d'ingestion par la voie j (kg/j)
- T : durée d'exposition (années)
- F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an)
- P : poids corporel de la cible (kg)
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (T_m = T pour les effets à seuil et T_m = 70 ans pour les effets sans seuil)

Les hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition sont présentés en Annexe 8.

Tableau 43 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté E5

Polluants	DJE ingestion (mg/kg/j) Adulte	DJE ingestion (mg/kg/j) Enfant
Arsenic	$1,8 \cdot 10^{-09}$	$1,3 \cdot 10^{-08}$
Cadmium	$4,9 \cdot 10^{-09}$	$3,0 \cdot 10^{-08}$
Chrome VI	$1,8 \cdot 10^{-09}$	$1,3 \cdot 10^{-08}$
Plomb	$9,2 \cdot 10^{-09}$	$6,5 \cdot 10^{-08}$
Mercure	$9,8 \cdot 10^{-10}$	$6,7 \cdot 10^{-09}$

Tableau 44 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté E5

Polluants	DJE ingestion (mg/kg/j) Adulte	DJE ingestion (mg/kg/j) Enfant	DJE ingestion (mg/kg/j) Vie entière
Arsenic	$7,8 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-09}$	$1,7 \cdot 10^{-09}$
Cadmium	$3,9 \cdot 10^{-09}$	$5,6 \cdot 10^{-09}$	$8,8 \cdot 10^{-09}$

5.4 Caractérisation des risques

Pour les effets toxiques à seuil, on définit un quotient de danger (QD) de la manière suivante :

$$QD_{i,INH} = \frac{CI_{i,INH}}{RfCi} \quad \text{et} \quad QD_o = \frac{DJE_{i,ING}}{RfDi}$$

Avec :

- QD : Quotient de Danger
- CI : Concentration inhalée
- DJE : Dose journalière d'exposition
- RfC : Reference Concentration
- RfD : Reference Dose

Un QD inférieur à 1 signifie que l'exposition de la population n'atteint pas le seuil de dose à partir duquel peuvent apparaître des effets indésirables pour la santé humaine, alors qu'un ratio supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer dans la population, sans qu'il soit possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement. Lorsque le QD est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît donc peu probable.

Pour les effets toxiques sans seuil et pour des faibles expositions, l'excès de risque individuel (ERI) est calculé de la façon suivante :

$$ERI (inh^{\circ}) = CI \times ERU_i \quad \text{et} \quad ERI (ing^{\circ}) = DJE (ing^{\circ}) \times ERU_o$$

Avec :

- ERI : excès de risque individuel
- ERU : excès de risque unitaire
- CI : Concentration inhalée
- DJE : Dose journalière d'exposition

Les ERI s'expriment sous la forme mathématique suivante 10^{-n} . Par exemple, un excès de risque individuel de 10^{-5} représente la probabilité supplémentaire, par rapport à une personne non exposée, de développer un cancer pour 100 000 personnes exposées vie entière.

Il n'existe pas de niveau d'excès de risque individuel universellement acceptable. Pour sa part, l'OMS utilise un seuil de 10^{-5} (un cas de cancer supplémentaire pour 100 000 personnes exposées durant leur vie entière) pour définir les Valeurs Guides de concentration dans l'eau destinée à la consommation humaine (Guidelines for drinking water quality) [OMS, 1993]. La Circulaire du 8 février 2007 relative aux sites et sols pollués et aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, du Ministère chargé de l'environnement, recommande le niveau de risque acceptable, « usuellement [retenu] au niveau international par les organismes en charge de la protection de la santé », de 10^{-5} .

En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents dangereux, l'US-EPA recommande de faire la somme de tous les excès de risque individuels (ERI) quels que soient le type de cancer et l'organe touché, de manière à apprécier le risque cancérigène global qui pèse sur la population exposée.

5.4.1 Caractérisation du risque pour les effets à seuil

5.4.2 Exposition par inhalation

Une VTR est spécifique d'un effet critique¹² sur un organe cible. Pour pouvoir appliquer cette VTR à un autre organe cible que celui de l'effet critique, il faudrait disposer des éléments de toxicologie prouvant que le mécanisme d'action et le seuil d'effet sur les autres organes sont identiques. C'est la raison pour laquelle, l'OPERSEI préconise de baser les regroupements de QD uniquement sur les organes cibles principaux (ayant servi à la construction de la VTR).

Il est à noter que cette démarche reste source d'incertitude dans la mesure où les mécanismes d'action toxiques mis en œuvre ne sont pas toujours les mêmes et dans la mesure où en effet, une substance peut avoir des effets sur un autre organe cible que celui ayant conduit à la VTR.

Tableau 45 : Synthèse des organes cible critiques (exposition par inhalation)

Organes cibles	Substances
Système respiratoire	H ₂ S, Cr VI, Naphtalène, NH ₃
Effets reprotoxiques	As
Système nerveux	As, Hg, Phénol
Système hépatique	Dichloroéthane (1,2), phénol
Système rénal	Cd
Système immunitaire	Benzène
Système cardio-vasculaire	As
Système oculaire	Naphtalène
Effets cancérigènes	Cd (effets cancérigènes)

Tableau 46 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté (exposition par inhalation)

Substance	VTR (µg/m ³)	QDi	Récepteur
		Adulte / Enfant	
H ₂ S	2	0,02	E1
NH ₃	200	0,004	E1
Benzène	10	0,001	E6
Dichloroéthane (1,2)	3000	< 0,001	E6
Naphtalène	37	< 0,001	E1
As	1	< 0,001	E6

¹² L'effet critique est le premier effet adverse qui survient dans la population d'individus exposés lorsqu'on accroît la dose, et jugé pertinent chez l'homme pour l'élaboration de la VTR. A priori, ce choix permet d'être protecteur vis-à-vis des autres effets observés à condition que la nature des relations dose-effet soit conservée de l'animal à l'homme.

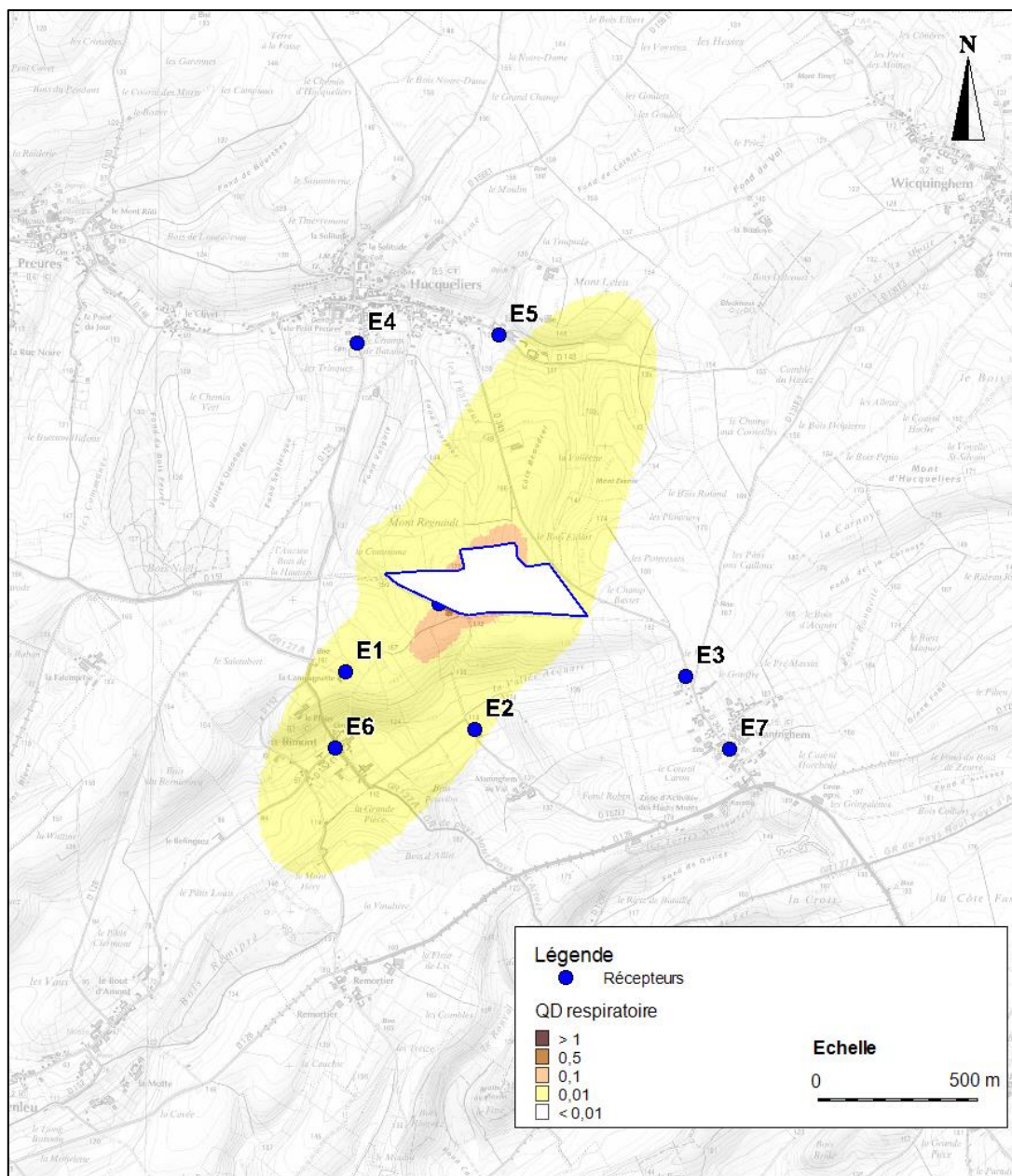
Substance	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	QDi	Récepteur
Cd	0,45	< 0,001	E6
Cd (effets cancérigènes)	0,3	< 0,001	E6
Hg	0,2	< 0,001	E6
Phénol	200	< 0,001	E6
Cr VI	0,1	< 0,001	E6
	Valeur repère		
QD Système respiratoire	1	0,02	E1
QD Système immunitaire	1	0,001	E6
QD Effets reprotoxiques	1	< 0,001	E6
QD Système nerveux	1	< 0,001	E6
QD Système hépatique	1	< 0,001	E6
QD Système rénal	1	< 0,001	E6
QD Système cardio-vasculaire	1	< 0,001	E6
QD Système oculaire	1	< 0,001	E1
QD Effets cancérigènes	1	< 0,001	E6

L'examen de ce tableau montre que le quotient de danger pris individuellement pour chacune des substances est inférieur à la valeur repère de 1 au niveau du récepteur le plus impacté. Il est au maximum de 0,02 pour l'H₂S.

Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS, nous avons sommé les quotients de dangers en fonction des organes cibles. Aucun quotient de danger n'est supérieur à la valeur seuil de 1 ; le risque le plus élevé au niveau des cibles les plus exposés (R1) concerne donc le système respiratoire avec un quotient de danger de l'ordre de 0,02.

La carte du QD lié au système respiratoire pour la voie inhalation est présentée ci-après.

Figure 16 : QD lié au système respiratoire pour la voie inhalation



Le risque sanitaire chronique par inhalation, lié aux activités projetées du CVD, et suivant les conditions les plus défavorables (notamment pic de production de biogaz en 2030), est non significatif pour les effets à seuil.

5.4.3 Exposition par ingestion

Les organes cibles critiques pour les effets toxiques à seuil sont récapitulés dans le tableau suivant.

Tableau 47 : Synthèse des organes cibles critiques (exposition par ingestion)

Organes cibles	Substances
Système cutané	As
Système rénal	Cd, Pb, Hg
Système digestif	Cr VI

Tableau 48 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté E5 (exposition par ingestion)

Substance	VTR (mg/kg/j)	QDo	
		Adulte	Enfant
As	3.10^{-04}	< 0,001	< 0,001
Cd	$3,6.10^{-04}$	< 0,001	< 0,001
Cr VI	9.10^{-04}	< 0,001	< 0,001
Pb	$6,3.10^{-04}$	< 0,001	< 0,001
Hg	3.10^{-04}	< 0,001	< 0,001
QD sommé		< 0,001	< 0,001

En première approche, les risques ont été estimés en considérant qu'il existait un usage défini dans les scénarios d'exposition en chaque point retenu comme « récepteur ». L'examen de ces tableaux montre que le quotient de danger de chacune des substances pris séparément est très inférieur à la valeur repère de 1, au niveau du récepteur le plus impacté. Malgré le fait que les effets des substances retenues ne portent pas sur les mêmes organes cibles, un quotient de danger sommé a été calculé en sommant l'ensemble des QD de chaque substance. Il est inférieur à 0,001 pour les enfants les plus exposés, donc inférieur à la valeur repère de 1.

Dans les conditions d'études retenues, l'ensemble de ces résultats permet d'écarter avec une certaine marge de sécurité la survenue d'effets toxiques à seuil liés aux rejets induits par le site que l'on considère les effets des agents dangereux pris individuellement ou collectivement par type d'effet.

Par conséquent, le risque sanitaire chronique lié à l'ingestion des substances atmosphériques potentiellement émises par l'installation dans son fonctionnement futur est non significatif pour les effets à seuil.

5.4.4 Caractérisation des risques pour les effets sans seuil

5.4.5 Exposition par inhalation

Tableau 49 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté E1 (exposition par inhalation)

Substance	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	ERi	
		Adulte	Enfant
Cr VI	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$4,9 \cdot 10^{-8}$
Benzène	$2,6 \cdot 10^{-05}$	$9,1 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$
Acétaldéhyde	$2,2 \cdot 10^{-06}$	$7,6 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$
naphtalène	$5,6 \cdot 10^{-06}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$2,6 \cdot 10^{-9}$
Dichloroéthane (1,2)	$3,4 \cdot 10^{-06}$	$9,3 \cdot 10^{-9}$	$1,9 \cdot 10^{-9}$
As	$1,5 \cdot 10^{-03}$	$9,2 \cdot 10^{-9}$	$1,8 \cdot 10^{-9}$
Pb	$1,2 \cdot 10^{-05}$	$3,7 \cdot 10^{-10}$	$7,3 \cdot 10^{-11}$
	Valeur repère		
ERi sommé	10^{-5}	$4,4 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-8}$

L'examen de ce tableau montre que l'excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté (E1) pour chacune des substances prises séparément est inférieur à la valeur repère de 10^{-5} (au maximum $2 \cdot 10^{-7}$ pour le chrome VI).

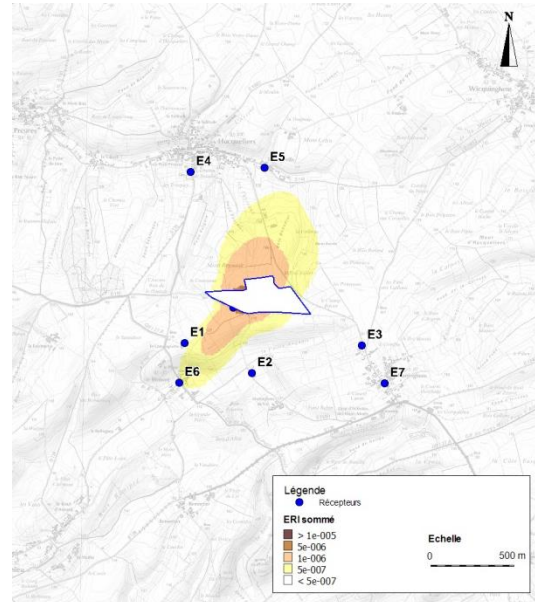
Conformément à ce qui est préconisé dans le guide INERIS, nous avons sommé l'ensemble des risques cancérigènes quel que soit le type de cancer provoqué, ceci afin d'estimer le risque cancérigène global qui pèse sur la population.

L'excès de risque individuel sommé pour les récepteurs adultes les plus exposés (E1) est de l'ordre de 4.10^{-7} , **inférieur à la valeur repère de 10^{-5}** .

Dans le domaine d'étude et hors périmètre du site, l'ERI sommé maximal est de l'ordre de 6.10^{-6} en limite immédiate du site.

La carte de l'ERI sommé pour la voie inhalation est présentée ci-après.

Figure 17 : ERI sommé pour la voie inhalation



5.4.6 Exposition par ingestion

Tableau 50 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté E5 (exposition par ingestion)

Substance	VTR (mg/kg/j) ⁻¹	ERio		
		Adulte	Enfant	Vie entière
As	1,5	1,1.10 ⁻⁰⁹	1,7.10 ⁻⁰⁹	2,6.10 ⁻⁰⁹
Pb	8,5.10 ⁻⁰³	3,4.10 ⁻¹¹	4,8.10 ⁻¹¹	7,4.10 ⁻¹¹
	Valeur repère			
ERIo sommé	10⁻⁵	1,2.10 ⁻⁰⁹	1,7.10 ⁻⁰⁹	2,7.10 ⁻⁰⁹

L'examen de ce tableau montre que l'excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté (E5) pour chacune des substances prise séparément est inférieur à la valeur repère de 10⁻⁵ (au maximum 3.10⁻⁹ sur la vie entière pour l'arsenic).

Ainsi, nous pouvons conclure que le risque sanitaire chronique cancérigène lié à l'ingestion des substances atmosphériques émises par le site dans son fonctionnement futur est non significatif au niveau des populations les plus exposées.

5.4.7 Comparaison des résultats de la modélisation aux valeurs guides

Certaines substances conservées « comme traceurs de risque sanitaire » ne disposent pas de Valeur Toxicologique de référence mais peuvent toutefois induire des effets toxiques pour la santé. Seule une valeur guide publiée par le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé dans un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2000,2005] est disponible. L'objet de ce guide est de « fournir une base pour la protection de la santé publique contre les effets néfastes des substances atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux substances qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être. Ces valeurs guides correspondent à des niveaux en dessous desquels l'exposition (à vie ou pendant une période donnée) ne représente pas de risque important pour la santé publique »¹³. Ces valeurs, bien que reposant sur des critères sanitaires sont considérées comme des valeurs de gestion, et ne constituent pas, stricto sensu, des valeurs toxicologiques de référence.

Pour ces substances, une comparaison de la concentration environnementale avec la valeur guide peut toutefois être menée afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population. Il est à noter qu'aucune caractérisation du risque ne sera réalisée en se basant sur ces valeurs, conformément à la note d'information DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

Les concentrations environnementales modélisées pour ces substances sont récapitulées dans le tableau suivant :

¹³ WHO. Air Quality Guidelines. Second edition WHO Regional Publications, European Series, No. 91.2000, 273 pages.

Tableau 51 : Comparaison aux valeurs guides

Substance	Récepteur	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	VG ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ratio max
SO ₂	E6	0,2	50	0,004
Acétaldéhyde	E1	$8,1 \cdot 10^{-02}$	160	< 0,001

Les concentrations environnementales observées pour ces substances au niveau des récepteurs sont nettement inférieures aux valeurs guides disponibles.

Au vu des concentrations environnementales modélisées pour ces substances au niveau des récepteurs, nettement inférieures aux valeurs guide de l'OMS, aucun impact sanitaire significatif lié à l'inhalation des composés émis par le site n'est attendu.

Il est toutefois important de garder à l'esprit que les niveaux simulés ne sont pas représentatifs d'une exposition globale, mais des seules expositions liées aux émissions attribuables au projet étudié.

5.5 Analyse des incertitudes

Les principales incertitudes sont les suivantes :

- La caractérisation des émissions,
- La modélisation atmosphérique,
- Les valeurs toxicologiques de référence,
- Le temps d'exposition,
- Cas des métaux pour la TAR.

L'analyse des incertitudes d'une évaluation des risques et la sensibilité des paramètres retenus pour cette évaluation est une partie intégrante de l'EQRS. Afin de ne pas alourdir cette analyse tout en restant suffisant, les paramètres clés de l'évaluation réalisée sont ici discutés ainsi que leurs incidences sur les résultats de l'évaluation. Ces paramètres clés sont dépendants des scénarios d'exposition et des substances retenues.

Les paragraphes ci-après reprennent, dans le cadre de la présente étude, les paramètres dont les incertitudes jouent un rôle majeur dans les calculs menés.

5.5.1 La caractérisation des émissions

5.5.1.1 L'estimation des débits

Pour les sources canalisées « micro-turbines », le débit pris en compte est le débit nominal (débit de dimensionnement de l'ouvrage) ; le débit réel de fonctionnement est largement inférieur (876 h/an (10%) de fonctionnement des torchères en 2015). Cette **approche** est donc **majorante**.

Concernant le débit de biogaz pris en compte dans cette étude, nous avons considéré la valeur maximale de la courbe de production de biogaz. Cette **hypothèse** est **majorante** puisque correspondant à une seule année de production (1 369 Nm³/h en 2030) et donc au maximum d'exposition sur une année.

Par ailleurs, les débits actuellement mesurés sur site (938 Nm³/h en 2026) sont plus faibles que le prévisionnel attendu.

Les hypothèses retenues pour l'estimation des débits sont donc majorantes (938 Nm³/h en 2016 et 1 369 Nm³/h en 2030).

De plus, il a été considéré un fonctionnement en continu de l'ensemble des installations, ce qui est **majorant**.

Il a été retenu une hypothèse de 80 % de biogaz capté conformément aux recommandations du guide ASTEE relatif au stockage de déchet. Au vu des taux de récupération du biogaz estimés en fonction du phasage d'exploitation, l'hypothèse retenue est représentative de la moyenne sur les zones avec couverture.

Tableau 52 : Taux de récupération du biogaz en fonction du phasage d'exploitation

Paramètres	Taux de captage
Zone avec couverture semi-perméable et dégazée	65%
Zone avec couverture imperméable naturelle et dégazée	85%
Zone avec couverture étanche et dégazée	90%

Il est cependant à noter que l'hypothèse de 20 % de biogaz diffus est majorante si l'on ne s'intéresse qu'au fonctionnement futur du site. En effet, l'ISDND2 fonctionnera exclusivement en mode bioréacteur. Par conséquent, le taux de captage sera plutôt de l'ordre de 90 % comme indiqué dans le tableau précédent.

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 82/158

Considérer 20% de biogaz diffus constitue donc une hypothèse majorante.

5.5.1.2 L'estimation des concentrations

► Pour l'ISDND

Les données retenues pour caractériser les émissions sont issues :

- Des valeurs limites d'émission ;
- De campagnes de mesures ponctuelles qui ne tiennent donc pas compte de la variabilité des flux à l'émission.

Les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique et des calculs de risques présentés dans les paragraphes précédents sont basés sur une approche majorante pour laquelle nous avons considéré les émissions continues et de valeur fixe, prise égale à **la plus élevée** des valeurs entre :

- La concentration maximale mesurée au rejet de la source dans le cadre du contrôle réglementaire du site ;
- La valeur limite de rejet (VLE) mentionnée dans l'arrêté d'autorisation d'exploiter du site.

Cette approche est **majorante** si l'on se réfère au Tableau 5 pour les torchères et Tableau 9 pour les micro-turbines.

- Pour les micro-turbines, concernant les COV, la répartition appliquée à la valeur limite à l'émission de 50 mg/Nm³ conduit à des concentrations supérieures à ce qui serait mesuré dans la mesure où la concentration en COVNM mesurée est de 39 mg/Nm³.
- Pour les torchères, il a été considéré les concentrations maximales en SO₂ mesurée en 2015. Or, suite à la mise en place d'une solution de traitement avec un filtre à charbons actifs pour capter l'H₂S, les émissions de SO₂ ont considérablement diminué aux rejets des torchères (diminution de 2 ordres de grandeur). La valeur limite de rejet fixée à 200 mg/Nm³ est donc désormais respectée.

En ce qui concerne la caractérisation du biogaz, seules des mesures d'H₂S étaient disponibles. Par souci de cohérence, et dans la mesure où il est difficile d'associer ces concentrations actuelles à la qualité du biogaz futur, il a été retenu de se baser sur des données de la littérature, à savoir une concentration de 99,97 mg/m³. Les concentrations actuelles mesurées sur le biogaz sont plutôt de l'ordre de 1 500 mg/m³. Il y a donc 1,5 ordre de grandeur de différence sur les concentrations considérées. Toutefois, au vu des niveaux de risques estimés (0,004), cet écart ne peut modifier les conclusions de l'étude.

► Pour la plateforme de compostage

Pour les **COV**, les facteurs d'émission issus du guide ADEME correspondent aux moyennes des mesures disponibles dans la littérature en gramme par tonne de matière sèche. La composition en matière sèche n'étant pas connue de manière spécifique pour les déchets qui seront réceptionnés, les facteurs d'émission ont été appliqués à la matière brute, ce qui constitue une **approche majorante**.

Par ailleurs, les facteurs d'émissions disponibles pour une famille (i.e aldéhydes) ont été appliqués en totalité à la substance caractéristique de la famille en question (i.e. acétaldéhyde) ; ce qui constitue une **approche majorante**.

► Pour la tour aéro-réfrigérante (TAR)

Pour la composition des lixiviats, les concentrations maximales autorisées dans l'arrêté du 15/02/2016, dans les eaux de sortie avant évaporation, ont été considérées dans une **démarche sécuritaire**.

Dans une approche majorante, le principe de conservation de la matière a ensuite été appliqué et il a été considéré que la totalité des substances présentes en phase liquide était transféré en phase air.

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 83/158

5.5.1.3 La caractérisation des sources

Plusieurs hypothèses ont été prises en compte pour caractériser les sources retenues dans la modélisation. Le tableau ci-après les recense, tout en précisant leur caractère majorant, minorant, représentatif ou dont on ne sait prédire le sens (indéterminé).

Tableau 53 : Incertitude sur les rejets atmosphériques

Sources	Données utilisées	Caractère majorant/minorant/indéterminé
Canalisées	Caractéristiques physiques de la source (hauteur, diamètre)	Représentatif
	Temps de fonctionnement	majorant
	Caractéristiques du rejet (vitesse d'émission, T°, concentrations en sortie, humidité, ...)	Représentatif pour la vitesse, température et indéterminé pour les concentrations d'émissions
Diffuses	Caractéristiques physiques de la source (hauteur, diamètre)	Hauteur maximale retenue à l'issue de l'exploitation : incertitude indéterminée mais faible
	Temps de fonctionnement	Représentatif
	Caractéristiques du rejet (vitesse d'émission, T°, concentrations en sortie, humidité, ...)	vitesse minimale qu'il est possible de paramétrer dans le modèle pour une source diffuse : incertitude Indéterminée

5.5.2 Composés retenus

Il a été retenu de ne pas considérer les métaux comme traceurs de risques pour l'activité de compostage.

Les niveaux de risque associés aux trois traceurs mentionnés (Cadmium, Nickel et plomb) seraient les suivants :

Tableau 54 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté (exposition par inhalation)

Substance	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	QDi
		Adulte / Enfant
Cd (effets rénaux)	0,45	< 0,001
Cd (effets cancérogènes)	0,3	< 0,001
Ni	0,09	< 0,001

Tableau 55 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté (exposition par inhalation)

Substance	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	ERi	
		Adulte	Enfant
Ni	$3,8 \cdot 10^{-04}$	$4,9 \cdot 10^{-10}$	$9,9 \cdot 10^{-11}$
Pb	$1,2 \cdot 10^{-05}$	$4,7 \cdot 10^{-11}$	$9,4 \cdot 10^{-12}$

Ces risques ont été estimés pour les métaux, en considérant, en approche majorante, que la quantité de métaux présent dans le compost final était identique à celle présente dans les déchets entrants et que cette quantité était complètement émise à l'air pendant le process de compostage.

Ainsi, ce choix n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de la présente étude.

5.5.3 La modélisation atmosphérique

La modélisation de la dispersion atmosphérique est basée sur des équations mathématiques qui doivent rendre compte des phénomènes physiques et chimiques comme nous pouvons les observer dans la réalité. Il y a donc une incertitude entourant les résultats de modélisation.

5.5.3.1 Incertitudes intrinsèques au modèle ADMS 5

Plusieurs campagnes de mesures très documentées, effectuées sur des sites industriels durant les 50 dernières années, ont été référencées et leurs données intégrées à des bases de données destinées à évaluer a posteriori les modèles de dispersion atmosphérique. Parmi ces bases de données, on peut citer l'outil européen d'évaluation MVK (Model Validation Kit).

Plusieurs articles internationaux¹⁴ rapportent les résultats de campagnes de comparaisons entre le modèle ADMS et les mesures sur site. Nous pouvons citer la campagne de mesures « Prairie Grass » qui a été réalisée sur terrain plat et herbeux. Les rejets étaient situés à 0,5 mètre au-dessus du sol, avec des conditions météorologiques pour la moitié instables (convection) et pour l'autre moitié stables. Les mesures ont été effectuées sur des arcs situés à différentes distances de la source. Les simulations effectuées avec ADMS ont montré que les concentrations étaient proches des mesures dans le cas de conditions météorologiques instables, et qu'elles avaient tendance à être légèrement sous-estimées dans l'autre cas.

Notons que ces tests ont montré qu'ADMS donne des résultats tout à fait satisfaisants en champ proche (50 mètres de la source). Nous pouvons citer également l'exercice « OPTEX Matrix » réalisé sur une raffinerie. Les rejets provenaient de plusieurs sources ponctuelles. ADMS surestime les concentrations moyennes d'environ 10%, et la concentration maximale d'un facteur 3. La plupart de ces résultats ont été repris et validés par l'École Centrale de Lyon, dans le cadre d'une étude demandée par l'association RECORD en 2005^{15,16}.

5.5.3.2 Incertitudes relatives aux données d'entrée

Un bon modèle peut donner de mauvais résultats, si les données d'entrée sont de mauvaise qualité. Le tableau suivant, liste les principales composantes du site et de son environnement, susceptibles, par leur complexité, de favoriser l'augmentation des incertitudes dans le calcul de dispersion.

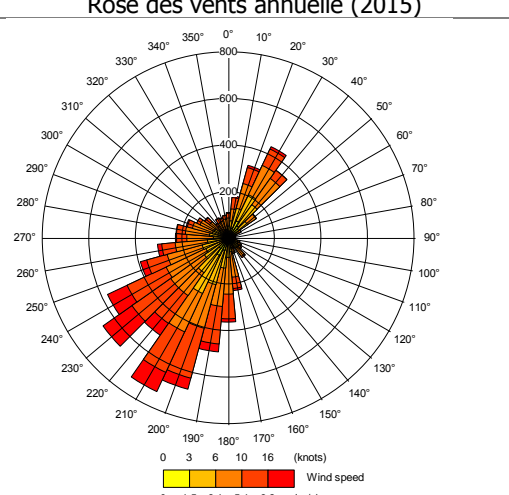
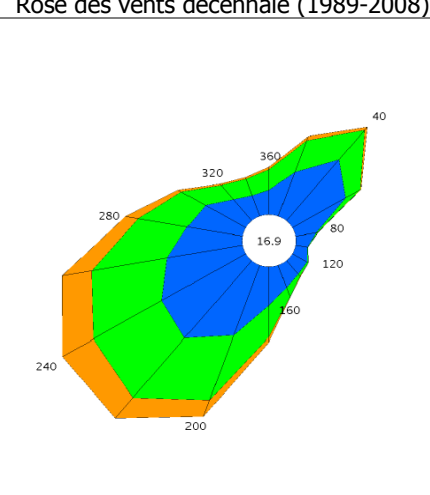
Le tableau suivant regroupe les principaux paramètres d'entrée du modèle de dispersion ADMS, et qualifie leur qualité selon plusieurs niveaux (qualité mauvaise, moyenne ou bonne).

Tableau 56 : Qualité des données d'entrée du modèle

Modèle	Qualité	Commentaires
Relief sur le domaine	Bonne	Le relief n'est pas marqué sur la zone d'étude. Cet effet n'a donc pas été pris en compte dans la modélisation

¹⁴ Hanna S.R., Egan B.A., Purdum J. and Wagler J. (1999), *Evaluation of ISC3, AERMOD, and ADMS Dispersion Models with Observations from Five Field Sites*. HC Report P020, API, 1220 LSt. NW, Washington, DC 20005-4070, 1999.

¹⁵ Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique, Ecole Centrale de Lyon, Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel – Vers un guide de l'utilisateur – 2ème partie : évaluation des modèles, 2005.

Modèle	Qualité	Commentaires
Occupation des sols	Bonne	Les données d'occupation des sols ont été étudiées afin de définir un coefficient de rugosité variable représentatif du champ proche du site (voir 5.3.1.3)
Obstacles autour de l'installation	Moyenne	Aucun obstacle majeur n'est de nature à modifier la dispersion atmosphérique des substances issues des sources prises en compte. Cet effet n'a donc pas été pris en compte dans la modélisation.
Météorologie	Moyenne	<p>Les données utilisées pour la modélisation de la dispersion atmosphérique sont des données horaires sur 1 an. Elles proviennent de la station météorologique de Radinghem.</p> <p>Les modèles de dispersion atmosphérique ne permettent pas de prendre en compte les vents d'une vitesse inférieure à 0,75 m/s car leurs directions ne peuvent être mesurées par les stations météorologiques de Meteo France (écart type sur la mesure important). Ces vents représentent environ 6 % des données horaires pris en compte.</p> <p>En ce qui concerne les directions et les vitesses des vents dominants (principaux déterminants de la dispersion atmosphérique des composés gazeux), La comparaison des données annuelles sur 2015 et de la rose des vents décennale montre des fréquences similaires. Il est ainsi considéré, selon le principe de proportionnalité, au vu des niveaux de risques estimés, que l'incertitude en lien avec la prise en compte de données météorologiques horaires sur 1 année, ne peut être de nature à modifier les conclusions de la présente étude.</p>
		<div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div style="text-align: center;"> <p>Rose des vents annuelle (2015)</p>  </div> <div style="text-align: center;"> <p>Rose des vents décennale (1989-2008)</p>  </div> </div>
Localisation des sources	Moyenne	La position des sources a été définie à partir des plans fournis par IKOS.
Echelles spatiales étudiées	Bonne	Les sites sensibles étudiés sont localisés entre quelques centaines de mètres et quelques kilomètres des sources, c'est à dire dans le domaine de validité du modèle.
Définition des polluants	Bonne pour les gaz	L'hypothèse est faite que les gaz se dispersent comme un traceur passif, hypothèse tout à fait réaliste compte tenu des faibles concentrations étudiées.
	Moyenne pour les particules	Aucune donnée de granulométrie n'était disponible. Des hypothèses (basées sur des données de la littérature) ont dues être faites. Les métaux ont ainsi été modélisés en particules de 2,5µm et de densité de 5 000 kg/m ³ (recommandations du guide ASTEE UIOM pour les métaux)

5.5.3 Comparaison modèle/mesure

Pour certaines substances, il semble exister une grosse différence entre les concentrations modélisées et celles mesurées ; ce qui pourrait amener à penser que les hypothèses retenues pour la modélisation ne sont pas représentatives de la situation réelle et qu'elles amènent à sous-estimer les concentrations dans l'air ambiant.

Dans le cas présent, il n'est pas possible de réaliser une telle comparaison. En effet, la mesure englobe la totalité des sources ACTUELLES (hors émissions FUTURES modélisées). Les concentrations modélisées sont les concentrations futures attribuables au projet. Le guide INERIS précise que « l'objectif de la caractérisation des risques sanitaires est d'estimer les risques sanitaires potentiellement encourus par les populations voisines **attribuables aux émissions futures de l'installation** ». Par ailleurs, la Circulaire du 9 Aout 2013, précise que « les indicateurs de risque issus de l'ERS ne prendront en compte que les émissions attribuables à l'installation classée (bruit de fond exclu) ».

5.5.4 Les valeurs toxicologiques de référence

Les valeurs toxicologiques de référence comportent structurellement des sources d'incertitudes prises en compte dans l'élaboration même des valeurs. Il est habituellement admis que les valeurs proposées par les organismes compétents sont, dans l'état actuel des connaissances, précautionneuses.

La note d'information de la Direction Générale de la Santé DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact a été prise en compte pour la sélection des VTR.

Au regard des niveaux de risques estimés pour le risque sanitaire chronique par inhalation pour les effets sans seuil et les effets à seuil, ce choix n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'étude.

5.5.5 Durée d'exposition

Dans le cadre de la présente ERS, il a été considéré une durée d'exposition de 30 ans conformément aux recommandations du guide INERIS, correspondant au 90^{ème} percentile des abonnements EDF en France.

Si l'on se réfère à la méthodologie du guide ASTEE, la durée d'exposition prise en compte devrait être égale à la durée d'exploitation (25 ans) additionnée de la durée de post-exploitation (prise par défaut à 30 ans), soit 55 ans d'exposition. Ce temps d'exposition peut avoir une influence sur la quantification des risques pour les effets sans seuil. L'ERI sommé serait alors de l'ordre de 7.10^{-8} . Ainsi, un facteur 2 sur les niveaux de risques estimés n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de la présente étude.

Par ailleurs, il a été pris en compte dans le cadre du scénario « habitation », l'hypothèse que la population du domaine d'étude est exposée aux rejets du site 100 % du temps, c'est-à-dire 24h/24 et 365 jours par an.

Or, il s'avère que ce temps de présence peut cependant être discuté à l'aide du document « Synthèse des travaux du Département santé environnement de l'Institut de veille sanitaire sur les variables humaines d'exposition » (INVS – Juillet 2012) qui présente notamment dans son tableau 11 le temps passé à l'intérieur du logement en fonction de la zone d'études et d'aménagement du territoire et de la saison pour la région Nord :

Tableau 57 : Temps passé à l'intérieur du logement en fonction de la zone d'études et d'aménagement du territoire et de la saison (heures/jour – Région Centre-Est)

Saison	Moyenne	Percentile 25	Percentile 50	Percentile 75	Percentile 95
Été (Mars-Août)	17,5	15,5	17,1	20,3	24,0
Hiver (Septembre-Février)	17,9	15,3	18,5	21,0	24,0

Ainsi, en moyenne sur l'année, nous pouvons considérer que dans la région Nord, une personne passe en moyenne 17,7 heures par jour dans son logement (soit environ 73% du temps total annuel). Néanmoins, au vu des niveaux de risque obtenus au niveau des riverains les plus impactés, cette hypothèse majorante n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'étude.

5.5.6 Cas des métaux pour la TAR

Concernant la TAR, émettrice de métaux, ces derniers auraient pu être recherchés dans l'air ambiant via un prélèvement sur filtre à l'aide d'un préleveur Partisol.

Cependant, les limites de quantification de ce type de prélèvement n'aurait pas permis de mettre en exergue un éventuel impact du site compte-tenu des concentrations très faibles modélisées, comme le montre le tableau suivant.

Tableau 58 : Concentrations modélisées en métaux au récepteur le plus impacté et limite de quantification pour un prélèvement via partisol

Polluants	Concentration modélisée (ng/m ³)	Limite de quantification (ng/m ³) sur 7 jours
Arsenic	0,014	0,15
Cadmium	0,029	0,15
Chrome VI	0,014	0,30
Plomb	0,071	0,15
Mercure	0,0071	0,15

Toutefois, au vu des composés particuliers émis par la tour aéroréfrigérante (TAR), dans le cadre de l'évaluation quantitative des risques sanitaires, l'ingestion directe de sol et de végétaux a été considérée dans une approche sécuritaire.

6. Conclusions

La société **IKOS ENVIRONNEMENT**, filiale du groupe LHOTELLIER, exploite depuis 2007 le Centre de Valorisation des Déchets (CVD) de La Ramonière sise à Bimont dans le département du Pas-de-Calais (62).

De par ses activités et les installations présentes, le site est soumis à la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) sous le régime de l'Autorisation.

Eu égard à la fin d'exploitation du site (programmée pour janvier 2018 soit la fin d'exploitation de la rehausse du casier n°5) et à l'actuelle réserve foncière, IKOS ENVIRONNEMENT projette au sein du périmètre ICPE :

- de pérenniser l'activité ISDND via la mise en exploitation de nouvelles zones dédiées ;
- de développer de nouvelles activités de traitement et de valorisation.

L'étude se veut conforme à la circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation et au guide de l'INERIS : Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées d'août 2013.

Afin d'atteindre les objectifs fixés, les outils méthodologiques ont été appliqués dans 4 étapes successives :

- Évaluation des émissions de l'installation ;
- Évaluation des enjeux et des voies d'exposition ;
- Évaluation de l'état des milieux ;
- Évaluation prospective des risques sanitaires.

En ce qui concerne les rejets aqueux, toutes les eaux de ruissellement rejetées au milieu naturel en 2015 sont conformes aux valeurs limites de rejet. Par ailleurs, pour chacune des 34 bâchées d'eaux traitées rejetées au milieu naturel en 2016, une autorisation de rejet a été délivrée par le Responsable du site, après validation de la conformité des résultats d'analyses avec les valeurs limites de rejet fixées dans l'arrêté préfectoral.

Compte tenu de la prise en charge des effluents de compostage, **aucun rejet dans le milieu naturel** en lien avec le compostage n'est envisagé.

Par ailleurs, le projet ne prévoit pas d'augmentation de la production d'eaux usées. Compte tenu du dimensionnement du dispositif d'assainissement autonome et du traitement partiel des eaux usées, les effluents domestiques rejetés par le CVD de Bimont n'auront pas d'impact direct sur le traitement des eaux au niveau du dispositif de traitement et donc sur l'environnement immédiat du site.

Pour les émissions atmosphériques, 2 types de rejets ont été considérés sur le site en fonctionnement actuel :

- les rejets canalisés :
 - des torchères ;
 - des micro-turbines- centrale de cogénération ;
- les rejets diffus liés aux fuites de biogaz.

Pour le projet, les émissions prises en compte concernent :

- les nouvelles zones dédiées aux activités de de stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) ;
- l'installation de Stockage de Déchets Non Dangereux mono-déchets de plâtre composée de 2 casiers P1 et P2 ;
- la tour aéro-réfrigérante ;
- la chaudière ;

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 89/158

- la plateforme de compostage mise en œuvre pour la valorisation des déchets verts, la fraction fermentescible captable des Ordures Ménagères Résiduelles (gestion séparée des biodéchets) et autres déchets acceptables pour atteindre la norme compost NFU 44-051.

L'ensemble des émissions ont été quantifiées à partir :

- du débit de biogaz issu du bilan global réalisé par LHOTELLIER SOLUTIONS,
- des concentrations maximales mesurées au rejet des installations dans le cadre du contrôle réglementaire du site,
- des valeurs limite de rejet (VLE) mentionnées dans l'arrêté d'autorisation d'exploiter du site,
- ou lorsqu'aucune autre valeur n'est disponible, des concentrations mentionnées dans la littérature.

La caractérisation des milieux a porté sur les milieux « air » et « eaux ».

Aucune dégradation du milieu « eaux de surface » ne peut être attribuée à l'installation.

Aucun rejet dans le milieu naturel en lien avec le compostage n'est envisagé et compte tenu de l'absence de ressource aquifère et des mesures de protection mises en place sur le site (barrières de protection actives et passives), le projet des nouveaux casiers de stockage de déchets non dangereux et de la création de la plateforme de compostage, objet du présent DDAE, n'est pas en mesure de générer d'impact sur la ressource en eau et les impacts peuvent être considérés comme négligeables.

En ce qui concerne les composés gazeux mesurés dans l'air, les concentrations mesurées en amont éolien sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en aval. Ainsi, dans l'ensemble, il n'y a pas d'impact marqué du site pour les composés recherchés.

L'interprétation de l'état des milieux (IEM) a néanmoins été réalisée dans le présent rapport et ceci suivant les recommandations méthodologiques du guide « La démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux » du Ministère en charge de l'environnement version 0 mis en application le 8/02/07, qui repose sur une **comparaison successive entre les mesures réalisées et :**

- l'état naturel de l'environnement, celui-ci se composant d'un bruit de fond « naturel » et d'un bruit de fond anthropique lié à l'activité humaine non spécifique au site;
- les valeurs réglementaires ou valeurs de gestion pertinentes pour les milieux investigués.

L'état des milieux est compatible avec les usages.

Pour la quantification des risques sanitaires liés à l'augmentation des émissions atmosphériques, la description des dangers potentiels présentés par les polluants émis par le site, et l'identification des relations dose-réponse, a conduit au choix des traceurs de risque suivant :

- Pour l'activité de stockage des déchets ménagers :
 - Installations de combustion (torchère, cogénération et chaudière) : le benzène, le 1,2Dichloroéthane et l'H₂S. A ces traceurs de risques a été rajouté le dioxyde de soufre ;
 - Biogaz diffus : le benzène, le 1,2Dichloroéthane et l'H₂S
 - Traitement des lixiviats (tour aéroréfrigérante) : métaux (Chrome VI, Cadmium, Plomb, Mercure et Arsenic) et phénol.
- Pour l'activité de compostage : le benzène, l'H₂S, l'ammoniac, le naphtalène, l'acétaldéhyde.

La voie d'exposition par inhalation et par ingestion de sols et de végétaux ont été retenues. Les niveaux d'exposition ont ensuite été évalués à partir des données issues de modélisations ADMS et leur comparaison avec les VTR a permis de caractériser le risque.

Tous les niveaux des risques estimés sont non significatifs tant pour les effets à seuil que sans seuil et ceci pour l'ensemble des cibles considérées et l'ensemble des voies d'exposition (inhalation et exposition).

Dans les conditions d'études retenues et en l'état actuel des connaissances scientifiques, le risque sanitaire lié aux futures émissions du Centre de Valorisation des Déchets (CVD) de La Ramonière de Bimont, est non significatif.

ANNEXES

Annexe 1. Présentation des données issues du guide ASTEE

Cette annexe contient 3 pages.

TORCHERE

En ce qui concerne les mesures en sortie de torchère, nous avons choisi de prendre en compte préférentiellement celles proposées par Réseau Santé Déchets (RSD) lorsque le polluant était disponible. En ce qui concerne le 1,2-DCE, Réseau Santé Déchets ne propose pas de concentration à l'émission en sortie de torchère. Ce polluant étant défini comme un traceur par le guide, il a été décidé de prendre en compte la concentration dans le biogaz brut assortie d'un coefficient d'abattement de 98% (voir note* sous le tableau ci-dessous).

Tableau 2 : Concentrations dans le biogaz et en sortie de torchère

Composé	US-EPA [11]		France, RSD** [9]		INERIS 2002*** [10]		INERIS 1999**** [8]
	Biogaz (mg/m ³)	Sortie torchère* (mg/m ³)	Biogaz (mg/m ³)	Sortie torchère (mg/m ³)	Biogaz mesure site (mg/Nm ³)	Biogaz littérature (mg/Nm ³)	Sortie de torchère (mg/m ³ rapporté à 11% d'O ₂ sec)
1,2 dichloroéthane	1,69	0,034	0,05			8,19	
Acétone	16,93	0,051	13,57	0,267		27,00	
Acide chlorhydrique				0,470			5,7
Acide fluorhydrique				0,680			1,28
Arsenic			0,0085	0,008	0,0162	0,03235	
Benzène	6,20	0,019	1,08	0,009	3,5	31,08	
Benzo(a)pyrène					0,0000038		
Cadmium			0,0253	0,005	0,00003	0,0295	
Chlorure de vinyle	19,07	0,382	2,02			92,05	
Chrome total			0,00565	0,014	0,041	0,091	
Dioxyde de soufre				0,360			17
Ethylbenzène	20,35	0,061	4,76	0,003	5,7	147,80	
Manganèse			0,0011	0,810	0,0017		
Mercur	0,0024	0,000007	0,026	0,019	0,0016	0,028	
Monoxyde carbone			0,011	0,011			583,5
Naphtalène			0,12	0,002	0,0675	0,419	
Nickel			0,007	0,014	0,0029		
Oxydes d'azote				0,320			
Plomb			0,0095	0,029	0,0044	0,072	
Poussières				0,500			1,46
Sulfure d'hydrogène	50,31	0,151	99,97	0,0005		7,86	0,005
Tétrachloroéthylène	25,72	0,514	1,59	0,0006	20,8	61,86	
Toluène	150,55	0,452	25,89	0,018	12,3	239,83	
Trichloroéthylène	15,41	0,308	2,05	0,0007	15,3	45,58	
Zinc			0,9235	2,002			

* calculé à partir des concentrations du biogaz données par l'US-EPA et d'un taux d'abattement de 98 % pour les composés halogénés et de 99,7% pour les autres composés organiques.

** Moyennes des résultats sur les sites 1 et 2 de l'étude réalisée en 2000 par M. Hours dans le cadre du réseau santé-déchets [9]. Les calculs effectués figurent en Annexe 1, tableaux 1 et 2. Concernant les éléments inorganiques, les rapports concentration en sortie de torchère / concentration dans le biogaz (assimilable à des taux d'abattement), varient de 0,21 (cadmium) à 74,27 (manganèse). Ils seraient compris entre 0,1 et 0,14 (mélange stoechiométrique air-biogaz 7 à 10) si l'air était pur. Les écarts observés sont dus aux fluctuations de mesure et au possible décalage temporel entre les deux mesures (biogaz / sortie torchère). La somme des COVNM du tableau, représente 27 à 35 % des COVNM totaux mesurés. Les COVNM totaux représenteraient de l'ordre de 1 % du biogaz. Les catégories de COVNM les plus abondantes dans le biogaz sont : hydrocarbures aliphatiques (≈ 30 %), aromatiques (≈ 30 % des COVNM), cétones (≈ 20 % des COVNM), hydrocarbures cycliques (≈ 12% des COVNM) et composés halogénés (≈ 3% des COVNM) ; en sortie de torchères elles sont : cétones (≈ 65 % des COV), hydrocarbures aliphatiques (≈ 14 % des COVNM), aromatiques (≈ 9 % des COVNM), alcools (≈ 2% des COVNM), aldéhydes (≈ 2% des COVNM), cycliques (≈ 1,6 % des COVNM) et composés halogénés (≈ 0,3 % des COVNM) [9].

*** Valeurs issues du rapport de l'INERIS de 2002 [10] ayant comparé des résultats de mesures sur site en France avec des données trouvées dans les publications internationales. Dans la colonne " littérature " figure la moyenne des valeurs numériques présentées dans le tableau du rapport de l'INERIS (entre trois et huit valeurs par moyenne selon les substances).

**** Ce rapport de l'INERIS de 1999 [8] présente des valeurs de concentration en sortie de torchère exprimées en mg/Nm³ humide, sec ou rapporté à 3 % ou 11 % d'O₂ sec. Les concentrations présentées sont des moyennes sur 3 sites en mg/m³ rapporté à 11% de O₂ sec. Les calculs effectués figurent en Annexe 1, tableau 3.

Moteurs DE COGENERATION

D'après le guide ASTEE, les valeurs limites d'émission (VLE) pour les turbines sont proposées ci-dessous :

Comme pour les chaudières, la circulaire du 10 décembre 2003 fixe dans son annexe les VLE des SO₂, NO_x, poussières, COVNM et CO pour les moteurs et chaudières de puissance inférieure à 20 MWth (Tableau 10). La même méthode que celle adoptée pour les moteurs et turbines de puissance supérieure à 20 MWth pourra donc être adoptée pour les moteurs et turbines de puissance inférieure à 20 MWth. En revanche, il n'y a pas de VLE pour les moteurs et turbines de puissance inférieure à 2 MWth.

Tableau 10: Valeur limite d'émission pour les moteurs et turbines dont la puissance est < 20 MWth

Composé	Turbines < 20 MWth (à 15 % de O ₂ gaz sec)
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Pas de VLE
Oxydes d'azote (NO _x)	225 mg/Nm ³
Poussières	150 mg/Nm ³
Monoxyde de carbone	300 mg/Nm ³
Composés Organiques Volatils Non Méthaniques	50 mg/Nm ³

Les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) n'étant pas différenciés pour ce type de moteur, nous avons utilisé ceux proposés pour un moteur de puissance comprise entre 20 et 50 MWth.

Tableau 8: Valeur limite d'émission des moteurs et turbines dont la puissance est > 20 et < 50 MWth pour les COVNM individualisés

Composé	Moyenne biogaz France [9, 10] (mg/m ³)	% du total	VLE spécifique* (mg/m ³)
1,2 dichloroéthane	4,94	7,8%	12
Acétone	13,57	21,4%	32
Benzène	2,17	3,4%	5
Chlorure de vinyle	2,02	3,2%	5
Ethylbenzène	5,23	8,3%	12
Tétrachloroéthylène	10,70	16,9%	25
Toluène	16,38	25,9%	39
Trichloroéthylène	8,32	13,1%	20
Total	63,33	100,0 %	150

* Calculé en multipliant le % de chaque composé par la VLE des COVNM soit 150 mg/Nm³.

** Le 1,2 dichloroéthane étant absent des données françaises disponibles (9, 10), la moyenne des données de la littérature présentées au tableau 2 $([1,69 \text{ mg/m}^3 + 8,19 \text{ mg/m}^3] / 2 = 4,94 \text{ mg/m}^3)$ substituera cette absence d'information.

BIOGAZ DIFFUS

Tableau 2 : Concentrations dans le biogaz et en sortie de torchère

Composé	US-EPA [11]		France, RSD** [9]		INERIS 2002*** [10]		INERIS 1999**** [8]
	Biogaz (mg/m ³)	Sortie torchère* (mg/m ³)	Biogaz (mg/m ³)	Sortie torchère (mg/m ³)	Biogaz mesure site (mg/Nm ³)	Biogaz littérature (mg/Nm ³)	Sortie de torchère (mg/m ³ rapporté à 11% d'O ₂ sec)
1,2 dichloroéthane	1,69	0,034	0,05			8,19	
Acétone	16,93	0,051	13,57	0,267		27,00	
Acide chlorhydrique				0,470			5,7
Acide fluorhydrique				0,680			1,28
Arsenic			0,0085	0,008	0,0162	0,03235	
Benzène	6,20	0,019	1,08	0,009	3,5	31,08	
Benzo(a)pyrène					0,0000038		
Cadmium			0,0253	0,005	0,00003	0,0295	
Chlorure de vinyle	19,07	0,382	2,02			92,05	
Chrome total			0,00565	0,014	0,041	0,091	
Dioxyde de soufre				0,360			17
Ethylbenzène	20,35	0,061	4,76	0,003	5,7	147,80	
Manganèse			0,0011	0,810	0,0017		
Mercurure	0,0024	0,000007	0,026	0,019	0,0016	0,028	
Monoxyde carbone			0,011	0,011			583,5
Naphtalène			0,12	0,002	0,0675	0,419	
Nickel			0,007	0,014	0,0029		
Oxydes d'azote				0,320			
Plomb			0,0095	0,029	0,0044	0,072	
Poussières				0,500			1,46
Sulfure d'hydrogène	50,31	0,151	99,97	0,0005		7,86	0,005
Tétrachloroéthylène	25,72	0,514	1,59	0,0006	20,8	61,86	
Toluène	150,55	0,452	25,89	0,018	12,3	239,83	
Trichloroéthylène	15,41	0,308	2,05	0,0007	15,3	45,58	
Zinc			0,9235	2,002			

* calculé à partir des concentrations du biogaz données par l'US-EPA et d'un taux d'abattement de 98 % pour les composés halogénés et de 99,7% pour les autres composés organiques.

** Moyennes des résultats sur les sites 1 et 2 de l'étude réalisée en 2000 par M. Hours dans le cadre du réseau santé-déchets [9]. Les calculs effectués figurent en Annexe 1, tableaux 1 et 2. Concernant les éléments inorganiques, les rapports concentration en sortie de torchère / concentration dans le biogaz (assimilable à des taux d'abattement), varient de 0,21 (cadmium) à 74,27 (manganèse). Ils seraient compris entre 0,1 et 0,14 (mélange stoechiométrique air-biogaz 7 à 10) si l'air était pur. Les écarts observés sont dus aux fluctuations de mesure et au possible décalage temporel entre les deux mesures (biogaz / sortie torchère). La somme des COVNM du tableau, représente 27 à 35 % des COVNM totaux mesurés. Les COVNM totaux représenteraient de l'ordre de 1 % du biogaz. Les catégories de COVNM les plus abondantes dans le biogaz sont : hydrocarbures aliphatiques (≈ 30 %), aromatiques (≈ 30 % des COVNM), cétones (≈ 20 % des COVNM), hydrocarbures cycliques (≈ 12% des COVNM) et composés halogénés (≈ 3% des COVNM) ; en sortie de torchères elles sont : cétones (≈ 65 % des COV), hydrocarbures aliphatiques (≈ 14 % des COVNM), aromatiques (≈ 9 % des COVNM), alcools (≈ 2% des COVNM), aldéhydes (≈ 2% des COVNM), cycliques (≈ 1,6 % des COVNM) et composés halogénés (≈ 0,3 % des COVNM) [9].

*** Valeurs issues du rapport de l'INERIS de 2002 [10] ayant comparé des résultats de mesures sur site en France avec des données trouvées dans les publications internationales. Dans la colonne " littérature " figure la moyenne des valeurs numériques présentées dans le tableau du rapport de l'INERIS (entre trois et huit valeurs par moyenne selon les substances).

**** Ce rapport de l'INERIS de 1999 [8] présente des valeurs de concentration en sortie de torchère exprimées en mg/Nm³ humide, sec ou rapporté à 3 % ou 11 % d'O₂ sec. Les concentrations présentées sont des moyennes sur 3 sites en mg/m³ rapporté à 11% de O₂ sec. Les calculs effectués figurent en Annexe 1, tableau 3.

En ce qui concerne les mesures de biogaz diffus, comme pour celles en sortie de torchère, nous avons choisi de prendre en compte préférentiellement celles proposées par Réseau Santé Déchets (RSD) lorsque le polluant était disponible. En ce qui concerne le benzo(a)pyrène, Réseau Santé Déchets ne propose pas de concentration dans le biogaz, il a été décidé de prendre en compte la valeur fournie par l'INERIS.

Annexe 2. Synthèse des concentrations mesurées dans l'air – Données EUROPOLL

Cette annexe contient 2 pages.

	Concentration en H ₂ S en µg/m ³															
	2006	2008	mars-09	juin-09	juin-10	nov-10	juil-11	nov-11	juil-12	nov-12	juil-13	nov-13	juil-14	oct-14	juin/juil-15	nov-15
Point 1 Cellules en remplissage	0,31	1,3	97	25	<0,2	127	6	2,0	2,2	<0,35	21,5	107	8	25	1,5	16,7
Point 5 Limite bassins	-	-	1,5	18	0,7	8,8	28	<0,2	22	<0,35	13	12	190	36	2,1	2,0
Point 6 Limite cellules	-	-	20	0,74	<0,2	2,1	6	<0,2	1,7	3,4	<0,33	4,7	4,7	6	<0,3	9,9
Point 2 D343 - Monument	0,44	0,37	0,51	0,51	<0,2	0,55	<0,3	<0,2	<0,33	<0,35	<0,33	0,6	0,4	<0,34	<0,3	1,7
Point 8 Entrée Maninghem	-	-	-	0,66	-	0,32	<0,3	<0,2	<0,33	<0,35	<0,33	0,5	<0,3	<0,34	<0,3	1,4
Point 4 Bimont	0,4	0,41	<0,19	0,88	<0,2	1,03	0,9	<0,2	0,35	<0,35	<0,33	0,8	6	2,2	<0,3	1,7
Point 3 Vers Hucquellers	0,29	0,35	0,93	0,71	<0,2	0,87	1,5	<0,2	1,6	<0,35	<0,33	1,5	1,3	2,3	<0,3	2,1
Point 7 Caserne pompiers	-	-	-	0,5	<0,2	0,47	0,5	<0,2	<0,33	0,8	<0,33	1,0	<0,3	0,4	<0,3	1,7
Point 10 Entrée hucquellers	-	-	-	0,5	<0,2	0,87	0,7	<0,2	0,49	0,4	<0,33	0,5	0,5	0,4	<0,3	1,8
Point 9 Champs D343	-	-	-	0,52	<0,2	1,42	1,1	<0,2	0,6	0,7	<0,32	1,0	0,5	<0,34	<0,3	2,7

	Concentration en NH ₃ en µg/m ³															
	2006	2008	mars-09	juin-09	juin-10	nov-10	juil-11	nov-11	juil-12	nov-12	juil-13	nov-13	juil-14	oct-14	juin/juil-15	nov-15
Point 1 Cellules en remplissage	2,5	8,5	25	83	55	31	29	14	5	<1,91	128	4	40	37	17	<2
Point 5 Limite bassins	-	-	<2	93	115	35	73	9	15	<1,9	145	26	75	40	56	<2
Point 6 Limite cellules	-	-	6	2,8	4,9	2,2	8	<2	3	4,9	7,0	2,1	3,0	3	14	13
Point 2 D343 - Monument	2,2	3,1	<2	<2,3	3,0	<2	<2	<2	<2,02	<1,9	<2,03	<1,9	<2	<2	2,5	<2
Point 8 Entrée Maninghem	-	-	-	3,5	-	<2	<2	<2	3	<1,9	<2,03	<1,9	2,8	<2	3,5	<2
Point 4 Bimont	2,7	3,3	2,4	3,6	3,8	<2	2	<2	<2,02	<1,9	3	<1,9	2,4	<2	2,3	<2
Point 3 Vers Hucquellers	2,1	2,6	<2	<2,3	3,6	<2	<2	<2	<2,02	<1,9	<2,03	<1,9	<2	<2	<2	<2
Point 7 Caserne pompiers	-	-	-	<2,3	2,8	<2	<2	<2	<2,02	<1,91	<2,04	<1,9	<2	<2	2,4	<2
Point 10 Entrée hucquellers	-	-	-	<2,4	3,1	<2	3	3	<2,02	<1,91	2,6	<1,9	<2	<2	2,9	<2
Point 9 Champs D343	-	-	-	<2,3	3,1	<2	<2	<2	<2,02	<1,9	<2,02	<1,9	2,4	<2	3,4	7,1

	Concentration en Benzène en µg/m ³															
	2006	2008	mars-09	juin-09	juin-10	nov-10	juil-11	nov-11	juil-12	nov-12	juil-13	nov-13	juil-14	oct-14	juin/juil-15	nov-15
Point 1 Cellules en remplissage	0,10	0,18	0,75	-	0,24	0,08	1,32	-*	1,06	0,03	10,55	0,2	0,3	2,7	1,0	0,3
Point 5 Limite bassins	-	-	0,72	-	0,41	0,18	1,10	-*	0,41	<0,01	0,84	0,4	0,3	0,8	0,7	0,4
Point 6 Limite cellules	-	-	0,75	-	0,21	0,04	0,51	2,35	0,61	0,04	1,00	0,4	0,4	1,1	0,8	0,29
Point 2 D343 - Monument	0,14	0,28	0,74	-	0,40	0,05	1,31	-*	0,43	0,05	0,82	0,4	0,3	0,7	0,5	0,28
Point 8 Entrée Maninghem	-	-	-	-	-	0,23	0,62	3,01	0,44	<0,01	0,47	0,5	0,3	0,9	0,6	0,26
Point 4 Blmont	0,03	0,14	0,68	-	0,90	0,08	0,94	2,84	0,29	<0,01	1,22	0,5	0,2	0,8	0,3	0,27
Point 3 Vers Hucquellers	0,06	0,15	0,78	-	0,50	0,16	1,16	1,63	0,54	0,39	1,51	0,4	0,3	0,6	1,0	0,28
Point 7 Caserne pompiers	-	-	-	-	1,31	0,15	0,69	2,88	0,61	0,05	0,73	0,4	0,4	1,2	0,9	0,3
Point 10 Entrée hucquellers	-	-	-	-	0,20	0,25	0,40	-*	0,73	<0,01	0,82	0,6	0,2	1,3	-*	0,4

	Concentration en Toluène en µg/m ³															
	2006	2008	mars-09	juin-09	juin-10	nov-10	juil-11	nov-11	juil-12	nov-12	juil-13	nov-13	juil-14	oct-14	juin/juil-15	nov-15
Point 1 Cellules en remplissage	1,1	0,51	0,63	-	0,32	0,22	1,60	-*	1,63	0,01	27,77	0,5	3	8,4	1,6	0,3
Point 5 Limite bassins	-	-	0,32	-	0,53	0,17	0,23	-*	0,17	<0,01	0,86	0,3	0	0,9	0,5	0,3
Point 6 Limite cellules	-	-	0,63	-	0,30	0,05	0,53	1,01	0,09	0,05	2,23	0,5	0,6	2,6	0,7	0,5
Point 2 D343 - Monument	1,36	0,60	0,36	-	0,10	0,06	0,88	-*	0,07	0,03	1,10	0,4	0,3	0,7	0,6	0,28
Point 8 Entrée Maninghem	-	-	-	-	-	0,20	0,20	1,03	0,05	<0,01	0,41	0,3	0,3	0,8	0,5	0,3
Point 4 Blmont	0,77	0,3	0,33	-	0,60	0,10	0,26	0,85	0,05	<0,01	1,17	0,3	0,2	0,7	0,21	0,24
Point 3 Vers Hucquellers	0,76	0,38	0,34	-	0,10	0,17	0,31	0,31	0,17	0,21	1,41	0,4	0,3	0,7	0,4	0,23
Point 7 Caserne pompiers	-	-	-	-	1,32	0,15	0,26	3,77	0,28	0,04	0,83	0,4	0,4	1,2	0,8	0,3
Point 10 Entrée hucquellers	-	-	-	-	0,24	0,33	0,26	-*	0,16	<0,01	0,93	0,5	0,4	4,3	-*	0,5
Point 9 Champs D343	-	-	-	-	0,40	0,27	0,15	1,36	0,18	0,02	0,48	0,4	0,3	0,8	-*	0,27

Annexe 3. Rapport d'analyse complémentaire dans l'air – TERA Environnement

Cette annexe contient 5 pages.

Rapport d'essais

Version du document : 1

Commentaire :

TERA Environnement SAS | N° d'affaire : 16-BU-6794-01

Destinataire : BURGEAP

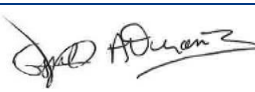
Adresse : 24 rue des Pâtis
76 140 LE PETIT QUEVILLY

Commande client n° : BC16-1872

Echantillons reçus le : 21-06-2016

Type de milieu (renseigné par le client) :

- ERP
 QAI
 Emission
 Air ambiant
 Hygiène industrielle
 Autre (préciser)
 Non communiqué

Approbation	
Nom(s)	J.GUILHERMET, A.DURAND
Fonction	Ingénieur Analyses
Date(s)	04/07/2016
Visa(s)	

Ce rapport contient : 5 pages

Table des matières

1	Introduction.....	3
1.1	Objet et domaine d'application.....	3
1.2	Document de référence et document applicable	3
1.3	Confidentialité	3
1.4	Lieu de réalisation des essais	3
2	Présentation des échantillons	4
3	Méthodes analytiques.....	4
4	Résultats.....	5
4.1	Quantification du 1,2 dichloroéthane et du naphthalène	5
4.2	Quantification de l'Acétaldéhyde.....	5

1 Introduction

1.1 Objet et domaine d'application

Les résultats présentés ne se rapportent qu'aux objets soumis aux essais.

Les prélèvements ont été effectués par BURGEAP.

1.2 Document de référence et document applicable

Commande : BC16-1872 du 03-05-2016

Devis : DE13469

1.3 Confidentialité

Ce document est la propriété de **BURGEAP**. Il ne peut être ni communiqué à un tiers, ni reproduit, ni divulgué sans son autorisation.

1.4 Lieu de réalisation des essais

L'ensemble des essais a été réalisé sur le laboratoire de Crolles

2 Présentation des échantillons

Paramètres à analyser	Réf. échantillon	Température (°C) ⁽²⁾	Durée (min)	Renseignement complémentaire ⁽¹⁾	Date d'essais
1,2 dichloroéthane Naphtalène	983UW	20	10080	Blanc	27/06/16
	986UW		9805		
	391PN		10409		
	338PN		10105		
	176TR		10085		
	370RO		10000		
	985UW		10010		
	924RA		10045		
Acétaldéhyde	Blanc	20	10080	Blanc	29- 30/06/16
	1		9805		
	2		10409		
	3		10105		
	4		10085		
	7		10000		
	9		10010		
	10		10045		

⁽¹⁾ Par exemple les conditions environnementales ou l'activité des occupants pendant l'échantillonnage, ou tout autre élément transmis par le responsable du prélèvement et susceptible de faciliter la lecture des résultats.

⁽²⁾ Si la température n'est pas renseignée par le client, elle sera prise à 20°C.

3 Méthodes analytiques

Composés	Supports	Norme	Technique analytique	Commentaire
COVs	Radiello code 145	ISO 16017-2	ATD/GC/MS	
Aldéhydes	Radiello code 165	ISO 16000-4	HPLC/UV	

4 Résultats

4.1 Quantification du 1,2 dichloroéthane et du naphthalène

Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$								
Composés	370RO 7	983UW BLC	986UW 1	391PN 2	838PN 3	176TR 4	985UW 9	924RH 10
1.2 Dichloroéthane	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Naphthalène	<LQ	<LQ	0.03	<LQ	0.04	<LQ	0.04	<LQ
LQ	0.01							

L'incertitude pour l'analyse est de 30 % pour k=2.

4.2 Quantification de l'Acétaldéhyde

Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$								
Composés	Blanc	1	2	3	4	7	9	10
Acétaldéhyde	0.2	1.3	1.0	1.1	1.3	1.1	0.9	1.1
LQ	0.1							

L'incertitude pour l'analyse est de 20 % pour k=2.

FIN DU RAPPORT

Annexe 4. Principes généraux de calculs IEM

Cette annexe contient 3 pages.

Juin 2

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 101/158
bgp200/7	

Inhalation de substances dans l'air extérieur et/ou intérieur

Inhalation de substances gazeuses et particulaires

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 l'équation générique suivante :

$$CI = \left(\sum (C_i \times t_i) \right) F \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

- CI : concentration moyenne d'exposition
- C_i : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée = 1
- F : fréquence ou taux d'exposition (nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours – sans dimension) = 1
- T : durée d'exposition (en années) = 6 ans pour les enfants et 30 ans pour les adultes
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée

Les périodes de temps sur lesquelles l'exposition est moyennée (T_m) sont prises égales à :

- 70 ans (correspondant à la durée de vie considérée par l'ensemble des organismes nationaux et internationaux pour l'établissement de valeurs toxicologiques et l'évaluation des risques) pour les effets cancérogènes quelle que soit la cible considérée,
- I (correspondant à durée d'exposition) pour les effets toxiques à seuil quelle que soit la cible considérée.

Estimation du risque et intervalles de gestion pour l'IEM

Estimation du risque

Cas des substances à effet de seuil

Pour les effets toxiques à effet de seuil, et pour des faibles expositions, le quotient de danger (QD) est calculé de la façon suivante :

$$QD_{i,INH} = \frac{CI_{i,INH}}{RfCi}$$

Avec : QD: Quotient de Danger
CI : Concentration inhalée
RfCi : Reference Concentration = VTR

Ce QD est calculé pour chaque substance et chacune des expositions considérées.

On notera qu'aucune sommation n'est réalisée (même en cas de d'effets synergiques ou pour les substances ayant le même mécanisme d'action toxique et le même organe cible). Cette spécificité est associée à l'interprétation des QD individuels de l'IEM comme le montre le tableau suivant.

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04	
SDN-CV / CLD / AC	
28/07/2017	Page 102/158

Cas des substances sans effet de seuil

Pour les effets toxiques sans effet de seuil, et pour des faibles expositions, l'excès de risque individuel (ERI) est calculé de la façon suivante :

Pour les effets sans seuil et pour des faibles expositions, l'excès de risque individuel (ERI) est calculé de la façon suivante :

$$\text{ERI (inh}^\circ\text{)} = \text{CI} \times \text{ERUi}$$

avec : ERI : excès de risque individuel
 ERU : excès de risque unitaire
 CI : Concentration inhalée

Les ERI s'expriment sous la forme mathématique suivante 10^{-n} . Par exemple, un excès de risque individuel de 10^{-5} représente la probabilité supplémentaire, par rapport à une personne non exposée, de développer un cancer pour 100 000 personnes exposées vie entière.

On notera qu'aucune sommation n'est réalisée, ce qui est spécifique à l'approche de l'IEM et ne représente de ce fait pas la réalité globale du risque encouru pour les personnes exposées simultanément aux différentes substances et voies d'expositions.

Cette spécificité est associée à l'interprétation des ERI individuels de l'IEM comme le montre le tableau suivant.

Intervalles de gestion dans le cadre de l'IEM

Les intervalles de gestion donnés par le MEDD dans son document méthodologique¹⁷ sont repris ci-dessous. Ils ont été définis pour la démarche IEM, « pour interpréter les résultats de l'évaluation quantitative des risques sanitaires menée dans le seul cadre de cette démarche. Ces intervalles ne sont pas adaptés au plan de gestion ».

Cette interprétation permet de distinguer :

- les milieux qui permettent la jouissance des usages constatés sans une sur-exposition excessive des populations ;
- les milieux sur lesquels des mesures de gestion simples peuvent permettre de rendre les usages compatibles avec l'état des milieux ;
- les milieux qui nécessitent la mise en œuvre d'un plan de gestion ; la zone concernée devient alors un « site » au sens du plan de gestion.

¹⁷ La démarche d'interprétation de l'état des milieux, MEDD. V0 du 08/02/07. 42 pages

Intervalle de gestion des risques		L'interprétation des résultats	Les actions à engager	
Substances à effet de seuil (QD)	Substances sans effet de seuil (ERI)		Sur les milieux	Sur les usages
QD < 0,2	ERI < 10 ⁻⁶	L'état des milieux est compatible avec les usages constatés	S'assurer que la source de pollution est maîtrisée	La mémorisation des usages peut être nécessaire pour s'assurer de la pérennité des usages actuels qui sont compatibles avec l'état des milieux
0,2 < QD < 5	10 ⁻⁶ < ERI < 10 ⁻⁴	Zone d'incertitude nécessitant une réflexion plus approfondie de la situation avant de s'engager dans un plan de gestion	Le retour d'expérience La mise en œuvre de mesures de gestion simples et de bon sens La réalisation d'une évaluation quantitative des risques réfléchie peut permettre de gérer la situation sans mener des actions lourdes	La mémorisation des usages peut être nécessaire pour s'assurer de la pérennité des usages actuels qui sont compatibles avec l'état des milieux
QD > 5	ERi > 10 ⁻⁴	L'état des milieux n'est pas compatible avec les usages	La définition et la mise en œuvre d'un plan de gestion pour rétablir la compatibilité entre l'état des milieux et les usages	

Annexe 5. Argumentaires santé

Cette annexe contient 30 pages.

Benzène (CAS n° 71-43-2)

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le benzène (CAS n° 71-43-2) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,88 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 4,68 ppmV (INRS, 2004). 1ppmV correspond à 3,25 mg/m³.

La présence de benzène dans l'environnement est naturelle (feux de forêts, volcans) ou d'origine anthropique. L'automobile est en grande partie responsable de la pollution atmosphérique par le benzène (gaz d'échappement, émanation lors du remplissage des réservoirs), comme sous produit du pétrole, il entre dans la composition des essences. La fabrication du benzène et ses diverses utilisations libèrent également du benzène à l'atmosphère.

Parmi les composés des hydrocarbures, le benzène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques). Il est soluble (1860 mg/l à 10°C), volatil : pression de vapeur de 6031 Pa (10°C) et constante de Henry de 0,56 kPa.m³/mol (25°C) et biodégradable en milieu aérobie.

B) Valeurs guides

Valeurs guides pour l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 1µg/l pour le benzène.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 10 µg/l.

Valeurs guides pour l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 2 µg/m³ (décret 2010-1250 du 21 octobre 2010).

La commission européenne dans le rapport du projet INDEX (critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU) ainsi que l'OMS (WHO Guidelines for Indoor Air Quality : Selected Pollutants, 2010) recommandent un objectif de concentration dans l'air intérieur aussi bas que possible sans fixer de valeur. L'OMS précise que l'excès de risque de Leucémie pour une exposition à 1 µg/m³ est de 6.10⁻⁶. La concentration associée à un excès de risque de 10⁻⁵ est de 1,7 µg/m³.

Les valeurs guide air intérieur VGAI définies par l'AFSSET/ANSES sont les suivantes, celle en gras doit être retenue pour la prise en compte de l'ensemble des effets chroniques :

- VGAI long terme, pour les effets hématologiques non cancérogènes : 10 µg/m³ pour une durée d'exposition supérieure à 1 an,
- **VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérogènes : 2 µg/m³ (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10⁻⁵,**
- VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérogènes : 0,2 µg/m³ pour une durée d'exposition "vie entière", correspondant à un excès de risque de 10⁻⁶,
- VGAI intermédiaire : 20 µg/m³ en moyenne sur 1 an pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,
- VGAI court terme : 30 µg/m³ en moyenne sur 14 jours pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,

La loi du 1^{er} août 2008 relative à la responsabilité environnementale oblige à définir des « valeurs-guides pour l'air intérieur » dans les ERP. Le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011, définit la valeur-guide pour le benzène pour une exposition de longue durée à **5 µg/m³ au 1er janvier 2013** et à **2 µg/m³ au 1er janvier 2016**.

En juillet 2014, l'ANSES recommande, au regard des nouvelles études disponibles sur la cohorte « Pliofilm », de revoir la valeur guide air intérieure ou VGAI « vie entière » (actuellement fixée à 2 µg/m³ pour un risqué de 10⁻⁵).

Valeurs guides pour les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant le benzène sont **SGH02**, **SGH07** et **SGH08**.

Les mentions de danger¹⁸ qui le représentent sont : **H225**, **H350**, **H340**, **H372**, **H304**, **H319** et **H315**.

Effets cancérogènes

Il a été placé dans **le groupe 1** par le CIRC-IARC en 1987, dans la **classe A** par l'US-EPA en 1998 et **C1A** par l'UE.

Effets Mutagènes

Le benzène est classé **M1B** par l'Union Européenne.

Effets reprotoxiques

Le benzène n'est pas classé reprotoxique par l'UE.

Autres effets toxiques

La cible principale du benzène après une exposition à long terme est le système sanguin, avec des conséquences sur la moelle osseuse, une diminution des globules rouges, une anémie ou plus rarement une polyglobulie (lignée des globules rouges), une leucopénie ou parfois une hyperleucocytose (globules blancs), une thrombopénies (plaquettes). Ces manifestations sont réversibles après cessation de l'exposition.

A un stade plus important cette toxicité hématologique peut se manifester par une aplasie médullaire, dépression totale de la reproduction des cellules sanguines. Ces atteintes ont été décrites dans plusieurs études épidémiologiques, notamment chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de benzène.

Le Syndrome psycho-organique (troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, insomnie, diminution des performances intellectuelles correspondant à des effets sur le système nerveux central) a été décrit lors d'exposition chronique au benzène. Ce syndrome est également noté pour le toluène et les styrènes.

Par ailleurs, des effets cardio-vasculaires ont été décrits lors de l'exposition par inhalation aux vapeurs de benzène.

Enfin, la myelotoxicité et la génotoxicité pourraient résulter de l'action synergique des divers composés issus du métabolisme hépatique du benzène (INCHEM, 1996).

Peu d'informations relatives aux autres effets toxiques du benzène sont disponibles chez l'homme.

¹⁸ Les définitions de ces symboles et mentions de danger sont données dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Benzène (Cas n°71-43-2) – Effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effets considérés	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Leucémies	homme	ERUi = $2,6 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	ANSES (2014)
		homme	ERUi = $2,2 \text{ à } 7,8 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (2000)
		homme	ERUi = $6 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (1997)
		homme	CR = $5 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	RIVM (2001)
		homme	ERUi = $2,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
		homme	CT _{0,05} = 15 mg/m ³ , correspond à ERUi = $3 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Santé Canada (1991)

Benzène (Cas n°71-43-2) – Effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Organe Critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	immunitaire	homme	10	MRL (0.003 ppm)= $10 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	ATSDR (2007)
		Cellules sanguines	homme	300	RfC = $30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	US EPA (2003)
		Cellules sanguines, nerveux, développement	homme	200	REL = $3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	OEHHA (2014)

1,2 Dichloroéthane (CAS n°107-06-2)

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le 1,2 dichloroéthane (CAS n°107-06-2) est un liquide incolore, plus dense que l'eau ($d = 1,246$ à 20°C). Son odeur rappelant celle du chloroforme, est perceptible à partir de concentration de l'ordre de 88 ppmV (INRS, 2005), soit de l'ordre de 360 mg/m³ (avec 1 ppmV = $4,11$ mg/m³). On note cependant que l'INERIS reporte des seuils olfactifs compris entre 6 et 100 ppmV dans l'air et 20 mg/l dans les eaux.

Le 1,2 dichloroéthane est un solvant utilisé dans la production d'autres solvants (CV, PCE, TCE, 1,1,1 TCA, etc.) et également utilisé dans le domaine de l'agroalimentaire (traitement par fumigation) et comme solvants (peintures, produits nettoyeurs, etc.)

Parmi les composés des hydrocarbures, le dichloroéthane 1,2 est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus particulièrement parmi les COHV (composés organiques halogénés volatils). Il présente une solubilité de 8679 mg/l (25°C), une pression de vapeur de 4900 Pa (10°C), environ le double à 25°C , et une constante de Henry de $0,12$ kPa.m³/mol à 25°C . Il est biodégradable en milieu anaérobie.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 3 µg/l pour 1.2 DCA.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 30 µg/l pour le 1.2 DCA.

Valeurs guides dans l'air

En France le décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour le 1,2 dichloroéthane. L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) propose une valeur guide pour cette substance de 700 µg/m³ pour une exposition moyenne journalière (24 h), l'OMS précise que cette valeur étant supérieure aux concentrations observées dans l'air ambiant dans les villes et à proximité d'industries est associée à d'éventuels épisodes de déversement ou de pollution de l'air intérieur. Aucune préconisation n'est faite par l'OMS spécifiquement pour l'air intérieur (OMS, 2010)

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant le 1,2 dichloroéthane sont **SGH02, SGH07 et SGH08**.

Les mentions de danger qui le représentent sont : **H225, H350, H302, H319, H335, H315**.

Effets cancérogènes

Le 1,2 DCA est classé **C1B** par l'union européenne par rapport aux effets cancérogènes et considère que l'on dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme au 1,2 DCA peut provoquer le cancer (JOCE, 1993).

Le CIRC et l'US-EPA rangent le 1,2 DCA respectivement dans le **groupe 2B** (1979) et la **classe B2** (1993).

Effets mutagènes

Le 1,2 dichloroéthane a été examiné par l'union européenne mais est non classé génotoxique (JOCE, 1993).

Effets reprotoxiques

Le 1,2 dichloroéthane a été examiné par l'union européenne mais est non classé reprotoxique.

Autres effets toxiques

Les données sur la toxicité subchronique et chronique du 1,2 DCA chez l'homme sont peu nombreuses. De plus, les études existantes sont en général peu exploitables du fait d'un manque de précision concernant les doses d'exposition et les durées d'étude.

Une étude réalisée en milieu professionnel (ouvriers exposés pendant 2 à 5 mois par inhalation) a mis en évidence des troubles (nausées, vomissements, nervosité, fatigue) ainsi qu'une perte de poids.

Chez les animaux, plusieurs études par inhalation, par voie orale sont disponibles mettant en évidence des effets localisés dans le foie, les reins, les poumons, le système nerveux central.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

1,2 dichloroéthane (Cas n°107-06-2) – effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Système sanguin	rats	ERUi = $2,6 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1991)
	Système sanguin	rats	ERUi = $2,1 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
	Tumeurs des glandes mammaires	Rats et souris	VTRi = $3,4 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Anses (2008)

1,2 dichloroéthane (Cas n°107-06-2) – effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Organe ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	hépatiques	rat	90	MRL = $3 \text{ mg}/\text{m}^3$	ATSDR (2001)
		Enzymes sériques hépatiques	rat	30	REL = $0,4 \text{ mg}/\text{m}^3$	OEHHA (2003) (2000)

Acétaldéhyde (CAS N°75-07-0)

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'acétaldéhyde (cas n° 75-07-0) est un liquide incolore plus léger que l'eau ($d=0,774$), volatil, d'odeur fruitée agréable, perceptible à l'odorat à des teneurs de l'ordre de 0,05 ppm. Son facteur de conversion est le suivant : 1 ppm = 1,802 mg/m³ (INRS, 2005). Cette odeur devient piquante et suffocante à forte concentration.

Il est essentiellement utilisé en synthèse organique, notamment pour la fabrication de l'acide acétique, de l'anhydride acétique et du 1-butanol. Il peut également intervenir dans les industries des parfums, matières plastiques, colorants...

L'acétaldéhyde est hautement mobile dans l'eau et l'air, ses caractéristiques physico-chimiques sont les suivantes : pression de vapeur saturante de 67 à 120 kPa (10 et 25°C), solubilité de 10⁶ mg/l (25°C), constante de Henry de 0,0097 kPa.m³/mol et constante de partage octanol-carbone de 0,17.

B) Valeurs guides

Valeurs guides pour l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour cette substance.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) ne propose pas de valeur guide pour les eaux potables de cette substance.

Valeurs guides pour l'air

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour l'acétaldéhyde une concentration d'exposition limite sur le long terme de 200 µg/m³.

Deux VGAI sont proposées par l'ANSES (2014) :

- Une première valeur a été établie pour protéger des effets survenant après une **exposition de courte durée : 3 000 µg/m³ pour une durée d'exposition de 1 heure**. Il s'agit de protéger la population d'une exposition ponctuelle ou intermittente à des niveaux élevés liés à une activité particulière. L'acétaldéhyde est une substance fortement irritante des voies respiratoires. Après une exposition de courte durée, les personnes asthmatiques peuvent présenter une bronchoconstriction.
- Une seconde valeur a été établie pour protéger des effets **à long terme : 160 µg/m³ pour une durée d'exposition supérieure ou égale à un an**. Il s'agit de protéger la population au quotidien exposée à des niveaux plus faibles mais permanents (niveaux de fond).

Par ailleurs, l'Agence recommande de mener des études visant à évaluer les expositions à plusieurs aldéhydes présents dans l'air intérieur, notamment lorsque le formaldéhyde, l'acroléine et l'acétaldéhyde sont mesurés simultanément, ainsi que leurs conséquences sanitaires, en vue d'élaborer une valeur guide pour un mélange d'aldéhydes.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant l'acétaldéhyde dans les fiches sécurité sont **SGH02, SGH07 et SGH08**.

Les mentions de danger qui le représentent sont : **H224, H351, H319 et H335**.

Effets cancérogènes

La substance est cancérogène possible pour l'homme (USEPA : **B2**, IARC : **2B**).

L'Union Européenne la classe en **catégorie C2**.

Effets Mutagènes

La substance n'est pas classée mutagène par l'union européenne.

Effets reprotoxiques

Pour certains auteurs, il est au moins partiellement responsable du syndrome d'alcoolisme fœtal. Cependant, l'acétaldéhyde n'est pas classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Les effets systémiques de l'acétaldéhyde n'ont pas fait l'objet de publication de cas cliniques ou d'études épidémiologiques. Plusieurs auteurs de monographies signalent des dermatoses irritatives et allergiques, des broncho-pneumopathies chroniques dans les populations humaines professionnelles. La substance peut avoir des effets sur le système nerveux central, les voies respiratoires et les reins, semblable à une intoxication chronique due à l'alcool.

L'exposition de personnes volontaires à 50 ppm d'acétaldéhyde pendant 15 minutes n'a produit qu'une irritation oculaire modérée. A 200 ppm, une conjonctivite transitoire apparaît. Au delà, des lésions cornéennes sont notées. Des signes d'irritation des voies aériennes supérieures sont survenus chez tous les volontaires exposés à 134 ppm pendant 30 minutes.

D) Relation Dose/effet et Dose/réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérogènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Acétaldéhyde (75-07-0) - effets toxiques sans seuil -				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer nasal	rat	ERUi = $2,2 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1991)
		rat	ERUi = $2,7 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
		rat	CT05 = $86 \text{ mg}/\text{m}^3$ soit ERUi = $5,8 \cdot 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Santé Canada (1998)

Acétaldéhyde (75-07-0) - effets toxiques à seuil -						
Exposition	Voie d'exposition	Cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Système respiratoire	rat	100	TC = 390 µg/m ³	Santé Canada (1998)
				1000	TC = 300 µg/m ³	OMS (1995)
				1000	RfC = 9 µg/m ³	US EPA (1991)
				300	REL = 140 µg/m ³	OEHHA (2008)

Dioxyde de soufre

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le dioxyde de soufre (CAS n°7446-09-5) peut être d'origine naturelle (océans et volcans) mais sa principale source est anthropique car il provient de la combustion de combustibles fossiles (pétrole et charbon) pour le chauffage et la production d'énergie.

Dans l'industrie, il sert essentiellement à la production d'acide sulfurique.

Le dioxyde de soufre ou anhydride sulfureux est gazeux dans les conditions normales de pression et de température. C'est un gaz incolore, plus lourd que l'air (densité de vapeur : 2,26), qui présente une forte odeur piquante, perceptible dès 1,1 ppm (3,14 mg/m³). Il est soluble dans l'eau (11,3% à 20°C).

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 50 µg/m³ en moyenne annuelle (Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010). Le seuil de recommandation et d'information est de 300 µg/m³ en moyenne horaire et le seuil d'alerte est de 500 µg/m³ en moyenne horaire, dépassé pendant trois heures consécutives.

La valeur guide, du SO₂, a été revue l'OMS en 2005 (Air quality guidelines, global update, 2005)¹⁹. Dans cette révision, qui s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment), l'OMS pour le SO₂ : **20 µg/m³ en moyenne journalière**.

Il est par ailleurs recommandé, de ne pas dépasser une concentration de SO₂ de 500 µg/m³ au-delà de durées moyennes de 10 minutes. Du fait que l'exposition à court terme au SO₂ dépend beaucoup de la nature des sources locales de SO₂ et des conditions météorologiques dominantes, il n'est pas possible d'appliquer un simple facteur à cette valeur pour estimer les valeurs indicatives correspondantes sur des périodes plus longues, par exemple sur une heure.

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour cette substance.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) ne propose pas de valeur guide pour les eaux potables de cette substance.

¹⁹ WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant le dioxyde de soufre sont : **SGH04, SGH05, SGH06.**

Les mentions de danger qui le représentent sont : **H314, H331.**

Effets cancérogènes

Le CIRC classe le dioxyde de soufre dans le **groupe 3**, en raison de preuves très limitées chez l'animal. Il n'est pas classé par l'Union Européenne.

Effets Mutagènes

Le dioxyde de soufre n'est pas classé comme agent mutagène par l'Union Européenne.

Effets reprotoxiques

Le dioxyde de soufre n'est pas classé comme agent reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Une exposition prolongée entraîne une augmentation du nombre de pharyngite et de bronchite chronique.

En exposition moyenne et longue durée au SO₂, les études récentes montrent des effets sur la mortalité respiratoire et cardiovasculaire et sur les admissions hospitalières d'urgence, pour déficience ou obstruction respiratoire, à des niveaux d'exposition correspondant à des concentrations moyennes annuelles à 50 µg/m³ et des concentrations journalières inférieures à 125 µg/m³. De telles observations sont relevées même en absence de poussières contrairement aux observations anciennes liées à la pollution par la combustion du charbon.

Le SO₂ est mis en cause dans les études épidémiologiques lors des variations des niveaux de pollution à court terme (pics de pollution). L'étude multicentrique (APHEA) réalisée dans 15 villes européennes, a montré qu'une variation de 50 µg/m³ par rapport au niveau moyen de SO₂ s'accompagne d'une augmentation de 5% de la mortalité pour cause respiratoire et de 3 % et 7,5 % des admissions hospitalières pour asthme respectivement chez les adultes et les enfants.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document.

Pour le SO₂, nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, de VTR pour des expositions chroniques.

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Les risques liés au SO₂ ne sont pas en rapport avec la survenue de pics de pollution mais résultent de variations journalières des niveaux de pollution atmosphérique de fond couramment observés en milieu urbain. C'est la raison pour laquelle l'OMS précise qu'il apparaît inutile d'édicter une valeur guide annuelle, dans la mesure où le respect de la valeur guide journalière permet d'assurer un bas niveau d'exposition des populations. Ainsi, pour l'ensemble de la population (dont population sensible), une comparaison avec la valeur guide de l'OMS (2005) de 20 µg/m³ devra être conduite (sur un pas de temps journalier) afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population.

HAP – hydrocarbures aromatiques polycycliques

A) Propriétés intrinsèques des HAP

Les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sont formés lors de combustions incomplètes (bois, charbon, fioul, essence, goudrons de houille, cigarettes...) puis rejetés dans l'atmosphère où ils sont présents majoritairement dans la phase particulaire du fait de leur faible volatilité.

Il s'agit de molécules ayant deux (naphtalène) à plus de cinq (benzo-a-pyrène) noyaux benzéniques. Les propriétés toxiques et physicochimiques des molécules sont variables et dépendent en partie du nombre de noyaux benzénique. On compte 16 molécules les plus communément étudiées (liste de l'EPA reprise dans les paragraphes suivants).

Les émissions des cheminées et des fours à bois domestiques, des incinérateurs d'ordures ménagères, des unités de production de goudron et d'asphalte, des unités de craquage du pétrole, constituent les principales sources anthropiques. Ces sources stationnaires représentent environ 80 % des émissions. Les sources mobiles sont constituées par les échappements des véhicules essence et diesel.

La présence de HAP dans les eaux de surface provient du dépôt de particules en suspension dans l'atmosphère, des rejets de lixiviation des aires de stockage de charbon, des effluents des usines de traitement du bois et autres industries, on note par ailleurs que les HAP sont également contenus dans certains insecticides ou fongicides.

Les 16 HAP possèdent des propriétés physico-chimiques très variables :

les solubilités (à 25°C) sont comprises entre $2,6 \cdot 10^{-4}$ mg/l pour le B[g,h,i]P et 32 mg/l pour le naphtalène,

les pressions de vapeur (à 25°C) sont comprises entre $1,3 \cdot 10^{-8}$ Pa pour le B[g,h,i]P et 11.3 Pa pour le naphtalène (qui est le seul HAP que l'on peut classer dans les COV : $P_v > 10$ Pa),

les constantes de Henry (à 25°C) sont comprises entre $2,69 \cdot 10^{-5}$ kPa.m³/mol pour B[g,h,i]P et 0.045 kPa.m³/mol pour le naphtalène.

On note que les propriétés physico-chimiques du B[a]P sont proches de celles du B[g,h,i]P : solubilité de 0.0016 mg/l (25 °C), une pression de vapeur de $7,32 \cdot 10^{-7}$ Pa (25°C) et une constante de Henry de $4,63 \cdot 10^{-5}$ kPa.m³/mol.

L'ensemble des HAP sont facilement sorbés sur les sols, en effet, leurs constantes de partage octanol-eau (logKOW) sont élevées et compris entre 3,3 (naphtalène) et 6,84 (B[k]F).

B) Valeurs guides

Valeur guide dans l'alimentation

Le RÈGLEMENT (CE) No 1881/2006 DE LA COMMISSION du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires définit des valeurs limite à ne pas dépasser pour le B(a)P dans certaines catégories d'aliments.

Dans les aliments ou préparations pour nourissons, le B(a)P ne doit pas dépasser 1 µg/kg de poids à l'état frais.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:FR:PDF>

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour la somme des HAP mais présente une valeur pour le benzo-a-pyrène : 0.01 µg/l et pour la somme des benzo-b-fluoranthène, benzo-k-fluoranthène, indéno (1.2.3) c,d pyrène, et benzo-g,h,i)pérylène de 0.1 µg/l.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 1 µg/l pour la somme des benzo-b-fluoranthène, benzo-k-fluoranthène, indéno (1.2.3) c,d pyrène, et benzo-g,h,i)pérylène.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables pour les HAP à travers le B[a]P de 0.7 µg/l.

Valeurs guides dans l'air

En France, le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 définit une valeur cible de 1 ng/m³ pour le B(a)P.

Dans l'air intérieur, l'OMS (2010) propose une valeur guide de 10 µg/m³ en moyenne annuelle pour le naphthalène.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour le naphthalène une concentration d'exposition limite sur le long terme de 10 µg/m³. Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 10 fois inférieures à cette limite (INDEX, 2005).

De manière analogue, compte tenu des connaissances actuelles, l'ANSES (2009) ne propose qu'une valeur guide pour des expositions chroniques au naphthalène pour des effets non cancérogènes : VGAI long terme de 10 µg/m³.

L'OMS considère que la présence de HAP dans l'air (2000) et en particulier l'air intérieur (2010) est préoccupante pour la santé, proposant un Excès de risque unitaire, la concentration correspondant à un risque de 10⁻⁵ pour l'OMS est de 0,12 µg/m³ en B(a)P.

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français, dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le BaP sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de 0,001 µg/m³, applicable au 31/12/2012.

Valeurs guides dans les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

C) Profil toxicologique

Classement

Parmi les HAP, seuls 7 d'entre eux présentent un symbole de danger, il s'agit grossièrement des substances les moins mobiles.

Les phrases de risques associées sont au minimum **H350** (peut provoquer le cancer).

Par ailleurs, tous ceux qui sont associés à un symbole danger polluent l'environnement.

Enfin, le naphthalène présente la mention de danger **H302** (nocif en cas d'ingestion).

	Classement symboles	Mention de danger	classement cancérogénicité		
			UE	CIRC (IARC)	EPA
Naphtalène	SGH07, SGH08, SGH09	H351, H302, H400, H410	C2	2B	C
Acénaphthylène	-	-	-	-	D
Acénaphthène	-	-	-	-	-
Fluorène	-	-	-	3	D
Phénanthrène	-	-	-	3	D
Anthracène	-	-	-	3	D
Fluoranthène	-	-	-	3	D
Pyrène	-	-	-	3	D
Benzo(a)anthracène	SGH08, SGH09	H350, H400, H410	C1B	2B	B2
Chrysène	SGH08, SGH09	H350, H341, H400, H410	C1B M2	3	B2
benzo(b)fluoranthène	SGH08, SGH09	H350, H400, H410	C1B	2B	B2
benzo(k)fluoranthène	SGH08, SGH09	H350, H400, H410	C1B	2B	B2
Benzo(a)pyrène	SGH07, SGH08, SGH09	H340, H350, H360FD, H317, H400, H410	C1B M1B R1B	1	B2
Dibenzo(a,h)anthracène	SGH08, SGH09	H350, H400, H410	C1B	2A	B2
benzo(g,h,i) pérylène	-	-	-	3	D
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	-	-	-	2B	B2

Effets cancérigènes

Le benzo(a)pyrène est classé comme cancérigène chez l'homme par le CIRC-IARC (**groupe 2A**), l'US-EPA (**classe B2**) et l'UE (**C1B**).

La position de l'OMS dans différents ouvrages ou publications et aussi celle de l'US-EPA est de considérer que le B(a)P a valeur d'indicateur pour les HAP potentiellement cancérigènes, qui ont plus de 3 noyaux aromatiques.

Le tableau de synthèse des classifications des HAP par rapport à leur cancérogénicité montre que l'anthracène, le benzo(g,h,i)pérylène, l'acénaphthylène, le fluoranthène, le fluorène, le phénanthrène et le pyrène sont classés 3 par le CIRC et/ou D par l'US-EPA. L'acénaphthène n'est pas classé.

Pour ces composés, les phrases de risque ne mentionnent pas non plus le caractère cancérigène, et l'article de Nisbet et Lagoy (1992) proposant des facteurs d'équivalent toxique (TEF cité ci-après) mentionne l'absence de données précises leur ayant permis d'aboutir à ces valeurs.

Pour le naphthalène, le potentiel cancérigène n'a pas été prouvé et à la différence des HAP à plus de 3 noyaux aromatiques, il n'est pas mutagène directement. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le naphthalène dans le groupe 2B, et non 2A, en dépit des résultats chez l'animal ; ce point de vue, c'est-à-dire l'impossibilité actuelle de conclure que le naphthalène est un cancérigène probable pour l'homme, est partagé par un grand nombre d'experts réunis par l'US-EPA (cf. résultats de la réunion sur le site US-EPA, en date de septembre 2004). Le mécanisme retenu par l'IARC (2002) est la formation de métabolites entraînant un turn-over important au niveau des épithéliums respiratoires et secondairement la formation de tumeurs. Le naphthalène pourrait avoir des effets clastogènes in vitro mais pas d'effets mutagènes.

Le naphthalène est classé cancérigène de catégorie 3 (Carc. 3, phrase de risque R40) par l'Union Européenne.

Effets reprotoxiques

Parmi les HAP, seul le benzo[a]pyrène est classé par l'union Européenne par rapport à ses effets potentiels sur la reproduction : **R1B** (H360 FD : Peut nuire à la fertilité. Peut nuire au fœtus).

Effets Mutagènes

Le benzo(a)pyrène et le chrysène sont classés par l'Union Européenne pour leurs effets mutagènes dans les catégories M1B et M2 respectivement. Ces substances ont des effets mutagènes ou présentent des risques de mutagénicité sur les cellules germinales humaines. Ces mutations pourraient être transmises à la descendance.

Le naphthalène n'est pas génotoxique en l'état des connaissances ce qui le différencie du benzo(a)pyrène et des autres HAP à plusieurs cycles qui ont des effets similaires à ceux du BaP chez l'homme et chez l'animal et pour lesquels l'approche par équivalents (TEF) est justifiée.

Autres effets toxiques

Les études actuelles sur les effets toxiques non cancérigènes du benzo(a)pyrène sur l'homme montrent que les effets principaux sont cutanés. Il a été observé des altérations cutanées (érythèmes, desquamation, hyper-kératose verruqueuse...) lors d'applications de benzo(a)pyrène à des fins thérapeutiques. De telles observations n'ont pas été décrites chez des personnes présentant des peaux saines.

Chez l'homme, aucune étude épidémiologique concernant l'effet de l'acénaphthène n'est disponible. L'exposition subchronique ou chronique à l'acénaphthène induit des troubles hépatiques, rénaux et hématologiques.

A notre connaissance, il n'existe pas de donnée disponible sur les effets toxiques non cancérigènes de l'anthracène, pour une exposition chronique, chez l'homme. Les études réalisées sur les souris montrent une augmentation de la mortalité et des signes cliniques sur le poids corporel et différents organes, l'ophtalmologie, l'hématologie et l'histopathologie.

L'organe cible pour les expositions au benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et Dibenzo(a,h)Anthracène est le système immunologique.

Chez l'homme une seule étude traite de l'effet induit par une exposition par voie pulmonaire au fluoranthène. Dans cette étude les salariés ont été exposés par voie pulmonaire à un mélange de HAPs contenant du fluoranthène, du perylène, du pyrène, du benz(a)pyrène, du chrysène, du benzo(a)anthracène, du dibenz(a,h)anthracène et du benzo(g,h,i)perylène. L'exposition à de fortes concentrations de ce mélange (concentration non précisée) induit une diminution du taux d'immunoglobulines sériques (IgA, IgG et IgM) (Szczyklik *et al.*, 1994). Cette étude n'a toutefois pas permis d'identifier l'effet spécifique du fluoranthène. Les organes cibles identifiés sont le système sanguin et les reins.

L'étude principale mettant en évidence l'effet du fluoranthène administré par voie orale est l'étude de l'US EPA de 1988 (a,b,c) dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 13 semaines. Cette étude a montré qu'à ces doses, le fluoranthène n'induisait pas d'effets sur le système respiratoire, cardiaque ou musculo-squelettique. Par

contre, il a été montré une influence du fluoranthène sur l'augmentation du poids relatif du foie et l'augmentation du taux d'enzymes hépatiques.

Aucune étude épidémiologique ne traite des effets du fluorène chez l'homme lors d'une exposition chronique. Chez l'animal, l'exposition chronique au fluorène induit principalement des troubles hépatiques et hématologiques. L'étude principale de l'US EPA de 1988 (a,b,c) dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluorène pendant 13 semaines. Cette étude a montré qu'à la dose de 500 mg/kg/jour, les effets observés étaient une difficulté pour respirer, un ptosis (abaissement de la paupière supérieure, d'origine congénitale), une diminution du poids absolu du foie, une diminution du poids relatif du foie et de la rate, accompagnée par d'effets sur le système sanguin.

Pour le naphtalène, les données sont peu nombreuses. L'exposition par inhalation, par inhalation et passage cutané, par inhalation et absorption digestive sont responsables d'anémie hémolytique.

Plusieurs cas d'anémie hémolytique ont été décrits après inhalation et pénétration cutanée chez des nouveau-nés dont les vêtements et la literie ont été conservés avec des boules d'antimite (Cock, 1957 ; Dawson *et al.*, 1958 ; Schafer, 1951 ; Valaes, 1963). Ces anémies ont aussi été décrites après inhalation par des nouveau-nés de médicaments contenant du naphtalène (Hanssler, 1964 ; Irle, 1964). Les cas survenus chez des nouveau-nés sont parfois associés à des troubles neurologiques comme une somnolence et une diminution des cris. Mais on peut dissocier ces troubles de ceux liés à la diminution des capacités de transport de l'oxygène.

Huit cas de cataracte ont été décelés chez un groupe de 21 employés d'une teinturerie industrielle où du naphtalène était utilisé. Sept cas sont survenus avant l'âge de 50 ans. Si l'hypothèse d'une causalité est possible, les niveaux d'exposition ne sont pas disponibles (Ghetti et Mariani, 1956).

Aucune étude concernant l'effet chronique du naphtalène après une exposition par voie orale n'est disponible. De plus, aucune relation directe entre l'exposition à long terme au naphtalène par voie cutanée et le développement de symptômes respiratoires, cardiovasculaires, gastro-intestinaux, rénaux et oculaires n'a été montrée (Ghetti et Mariani, 1956).

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Naphtalène (Cas n°91-20-3) – effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Epithélium nasal	Rat et souris	ERUi = $3,4 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2005)
	Neuroblastomes de l'épithélium olfactif	Rat	ERUi = $5,6 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	ANSES (2013)

Naphtalène (Cas n°91-20-3)					
Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Syst. respiratoire	souris	300	MRL (0.7 ppb)= 4 µg/m ³	ATSDR (2005)
		souris	3000	RfC = 3 µg/m ³	US EPA (1998)
		souris	1000	REL = 9 µg/m ³	OEHHA (2003)
	Syst. respiratoire et olfactif	rat	250	VTR 37 µg/m³	= ANSES (2013)

Ammonium et Ammoniac

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

L'ammoniac (NH₃, Cas n° 7664-41-7) est un gaz incolore à odeur piquante plus léger que l'air (1 ppmV = 0,707 mg/m³ ; INRS, 1997). Le seuil olfactif est de 0.5 ppm soit de l'ordre de 0,35 mg/m³ (INRS, 2005). L'odeur de l'ammoniac est familière car issue de nombreux produits de nettoyage de l'habitat et de sels odorants, elle devient irritante à partir de 50 ppmV (ATSDR, 2004).

L'ammoniac est une substance chimique produite à la fois par l'homme et la nature, les quantités produites étant sensiblement identiques. Il est utilisé dans la fabrication des engrais (80 % de ammoniac produit), l'industrie et le traitement des métaux (INRS, 1997 ; ATSDR, 2004). Aux Etats-Unis, un tiers de l'ammoniac produit est directement épandu sur les sols.

Dans les eaux, à partir de concentrations de l'ordre de 35 ppm, un goût peut apparaître (ATSDR, 2004).

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 100 µg/l pour l'ammonium.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 4000 µg/l.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) ne propose pas de valeur guide pour les eaux potables de cette substance.

Valeurs guides dans l'air

Il n'existe pas de recommandation ou réglementation de concentrations dans l'air en France ou en Europe, l'OMS ne formule pas non plus de recommandations.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour l'ammoniac une concentration d'exposition limite sur le long terme de 70 µg/m³ (et de 100 µg/m³ sur du court terme). Ce rapport note également que lors de travaux ménagers, ces limites peuvent être fréquemment dépassées (INDEX, 2005).

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant l'ammoniac (INRS, 1997) sont **SGH04, SGH05, SGH06, SGH09**.

Les mentions de danger qui les représentent sont : **H221, H331, HH314, H400**.

Non renseigné pour l'ammonium compte tenu des formes très diverses sans lequel il peut être présent dans l'environnement.

Effets cancérogènes

La plupart des composés de l'ammonium ne font pas l'objet d'un classement. L'USEPA classe le méthacrylate d'ammonium comme non cancérogène ni pour l'homme ni pour les animaux (**classe D**).

L'ammoniac n'a pas fait l'objet d'un classement par l'US-EPA, le CIRC et l'Union Européenne.

Effets Mutagènes et reprotoxiques

Aucune donnée concernant un effet sur la reproduction et le développement n'a été trouvée dans les sources documentaires consultées.

Autres effets toxiques

Une exposition chronique à de l'ammoniac entraîne une tolérance : l'odeur et les effets irritants du gaz sont perçus à des concentrations plus élevées qu'initialement.

D'après une étude réalisée auprès de travailleurs exposés en moyenne à 16 ans à l'ammoniac, les anomalies associées sont une diminution (non significative) de la capacité vitale, mais également des éruptions urticariennes (cas détecté chez deux personnes).

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Ammoniac (cas n°7664-41-7)

L'US-EPA et l'ATSDR ont dérivés des valeurs toxicologiques de référence chroniques pour la voie inhalation. Elles sont reprises dans le tableau suivant.

Ammoniac (7664-41-7)						
Exposition	Voie d'exposition	Cible	Espèce	Facteur de sécurité	Valeur	Source
chronique	Inhalation	Système respiratoire	homme	30	RfC = 100 µg/m ³	US EPA (1991)
			homme	30	MRL = 70 µg/m ³	ATSDR (2004)
			homme	10	REL = 200 µg/m³	OEHHA (2003)

Hydrogène sulfuré

A) Propriétés intrinsèques de la substance

La présence d'H₂S (CAS n°7783-06-4) dans les milieux environnementaux est due essentiellement à la fermentation anaérobie d'origine bactérienne de substances organiques. Ces sources naturelles d'hydrogène sulfuré induisent de potentiels risques d'exposition notamment lors du captage et de l'épuration du gaz naturel, du raffinage et du cracking de pétrole riche en Soufre, de la vulcanisation du caoutchouc, de la fabrication de viscosité et de l'activité de la tannerie.

Son origine environnementale est à la fois naturelle et anthropique. Les sources naturelles d'émission de l'hydrogène sulfuré sont les zones marécageuses et les volcans. Ces sources représentent 90 % de l'hydrogène sulfuré. Pour ce qui est des sources anthropiques, le sulfure d'hydrogène est principalement synthétisé lors de la production des textiles. Il est également utilisé comme désinfectant agricole et comme additif dans les lubrifiants (ATSDR, 1999).

Le sulfure d'hydrogène atmosphérique qui se dépose sur les sols peut être métabolisé en soufre ou en sulfate ou solubilisé dans l'eau du sol ce qui le rend mobile.

L'hydrogène sulfuré (H₂S) est un gaz fortement toxique, incolore, plus lourd que l'air (densité de vapeur = 1,21, 1 ppm = 1.39 mg/m³) de solubilité égale à 0,4% et caractérisé par une odeur « d'œuf pourri ». L'odeur de l'hydrogène sulfuré est détectable selon l'INRS (1997) à partir de 28 à 140 µg/m³, le seuil olfactif donné par l'INRS en 2005 (document sur les seuils olfactifs) étant de 8 ppb (11 µg/m³) tandis que l'ATSDR a établi un seuil olfactif très inférieur de 0,5 ppb (0,7 µg/m³).

L'odeur décelable peut diminuer avec l'augmentation de la concentration voire même disparaître (anesthésie de l'odorat au dessus de 100 ppm).

Son inflammabilité se caractérise par une LIE de 4% et une LES de 44% (ATSDR).

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour cette substance.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) ne propose pas de valeur guide pour les eaux potables de cette substance.

Valeurs guides dans l'air

Dans l'air, il n'existe pas de valeur réglementaire, les valeurs guides recommandées par l'OMS (Air Quality Guidelines for Europe, 2000) est de 7 µg/m³ sur 30 min pour éviter les nuisances olfactives.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant le sulfure d'hydrogène sont **SGH02, SGH05, SGH06, SGH09**.

Les mentions de danger qui le représentent sont : **H220, H330, H400**.

Effets cancérogènes

Aucune étude n'a montré d'effet cancérogène attribuable à l'hydrogène sulfuré.

Effets Mutagènes

Aucune étude n'a montré d'effet génotoxique attribuable à l'hydrogène sulfuré.

Effets reprotoxiques

Le sulfure d'hydrogène n'est pas classé au sein de l'UE pour ses effets reprotoxiques.

Autres effets toxiques

De manière générale, les effets à long terme, pour des expositions de faibles concentrations, ont très peu été étudiés. Le système nerveux reste le principal organe cible.

Chez l'homme, l'exposition subchronique à chronique au sulfure d'hydrogène a des effets non spécifiques sur plusieurs types d'organes. Ces effets ont été observés au niveau du système nerveux central (fatigue, troubles de la mémoire et de la coordination), de l'œil (irritation, œdème cornéen) et du système digestif (nausées, anorexies, douleurs abdominales).

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Hydrogène sulfuré (7783-06-4) – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	cible	espèce	Facteur de sécurité	valeur	source
Inhalation	Systèmes respiratoire et nerveux	porc	300	RfC = 2 µg/m ³	US-EPA (2003)
	Syst. respiratoire	souris	100	REL= 10 µg/m ³	OEHHA (2000)

Cadmium (Cd)

A) Propriétés intrinsèques

Le cadmium dans l'environnement n'est quasi jamais trouvé à l'état métallique, mais dans son état d'oxydation unique, c'est-à-dire +II. Le cadmium est un métal malléable trouvé le plus souvent dans l'environnement sous forme d'oxyde et de sels. La masse molaire du cadmium est de 112,4 g/mol. Sa densité est de 8,6 et son point de fusion est de 321 °C.

Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques. Le cadmium présent dans la croûte terrestre peut être dispersé dans l'air par entraînement de particules provenant du sol et par les éruptions volcaniques. Cependant, les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet atmosphérique.

Dans l'eau, le cadmium provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines.

Les principaux composés du cadmium sont l'oxyde de cadmium, le chlorure de cadmium, le sulfure de cadmium. Dans les sols, le cadmium existe sous forme soluble dans l'eau du sol : $CdCl_2$, $CdSO_4$, ou sous forme de complexe insoluble inorganique ou organique avec les composants du sol. Malgré une tension de vapeur faible, le cadmium métal émet des vapeurs en dessous de son point de fusion, soit 321°C et même à l'état solide. Dans l'air les vapeurs de cadmium se transforment rapidement en oxyde. Ainsi, le cadmium se retrouve dans l'air principalement sous forme particulaire ; la principale forme étant l'oxyde de cadmium (les autres formes étant des sels de cadmium) (INERIS).

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 5 µg/l pour le cadmium.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 5 µg/l.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 3 µg/l.

Valeurs guides dans l'air

L'OMS recommande une valeur guide de 0,005 µg/m³ pour une exposition chronique par inhalation. Cette valeur de précaution non fondée formellement sur l'exploitation de relations dose-réponse a été établie sur la base du bruit de fond en Europe pour prévenir une augmentation de la teneur en cadmium dans les sols agricoles et protéger ainsi les générations futures.

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le cadmium sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de 0,005 µg/m³ applicable au 31/12/2012.

C) Profil toxicologique

Classement

D'après la fiche FT60 de l'INRS :

Les symboles classant le cadmium, l'oxyde de cadmium ainsi que le sulfure de cadmium sont : **SGH06, SGH08 et SGH09.**

Les mentions de danger qui les représentent sont : **H350, H341, H361fd, H330, H372, H400 et H410.**

Réf : CDMCNO160924 / RDMCNO01106-04

SDN-CV / CLD / AC

28/07/2017

Page 126/158

bgp200/7

Le chlorure de cadmium est également symbolisé par : **SGH06**, **SGH08** et **SGH09**. En revanche, les mentions de danger qui le représentent sont : **H350**, **H340**, **H360FD**, **H330**, **H301**, **H372**, **H400** et **H410**.

Effets cancérogènes

Le **chlorure** de cadmium, le **fluorure** de cadmium, l'**oxyde** de cadmium, le sulfure de cadmium et le **sulfate** de cadmium sont classés en **C1B**.

Le cyanure de cadmium, le diformiate de Cadmium, l'hexafluorosilicate de cadmium et l'iodure de cadmium sont classés **C2** par l'Union Européenne.

L'ensemble des composés du cadmium est placé dans le **groupe 1** par l'IARC.

Le cadmium est considéré comme substance **probablement cancérogène** pour l'homme (B1) par **voie respiratoire** par l'US-EPA.

Effets Mutagènes

Le chlorure de cadmium, le fluorure et le sulfate de cadmium sont classés **M1B** par l'UE pour leur effets mutagènes sur les cellules germinales humaines, mais dont la transmission à la descendance n'est pas établie.

Le cadmium ainsi que l'oxyde et le sulfure de cadmium sont classés mutagènes de seconde catégorie (**M2**) par l'Union Européenne, c'est-à-dire comme substances préoccupantes car elles pourraient induire des mutations héréditaires dans les cellules germinales des êtres humains.

Certains composés du cadmium seraient susceptibles d'induire des aberrations chromosomiques.

Effets reprotoxiques

Le chlorure de cadmium, le fluorure et le sulfate de cadmium sont classés **R1B/H360 FD** (substance présumée toxique pour l'homme, en réponse aux données provenant d'études animales).

Le cadmium, l'oxyde de cadmium et le sulfure de cadmium sont classés reprotoxiques par l'UE dans la catégorie **R2** (H361fd). Ces substances sont suspectées être toxiques pour la reproduction car les résultats d'études ne sont pas suffisamment probants pour les classer dans une autre catégorie.

Autres effets toxiques

Le principal organe cible est le rein. L'exposition chronique au cadmium entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Une dégénérescence des cellules tubulaires rénales se manifeste précocement, elle est suivie par une réaction inflammatoire interstitielle puis une fibrose. Une atteinte glomérulaire a été observée chez des salariés exposés au cadmium (SFSP, 1999).

Par ingestion, les LOAEL les plus faibles induisant un dysfonctionnement rénal correspondent à une consommation quotidienne de 140 à 260 µg de cadmium pendant toute une vie (ce qui correspond à environ 14 à 26 µg/kg/semaine). Une dose de cadmium ingéré de 2 g environ induit des altérations rénales ce qui permet de définir un NOAEL de 0,0021 mg/kg/j.

Des troubles respiratoires sont rapportés pour des expositions cumulées atteignant des niveaux d'exposition plus élevés et lors d'expositions réalisées par inhalation. Ces troubles sont essentiellement liés aux effets irritants des particules de cadmium. Dans de conditions d'exposition professionnelle au cadmium, l'altération de la fonction pulmonaire ne survient qu'après 20 ans environ d'exposition.

Des atteintes du squelette liées à une interférence avec le métabolisme du calcium sont également observées pour les expositions à des concentrations importantes.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Cadmium - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer pulmonaire	homme	ERU _i = 1,8.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹	US EPA (1992)
			ERU _i = 4,2.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹	OEHHA (2002)
		rats	CT0,05 = 5,1 µg/m ³ soit ERU _i = 9,8.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹	Santé Canada (1992)

Cadmium – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de Sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Rein	homme	30	REL = 0,02 µg/m ³	OEHHA (2003)
		homme	9	MRL = 0,01 µg/m ³	ATSDR (2012)
		homme	-	VTR 0,45 µg/m³ =	ANSES (2012)
	Effets cancérigènes	rats	25	VTR 0,3 µg/m³ =	ANSES (2012)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

En raison de l'expertise réalisée par l'Anses concernant le mode d'action cancérigène du cadmium par inhalation, nous ne retiendrons pas de valeur d'ERU_i. La valeur retenue pour les effets cancérigènes du cadmium par inhalation est celle de l'Anses de 0,3 µg/m³.

La VTR retenue pour les effets toxiques hors cancer par inhalation des formes inorganiques du cadmium est celle proposée par l'ANSES soit 0,45 µg/m³.

Nickel (Ni)

A) Propriétés intrinsèques

Le nickel peut se présenter sous différentes formes : Poussière de nickel, Sels solubles de nickel (CAS n° 7440-02-0), Sulfure de nickel (nickel Sulfide) (CAS n° 12035-72-2), Carbonyl de nickel (CAS n° 13463-39-3).

Le nickel est probablement un élément trace essentiel pour les mammifères.

La masse molaire du nickel est de 58,69 g/mol, sa densité est de 8,9 et son point de fusion est de 1455°C.

Les principales sources anthropiques sont la combustion de charbon ou de fuel, l'incinération des déchets, l'épandage des boues d'épuration, l'extraction et la production de nickel, la fabrication de l'acier, le nickelage et les fonderies de plomb.

Le nickel est obtenu principalement à partir des minerais de nickel sulfurés (pyrrhotite nickeliféreuse, pentlandite, chalcopyrite) dans lesquels sont également présents le fer et le cuivre.

Le nickel est utilisé dans la production d'aciers inoxydables et d'aciers spéciaux. Il est également employé dans la production d'alliages non ferreux utilisés par exemple dans la fabrication de pièces de monnaie, d'outils, d'ustensiles de cuisine.

Les composés du nickel sont présents sous forme particulaire dans l'atmosphère.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 20 µg/l pour le nickel.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 70 µg/l.

Valeurs guides dans l'air

Dans l'air, aucune valeur guide n'a été déterminée par l'OMS. L'OMS précise cependant que la concentration de 0,025 µg/m³ entraînerait pour une exposition durant la vie entière un excès de risque de 1.10⁻⁵.

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le nickel sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de 0,02 µg/m³ applicable à partir du 31/12/2012.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant le nickel ainsi que les poudres de nickel sont **SGH07 et SGH08**. Les mentions de danger qui les représentent sont : **H351, H372, H317 et H412**.

Les symboles classant le monoxyde de nickel (CAS n°1313-99-1) sont : **SGH07 et SGH08**. Les mentions de danger qui le représentent sont : **RH350i, H372, H317, H413**.

Les symboles classant le sulfure de nickel sont : **SGH07, SGH08, SGH09**. Les mentions de danger qui le représentent sont : **H350i, H341, H372, H317, H400 et H410**.

Les symboles de danger qui classent le carbonyl de nickel sont les suivants : **SGH02, SGH06, SGH08 et SHH09**. Il est représenté par les mentions de danger : **H225, H351, H360D, H330, H400** ainsi que **H410**.

Effets cancérogènes

L'Union Européenne classe le nickel et le carbonyl de nickel dans le **groupe C2**. Le sulfure nickel appartient à la catégorie **C1A** tout comme le monoxyde de nickel.

Le CIRC-IARC a placé dans le groupe 1 tous les composés du nickel (oxydes, sulfates et sulfures) et le nickel métal dans le **groupe 2B** en raison de preuves jugées insuffisantes chez l'homme.

Les **sulfures de nickel et les poussières de nickel** sont placés en **classe A** par l'US-EPA (1995), mais les autres formes du nickel n'ont pas été évalués par cette instance.

Effets Mutagènes

Seuls les composés sulfurés du nickel sont classés mutagènes par l'Union Européenne. Ils appartiennent à la **catégorie M2**.

Effets reprotoxiques

Le carbonyl de nickel est le seul composé classé reprotoxique par l'Union Européenne (**R1B**).

Autres effets toxiques

Le nickel est connu depuis longtemps comme l'allergène le plus courant pour la peau. L'exposition professionnelle semble moins importante pour cette sensibilisation que le contact journalier avec des objets usuels (bijoux, pièces de monnaie...). 40 à 50 % de personnes sensibilisées développent des dermatoses eczématiformes récidivantes. De nombreux cas d'asthme sont liés à une exposition à des composés solubles du nickel. En milieu professionnel, cet asthme peut être associé à une dermatose de contact, à un urticaire ou une rhinite.

L'inhalation de composés de nickel peut avoir des effets sur les voies respiratoires et le système immunitaire. Les composés solubles sont plus toxiques que les composés insolubles. De nombreux cas d'asthmes sont liés à une exposition à des composés solubles du nickel.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Nickel - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer du Poumon et du larynx	homme	ERU _i = 3,8 10 ⁻⁴ (µg/m ³) ⁻¹	OMS (2000)
		homme	ERU _i = 2,6 10 ⁻⁴ (µg/m ³) ⁻¹	OEHHA (2002)

Nickel – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Système respiratoire	Homme et animale	30	MRL = $9 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2005)
		rat	100	TCA = $5 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM (2001)
		lapin	1000	TC = $1,8 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	Santé Canada (1993)
		rat	100	REL = $0,014 \mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHA (2014)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Pour les effets **cancérogènes par inhalation**, on retient la valeur établie récemment par l'OMS à partir du registre des cancers du poumon observés en Norvège chez des travailleurs en raffinerie de nickel entre 1968 et 1987 (Andersen et coll., 1992, 1996) soit **$3,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$** . Ces études ont été publiées récemment, elles tiennent compte des éventuels facteurs de confusion (tabagisme en particulier).

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques **non cancérogènes du nickel par inhalation** est celle de l'ATSDR (2005) de **$0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Cette valeur établie à partir d'études sur l'homme et présentant un facteur de sécurité faible est préférée à celle plus conservatoire du RIVM ($0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) établie à partir d'études sur les rats.

Plomb (Pb)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le plomb est un métal de couleur gris-bleu, mou et malléable. La masse molaire du plomb est de 207,20, sa densité est de 11,34 et son point de fusion est de 327,5°C. Les composés inorganiques du plomb ne sont pas volatils tandis que les composés organiques peuvent être volatils.

Dans l'air, les émissions de plomb sont principalement anthropiques, cependant depuis les deux dernières décennies, avec la disparition de la consommation de l'essence plombée, la pollution atmosphérique par le plomb a considérablement diminuée.

Le plomb peut être présent sous plusieurs formes, qui dépendront essentiellement des conditions redox et de pH du milieu, mais aussi des espèces rencontrées dans le sol. Ce métal peut ainsi se trouver sous la forme inorganique (ions libres en solution (Pb^{2+}), complexe (Pb^{2+} /acide fulvique), ions adsorbés dans des colloïdes ($Pb^{2+}/Fe(OH)_3$), mais c'est sa forme organique (essentiellement tétraalkyl de plomb) qui est la plus toxique pour l'homme. Le plomb tétraéthyl est un additif des carburants plombés.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'absorption est digestive, les sources étant constituées par les aliments (le lait, l'eau, les boissons) et également les écailles de peinture, les poussières présentes en milieu domestique et les poussières présentes dans le sol ingérées particulièrement par les jeunes enfants (2 à 3 ans) par portage main-bouche.

L'absorption du plomb va dépendre de sa biodisponibilité et de sa bioaccessibilité. Il est mentionné dans le rapport de l'INVS20 (2002) que d'une façon générale la biodisponibilité (dose interne/dose externe) du plomb du sol est souvent citée comme étant de l'ordre de 30 % et celle du plomb dans les aliments de 50 %. A dose externe égale, le sol contribuera donc dans un rapport 3/5 à la dose interne.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 25 µg/l pour le plomb jusqu'en décembre 2013, elle sera abaissée à 10 µg/l à partir de 2014.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 50 µg/l.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide provisoire pour les eaux potables de 10 µg/l

Valeurs guides dans l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 0,5 µg/m³ en moyenne annuelle (décret 2010-1250 du 21 octobre 2010). L'OMS préconise également de ne pas dépasser le seuil de 0,5 µg/m³ en exposition moyenne annuelle.

²⁰ Glorennec P, Ledrans M, Dor F. Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Analyse de la pertinence de la mise en oeuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions. Institut de Veille Sanitaire, Cellule Inter Régionale d'Epidémiologie (CIRE) Ouest, editors. 1-70. 2002. France, Institut de Veille Sanitaire.

Plombémie

L'Anses a fait mi-janvier 2013 une restitution de la saisine "expositions au plomb : les effets en dessous de 100 µg/l" (saisine DGPR/DGS en 2011). Les experts ont proposé une nouvelle valeur critique à **15 µg/l** se basant sur des effets rénaux chez l'adulte. Cette valeur protégerait aussi les enfants des effets rénaux. Cette valeur critique correspond à une dose journalière de 0,63 µg/kg/j. Cette dose prend en compte toutes les voies d'exposition.

Suite à ces conclusions, le HCSP²¹ a publié son avis (juillet 2014) sur les objectifs de gestion pour l'exposition au plomb. Il propose deux niveaux de plombémie :

- un niveau d'intervention rapide : **50 µg/l**,
- un niveau de vigilance : **25 µg/l**.

Il préconise également un dépistage des individus (enfants < 7 ans et femmes enceintes) surexposés au plomb quand des investigations environnementales des lieux de vie de ces populations cibles ont objectivé une contamination.

Les concentrations correspondant au « niveau déclenchant un dépistage », dans les différents milieux proposées par le HCSP sont les suivantes (tableau tiré du rapport téléchargeable : <http://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=444>).

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant le plomb sont **SGH07, SGH08** et **SGH09**.

Les mentions de danger qui le représentent sont **H360Df, H332, H373, H400, H410**.

Les symboles classant les autres composés du plomb tels que l'acétate (CAS n°1335-32-6), le chromate (CAS n°7758-97-6), le sulfochromate (CAS n°1344-37-2), l'hydrogéoarsénate (CAS n°7784-40-9), le molybdate et sulfate de plomb (CAS n°12656-85-8) sont : **SGH06, SGH08, SGH09**.

²¹ HCSP : Haut Conseil de Santé Public

Effets cancérogènes

L'Union Européenne ne classe pas le plomb, en revanche elle classe ses dérivés dans les catégories suivantes:

- **Catégorie C1A** : l'hydrogéoarsénate de plomb.
- **Catégorie C1B** : le chromate de plomb, le sulfochromate ainsi que le molybdate et sulfate de plomb.
- **Catégorie C2** : l'acétate de plomb.

L'IARC classe le plomb et ses dérivés dans les groupes suivants :

- **Groupe 1** : pour le chromate, l'hydrogéoarsénate, le molybdate et le sulfate de plomb.
- **Groupe 2A** : le sulfochromate de plomb.
- **Groupe 2B** : le plomb.
- **Groupe 3** : l'acétate de plomb.

Enfin, l'US-EPA le classe dans le groupe **B2** : le plomb et ses dérivés inorganiques pourraient être potentiellement cancérogènes pour l'homme (1989).

Effets Mutagènes

Aucun des composés du plomb n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets reprotoxiques

Le plomb et l'ensemble de ses composés sont **classés R1A** (H360Df) par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Si l'exposition par ingestion prédomine dans la population générale, et l'inhalation en milieu professionnel, ces deux voies sont le plus souvent indiscernables l'une de l'autre. Pour pallier la difficulté qui consiste à identifier ces différentes voies et sources d'exposition, les effets du plomb sur l'homme sont identifiés à partir de la dose interne de plomb mesurée dans le sang (plombémie).

Les principaux effets toxiques liés à une exposition chronique au plomb sont des neuropathies motrices avec déficit intellectuel, des altérations des reins et du système reproducteur (infertilité masculine), ainsi que des inhibitions de la synthèse de l'hémoglobine, et de la vitesse de la conduction nerveuse, effets qui ont pu être associés à des plombémies précises par l'ATSDR. On considère actuellement qu'une plombémie de 100 µg/L est une concentration critique à ne pas dépasser.

Le plomb s'accumule dans l'organisme et sa toxicité se manifeste vraisemblablement sans seuil de dose ainsi les jeunes enfants, pourraient, selon l'OMS présenter des déficits cognitifs et des troubles dans le métabolisme de la vitamine D, pour des plombémies inférieures à 100 µg/L.

Des études réalisées en milieu professionnel ont montré que le plomb peut exercer un effet dépressur sur la glande thyroïde pour des niveaux d'exposition élevés (Tuppurainen *et al.*, 1988 ; Robins *et al.*, 1983).

Pour des expositions moins importantes, des troubles d'ordre neurologiques ont été observés chez l'adulte comme chez l'enfant : irritabilité, troubles du sommeil, anxiété, perte de mémoire, confusion, sensation de fatigue.

L'exposition chronique au plomb produit aussi des effets sur le système nerveux périphérique (paresthésie, faiblesse musculaire, crampes...), des effets hématologiques (anémies), des effets rénaux et des effets cardio-vasculaires (l'implication possible du plomb dans une hypertension artérielle est cependant controversée).

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (Anses, ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Plomb - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Organe critique	Valeur	Source
Inhalation	Tumeurs rénales	rat	ERUi = $1,2 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$	OEHHA (2002)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Selon l'US-EPA, les connaissances actuelles sur la pharmacocinétique du plomb indiquent que la dérivation d'un ERU selon les méthodes conventionnelles ne décrirait pas correctement le risque potentiel. Ainsi, le groupe d'évaluation de l'US-EPA recommande de ne pas déterminer de valeur numérique d'ERU. Cependant, l'IARC s'est prononcé sur le caractère cancérigène probable des sels inorganiques de plomb, et sur le caractère non cancérigène des composés organiques. Dans une approche sécuritaire, et en l'absence d'information sur la spéciation du plomb, nous proposons de tenir compte des valeurs proposées par l'OEHHA. Pour les effets **cancérigènes par inhalation**, on retient la valeur de **$1,2 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$**

Annexe 6. Présentation du modèle

Cette annexe contient 6 pages.

ASPECTS TECHNIQUES : MODELISATION ATMOSPHERIQUE

Grâce à ses performances techniques, ADMS est considéré par l'INERIS²², l'InVS²³ et l'US EPA comme la nouvelle génération (Advanced model) des modèles gaussiens de dispersion atmosphérique. Ses principales caractéristiques techniques sont les suivantes :

Description verticale de la couche atmosphérique (entre la surface et 2000 mètres d'altitude)

L'un des points forts d'ADMS est de ne plus décrire la stabilité de l'atmosphère grâce aux classes de Pasquill-Gifford (utilisées depuis les années 60), mais grâce à des paramètres physiques qui varient de façon continue (analyse d'échelle permettant notamment de caractériser le niveau de turbulence atmosphérique dans les 3 dimensions). Cette nouvelle approche présente deux avantages majeurs :

- Une description continue de l'atmosphère, et non plus sous forme de classes limitant le nombre de situations météorologiques.
- Une description verticale de l'atmosphère, prenant en compte la turbulence atmosphérique générée par le frottement du vent au sol et le réchauffement de la surface par le rayonnement solaire. La couche atmosphérique n'est donc plus considérée comme une couche homogène et les paramètres de dispersion varient dans les 3 dimensions.

Pré-processeur météorologique

ADMS intègre par ailleurs un pré-processeur météorologique, qui recalcule les profils verticaux des paramètres météorologiques (vent, température, turbulence), à partir des données de surface fournies par Météo France et des paramètres du site (occupation des sols et topographie). Une fois les profils verticaux établis, ADMS peut simuler la dispersion des panaches.

ADMS travaille en mode séquentiel horaire

Beaucoup de gaussiens « classiques » travaillent en mode statistique : à partir de données météorologiques horaires ou tri-horaires, ils regroupent les situations météorologiques par classes, et effectuent le calcul de dispersion en attribuant un poids statistique à chacun des résultats. ADMS effectue un calcul de dispersion pour chaque donnée météorologique horaire (de façon automatique et transparente pour l'utilisateur), et cela sur du long-terme (jusqu'à 5 années). De plus, le pré-processeur intégré à ADMS tient compte des conditions météorologiques passées, ce qui permet de prendre en compte l'évolution diurne de la couche atmosphérique (situation convective par exemple), ce qui n'est pas le cas des gaussiens classiques.

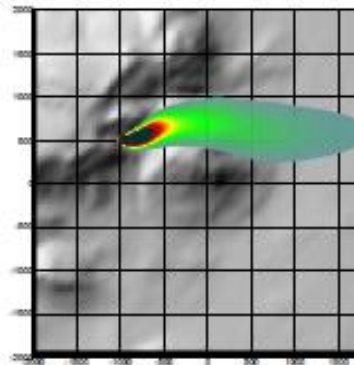
Prise en compte du relief

ADMS intègre un modèle fluide diagnostique, FLOWSTAR, qui calcule au besoin les champs de vent et de turbulence en 3D (résolution horizontale de l'ordre de 100 mètres, sur 10 niveaux verticaux) sur tout le domaine d'étude, pour chaque situation météorologique horaire ou tri-horaire. Il utilise les données topographiques directement disponibles auprès de l'IGN. Les modèles gaussiens « classiques » ne prennent généralement en compte le relief que de façon très grossière, en ré-évaluant de façon approximative la hauteur des panaches par rapport au sol. Le vent reste néanmoins constant sur tout le domaine d'étude. La

²² Guide méthodologique « Évaluation des Risques Sanitaires dans les Études d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement », INERIS 2003.

²³ Rapport « INCINERATEURS ET SANTE, Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM. Etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition » Institut de Veille Sanitaire - Département Santé Environnement, 2003.

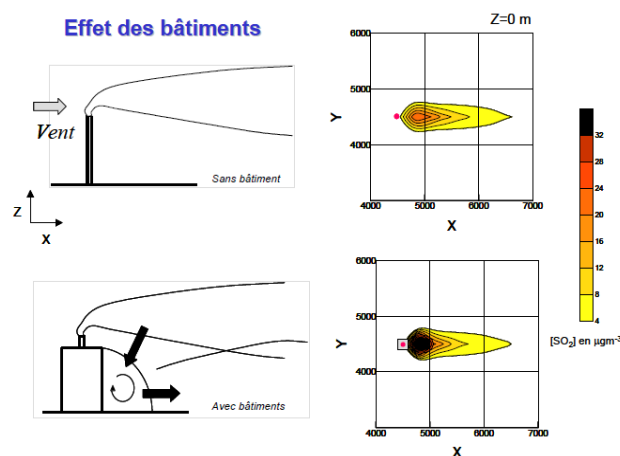
modification de la trajectoire d'un panache liée à la présence d'une colline n'est pas envisageable, contrairement à ce qui est calculé par ADMS (exemple de résultat ci-dessous).



Dispersion d'un panache par ADMS sur un relief complexe.

Le module bâtiment

Un module de bâtiment (« Buildings Option ») permet de prendre en compte l'influence des bâtiments d'un site industriel sur la dispersion des panaches. A titre d'exemple, un exutoire situé en toiture d'un bâtiment industriel de 30 mètres, sera considéré comme une cheminée de 30 mètres de hauteur placée sur un terrain plat par les modèles gaussiens « classiques ». Au contraire, ADMS peut prendre en compte l'influence des bâtiments susceptibles de fortement perturber la dispersion (rabattement de panache, zones de recirculation...).



Effet d'un bâtiment industriel sur la dispersion d'un panache

Le modèle de dépôt des particules intégré

Un module de calcul de dépôt intégré à ADMS permet de prendre en compte les phénomènes de dépôt sec (diffusion au sol des panaches et chute par gravité) et de dépôt humide (lessivage par les précipitations) pour les effluents particulaires. Pour le dépôt sec, le module utilise une formulation du type :

$$F_d = V_d C(x, y, 0)$$

Où :

- F_d est le flux de déposition en masse par unité de surface et par unité de temps,
- V_d la vitesse de déposition,
- $C(x, y, 0)$ la concentration au sol au point de coordonnées (x, y) pour le polluant considéré.

Contrairement aux modèles classiques qui utilisent une vitesse de déposition constante dans le temps et sur le domaine, le module de dépôt de ADMS calcule (pour chaque type de particule) les vitesses de déposition toutes les heures et pour chaque point de la grille de calcul. Ce calcul tient compte des conditions météorologiques (vents et stabilité), de la nature variable des sols (rugosité) et des propriétés des particules (granulométrie et densité). Le taux de lessivage intervenant dans le calcul du dépôt humide est quant à lui homogène sur le domaine, mais est cependant recalculé toutes les heures à partir des données horaires (ou à défaut tri-horaires) de précipitation (données Météo France). Le taux de lessivage appliqué au panache est calculé suivant la formulation suivante :

$$\Lambda = a \times P^b$$

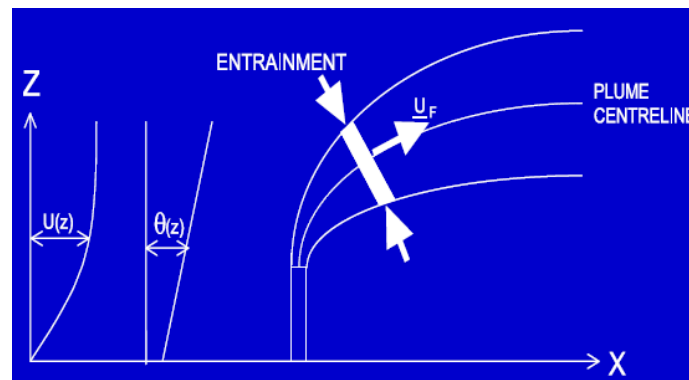
Où :

- Λ est le taux de lessivage (en s-1),
- P le taux de précipitation (en mm/h),
- a et b deux constantes déterminées expérimentalement.

Le modèle intégral de trajectoire de panache

Afin de tenir compte des effets de vitesse et de température en sortie de cheminée sur l'élévation des panaches, beaucoup de modèles utilisent une simple « sur-hauteur » estimée empiriquement (formules de Holland, Briggs...). ADMS utilise un modèle intégral qui calcule précisément la trajectoire des panaches en sortie de cheminée, en fonction des paramètres d'émission (vitesse et température) et des conditions atmosphériques (profils de vent et de température). Ce modèle améliore nettement la précision des concentrations calculées. Il prend également en compte les effets de sillage des cheminées (turbulence), lorsque celles-ci ont un diamètre important.

Remarque : ce sont principalement ces phénomènes turbulents induits par les bâtiments, la turbulence en sortie de cheminée et les effets de sillage qui font que les modèles gaussiens « classiques » ne sont pas valides dans un rayon inférieur à 100 mètres de la source, ce qui n'est pas le cas d'ADMS dont le module bâtiment a par exemple été complètement validé par des tests en soufflerie.

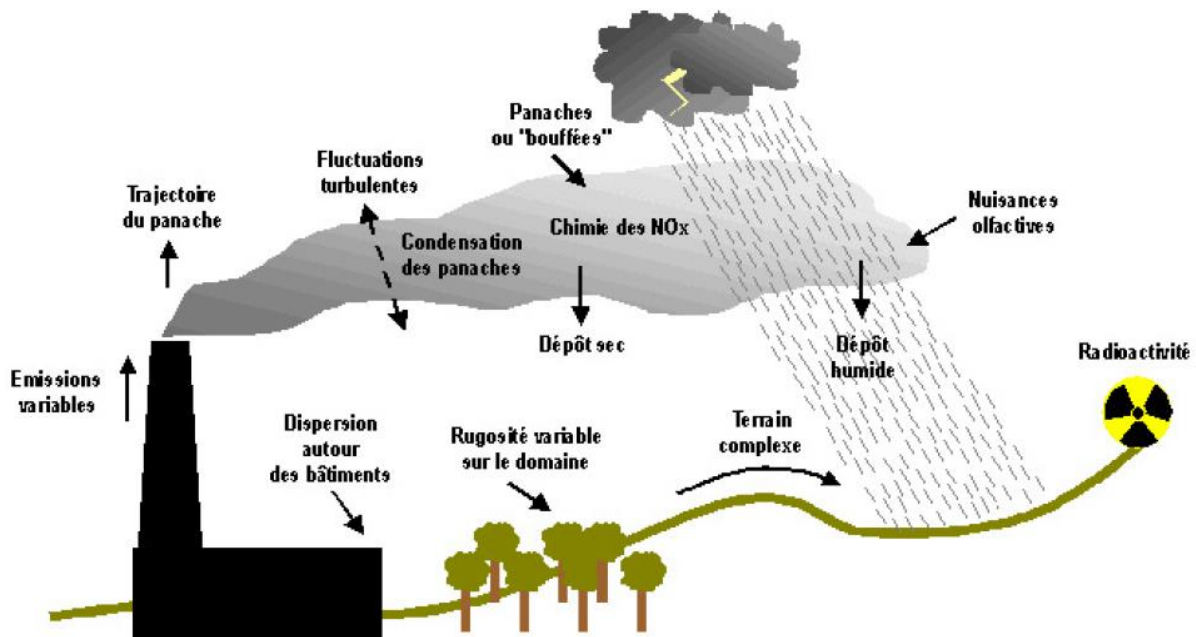


Modèle intégral de trajectoire utilisé dans ADMS

MODULES INTEGRES AU LOGICIEL ADMS

Outre ses avantages techniques, ADMS intègre dans sa version de base de nombreux modules permettant de faire des calculs spécifiques, qui ne sont souvent pas proposés par les autres modèles de sa catégorie.

- Un module de « bouffée » (« Puff »), qui permet d'étudier la dispersion d'émissions accidentelles en fonction du temps (régime non-stationnaire). Ce module permet de calculer des doses pour des points spécifiques.
- Un module chimique qui permet de calculer la répartition NO/NO₂ et la concentration en ozone : en général, les taux d'émissions concernent en effets les NO_x, et les valeurs réglementaires le NO₂. Un calcul photochimique est donc nécessaire.
- Un module de côte qui permet de prendre en compte l'interface terre/mer lorsque les sites sont situés en bordure de mer.
- Un module qui permet d'entrer des profils temporaires d'émission (exemple : arrêt des installations la nuit ou le week-end), mais également des données horaires d'émission.
- Un module qui permet de modéliser les nuisances olfactives (résultats en unités odeurs et calcul statistique de nombre de dépassement de seuil annuel), et de prendre en compte les fluctuations turbulentes des concentrations à très court-terme (quelques secondes).
- Un module qui permet de calculer les nuisances visuelles des panaches (condensation des panaches en fonction des conditions météorologiques).
- Un module « Radioactivité » qui permet de calculer la décroissance radioactive de polluants spécifiques et la décomposition des isotopes en éléments filles.

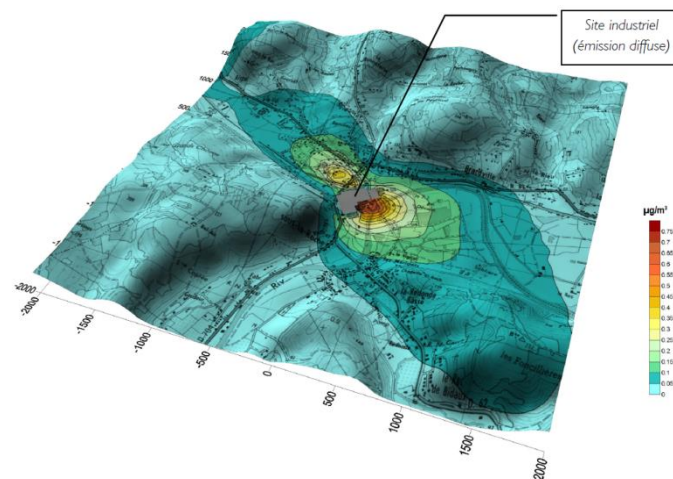


Phénomènes et processus pris en compte par ADMS

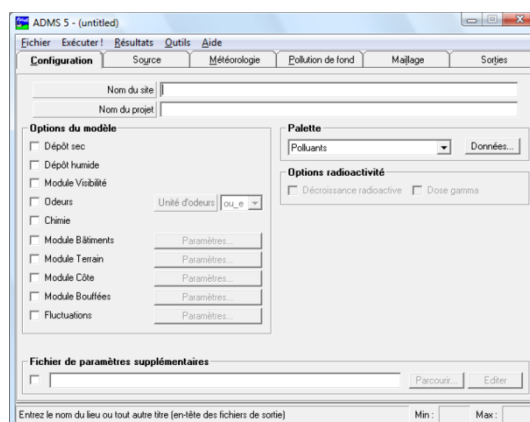
EXPLOITATION DES RESULTATS

Bien que pouvant prendre en compte des phénomènes complexes, le logiciel ADMS reste l'un des plus convivial du marché des logiciels de dispersion :

- Interfaçage Windows complet (Windows 95, 98, NT, 2000, XP, 7).
- Le logiciel intègre un convertisseur de données topographiques, qui permet d'entrer directement les données de relief (données DAD fournies par NUMTECH ou IGN par exemple) dans ADMS. De même, un convertisseur développé par NUMTECH permet d'intégrer directement les données météorologiques nécessaires au calcul de dispersion (données DAD fournies par NUMTECH ou Météo France par exemple).
- ADMS sort les résultats sous format texte (grille, ou tableaux pour des points particuliers). Il possède d'autre part un lien direct avec le logiciel graphique SURFER, qui permet de tracer directement les résultats sous forme de cartographies couleurs (voir ci-dessous). Il intègre également un outil « le Mapper » qui permet désormais le tracé de contours.
- Un lien direct avec les SIG ArcView et MapInfo qui permet d'entrer directement des sources d'émissions à partir de cartes (en « cliquant » sur des cartes), mais aussi de visualiser directement les résultats au format SIG.
- Les simulations ADMS peuvent d'autre part être lancées en procédure automatique « batch », c'est-à-dire les unes après les autres sans intervention de l'utilisateur.



Exemple de résultat obtenu grâce aux logiciels ADMS/SURFER (concentrations en effluent au niveau du sol)



Interface du logiciel ADMS 5

VALIDATIONS ET REFERENCES

ADMS a été validé internationalement : comparaison modèle/mesures, publication dans des revues scientifiques internationales, présentation régulière aux Conférences internationales d'harmonisation, validation grâce à l'outil européen d'évaluation « Model Validation Kit »,...

A ce titre, ADMS est utilisé par de nombreuses références nationales et internationales : INERIS, AFSSET, DRASS Ile de France, IRSN, CEA Cadarache, Météo France, Ecole Centrale de Lyon, ASPA, AIRFOBEP, AIR Languedoc Roussillon, TOTAL, RHODIA, SOLVAY France, BP, Shell, Exxon, Texaco, Conoco, PowerGen, Nuclear Electric, Astra Zeneca, ainsi que de nombreuses sociétés d'ingénierie et bureaux d'études (Rhoditech, SNPE, URS France, APAVE, SOGREAH, BURGEAP...).

ADMS est préconisé par l'INERIS dans le Guide Méthodologique de l'Evaluation des risques liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des ICPE, 2003. Il est considéré par l'InVS (rapport Incinérateur et santé, 2003) comme étant « à la pointe des dernières mises à jour scientifiques en matière de modèle gaussien ».

Annexe 7. Résultats de la modélisation aux récepteurs

Cette annexe contient 2 pages.

Récepteurs	Concentrations dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – toutes sources confondues								
	SO2	Benzène	H ₂ S	12 DCE	As	Cd	Cr VI	Pb	Hg
E1	1.51E-01	7.22E-03	3.47E-02	4.00E-03	1.03E-05	2.05E-05	1.03E-05	5.13E-05	5.13E-06
E2	9.14E-02	3.42E-03	2.16E-02	2.35E-03	5.24E-06	1.05E-05	5.24E-06	2.62E-05	2.62E-06
E3	8.96E-02	1.73E-03	5.53E-03	2.33E-03	4.85E-06	9.71E-06	4.85E-06	2.43E-05	2.43E-06
E4	5.50E-02	1.15E-03	3.74E-03	1.45E-03	3.25E-06	6.49E-06	3.25E-06	1.62E-05	1.62E-06
E5	2.03E-01	4.14E-03	1.28E-02	5.33E-03	1.19E-05	2.37E-05	1.19E-05	5.93E-05	5.93E-06
E6	2.46E-01	8.14E-03	3.44E-02	6.39E-03	1.42E-05	2.85E-05	1.42E-05	7.11E-05	7.11E-06
E7	5.24E-02	1.02E-03	3.11E-03	1.37E-03	2.80E-06	5.59E-06	2.80E-06	1.40E-05	1.40E-06

Récepteurs	Concentrations dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – toutes sources confondues			
	Phénol	Ammoniac	Naphtalène	Acétaldéhyde
E1	1.11E-05	8.10E-01	5.39E-03	8.09E-02
E2	5.66E-06	3.43E-01	2.28E-03	3.43E-02
E3	5.60E-06	1.03E-01	6.88E-04	1.03E-02
E4	3.69E-06	7.55E-02	5.03E-04	7.54E-03
E5	1.35E-05	2.66E-01	1.77E-03	2.66E-02
E6	1.59E-05	7.91E-01	5.27E-03	7.90E-02
E7	3.29E-06	6.16E-02	4.10E-04	8.09E-02

Récepteurs	Dépôts ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$) – toutes sources confondues				
	As	Cd	Cr VI	Pb	Hg
E1	7.76E-08	1.55E-07	7.76E-08	3.88E-07	3.88E-08
E2	4.82E-08	9.63E-08	4.82E-08	2.41E-07	2.41E-08
E3	4.27E-08	8.54E-08	4.27E-08	2.13E-07	2.13E-08
E4	2.99E-08	5.97E-08	2.99E-08	1.49E-07	1.49E-08
E5	1.14E-07	2.28E-07	1.14E-07	5.69E-07	5.69E-08
E6	9.22E-08	1.84E-07	9.22E-08	4.61E-07	4.61E-08
E7	2.57E-08	5.15E-08	2.57E-08	1.29E-07	1.29E-08

Annexe 8. Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition

Cette annexe contient 6 pages.

Inhalation de substances dans l'air extérieur

Inhalation de substances gazeuses et particulaires

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 l'équation générique suivante :

$$CI = \left(\sum (C_i \times t_i) \right) F \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

- CI : concentration moyenne d'exposition
- C_i : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en mg/m³)
- t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée
- F : fréquence ou taux d'exposition (nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours – sans dimension)
- T : durée d'exposition (en années)
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée

Les périodes de temps sur lesquelles l'exposition est moyennée (T_m) sont prises égales à :

- 70 ans (correspondant à la durée de vie considérée par l'ensemble des organismes nationaux et internationaux pour l'établissement de valeurs toxicologiques et l'évaluation des risques) pour les effets cancérogènes quel que soit la cible considérée,
- T (correspondant à durée d'exposition) pour les effets toxiques à seuil quel que soit la cible considérée.

Les volumes respiratoires moyens sont pris égaux à 20 m³/jour pour les adultes et les enfants à partir de 7 ans en référence aux débits considérés par les organismes internationaux pour la dérivation des valeurs toxicologiques. On notera cependant que la moyenne établie pour les hommes et les femmes adultes à partir des données de CIBLEX sont de 25,7 m³/jour en période active et 17,5 m³/jour en période de sommeil, pour les enfants de 7 à 12 ans, la moyenne est de 20,9 m³/jour et de 21,4 m³/jour pour les adolescents de 12 à 17 ans.

Pour les enfants de 0 à 7 ans, le volume respiratoire considéré est de 10 m³/jour (moyenne entre les garçons et les filles en période active à partir des données de CIBLEX).

Rappelons que ces volumes respiratoires ne sont pris en compte que pour la dérivation des valeurs toxicologiques de la voie orale à la voie inhalation le cas échéant ; en l'absence de dérivation, ils n'interviennent pas dans les calculs des risques sanitaires.

Ingestion de sols et poussières

Ingestion de sols et poussières

Le calcul de la dose a été réalisé avec l'équation suivante (guide EDR MEDD/BRGM/INERIS, 2000) :

$$DJE_{i,s} = \frac{C_{i,s} * Q_{sol} * T * F}{P * T_m}$$

avec : $DJE_{i,s}$: dose journalière du composé i liée à l'ingestion de sols (en mg/kg/j)
 $C_{i,s}$: concentration du composé i dans les sols (mg/kg)
 Q_{sol} : taux d'ingestion de sols (kg/j)
T : durée d'exposition (années)
F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an),
P : poids corporel de la cible (kg)
 T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée ($T_m = T$ pour les effets à seuil et $T_m = 70$ ans pour les effets sans seuil)

Le choix de la valeur des paramètres d'exposition est explicité dans le présent rapport. Les quantités de sols et de poussières ingérées considérées sont argumentées ci-après.

Pour le taux d'ingestion de sols d'un enfant en extérieur, nous nous baserons sur les travaux de synthèse de l'INVS sur les variables humaines d'exposition (2012), basés pour ce paramètre sur l'étude de Stanek et al. (2001), qui donne un percentile 95 de 91 mg/jour. Pour les adultes, aucune donnée n'étant disponible dans le document de l'INVS, nous retiendrons la valeur couramment utilisée dans des études françaises et d'autres pays de 50 mg/jour. Ces données sont par ailleurs dans la fourchette des valeurs décrites dans la littérature : entre 0,6 et 480 mg/j chez l'adulte et entre 2 et 250 mg/j chez l'enfant (cité par KISSEL et al., 1998). La valeur de 480 mg/jour correspond à la réalisation de travaux de jardinage (Hawley 1985), non considérés de manière particulière dans la présente étude.

Les valeurs retenues pour l'ingestion de sols et de poussières en extérieur sont donc de 91 mg/j pour un enfant en bas âge et 50 mg/j pour un adulte. Ces valeurs sont représentatives d'une journée d'activité en extérieur sans prise en compte d'un temps de présence sur la journée.

Ainsi, à ces taux d'ingestion de sols seront associées les fréquences d'exposition F1 (j/an) et non à des facteurs F2 (h/j) pour les adultes et enfants dans leurs jardins.

Le poids corporel moyen d'un adulte est fixé à 60 kg pour les adultes à partir de 17 ans (INSERM et OMS). Cette valeur est cohérente avec la moyenne présentée dans le document de synthèse de l'INVS sur les variables humaines d'exposition (2012) sur la base de l'enquête décennale santé 2002-2003 menée par l'INSEE, de 61 kg.

Pour les enfants d'âge inférieur ou égal à 6 ans, nous retiendrons la moyenne des valeurs issues de ce même document pour cette tranche d'âge, soit 15 kg.

A la différence des volumes respiratoires, le poids des cibles intervient dans les calculs des doses d'exposition et donc des risques sanitaires.

Concentration dans le sol

Dans le cadre de dispersion des pollutions par voie atmosphérique, la concentration dans les sols est déterminée à partir des dépôts surfaciques obtenus par modélisation.

Le calcul de la concentration dans un sol de surface (1 cm) est, dans ce cas, réalisé avec l'équation générique suivante issue du modèle intégré CALTOX :

$$C_{i,s} = \left(\frac{\text{dépôt} \times T_{\text{sol}}}{d_{\text{sol}} \times p_{\text{dépôt}}} \right)$$

Avec : $C_{i,s}$: concentration du composé i dans les sols (mg/kg)

dépôt : dépôts totaux en moyenne annuelle issus de la modélisation de la dispersion atmosphérique (mg/m²/s)

T_{sol} : Durée d'accumulation dans le sol superficiel - Valeur généralement utilisée : 10 ans. Par ailleurs, l'hypothèse que l'ensemble des dépôts va s'accumuler sans aucune perte (lixiviation, lessivage, érosion...) est posée.

d_{sol} : densité moyenne du sol (kg/m³) – Valeur utilisée : 1700 kg/m³

$p_{\text{dépôt}}$: profondeur du dépôt (m) – Valeur utilisée pour le sol : 1cm.

La durée d'accumulation dans les sols est prise égale à 10 ans pour les sols superficiels. Aucune perte par lixiviation, lessivage ou érosion n'est considérée dans ce calcul de premier niveau d'approche. De même, nous ne considérons pas de phénomène de dégradation des substances. Des phénomènes tels que la volatilisation ou de photodégradation ne sont pas considérés. Ainsi, l'hypothèse que tout ce qui se dépose s'accumule dans le sol sans aucune perte est prise en compte, ce qui constitue une hypothèse majorante.

De plus, l'INERIS considère, une demi-vie de l'ordre de 10 ans, pour les polluants très persistant (i.e. Dioxines), pour la couche de sol végétal.

Consommation de végétaux produits localement

Ingestion de végétaux

La dose journalière d'exposition par ingestion de végétaux (DJE_i) contenant un polluant i s'exprime par l'équation générique suivante:

$$DJE_{\text{végétaux},i} = \frac{C_{\text{vgt},i} \times Q_{\text{vgt}} \times f_{\text{vgt}} \times f_{a,\text{ing}} \times T \times F}{P \times T_m}$$

Avec : $C_{\text{vgt},i}$: concentration moyenne du contaminant i dans les produits du jardin, en mg/kg de poids frais

Q_{vgt} : consommation journalière de végétaux, en kg/j

f_{vgt} : fraction de végétaux consommés produits sur le site

$f_{a,\text{ing}}$: fraction de polluants ingérés qui sont absorbés

F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an),

P : poids corporel de la cible (kg)

T : durée d'exposition (années)

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée ($T_m = T$ pour les effets à seuil et $T_m = 70$ ans pour les effets sans seuil)

Les paramètres suivants ont été considérés :

Le taux de consommation de légumes provenant du potager sur une année est variable. La base CIBLEX (juin 2003) donne une autarcie de la population pour la consommation de végétaux de 20,86 % pour les légumes feuilles et 24,13 % pour les légumes racinaires (population non agricole).

Ne connaissant pas les végétaux cultivés à l'avenir sur le site (légumes-racines, légumes-feuilles, verger...), nous avons considéré un mélange de végétaux défini par la base de données CIBLEX pour des enfants et adultes vivant dans le département de l'Oise. Les résultats sont repris dans le tableau suivant.

	Consommation totale		Autoconsommation prise en compte	
	légumes-feuilles (g/j)	légumes racines (g/j)	Quantité de légumes feuilles (g/j)	Quantité de légumes racines (g/j)
Adultes	37,41	23,73	7,80	5,7
Enfants	33,8	19,4	7,05	4,68

La fraction de polluant réellement ingéré a été prise égale à 100%.

Concentration dans le sol

Dans le cadre d'une étude de risque sanitaire d'une étude d'impact, la concentration dans les sols est déterminée soit par la mesure soit à partir des dépôts surfaciques obtenus par modélisation atmosphérique.

Le calcul de la concentration dans un sol racinaire a été réalisé avec l'équation générique suivante issue du modèle intégré CALTOX :

$$C_{\text{vgt},i} = \left(\frac{\text{dépôt} \times T_{\text{vég}}}{d_{\text{sol}} \times p_{\text{dépôt_vég}}} \right)$$

Avec :

- C_{vgt,i} : concentration moyenne du contaminant i dans les produits du jardin, en mg/kg de poids frais
- Dépôt : dépôts totaux en moyenne annuelle issus de la modélisation de la dispersion atmosphérique (mg/m²/s)
- T_{vég} : Durée d'accumulation dans les sols – Valeur généralement utilisée : 30 ans
- d_{sol} : densité moyenne du sol (kg/m³) – Valeur utilisée : 1700 kg/m³
- p_{dépôt} : profondeur du dépôt (m) - Valeur utilisée pour les végétaux : 30 cm

Les paramètres suivants ont été considérés :

La profondeur du dépôt dans le sol « racinaire » est prise égale à **30 cm** en référence aux recommandations de l'INERIS (INERIS DRC-04-45959-ERSA-RBn-n° 097/caltox3) : " Par défaut, la valeur définie dans CALTOX est de 0,887 m. Elle correspond à la moyenne californienne des profondeurs d'affleurement de la roche-mère ou du sol aggloméré moins l'épaisseur du sol superficiel. Dans la mesure où les différents compartiments environnementaux sont caractérisés sous CALTOX par une concentration uniforme, plus le volume d'un compartiment sera grand, plus le flux de polluant entrant dans ce compartiment se trouvera dilué et la concentration résultante sera faible. Par conséquent, il semble préférable pour des substances persistantes se déposant sur le sol après émission atmosphérique de définir une hauteur plus faible que celle définie par défaut. **Une hauteur de l'ordre de 30 cm, prise conventionnellement, pour représenter l'emprise des racines des cultures potagères, semble ainsi plus adaptée et plus protecteur.**

Concentration dans les végétaux

Les mécanismes de transfert sont complexes et les facteurs de bioconcentration (BCF) traduisant l'accumulation d'un composé dans une plante varient d'une plante à une autre en fonction des mécanismes de transferts (racines, feuilles, ...) et sont spécifiques de chaque composé.

Les BCF (en poids sec) peuvent être estimés à partir de mesures sur le site, de données de la littérature, ou en l'absence de mesures, calculés par des modèles plus ou moins simples. Généralement, en dehors des métaux et métalloïdes, ces BCF ne sont que peu disponibles dans la littérature.

Nous avons évalué le transfert du polluant du sol vers les plantes à partir des équations suivantes (réécrites par nos soins dans excel), en distinguant la partie racinaire, la partie aérienne (tige et feuille) de la plante, pour les sols (comme pour les eaux) les équations de transfert sont:

$$C_{aerien,i}(\text{poids sec}) = BCF_{sol-aerien}(\text{poids sec}) \times C_{sol} \quad \text{et} \quad C_{racine,i}(\text{poids sec}) = BCF_{sol-racine}(\text{poids sec}) \times C_{sol}$$

où
 C_{sol} : concentration dans le sol, en mg/kg MS.
 $C_{aerien,i}$: concentration de la substance i dans partie aérienne du végétal (tige et feuille) mg/kg de poids sec
 $C_{racine,i}$: concentration de la substance i dans la racine du végétal mg/kg de poids sec

Rapport poids frais / poids sec

Pour passer de la concentration en poids sec à la concentration en poids frais dans le végétal, le taux d'humidité du végétal doit être considéré. Ce taux varie en fonction des végétaux entre 0.95 pour la salade et 0.74 pour les petits pois). Les valeurs proposées par les modèles intégrés HESP et VOLASOIL sont retenues.

Pour les parties racinaires du végétal (taux d'humidité de 0.798) :

$$C_{racine,i}(\text{poids - humide}) = C_{racine,i}(\text{poids - sec}) \times 0,202$$

Pour les parties aériennes du végétal (taux d'humidité de 0.883) :

$$C_{aerien,i}(\text{poids - humide}) = C_{aerien,i}(\text{poids - sec}) \times 0,117$$

Facteurs de bioconcentration

BCF considérées dans la présente étude

Substance	Feuilles		Racines	
	BCF (mg/kg plante) / (mg/kg sol)	Source	BCF (mg/kg plante) / (mg/kg sol)	Source
Arsenic	0,00633	HHRAP	0,008	HHRAP
Cadmium	0,125	HHRAP	0,064	HHRAP
Chrome	0,00488	HHRAP	0,0045	HHRAP
Plomb	0,0136	HHRAP	0,009	HHRAP
Mercure	0,0145	HHRAP	0,036	HHRAP

Annexe 9. Calcul de risques aux récepteurs

Cette annexe contient 6 pages.

INHALATION

Récepteur	DJE non cancérigène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – inhalation – Enfant / adulte				
Récepteur	benzène	H ₂ S	dichloroéthane (1,2)	As	Cd
E1	7.22E-03	3.47E-02	4.00E-03	1.03E-05	2.05E-05
E2	3.42E-03	2.16E-02	2.35E-03	5.24E-06	1.05E-05
E3	1.73E-03	5.53E-03	2.33E-03	4.85E-06	9.71E-06
E4	1.15E-03	3.74E-03	1.45E-03	3.25E-06	6.49E-06
E5	4.14E-03	1.28E-02	5.33E-03	1.19E-05	2.37E-05
E6	8.14E-03	3.44E-02	6.39E-03	1.42E-05	2.85E-05
E7	1.02E-03	3.11E-03	1.37E-03	2.80E-06	5.59E-06

Récepteur	DJE non cancérigène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – inhalation – Enfant / adulte				
Récepteur	Cd (effets cancérigènes)	Cr VI	Pb	Hg	phénol
E1	2.05E-05	1.03E-05	5.13E-05	5.13E-06	1.11E-05
E2	1.05E-05	5.24E-06	2.62E-05	2.62E-06	5.66E-06
E3	9.71E-06	4.85E-06	2.43E-05	2.43E-06	5.60E-06
E4	6.49E-06	3.25E-06	1.62E-05	1.62E-06	3.69E-06
E5	2.37E-05	1.19E-05	5.93E-05	5.93E-06	1.35E-05
E6	2.85E-05	1.42E-05	7.11E-05	7.11E-06	1.59E-05
E7	5.59E-06	2.80E-06	1.40E-05	1.40E-06	3.29E-06

Récepteur	DJE non cancérigène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – inhalation – Enfant / adulte		
Récepteur	NH ₃	naphtalène	acétaldéhyde
E1	8.10E-01	5.39E-03	8.09E-02
E2	3.43E-01	2.28E-03	3.43E-02
E3	1.03E-01	6.88E-04	1.03E-02
E4	7.55E-02	5.03E-04	7.54E-03
E5	2.66E-01	1.77E-03	2.66E-02
E6	7.91E-01	5.27E-03	7.90E-02
E7	6.16E-02	4.10E-04	6.15E-03

Récepteur	DJE cancérigène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – inhalation – Enfant						
Récepteur	benzène	dichloroéthane (1,2)	As	Cr VI	Pb	naphtalène	acétaldéhyde
E1	6.19E-04	3.42E-04	8.80E-07	8.80E-07	4.40E-06	4.62E-04	6.93E-03
E2	2.93E-04	2.02E-04	4.49E-07	4.49E-07	2.24E-06	1.96E-04	2.94E-03
E3	1.48E-04	1.99E-04	4.16E-07	4.16E-07	2.08E-06	5.90E-05	8.85E-04
E4	9.83E-05	1.24E-04	2.78E-07	2.78E-07	1.39E-06	4.31E-05	6.46E-04
E5	3.55E-04	4.57E-04	1.02E-06	1.02E-06	5.09E-06	1.52E-04	2.28E-03
E6	6.98E-04	5.47E-04	1.22E-06	1.22E-06	6.10E-06	4.51E-04	6.77E-03
E7	8.72E-05	1.17E-04	2.40E-07	2.40E-07	1.20E-06	3.52E-05	5.27E-04

Récepteur	DJE cancérigène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – inhalation – Adulte / Vie entière						
Récepteur	benzène	dichloroéthane (1,2)	As	Cr VI	Pb	naphtalène	acétaldéhyde
E1	3.09E-03	1.71E-03	4.40E-06	4.40E-06	2.20E-05	2.31E-03	3.47E-02
E2	1.47E-03	1.01E-03	2.24E-06	2.24E-06	1.12E-05	9.79E-04	1.47E-02
E3	7.40E-04	9.97E-04	2.08E-06	2.08E-06	1.04E-05	2.95E-04	4.43E-03
E4	4.91E-04	6.19E-04	1.39E-06	1.39E-06	6.96E-06	2.15E-04	3.23E-03
E5	1.77E-03	2.28E-03	5.09E-06	5.09E-06	2.54E-05	7.59E-04	1.14E-02
E6	3.49E-03	2.74E-03	6.10E-06	6.10E-06	3.05E-05	2.26E-03	3.39E-02
E7	4.36E-04	5.85E-04	1.20E-06	1.20E-06	5.99E-06	1.76E-04	2.64E-03

Récepteurs	QD– inhalation – Enfant / adulte								
	benzène	H ₂ S	dichloroéthane (1,2)	As	Cd	Cd (effets cancérigènes)	Cr VI	Hg	phénol
E1	0.001	0.017	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
E2	<0,001	0.011	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
E3	<0,001	0.003	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
E4	<0,001	0.002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
E5	<0,001	0.006	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
E6	0.001	0.017	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
E7	<0,001	0.002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Récepteurs	QD– inhalation – Enfant / adulte	
	NH ₃	naphtalène
E1	0.004	<0,001
E2	0.002	<0,001
E3	0.001	<0,001
E4	<0,001	<0,001
E5	0.001	<0,001
E6	0.004	<0,001
E7	<0,001	<0,001

Récepteurs	ERI – inhalation – Adulte / vie entière							
	benzène	dichloroéthane (1,2)	As	Cr VI	Pb	naphtalène	acétaldéhyde	ERI sommé
E1	1.61E-08	1.16E-09	1.32E-09	3.52E-08	5.28E-11	2.59E-09	1.53E-08	7.17E-08
E2	7.62E-09	6.85E-10	6.73E-10	1.80E-08	2.69E-11	1.10E-09	6.46E-09	3.45E-08
E3	3.85E-09	6.78E-10	6.24E-10	1.66E-08	2.50E-11	3.30E-10	1.95E-09	2.41E-08
E4	2.55E-09	4.21E-10	4.17E-10	1.11E-08	1.67E-11	2.41E-10	1.42E-09	1.62E-08
E5	9.22E-09	1.55E-09	1.53E-09	4.07E-08	6.10E-11	8.50E-10	5.01E-09	5.89E-08
E6	1.81E-08	1.86E-09	1.83E-09	4.88E-08	7.32E-11	2.53E-09	1.49E-08	8.81E-08
E7	2.27E-09	3.98E-10	3.60E-10	9.59E-09	1.44E-11	1.97E-10	1.16E-09	1.40E-08

INGESTION

Récepteur	DJE non cancérigène (mg/kg/j) – Enfant				
	As	Cd	Cr VI	Pb	Hg
E1	8.85E-09	2.05E-08	8.81E-09	4.46E-08	4.59E-09
E2	5.50E-09	1.28E-08	5.47E-09	2.77E-08	2.85E-09
E3	4.88E-09	1.13E-08	4.85E-09	2.45E-08	2.52E-09
E4	3.41E-09	7.93E-09	3.39E-09	1.72E-08	1.76E-09
E5	1.30E-08	3.03E-08	1.29E-08	6.54E-08	6.72E-09
E6	1.05E-08	2.44E-08	1.05E-08	5.30E-08	5.45E-09
E7	2.93E-09	6.84E-09	2.92E-09	1.48E-08	1.52E-09

Récepteur	DJE non cancérigène (mg/kg/j) – Adulte				
	As	Cd	Cr VI	Pb	Hg
E1	1.24E-09	3.30E-09	1.22E-09	6.27E-09	6.66E-10
E2	7.67E-10	2.05E-09	7.59E-10	3.90E-09	4.14E-10
E3	6.80E-10	1.82E-09	6.73E-10	3.44E-09	3.65E-10
E4	4.76E-10	1.27E-09	4.71E-10	2.41E-09	2.55E-10
E5	1.81E-09	4.85E-09	1.79E-09	9.20E-09	9.77E-10
E6	1.47E-09	3.91E-09	1.46E-09	7.46E-09	7.91E-10
E7	4.09E-10	1.10E-09	4.05E-10	2.08E-09	2.21E-10

Récepteur	DJE cancérigène (mg/kg/j) – Enfant	
	As	Pb
E1	7.60E-10	3.82E-09
E2	4.72E-10	2.37E-09
E3	4.18E-10	2.09E-09
E4	2.92E-10	1.47E-09
E5	1.12E-09	5.61E-09
E6	9.02E-10	4.55E-09
E7	2.51E-10	1.27E-09

Récepteur	DJE cancérigène (mg/kg/j) -Adulte	
	As	Pb
E1	5.30E-10	2.69E-09
E2	3.29E-10	1.67E-09
E3	2.92E-10	1.47E-09
E4	2.04E-10	1.03E-09
E5	7.78E-10	3.94E-09
E6	6.29E-10	3.19E-09
E7	1.75E-10	8.94E-10

Récepteur	QD ingestion - Enfant					
	As	Cd	Cr III	Cr VI	Pb	Hg
E1	2.95E-05	5.71E-05	0.00E+00	9.79E-06	7.09E-05	1.53E-05
E2	1.83E-05	3.54E-05	0.00E+00	6.08E-06	4.39E-05	9.49E-06
E3	1.63E-05	3.15E-05	0.00E+00	5.39E-06	3.89E-05	8.40E-06
E4	1.14E-05	2.20E-05	0.00E+00	3.77E-06	2.72E-05	5.88E-06
E5	4.33E-05	8.42E-05	0.00E+00	1.44E-05	1.04E-04	2.24E-05
E6	3.52E-05	6.78E-05	0.00E+00	1.17E-05	8.42E-05	1.82E-05
E7	9.77E-06	1.90E-05	0.00E+00	3.24E-06	2.35E-05	5.08E-06

Récepteur	QD ingestion - Adulte					
	As	Cd	Cr III	Cr VI	Pb	Hg
E1	4.12E-06	9.17E-06	0.00E+00	1.36E-06	9.96E-06	2.22E-06
E2	2.56E-06	5.69E-06	0.00E+00	8.44E-07	6.19E-06	1.38E-06
E3	2.27E-06	5.05E-06	0.00E+00	7.48E-07	5.46E-06	1.22E-06
E4	1.59E-06	3.53E-06	0.00E+00	5.23E-07	3.82E-06	8.51E-07
E5	6.04E-06	1.35E-05	0.00E+00	1.99E-06	1.46E-05	3.26E-06
E6	4.91E-06	1.09E-05	0.00E+00	1.62E-06	1.18E-05	2.64E-06
E7	1.36E-06	3.04E-06	0.00E+00	4.50E-07	3.30E-06	7.36E-07

Récepteur	ERI – inhalation – Enfant		
	As	Pb	ERIsommé enfant
R1	1.14E-09	3.25E-11	1.17E-09
R2	7.07E-10	2.01E-11	7.27E-10
R3	6.27E-10	1.78E-11	6.45E-10
R4	4.38E-10	1.25E-11	4.51E-10
R5	1.67E-09	4.77E-11	1.72E-09
R6	1.35E-09	3.86E-11	1.39E-09
R7	3.77E-10	1.08E-11	3.88E-10

Récepteur	ERI – inhalation – Enfant		
	As	Pb	ERIsommé adulte
R1	7.94E-10	2.28E-11	8.17E-10
R2	4.93E-10	1.42E-11	5.07E-10
R3	4.37E-10	1.25E-11	4.50E-10
R4	3.06E-10	8.77E-12	3.15E-10
R5	1.17E-09	3.35E-11	1.20E-09
R6	9.44E-10	2.71E-11	9.71E-10
R7	2.63E-10	7.60E-12	2.71E-10