

# **Evaluation des Risques Sanitaires**

**Site de Connantre (51)**

*Préparé pour : TEREOS France*

**Projet N° 60516861**

*25 avril 2017*

*Rapport final*

*Référence : PAR-RAP-16-17310C*

# Evaluation des Risques Sanitaires

25 avril 2017

Site de Connantre (51)

## Rapport

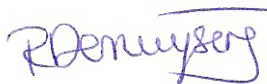
---

Préparé par Lucas SARRABAYROUSE et Lauria SIRVEN-VILLAROS  
Ingénieurs d'études



---

Vérifié par Maëlle CARGOUET et Roxanne DEMUYSERE  
Ingénieurs Sénior



---

Approuvé par Flavy BUSSERET  
Directeur de projet



## Fiche de référence

Détails du rapport	
Nom du client :	TEREOS France
Nom du contact client :	Eric SEILER
Numéro de projet :	60516861
Statut :	Rapport final
Préparé par	AECOM France, bureau de Nanterre 87 avenue François Arago 92017 Nanterre Cedex, France Tél : +33 (0)1 55 69 20 00
Numéro de référence :	PAR-RAP-16-17310C
Titre du rapport :	Evaluation des Risques Sanitaires
Date du rapport :	25 avril 2017

Statut du rapport		
Version du rapport	Date	Détails
C	25 avril 2017	Version finale

### DROIT D'AUTEUR

© Ce rapport est la propriété d'AECOM France. Toute reproduction ou utilisation non autorisée par toute personne autre que le destinataire est strictement interdite.

AECOM et URS ne formant qu'un seul groupe, les entités juridiques (URS France SAS et AECOM France SARL, toutes deux détenues par AECOM) ont fusionné en mars 2016 (rachat d'AECOM France SARL par URS France SAS) et opèrent à compter du mois de mai 2016 sous le nom d'AECOM France SAS. Les points de contact restent inchangés sauf spécification particulière.

*AECOM France SAS - Lieu d'enregistrement au Registre du Commerce : RCS Nanterre 92 - N° RCS : 402 298 624 00030 - Adresse du Siège Social : 87, avenue François Arago - 92017 Nanterre Cedex – France.*

## TABLE DES MATIERES

<b>GLOSSAIRE</b> .....	<b>7</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>9</b>
<b>2. DESCRIPTION DES ACTIVITES DU SITE</b> .....	<b>11</b>
<b>3. BILAN DES EMISSIONS DU SITE</b> .....	<b>14</b>
<b>3.1 Rejets aqueux</b> .....	<b>14</b>
<b>3.2 Emissions atmosphériques</b> .....	<b>15</b>
3.2.1 Rejets des installations principales de combustion .....	16
3.2.2 Rejets des fours à chaux.....	19
3.2.3 Rejets des installations secondaires de combustion .....	22
3.2.4 Rejets des dépoussiéreurs .....	22
<b>3.3 Emissions diffuses</b> .....	<b>24</b>
3.3.1 Hypothèses retenues pour l'estimation des émissions des véhicules .....	26
3.3.2 Flux d'émissions liés à la circulation des camions.....	27
<b>3.4 Synthèse du bilan des émissions atmosphériques</b> .....	<b>27</b>
<b>4. SCHEMA CONCEPTUEL ET SCENARIOS D'EXPOSITION</b> .....	<b>29</b>
<b>4.1 Caractérisation de l'environnement du site</b> .....	<b>29</b>
<b>4.2 Voies de transfert et d'exposition</b> .....	<b>29</b>
<b>4.3 Scénarios d'exposition</b> .....	<b>30</b>
<b>4.4 Conclusion</b> .....	<b>31</b>
<b>5. EFFETS DES SUBSTANCES SUR LA SANTE ET CHOIX DES TRACEURS</b> .....	<b>32</b>
<b>5.1 Effets des substances et identification des relations dose-réponse</b> .....	<b>32</b>
5.1.1 Types d'effets sur la santé .....	32
5.1.2 Méthodologie de sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence .....	32
<b>5.2 Sélection des composés traceurs</b> .....	<b>33</b>
5.2.1 Sélection vis-à-vis des effets sur la santé.....	33
5.2.2 Sélection vis-à-vis de la qualité de l'air .....	34
5.2.3 Synthèse .....	35
<b>6. EVALUATION DE L'EXPOSITION</b> .....	<b>37</b>
<b>6.1 Données environnementales disponibles</b> .....	<b>37</b>
<b>6.2 Détermination des concentrations d'exposition</b> .....	<b>37</b>
6.2.1 Modélisation de la dispersion atmosphérique.....	38
6.2.2 Résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique.....	42
6.2.3 Contribution des émissions du site vis-à-vis de la qualité de l'air ambiant.....	44
6.2.4 Contribution des émissions du site vis-à-vis de la qualité des sols de surface .....	44
<b>7. EVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES</b> .....	<b>46</b>
<b>7.1 Méthodologie</b> .....	<b>46</b>
<b>7.2 Résultats des calculs de risques</b> .....	<b>47</b>

<b>8.</b>	<b>EVALUATION DES INCERTITUDES.....</b>	<b>49</b>
<b>8.1</b>	<b>Bilans des émissions atmosphériques.....</b>	<b>49</b>
<b>8.2</b>	<b>Caractérisation des concentrations d'exposition .....</b>	<b>51</b>
<b>8.3</b>	<b>Quantification des risques .....</b>	<b>52</b>
<b>8.4</b>	<b>Bilan des incertitudes.....</b>	<b>54</b>
<b>9.</b>	<b>SYNTHESE.....</b>	<b>55</b>

## LISTE DES FIGURES

### Dans le corps du rapport

- Figure A : Vue aérienne du site avec les modifications envisagées dans le cadre du projet Maxisucre
- Figure B : Schéma conceptuel
- Figure C : Coefficients de rugosité variables pris en compte dans le modèle ADMS
- Figure D : Rose des vents de Châlons-Vatry – période de 2013 à 2015

### En fin de rapport

- Figure 1 : Localisation du site
- Figure 2 : Localisation des sources d'émission modélisées
- Figure 3 : Localisation des récepteurs considérés
- Figure 4 : Iso contours des concentrations horaires moyennes annuelles en oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) – Bilan majorant
- Figure 5 : Iso contours des concentrations horaires moyennes annuelles en poussières assimilées à des PM<sub>10</sub> – Bilan majorant
- Figure 6 : Iso contours des concentrations horaires moyennes annuelles en poussières assimilées à des PM<sub>2,5</sub> – Bilan majorant
- Figure 7 : Iso contours des dépôts horaires moyens annuels en nickel – Bilan majorant

## LISTE DES TABLEAUX

### Dans le corps du rapport

- Tableau A : COV individualisés dans les émissions des installations principales de combustion du site – chaudières GV4 et GV5
- Tableau B : HAP individualisés dans les émissions des installations principales de combustion du site – chaudières GV4 et GV5
- Tableau C : Flux annuels émis par les installations principales de combustion du site – chaudières GV4 et GV5
- Tableau D : Métaux et HAP individualisés dans les émissions des fours à chaux
- Tableau E : Flux annuels émis par les fours à chaux
- Tableau F : Flux annuels émis par les dépoussiéreurs
- Tableau G : Caractéristiques des parcours des camions – Emissions diffuses
- Tableau H : Flux d'émissions annuels liés à la circulation des camions
- Tableau I : Flux d'émissions annuels du site de Connantre
- Tableau J : Récepteurs spécifiques considérés dans la présente étude
- Tableau K : Critères de référence pour la qualité de l'air ambiant
- Tableau L : Composés traceurs des risques et de la qualité de l'air
- Tableau M : Concentrations maximales modélisées dans l'air ambiant
- Tableau N : Evaluation de la contribution du site vis-à-vis de la qualité de l'air – Bilan « majorant »
- Tableau O : Synthèse des niveaux de risques pour les récepteurs les plus exposés – Bilan « réel »
- Tableau P : Synthèse des niveaux de risques pour les récepteurs les plus exposés – Bilan « majorant »

### En fin de rapport

- Tableau 1 : Emissions des installations principales de combustion (chaudières GV4 et GV5) fonctionnant au gaz naturel
- Tableau 2 : Emissions des fours à chaux
- Tableau 3 : Emissions des installations secondaires de combustion fonctionnant au fioul domestique
- Tableau 4 : Emissions des dépoussiéreurs
- Tableau 5 : Bilan des émissions atmosphériques liées au trafic routier
- Tableau 6a : Synthèse du bilan "réel" des émissions atmosphériques
- Tableau 6b : Synthèse du bilan "majorant" des émissions atmosphériques

Tableau 7 :	Sélection des composés traceurs des risques
Tableau 8 :	Données de surveillance de la qualité de l'air disponibles au voisinage du site
Tableau 9a :	Paramètres d'entrée du modèle de dispersion atmosphérique (ADMS) - Emissions canalisées
Tableau 9b :	Paramètres d'entrée du modèle de dispersion atmosphérique (ADMS) - Emissions diffuses
Tableau 10 :	Concentrations moyennes annuelles modélisées dans l'air au niveau des récepteurs spécifiques
Tableau 11 :	Dépôts et concentrations modélisés dans les sols au niveau des champs agricoles au voisinage du site
Tableau 12 :	Calculs de risque pour une exposition chronique par inhalation au niveau des récepteurs spécifiques au voisinage du site

## **LISTE DES ANNEXES**

Annexe A :	Facteurs d'émission pour les installations de combustion
Annexe B :	Quantification des émissions atmosphériques liées à la circulation des véhicules
Annexe C :	Méthodologie de sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence et toxicologie des traceurs retenus
Annexe D :	Méthodologie de calcul des concentrations dans les sols suite au dépôt atmosphérique

## GLOSSAIRE

ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling System
ANSES	Agence Nationale de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
AP-42	Compilation of Air Pollutant Emission Factors
ASTEE	Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BRGM	Bureau de Recherche Géologiques et Minières
CAA	Concentration Admissible dans l'Air
CERC	Cambridge Environmental Research Consultants Ltd
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
CMA	Concentration Moyenne dans l'Air
COPERT	COmputer Program to calculate Emission from Road Transport
COV (nm)	Composé Organique Volatil (non méthanique)
CSHPPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DDAE	Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter
DGPR	Direction Générale de Prévention des Risques
DGS	Direction Générale de la Santé
DJA	Dose Journalière Admissible
EEA	Agence Européenne de l'Environnement
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority)
ERI	Excès de Risque Individuel
E(Q)RS	Evaluation (Quantitative) des Risques Sanitaires
ERUi/o	Excès de Risque Unitaire par inhalation / par voie orale
FOD	Fioul domestique
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCT	Hydrocarbures totaux
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IEM	Interprétation de l'Etat des Milieux
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
INVS	Institut de Veille sanitaire
IPSB	Ingénierie de Procédés Sucres et Biotechnologies
IRIS	Integrated Risk Information System
MES	Matières en Suspension
MW	Mégawatt
NH <sub>3</sub>	ammoniac
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote
NO <sub>2</sub>	Dioxyde d'azote
O <sub>2</sub>	Oxygène
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment



OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PCB	Poly Chloro Biphényles
PCDD/PCDF	Poly Chloro Dibenzo Dioxines / Poly Chloro Dibenzo Furannes
PM <sub>10/2,5</sub>	Particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 10/2,5 µm
QD	Quotient de Danger
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Agence de l'environnement Néerlandaise)
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VLE	Valeur Limite d'Emission
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

## 1. INTRODUCTION

La société TEREOS France (TEREOS dans la suite du document) exploite sur la commune de Connantre dans le département de la Marne (51), une sucrerie selon les dispositions de l'arrêté préfectoral du 17 juillet 1981, complété par des arrêtés préfectoraux complémentaires dont le dernier, relatif à l'exploitation de deux nouvelles chaudières, est daté du 8 décembre 2015. Les activités du site sont soumises au régime de l'autorisation suivant la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Un projet d'arrêté consolidé d'autorisation d'exploiter est en cours de préparation par les services de l'inspection des installations classées de la préfecture de la Marne.

Dans le cadre de l'évolution de ses activités, certaines installations du site ont été modifiées. Ces modifications concernent notamment le remplacement d'anciennes installations de combustion au fioul lourd par des chaudières fonctionnant au gaz naturel. Par ailleurs, la société TEREOS souhaite augmenter ses capacités de production de sucre en lien avec la suppression des quotas sucriers en 2017 par : (1) un allongement des temps des campagnes betteraves et en conservant la capacité actuelle de production journalière de sucre de l'usine, (2) la réduction de la présence de sucre résiduel dans les coproduits via une modification de l'atelier cristallisation (augmentation du rendement d'extraction), (3) la réalisation de campagnes sirop en avril et juin via une modification de l'atelier d'évaporation et (4) une augmentation des capacités de stockage de sucre sur le site. Ce projet dénommé « Maxisucre » fait l'objet d'un dossier de demande d'autorisation d'exploiter (DDAE) réalisé avec le support de la société Ingénierie de Procédés Sucres et Biotechnologies (IPSB).

Le présent document constitue l'analyse des effets sur la santé (R.122-5 du Code de l'Environnement) et s'intègre dans la partie 3 « Etude d'Impact » du DDAE.

L'objectif principal de la présente étude est d'évaluer l'impact chronique des rejets aqueux et atmosphériques des installations de l'usine sur la santé des populations avoisinantes, lors du fonctionnement normal de celle-ci dans sa configuration future.

Cette évaluation est réalisée conformément :

- aux guides de l'Institut National de Veille Sanitaire (INVS) « Guide pour l'analyse du Volet Sanitaire des études d'impact » publié en février 2000,
- aux guides de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) « Evaluation des risques sanitaires dans l'étude d'impact des installations classées » publié en 2003 et « Evaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées – impact des activités humaines sur les milieux et la santé » publié en août 2013,
- à la Circulaire du Ministère en charge de l'Environnement du 9 août 2013 ; et
- à la note d'information n°DGS/EA1/DGPR/2014/307 de la Direction Générale de Prévention des Risques (DGPR) et de la Direction Générale de la Santé (DGS) du 31 octobre 2014.

Après ce premier chapitre d'introduction, le rapport est organisé de la façon suivante :

- Le Chapitre 2 présente succinctement les activités du site ;
- Le Chapitre 3 présente le bilan des émissions du site ;
- Le Chapitre 4 présente le schéma conceptuel et les scénarios d'exposition retenus ;
- Le Chapitre 5 est dédié aux effets des substances sur la santé et présente les choix des composés traceurs ;
- Le Chapitre 6 présente l'évaluation des expositions ;
- Le Chapitre 7 présente l'évaluation des impacts sanitaires ;
- Le Chapitre 8 est dédié à l'évaluation des incertitudes associées à l'étude ;
- Le Chapitre 9 constitue la synthèse de l'étude.

## 2. DESCRIPTION DES ACTIVITES DU SITE

Le site TEREOS de Connantre est localisé dans le département de la Marne, à environ 50 km de la ville de Châlons-en-Champagne. La Figure 1 présente la localisation du site.

L'activité principale du site consiste en la production de sucre de betteraves à destination de l'industrie agroalimentaire et de coproduits comme la mélasse et les pulpes.

La production de sucre (et de ses coproduits) est effectuée en continu lors d'une campagne annuelle qui a lieu entre octobre et décembre. Les opérations de conditionnement et de vente du sucre produit lors de cette campagne annuelle sont effectuées pendant toute l'année. Actuellement, le site produit en moyenne 300 000 tonnes de sucre cristallisé par an. Dans le cadre du projet « Maxisucre », la capacité de production annuelle envisagée est de 570 000 tonnes.

Le site emploie 127 personnes actuellement et prévoit dans le cadre du projet un effectif de 143 personnes.

Les principales unités actuelles du site sont les suivantes :

- Les installations de production de sucre et les utilités associées ;
- Les ateliers techniques ;
- Les installations de stockage ;
- Les installations de conditionnement du sucre.

La production du sucre de betteraves est réalisée selon les principales étapes suivantes :

- La réception des betteraves : celles-ci sont cultivées par des agriculteurs de la région et sont amenées, après leur récolte, jusqu'au site par camions ;
- Le lavage des betteraves ;
- La découpe des betteraves propres en cossettes (fines lanières). La surface d'échange des betteraves découpées ainsi est bénéfique pour l'extraction du jus ;
- L'extraction du jus sucré par diffusion : cette étape consiste à faire passer les cossettes dans un malaxeur, afin de les mélanger à du jus de diffusion à environ 72°C, puis dans un diffuseur à contre-courant avec des eaux de process. Le jus de diffusion s'enrichit ainsi en sucre. A l'issue de cette étape, les cossettes épuisées en sucre sont récupérées sous formes de pulpes. Celles-ci sont ensuite pressées mécaniquement, afin d'éliminer une partie de leur eau puis acheminées vers une usine de déshydratation afin d'être vendues pour l'alimentation animale ;
- L'épuration du jus : cette étape consiste en un traitement à la chaux du jus de diffusion qui permet de précipiter les impuretés, suivi de deux carbonatations successives pour précipiter la chaux en excès. Afin de mener à bien ces opérations, de la chaux et du gaz carbonique sont produits par le site au niveau de deux fours à chaux à partir de pierres calcaires et de coke utilisé pour la combustion de celles-ci. A l'issue de la première carbonatation, les écumes (impuretés précipitées et filtrées) sont récupérées et valorisées dans l'agriculture en tant qu'amendements. Le jus clair sucré obtenu à

l'issue des deux carbonatations est décalcifié en passant sur des résines échangeuses d'ions pour éliminer les sels de chaux ;

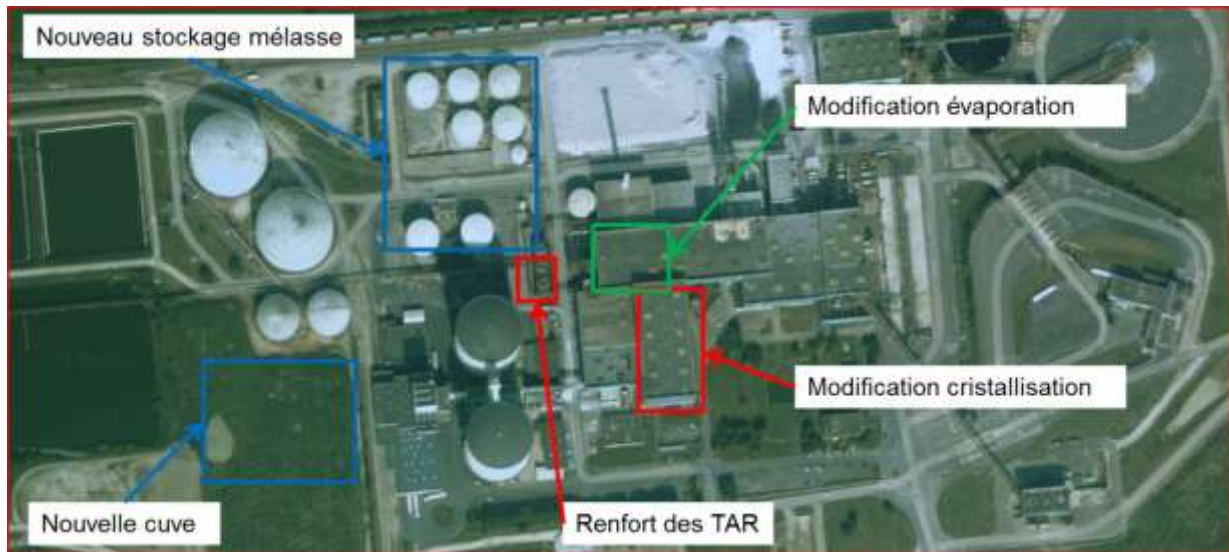
- La concentration du jus par évaporation : cette étape consiste à évaporer l'eau du jus épuré afin d'obtenir un sirop saturé en sucre. La vapeur d'eau est produite par les installations principales de combustion du site constituées de 2 chaudières au gaz naturel (puissance totale de 260 MW). Les eaux excédentaires récupérées après évaporation sont envoyées vers les bassins de lagunage de l'usine pour décantation. Ces eaux sont ensuite réutilisées dans le cadre des opérations de lavage des betteraves et éventuellement pour l'irrigation des champs agricoles exploités au voisinage du site ;
- La cristallisation du jus concentré : lors de cette opération, le sirop est concentré jusqu'à sursaturation et cristallisé jusqu'à l'obtention de cristaux de 0,65 mm environ. Une centrifugation du mélange est ensuite réalisée afin de séparer les cristaux, le sirop non cristallisé et les impuretés. Le sirop collé aux cristaux est récupéré et est ensuite recristallisé. Suite à cette nouvelle opération de cristallisation, le sirop non cristallisé (appelé mélasse) est récupéré et vendu à des industries agroalimentaires spécialisées dans la fabrication d'alcool en distillerie ou de levure de panification ;
- Le séchage du sucre cristallisé : cette étape consiste à sécher le sucre blanc humide obtenu à l'issue des opérations de cristallisation et à le refroidir ;
- Le stockage, le conditionnement et l'expédition du sucre : le sucre produit est stocké dans un des deux silos à sucre. Il est ensuite expédié en camion-citerne et en wagon citerne, ou conditionné en sacs ou big-bags pour le transport par la route ou par voie ferrée.

Cette production de sucre de betteraves est actuellement réalisée lors de la campagne annuelle qui a lieu d'octobre à décembre, sur 110 jours.

Les modifications associées au projet « Maxisucre » comprennent notamment :

- Un allongement de la durée de la campagne de production de sucre (campagne dite « betterave » à 140 jours au lieu de 110 jours actuellement et un allongement de la campagne « sirop » de 50 jours (la campagne sirop consiste en la reprise du sirop produit et stocké suite à la campagne annuelle pour fabriquer du sucre cristallisé) ;
- Une modification des ateliers d'évaporation et de cristallisation ;
- Une augmentation des capacités de stockage de sirop : construction d'une nouvelle cuve de 90 000 tonnes (soit 70 000 m<sup>3</sup>) ;
- Une augmentation des capacités de stockage en mélasse : réhabilitation des anciennes cuves de fioul en stockage mélasse (4 cuves de 5 700 m<sup>3</sup> et 2 cuves de 6 500 m<sup>3</sup>) et mise en place d'un nouveau poste de chargement de mélasse ;
- Une nouvelle affectation des capacités de stockage existantes de sirop et sirop de basse pureté : 2 cuves de 60 000 m<sup>3</sup> et 1 cuve de 10 000 m<sup>3</sup> qui recevront du sirop « haute pureté » pour compléter le stockage de la nouvelle cuve de 70 000 m<sup>3</sup>, 2 autres cuves de 10 000 m<sup>3</sup> et 5 700 m<sup>3</sup> qui compléteront le stockage de mélasse.

La Figure ci-après présente sur une photo aérienne du site la localisation des installations qui seront modifiées dans le cadre du projet.



**Figure A : Vue aérienne du site avec les modifications envisagées dans le cadre du projet Maxisucre**

La Figure 2 présente un plan de masse du site dans le cadre de sa configuration actuelle.

### 3. BILAN DES EMISSIONS DU SITE

Ce chapitre est dédié à la caractérisation qualitative et quantitative des émissions du site de Connantre. L'usine est à l'origine de deux types de rejets :

- Les rejets aqueux ;
- Les émissions atmosphériques.

#### 3.1 Rejets aqueux

Actuellement, l'usine est équipée de 3 réseaux de collecte des effluents, pour :

- Les eaux industrielles comprenant les eaux de lavage des betteraves ou « eaux terreuses », les eaux condensées, c'est-à-dire les eaux récupérées dans le process de fabrication du sucre par évaporation et condensation, et les eaux usées du process (purge des chaudières, purge des aéoréfrigérants, eaux de lavage en campagne et en fin de campagne, effluents du laboratoire, etc.) :
  - Les eaux terreuses en sortie du lavoir sont envoyées vers un décanteur en sortie duquel on distingue deux flux :
    - Les eaux décantées sont soit recyclées vers le lavoir soit envoyées vers les bassins de stockage d'où elles seront épandues durant la période d'inter campagne ;
    - Les eaux terreuses en sortie décanteur seront directement épandues durant la campagne ;
  - Les eaux condensées sont recyclées le plus possible directement dans le process et l'excédent est refroidi puis dirigé vers le lavoir à betteraves, pour être recyclé avec les eaux terreuses ;
  - Les eaux usées du process qui ne sont pas recyclées sont envoyées vers les bassins de stockage avant d'être envoyées à l'épandage, excepté les effluents du laboratoire susceptibles de contenir des produits chimiques en petites quantités (réactifs, acides, bases, etc.) qui sont traités comme des déchets spéciaux.
- Les eaux sanitaires sont collectées dans des fosses septiques ;
- Les eaux pluviales des voiries, des parkings et des zones de dépotage revêtus d'enrobés sont drainées par un réseau de canalisation, puis collectées dans deux bassins d'orage de 1 500 m<sup>3</sup> situés au Nord et au Sud du site. Elles rejoignent ensuite les bassins de décantation et de lagunage. Les eaux pluviales collectées au niveau de l'ancienne zone de stockage de fioul lourd sont envoyées vers le bassin d'orage Nord après passage dans trois séparateurs à hydrocarbures. Il est à préciser que les eaux pluviales contenues dans les cuvettes de rétention des produits chimiques sont pompées et envoyées dans le réseau interne après analyse.

Dans le cadre de sa configuration future, la nature et le type des rejets aqueux du site ne seront pas modifiés suite à la mise en place du projet « Maxisucre ».

Avant traitement par décantation et par lagunage pour les effluents non recyclés, ceux-ci sont susceptibles de contenir principalement des matières en suspension (terres et matières organiques), une charge carbonée et azotée, et dans une moindre mesure, des hydrocarbures liés à la circulation des véhicules et des résidus de produits de lavage utilisés en fin de campagne. Les résultats d'analyses réalisées sur les effluents après traitements par décantation, par lagunage et par séparateur d'hydrocarbures, pour une partie des eaux pluviales, destinées à l'épandage, pour les éléments traces métalliques et les composés organiques dans le cadre de l'autosurveillance, respectent les valeurs limites applicables.

Au regard des composés susceptibles d'être présents dans les effluents et du traitement de ces derniers, l'impact des rejets aqueux du site n'apparaît pas préoccupant d'un point de vue sanitaire et ne nécessite pas une évaluation quantitative.

### 3.2 Emissions atmosphériques

Les rejets atmosphériques peuvent être de deux types :

- Les rejets canalisés, qui comprennent les émissions régulières, provenant d'émissaires bien caractérisés en termes de flux, hauteur, diamètre, emplacement, etc. ; et,
- Les rejets diffus, provenant d'émissaires difficilement caractérisables. Ces émissaires correspondent à tous types d'éléments ou de structures par lesquels des émissions peuvent s'échapper.

Les émissions atmosphériques associées aux installations du site sont constituées essentiellement par :

- Des produits de combustion (oxydes d'azote -  $\text{NO}_x$ , dioxyde de soufre –  $\text{SO}_2$ , poussières, et dans une moindre mesure, selon les combustibles, de métaux, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP et de composés organiques volatils - COV) générés par :
  - les installations principales de combustion constituées de 2 chaudières (GV4 et GV5) fonctionnant au gaz naturel et utilisées pour la production de vapeur d'eau pour l'étape de concentration du jus et l'alimentation en énergie des installations de production du site ;
  - les 2 fours à chaux, fonctionnant au coke, utilisé pour la production de chaux et de dioxyde de carbone utilisés dans le cadre de l'étape d'épuration du jus sucré ;
  - les installations secondaires de combustion constituées par 4 chaudières fonctionnant au fioul domestique (FOD) et utilisées pour le chauffage des locaux du site et des silos de stockage du sucre ;
- Des poussières générées par les 5 dépoussiéreurs associés aux opérations de conditionnement, de stockage et de dépotage du sucre ; et,
- Des composés liés à la circulation des véhicules sur le site, notamment les poids lourds pour l'approvisionnement en betterave ainsi que l'expédition du sucre et des coproduits. Ces composés, provenant des gaz d'échappement et des émissions en particules, sont constitués notamment de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ , poussières, métaux, HAP et COV.



Des émissions atmosphériques sont également générées par les opérations de carbonatation. Toutefois, ces émissions étant constituées de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), composé non préoccupant d'un point de vue sanitaire dans le cas d'une exposition chronique, elles n'ont pas fait l'objet d'une évaluation quantitative.

Il convient de préciser que la nature et le type des émissions atmosphériques du site ne seront pas modifiés suite à la mise en place du projet « Maxisucre ».

Dans le cadre de cette étude, deux bilans des émissions ont été réalisés afin d'évaluer les émissions futures du site :

- Un bilan « réel » basé sur un scénario réaliste de fonctionnement, considérant les mesures disponibles pour des installations du site, ou à défaut des facteurs d'émissions issues de la littérature. Ce bilan permet d'évaluer une situation en termes d'émissions atmosphériques qui se veut proche de la réalité dans le cadre de la configuration future du site ;
- Un bilan « majorant » basé sur un scénario majorant de fonctionnement, considérant les valeurs limites d'émission (VLE) définies dans les arrêtés préfectoraux du site ou dans la réglementation en vigueur. Ce bilan permet d'évaluer la pire situation envisagée (hors accident) en termes d'émissions atmosphériques.

Les émissions atmosphériques liées aux installations dans la configuration future du site TEREOS de Connantre sont présentées en détail dans les paragraphes suivants.

### 3.2.1 **Rejets des installations principales de combustion**

Les installations principales de combustion du site comprennent 2 chaudières d'une puissance totale de 260 MW, fonctionnant au gaz naturel. Ces chaudières sont utilisées uniquement pendant la campagne de production annuelle (entre septembre et décembre dans le cadre du projet) pour produire la vapeur nécessaire et alimenter en énergie les équipements de production. Il est à noter que ces 2 chaudières (GV4 et GV5) ont remplacé depuis 2015 et 2016 les 3 anciennes chaudières du site fonctionnant au fioul lourd.

Ces 2 chaudières sont à l'origine de rejets émis au niveau de deux cheminées (repères bleus n°1 et 2 sur la Figure 2) et constitués de poussières, de SO<sub>2</sub>, de NO<sub>x</sub>, et dans une moindre mesure de COV et d'HAP, générés lors de la combustion du gaz naturel.

#### **Bilan « réel »**

Les flux massiques en poussières, SO<sub>2</sub> et NO<sub>x</sub> émis par ces chaudières ont été déterminés, selon une approche réaliste, à partir des résultats de la campagne de mesures réalisée sur la cheminée de la chaudière GV5 au cours du mois de décembre 2015<sup>1</sup>, lors d'une campagne annuelle de production du site.

Une synthèse des concentrations, des flux et des paramètres d'émission mesurés en décembre 2015 au niveau de la cheminée de rejets de la chaudière GV5 est présentée dans le Tableau 1.

Aucune mesure n'est disponible pour la nouvelle chaudière GV4. Toutefois, considérant que cette dernière est identique à la chaudière GV5, les résultats de la campagne de

---

<sup>1</sup> Rapport Bureau Veritas "Mesure des émissions atmosphériques chaudière GV5 - 16 au 17 décembre 2015" n°2839828/2.1.2.R, 18/02/2016

mesure de décembre 2015 ont été utilisés pour l'estimation des flux d'émissions annuels de cette chaudière.

Les flux annuels d'émissions « réels » ont été déterminés en considérant les concentrations mesurées dans les effluents atmosphériques, le débit d'éjection des rejets ainsi que le temps de fonctionnement annuel futur de ces installations, selon la formule suivante :

$$\text{Flux} = \text{concentration} \times \text{débit d'éjection} \times \text{nombre annuel d'heures de fonctionnement}$$

Les COV totaux et les HAP sont également susceptibles d'être présents dans les rejets des installations de combustion fonctionnant au gaz naturel. En l'absence de mesures pour ces composés, les facteurs d'émissions proposés par le CITEPA et issus du Rapport OMI-NEA - 13<sup>e</sup> édition de 2016 ont été utilisés pour quantifier les flux d'émissions annuels de ces composés. Les facteurs d'émissions utilisés sont présentés en Annexe A.

Pour les COV, les flux ont été calculés selon la formule suivante :

$$\text{Flux} = \text{facteur d'émission} \times \text{pouvoir calorifique du gaz naturel} \times \text{consommation annuelle future de gaz naturel}$$

Afin de disposer d'émissions en termes de composés individualisés, une spéciation des COV individuels a été réalisée à l'aide des facteurs d'émissions proposés par l'AP 42<sup>2</sup> pour la combustion de gaz naturel (Cf. Annexe A). Le tableau suivant présente les principaux COV individuels susceptibles d'être présents dans les émissions des chaudières ainsi que leur proportion dans les émissions en COV totaux.

**Tableau A : COV individualisés dans les émissions des installations principales de combustion du site – chaudières GV4 et GV5**

COV individuels	Proportion
Benzène	0,02%
Butane	19%
Dichlorobenzène	0,01%
Ethane	27%
Formaldéhyde	0,7%
Hexane	16%
Naphtalène	0,01%
Pentane	23%
Propane	14%
Toluène	0,03%

Pour les HAP, les facteurs d'émissions du CITEPA (Cf. Annexe A) ont été utilisés afin de calculer la proportion des différents HAP présents dans les émissions considérant que ces derniers étaient associés uniquement aux émissions en poussières des chaudières. Ainsi, les flux annuels en HAP ont été estimés à partir du flux annuel émis en poussières auquel

<sup>2</sup> Section 1.4 "Natural Gas combustion" de l'AP 42 de l'US Environmental Protection Agency

ont été appliquées les proportions des HAP calculées. Le tableau suivant présente les principaux HAP individuels susceptibles d'être présents dans les émissions des chaudières ainsi que leur proportion dans les émissions en poussières totales.

**Tableau B : HAP individualisés dans les émissions des installations principales de combustion du site – chaudières GV4 et GV5**

HAP individuels	Proportion dans les émissions en poussières
Benzo(a)pyrène	0,00007%
Benzo(b)fluoranthène	0,00009%
Benzo(k)fluoranthène	0,00009%
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,00009%
Benzo(g,h,i)pérylène	0,00007%
Benzo(a)anthracène	0,00009%
Dibenzo(a,h)anthracène	0,00007%
Fluoranthène	0,00014%

Il convient de rappeler que ces 2 chaudières fonctionnent uniquement pendant la campagne de production de sucre annuelle du site, qui sera d'une durée maximale de 140 jours suite à la mise en place du projet. Une des 2 chaudières fonctionnera également pendant la campagne sirop d'une durée de 50 jours. La durée de fonctionnement de ces installations a ainsi été estimée considérant ces 140 jours de production annuelle de sucre et les 50 jours de campagne annuelle « sirop » ainsi que sur la base d'un fonctionnement à plein régime, soit 2 800 heures par an.

Il est à préciser que la durée globale de fonctionnement des chaudières incluant le fonctionnement à plein régime est de 4 560 heures par an (3 360 heures pendant la campagne « betterave » et 1 200 heures pendant la campagne « sirop »). La prise en compte d'une durée de fonctionnement à plein régime en comparaison à la durée réelle de fonctionnement des chaudières est discutée dans le chapitre 8 « Evaluation des incertitudes ».

#### **Bilan « majorant »**

Pour ce bilan, les flux massiques annuels des composés émis par ces installations de combustion ont été estimés à partir :

- Des valeurs limites d'émissions (VLE) réglementaires définies par l'article 3.1.4 de l'arrêté préfectoral 2015-APC-88-IC du 8 décembre 2015 pour les poussières, le SO<sub>2</sub>, les NO<sub>x</sub>, les COV totaux et les HAP ;
- Des paramètres mesurés en décembre 2015 sur la chaudière GV5 (teneur en oxygène et débit), pris en compte pour les 2 chaudières, GV5 et GV4 considérant qu'elles sont identiques ; et,
- De la durée de fonctionnement futur de ces installations (2 800 heures par an à plein régime).

Les émissions en COV et HAP individualisés ont été déterminées à partir des facteurs d'émissions de l'AP 42 et du CITEPA. Pour les COV, les flux pour chaque composé ont été calculés selon la même méthodologie que pour le bilan « réel ». Pour les HAP, les facteurs

d'émissions ont été appliqués au flux annuel estimé pour les HAP totaux sur la base de la VLE définie pour cette famille de composés.

### Synthèse

Les flux de l'ensemble des composés émis par ces installations de combustion déterminés pour les deux bilans sont présentés dans le Tableau 1 et synthétisés dans le tableau suivant.

**Tableau C : Flux annuels émis par les installations principales de combustion du site – chaudières GV4 et GV5**

Composé émis	Flux t/an	
	Bilan « réel »	Bilan « majorant »
Poussières	0,28	3,8
SO <sub>2</sub>	3,1	7,6
NO <sub>x</sub>	40,8	75,8
COV totaux	6,1	46,3
HAP	0,000002	0,008

Ainsi, les flux calculés selon le bilan « majorant » sont supérieurs d'un facteur 1,9 (NO<sub>x</sub>) à 3 800 (HAP) à ceux calculés selon le bilan « réel ».

### 3.2.2 Rejets des fours à chaux

Les fours à chaux sont utilisés pendant la campagne de production annuelle du site pour la production de chaux et de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) utilisés lors de l'opération d'épuration du jus.

Ces installations sont à l'origine de rejets émis au niveau d'une unique cheminée (repère bleu n°3 sur la Figure n°2) et constitués de poussières, de SO<sub>2</sub>, de NO<sub>x</sub> et, dans une moindre mesure, de métaux, de HAP et de dioxines et furanes. La présence de ces composés dans les rejets des fours à chaux est liée à la combustion du coke et des phénomènes de calcination des pierres calcaires.

#### Bilan « réel »

Les flux massiques des composés émis par les fours à chaux ont été déterminés, selon une approche réaliste, à partir des résultats d'une campagne de mesures réalisée sur le rejet de ces fours en décembre 2014<sup>3</sup>, lors d'une campagne annuelle de production du site.

Ces contrôles ont compris des mesures de poussières, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> et COV totaux. Les dioxines et furanes ont été mesurés lors d'une mesure réalisée en octobre 2014<sup>4</sup>.

Une synthèse des concentrations, flux et paramètres d'émission mesurés en décembre 2014 au niveau de la cheminée de rejet des fours à chaux est présentée dans le Tableau 2.

<sup>3</sup> Rapport Bureau Veritas "Contrôle des émissions atmosphériques - 3 décembre 2014" n° 003872/2758024/1/1/1 Indice 0, 05/01/2015

<sup>4</sup> Aucun rapport de mesure n'est disponible pour cette mesure ponctuelle.

Les flux annuels d'émissions « réels » ont été déterminés en considérant les concentrations mesurées dans les effluents atmosphériques, le débit d'éjection des effluents ainsi que le temps de fonctionnement annuel futur des fours à chaux, selon la formule suivante :

$$\text{Flux} = \text{concentration} \times \text{débit d'éjection} \times \text{nombre annuel d'heures de fonctionnement}$$

Il convient de préciser que les COV totaux n'ont pas été détectés lors des mesures réalisées en décembre 2014. Dans ce contexte, aucune émission en COV totaux n'a été estimée pour les fours à chaux dans le cadre de la présente étude.

Les métaux et les HAP sont également susceptibles d'être présents dans les rejets des fours à chaux. Les facteurs d'émissions du CITEPA (Cf. Annexe A) ont été utilisés afin de calculer la proportion des métaux et des différents HAP présents dans les émissions considérant que ces composés étaient associés uniquement aux émissions en poussières des fours à chaux. Ainsi, les flux annuels en métaux et en HAP ont été estimés à partir du flux annuel émis en poussières auquel ont été appliquées les proportions des métaux et des HAP calculées. Le tableau suivant présente les principaux métaux et HAP individuels susceptibles d'être présents dans les émissions des fours à chaux ainsi que leur proportion dans les émissions en poussières.

**Tableau D : Métaux et HAP individualisés dans les émissions des fours à chaux**

Composés	Proportion dans les émissions en poussières
Arsenic	0,006%
Cadmium	0,0003%
Chrome	0,012%
Cuivre	0,013%
Mercure	0,024%
Nickel	0,016%
Plomb	0,006%
Sélénium	0,001%
Zinc	0,041%
Benzo(a)pyrène	0,000001%
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,000003%
Benzo(g,h,i)pérylène	0,000001%
Benzo(a)anthracène	0,000003%
Fluoranthène	0,00003%

Les fours à chaux fonctionnent uniquement pendant la campagne « betterave » de production de sucre annuelle du site, qui sera d'une durée maximale de 140 jours suite à la mise en place du projet. Sur la base de ces 140 jours de production, la durée de fonctionnement des fours a été estimée à 3 360 heures par an.

#### **Bilan « maximaliste »**

Pour ce bilan, les flux massiques annuels des composés émis par les fours à chaux ont été estimés à partir :

- Des valeurs limites d'émission (VLE) réglementaires définies dans l'article 3.2.4 du projet d'arrêté préfectoral consolidé de 2016. Ces dernières ont été considérées comme exprimées à une teneur en O<sub>2</sub> de 10 %<sup>5</sup> ;
- Des paramètres mesurés (teneur en oxygène et débit) en décembre 2014 ; et,
- De la durée de fonctionnement futur des fours à chaux (3 360 heures par an).

Les flux annuels en métaux et HAP individuels ont été estimés à partir du flux annuel en poussières déterminé à partir de la VLE auquel ont été appliquées les proportions des métaux et des HAP considérés basées sur les facteurs d'émissions du CITEPA (Cf. Tableau D).

---

<sup>5</sup> La teneur en O<sub>2</sub> de référence considérée à 10 %, est issue des conclusions sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour la production de ciment, de chaux et d'oxyde de magnésium, au titre de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil relative aux émissions industrielles daté du 26 mars 2013.

## Synthèse

Les flux de l'ensemble des composés émis par les fours à chaux déterminés pour les deux bilans sont présentés dans le Tableau 2 et synthétisés dans le tableau suivant.

**Tableau E : Flux annuels émis par les fours à chaux**

Composé émis	Flux t/an	
	Bilan « réel »	Bilan « majorant »
Poussières	0,11	2,5
SO <sub>2</sub>	0,02	14,8
NO <sub>x</sub>	8,2	24,6
Métaux	0,0001	0,003
HAP	3,9.10 <sup>-8</sup>	9,2.10 <sup>-7</sup>
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	2,7.10 <sup>-10</sup>	2,7.10 <sup>-10</sup>

Ainsi, les flux calculés selon le bilan « majorant » sont identiques pour les dioxines et furanes à ceux calculés selon le bilan « réel » et supérieurs d'un facteur 3 (NO<sub>x</sub>) à 850 (SO<sub>2</sub>).

### 3.2.3 Rejets des installations secondaires de combustion

Les installations secondaires de combustion comprennent principalement 4 chaudières situées au niveau du centre de réception, des silos et du garage. Elles sont alimentées en fioul domestique et utilisées pour le chauffage des locaux de l'usine. Les rejets de ces quatre chaudières sont réalisés au niveau de trois émissaires distincts (repères bleus n°9, 10 et 11 de la Figure 2). Le fonctionnement de ces chaudières a été considéré identique entre les scénarios « réel » et « majorant ».

En l'absence de mesures effectuées au niveau de ces rejets, les flux massiques des produits de combustion générés par ces installations, principalement du SO<sub>2</sub>, des NO<sub>x</sub>, des poussières et, dans une moindre mesure, des HAP, ont été estimés à partir :

- De la consommation moyenne annuelle en fioul domestique de ces quatre chaudières ; ainsi que
- Du pouvoir calorifique inférieur du fioul domestique (42 GJ/t)<sup>6</sup> et des facteurs d'émission fournis par le CITEPA présentés dans l'Annexe A.

Les flux des composés potentiellement émis par ces chaudières sont présentés dans le Tableau 3. Les émissions totales de ces chaudières s'élèvent à 1,9 t/an de NO<sub>x</sub>, 0,9 t/an de SO<sub>2</sub>, 0,1 t/an de poussières et 0,000004 t/an de HAP.

### 3.2.4 Rejets des dépoussiéreurs

Le site dispose actuellement de 5 dépoussiéreurs localisés au niveau :

- de l'aspiration centralisée ;
- de l'atelier d'ensachage ;

<sup>6</sup> CITEPA, 2016. Rapport OMINEA 13e édition

- des 2 silos de conditionnement de sucre ; et,
- de l'entrepôt de stockage vrac wagons.

Ces dépoussiéreurs sont équipés de filtres à manches dont les rejets se font au droit de 5 émissaires situés en façade ou en toiture des bâtiments (repères bleus n° 4 à 8 de la Figure 2).

Les composés pouvant être émis en sortie des dépoussiéreurs sont des poussières de sucre. Les flux d'émissions annuels de poussières estimés pour les dépoussiéreurs dans le cadre de la configuration future du site sont présentés dans les paragraphes suivants.

#### **Bilan « réel »**

Les flux massiques en poussières émis par les dépoussiéreurs ont été déterminés, selon une approche réaliste, à partir des résultats de campagnes de mesures réalisées sur ces émissaires entre 2012 et 2015<sup>7</sup>.

Une synthèse des concentrations, des flux et des paramètres d'émission mesurés lors de ces campagnes est présentée dans le Tableau 4.

Les flux annuels d'émissions « réels » ont été estimés en considérant les concentrations moyennes mesurées dans rejets des dépoussiéreurs, les débits d'éjection moyens des rejets ainsi que le temps de fonctionnement annuel futur des dépoussiéreurs, selon la formule suivante :

$\text{Flux} = \text{concentration} \times \text{débit d'éjection} \times \text{nombre annuel d'heures de fonctionnement}$
--

Les dépoussiéreurs fonctionnant en permanence lors de la campagne annuelle de production de sucre (140 jours dans le futur) et de la campagne « sirop » (50 jours dans le futur), et 12 heures par jour, 5 jours sur 7 lors des périodes d'inter-campagnes, le temps de fonctionnement futur de ces dépoussiéreurs a été estimé à 6 060 heures par an, hormis pour le dépoussiéreur « wagon ». Celui-ci fonctionnera 1 296 heures par an (24 fois 2 heures par semaine pendant 20 semaines et 7 semaines, respectivement lors de la campagne annuelle de production de sucre et de la campagne « sirop »).

#### **Bilan « majorant »**

Pour ce bilan, les flux massiques annuels des poussières générées par les installations actuelles du site en sortie des dépoussiéreurs ont été estimés à partir :

- De la valeur limite d'émission (VLE) réglementaire définies dans l'article 3.2.4 du projet d'arrêté préfectoral consolidé de 2016 (30 mg/Nm<sup>3</sup>) ;
- Des débits d'éjection de chacun des dépoussiéreurs du site mesurées lors des campagnes entre 2012 et 2015; et,

---

<sup>7</sup> Rapport Bureau Veritas "Mesures des émissions atmosphériques GV2 et dépoussiéreur - Décembre 2015" n° 333780527.1.R - 04/02/2016 - Rapport Bureau Veritas "Contrôle des émissions atmosphériques - intervention du 13 au 15 octobre 2014" n° 003872/2746066/1/1/2 Indice 0, 12/11/2014 - Rapport Bureau Veritas "Contrôle des émissions atmosphériques - interventions du 3 et 4 octobre 2012 et 6 décembre 2012" n° 003872/2379676/4/2/1 Indice 0, 25/01/2013



- Des durées de fonctionnement futures des différents dépoussiéreurs (6 060 h/an et 1 296 /an).

### Synthèse

Les flux des poussières émises par les dépoussiéreurs pour les deux bilans sont présentés dans le Tableau 4 et synthétisés dans le tableau suivant.

**Tableau F : Flux annuels émis par les dépoussiéreurs**

Dépoussiéreur	Flux de poussières <i>t/an</i>	
	Bilan « réel »	Bilan « majorant »
Aspiration	0,02	0,2
Ensachage	0,13	3,0
Silo 2	0,12	2,3
Silo 3	0,27	2,7
Wagon	0,004	0,3

Ainsi, les flux calculés selon le bilan « majorant » sont supérieurs d'un facteur 10 à 85 environ à ceux calculés selon le bilan « réel ».

### 3.3 Emissions diffuses

Les émissions diffuses attribuables au site de Connantre sont principalement liées au trafic des véhicules, en particulier celui associé aux flux de matières premières (essentiellement les betteraves), de coproduits (pulpes, etc.) et de produits finis (sucre). Ces émissions comprennent principalement les gaz d'échappement ainsi que des émissions en particules liées à l'usure des pneus, des freins et du revêtement des pistes. Il est à noter que les véhicules circulant exclusivement sur des pistes de circulation recouvertes (par de l'asphalte ou du béton), les émissions de poussières issues du sol lors du déplacement des véhicules sur le site sont considérées comme négligeables et n'ont pas été prises en compte dans la suite de l'étude. Il est à préciser qu'une partie du sucre produit est expédiée par train (environ 30 % de la production annuelle), moyen de transport pour lequel aucune émission atmosphérique n'est attendue.

Dans le cadre des opérations de production de sucre de betteraves, il convient de noter que le site utilise également d'autres substances chimiques telles que le formol et de l'isopropanol. Ces produits sont utilisés en petites quantités et en circuits fermés dans les installations de production, limitant les rejets dans l'environnement. Il ne peut, toutefois, être exclu que ces produits soient présents dans les eaux de bassins de lagunage. Cependant, au regard des faibles quantités mises en œuvre, il est attendu que les concentrations pour ces substances dans les eaux des bassins soient faibles et que les flux de composés volatils potentiellement générés soient négligeables.

Le guide de l'ASTEE (2005)<sup>8</sup> recommande d'utiliser la méthode COPERT, établie par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA), pour évaluer les émissions liées à la

<sup>8</sup> ASTEE. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une ISDMA (Installation de Stockage des Déchets Ménagers et Assimilés). Février 2005.

circulation des véhicules. La version la plus récente de cette méthodologie, COPERT IV<sup>9</sup>, a été utilisée dans le cadre de la présente étude.

Cette méthodologie fournit des facteurs d'émission pour un ensemble de composés pour chaque type de véhicule. Selon le niveau de données disponibles, plusieurs approches sont proposées : de l'approche « Tier 1 » basée sur l'utilisation de facteurs fixes d'émission indépendants de la vitesse des véhicules et regroupant les véhicules en grandes catégories, à l'approche « Tier 3 » basée sur le calcul des facteurs d'émissions en fonction de la vitesse du véhicule, pour chaque type précis de véhicule, pour les principaux composés émis et qui détaille les composés émis de manière plus exhaustive<sup>10</sup>.

Compte-tenu des données disponibles pour la présente étude, une approche « Tier 1 » a été globalement suivie, notamment pour déterminer les émissions par familles de composés. Toutefois, afin de disposer d'un bilan des émissions pour des composés individualisés, les compositions détaillées dans l'approche « Tier 3 » ont été prises en compte pour les familles de composés suivantes : les COV, les HAP et les métaux. Ainsi, sur la base de cette méthodologie, les composés suivants ont été considérés :

- Les gaz de combustion<sup>11</sup> : les NO<sub>x</sub> et le SO<sub>2</sub> ;
- L'ammoniac (NH<sub>3</sub>) ;
- Les particules associées au gaz d'échappement ainsi qu'à l'usure des pneus, des freins et du revêtement des pistes. Ces particules sont assimilées à des PM<sub>2,5</sub> selon la méthodologie COPERT ;
- Les COV non méthaniques (42 composés) ;
- Les HAP (26 composés) ;
- Les hydrocarbures totaux (HCT) ;
- Les dioxines et furanes (PCDD-PCDF, assimilées au congénère le plus toxique : 2,3,7,8-TCDD) ;
- Les Polychlorobiphényles (PCB) ;
- Les métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, sélénium et zinc). A noter qu'en France, les carburants utilisés (diesel et essence sans plomb) ne contiennent plus de plomb.

Les flux d'émission pour ces composés ont été déterminés à partir des facteurs d'émission fournis dans la méthode COPERT ainsi que de la consommation de carburant, de la distance parcourue et du nombre de véhicules.

---

<sup>9</sup> European Environment Agency, COPERT IV: Computer programme to calculate emissions from road transport. Emission Inventory Guidebook. August 2007, Air pollutant emission inventory guidebook — 2009 » (chapitre 1.A « Combustion »).

<sup>10</sup> En fonction des familles de composé, leur composition peut être indiquée sous forme de pourcentages (comme c'est le cas pour les COV), mais peut également détaillée sous forme de facteurs fixes d'émission pour chaque composé (comme c'est le cas pour les métaux et les HAP).

<sup>11</sup> D'autres gaz de combustion sont émis comme le méthane (CH<sub>4</sub>), le monoxyde et le dioxyde de carbone (CO et CO<sub>2</sub>) et le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O). Toutefois, le N<sub>2</sub>O, tout comme le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub>, sont des gaz à effet de serre mais ne présentent pas de toxicité chronique pour l'homme par inhalation.

### 3.3.1 Hypothèses retenues pour l'estimation des émissions des véhicules

Le trafic routier induit par le site est composé de véhicules légers, de véhicules utilitaires et de poids lourds. Toutefois au regard de l'activité du site avec des flux entrants et sortants relativement importants, le nombre des véhicules légers (6 sur site ainsi que les véhicules du personnel) et utilitaires (une dizaine présents sur site) par rapport au flux de véhicules lourds circulant sur site, en moyenne de l'ordre de 400 camions par jour, est très faible. Par conséquent, les émissions liées à la circulation des camions ont été quantifiées et celles des véhicules légers et utilitaires ont été négligées dans le cadre de la présente étude.

Selon une approche globalement réaliste, les camions circulant sur le site ont été assimilés à des poids lourds supérieurs à 33 tonnes.

Les flux de camions liés aux flux entrants et sortants de l'usine de Connantre sont représentés sur la Figure 2 et sont les suivants :

- Le parcours des camions pour l'acheminement des betteraves au niveau du lavoir (repère vert n°4 de la Figure n°2) lors de la campagne de production annuelle, dénommé « Betterave » ;
- Le parcours des camions pour le transfert des pulpes et l'acheminement des entrants du four à chaux (coke et pierres calcaires), dénommé « Pulpes et utilités » (repère vert n°3 de la Figure n°2) ;
- Le parcours des camions permettant l'expédition du sucre vers les clients de l'usine de Connantre, dénommé « Sucre » (repère vert n°2 de la Figure n°2) ;
- Le parcours des camions pour le transfert du sirop stocké vers l'atelier de cristallisation, dénommé « Sirop » (repère vert n°1 de la Figure n°2) ;
- Le parcours de l'ensemble des camions vers l'extérieur de l'usine (« Betterave », « Sucre » et « Pulpes et utilités »), dénommé « Route » (repère vert n°5 de la Figure n°2).

Le tableau suivant présente les flux de camions estimés dans le cadre du projet « Maxisucre » pour chaque flux, ainsi que les distances parcourues par les camions. Les caractéristiques des parcours des camions (distance et nombre de camions) sont identiques entre les scénarios « réel » et « majorant ».

**Tableau G : Caractéristiques des parcours des camions – Emissions diffuses**

Parcours	Caractéristiques	
	Distance <i>km</i>	Nombre de camions* <i>camions/jour</i>
<b>Betterave</b>	0,65	301
<b>Pulpes et utilités</b>	0,51	46
<b>Sucre</b>	0,98	40
<b>Sirop</b>	1,67	20
<b>Route</b>	0,74	401

\* Sur une base annuelle (365 jours)

Les émissions gazeuses et particulaires issus des gaz d'échappement des véhicules dépendent du carburant utilisé. Les camions sont principalement des véhicules à moteur diesel.

La méthodologie COPERT IV selon l'approche « Tier 1 » donne des consommations moyennes de carburant pour chaque type de véhicule. Pour les camions, la consommation correspond à la consommation moyenne pour tous les types de camions confondus (240 g de carburant par km parcouru). Or dans la présente étude, l'ensemble des camions a été assimilé à des poids lourds de 33 tonnes<sup>12</sup>, la consommation de carburant spécifique à ce type de camion est précisée dans l'approche « Tier 3 » de COPERT IV et a donc été prise en compte, soit 410 g/km parcouru.

La méthodologie et les principes de calculs sont détaillés en Annexe B.

### 3.3.2 Flux d'émissions liés à la circulation des camions

Les flux massiques annuels déterminés pour les camions circulant sur le site et sur la route de sortie de l'usine sont présentés dans le Tableau 5. Le tableau suivant présente une synthèse des flux d'émissions considérés.

Tableau H : Flux d'émissions annuels liés à la circulation des camions

Composé émis	Flux total t/an
Poussières	0,103
SO <sub>2</sub>	0,002
NO <sub>x</sub>	2,8
NH <sub>3</sub>	0,001
COV	0,15
HAP	6,6.10 <sup>-5</sup>
HCT	0,079
Métaux	1,6.10 <sup>-4</sup>
PCDD/PCDF (Dioxines et furanes)	1,4.10 <sup>-11</sup>
PCB	2,7.10 <sup>-12</sup>

## 3.4 Synthèse du bilan des émissions atmosphériques

Les émissions atmosphériques de l'usine de Connantre, dans le cadre du projet, sont principalement constituées :

- D'émissions canalisées provenant essentiellement des 2 chaudières de production de vapeur, du rejet des 2 fours à chaux, des 5 dépoussiéreurs et, dans une moindre mesure, des 4 chaudières fonctionnant au FOD ;
- D'émissions diffuses liées à la circulation des camions sur le site et sa route d'accès.

Il est important de rappeler que la plupart des émissions atmosphériques auront lieu lors de la campagne annuelle de production de sucre, soit entre septembre et janvier, et dans une moindre mesure, lors de la campagne « sirop » en avril et juin. Les émissaires concernés

<sup>12</sup> La catégorie « poids lourds de 33 tonnes » correspond à la catégorie de poids maximum des camions disposant d'une seule remorque.

par cette saisonnalité sont notamment les 2 chaudières de production de vapeur, les 2 fours à chaux et la zone de circulation des camions pour l'approvisionnement en betterave.

Deux bilans des émissions ont été réalisés afin d'évaluer les rejets potentiels du site :

- Un bilan « réel », correspondant à un scénario réaliste de fonctionnement et basé sur les mesures à l'émission disponibles ; et,
- Un bilan « majorant », correspondant à la pire situation envisagée (hors accident) et basé sur les valeurs limites d'émissions des installations qui en disposent.

Le Tableau 6 présente, pour chacun des composés susceptibles d'être rejetés à l'atmosphère par le site, les flux totaux annuels représentatifs des activités du site dans le cadre du projet Maxisucre selon les bilans « réel » et « majorant ». Il est à préciser que pour les émissions liées à la circulation des camions, seuls les flux des composés retenus comme traceurs pour l'exposition chronique par inhalation selon les recommandations de l'ANSES dans l'avis du 12 juillet 2012 (saisine n°2010-SA-0283<sup>13</sup>), soit 29 composés (voir Chapitre 5.2 sur le choix des traceurs), sont pris en compte.

**Tableau I : Flux d'émissions annuels du site de Connantre**

Composé émis	Flux t/an	
	Bilan « réel »	Bilan « majorant »
Poussières	1,1	15,0
SO <sub>2</sub>	4,0	23,3
NO <sub>x</sub>	53,8	105
COV	6,1	46,4
HAP	4,0.10 <sup>-4</sup>	0,01
Métaux	1,0.10 <sup>-4</sup>	0,002
PCDD/PCDF	2,9.10 <sup>-10</sup>	2,9.10 <sup>-10</sup>
NH <sub>3</sub>	1,1	1,1

L'analyse de ce tableau amène les commentaires suivants :

- Les principaux composés émis par l'usine de Connantre sont les NO<sub>x</sub>, le SO<sub>2</sub> et les poussières, et dans une moindre mesure, les COV et l'ammoniac ;
- Les composés particuliers (métaux, HAP et dioxines et furanes) sont émis à des teneurs faibles et contribuent à moins de 0,001 % des émissions totales du site pour le scénario « réel » ;
- Les flux totaux calculés selon le bilan « majorant » sont, supérieurs respectivement d'un facteur 2 pour les NO<sub>x</sub>, 5,8 pour le SO<sub>2</sub>, 7,6 pour les COV et 13,3 pour les poussières, à ceux calculés selon le bilan « réel ».

<sup>13</sup> ANSES, Sélection des polluants à prendre en compte dans les évaluations des risques sanitaires réalisées dans le cadre des études d'impact des infrastructures routières. Avis du 12 juillet 2012.

## 4. SCHEMA CONCEPTUEL ET SCENARIOS D'EXPOSITION

### 4.1 Caractérisation de l'environnement du site

L'usine de TEREOS est située au Nord-Ouest de la commune de Connantre, dans le département de la Marne (cf. Figure 1). Le site est implanté dans une zone à prédominance agricole, à proximité d'un voisinage semi-urbain.

Le voisinage immédiat du site est constitué par :

- à l'Ouest : des terrains agricoles et au-delà la commune de Linthes à environ 2 km ;
- au Sud : des terrains agricoles et au-delà la commune d'Ognes à environ 2,7 km ;
- au Sud-Est : des terrains agricoles puis les premières habitations de la commune de Connantre à environ 300 m ;
- au Nord : la route nationale N4 et des terrains agricoles au-delà ;
- au Nord-Est : des entreprises et des terrains agricoles au-delà ;

Il convient de noter la présence d'un bâtiment dont l'usage n'est pas connu à proximité de la limite Sud du site.

La population globale de la commune de Connantre est de 1 113 habitants (source Insee, 2014).

### 4.2 Voies de transfert et d'exposition

Les composés considérés pour l'étude provenant des émissions atmosphériques, la voie de transfert prédominante est la dispersion atmosphérique. La voie d'exposition associée est l'inhalation pour les habitants des habitations et les employés des entreprises situées au voisinage du site. Toutefois, certains composés rejetés à l'atmosphère sous formes particulaires, peuvent se déposer au sol et être transférés au travers de la chaîne alimentaire (notamment dans les légumes et les fruits éventuellement autoproduits dans les jardins des riverains). Ainsi, les différents composés émis présentent, selon leurs caractéristiques, des voies de transfert plus ou moins spécifiques :

- Les NO<sub>x</sub>, le SO<sub>2</sub>, l'ammoniac et l'ensemble des COV conduisent à une exposition uniquement par inhalation ;
- Les poussières fines sont à l'origine d'une exposition des voies respiratoires liée à leur taille, les effets associés à leur composition chimique étant pris en compte séparément (métaux, HAP, dioxines et furanes) ;
- Les métaux, les HAP et les dioxines et furanes émis principalement sous forme particulaire se déposent au sol et peuvent, pour certains d'entre eux, être transférés au travers de la chaîne alimentaire. Ils peuvent conduire à une exposition par inhalation et par ingestion.

Les voies d'exposition principale et secondaire sont donc respectivement l'inhalation et l'ingestion. En ce qui concerne l'ingestion, les principaux milieux intermédiaires de transfert potentiels considérés sont les sols superficiels et les végétaux cultivés au voisinage.

Il convient de noter que l'éventuelle exposition des populations par voie cutanée (absorption du gaz *via* la peau, par exemple) n'a pas été considérée. Cette voie d'exposition est en effet négligeable en comparaison de l'exposition par inhalation (surface d'échange plus faible et rôle de barrière de la peau). Par ailleurs, la quantification des risques liés à une exposition par voie cutanée n'est pas recommandée par les autorités. La Note d'information de la Direction Générale de la Prévention des Risques (DGPR) et de la Direction Générale de la Santé (DGS) du 31 octobre 2014 précise notamment que « *les pétitionnaires ne doivent, en l'absence de procédures établies pour la construction de VTR [Valeur Toxicologique de Référence] pour la voie cutanée, envisager aucune transposition à cette voie de VTR disponibles pour les voies orale ou respiratoire* ».

### 4.3 Scénarios d'exposition

Afin de caractériser plus précisément l'exposition des populations, des récepteurs spécifiques ont été déterminés. Ceux-ci sont des points particuliers au niveau desquels les concentrations sont modélisées à partir de la dispersion atmosphérique des émissions de l'usine. Ces points ont essentiellement été définis en fonction de l'occupation des sols autour de l'usine de Connantre. Ainsi, deux types de récepteurs sont retenus :

- Les résidents, comportant potentiellement des adultes et des enfants, qui constituent une population sensible notamment en raison d'un temps d'exposition pouvant être important. En effet, ces derniers pouvant être exposés quasi en permanence au cours de la journée et de l'année (24 heures par jour, 365 jours par an) ;
- Les professionnels, comportant les personnes travaillant à proximité du site, qui constituent des cibles moins sensibles que les résidents, en raison du type de population (composée uniquement d'adultes) et du temps de présence (environ 8 heures par jour, 220 jours par an) ; et
- Les zones agricoles situés au voisinage de l'usine, où sont présentes des cultures.

Les récepteurs spécifiques retenus dans le cadre de la présente étude sont récapitulés dans le tableau ci-après et sont localisés sur la Figure 3.

**Tableau J : Récepteurs spécifiques considérés dans la présente étude**

Type de récepteur	Récepteur	Désignation	Distance approximative par rapport aux limites du site
Résidentiel	R1	Résidences Sud-Est	450 m
	R2	Résidences Est	650 m
	R3	Résidences Sud-Ouest	2 300 m
	R4	Ferme Nord	1 500 m
Professionnel	P1	Entreprise Sud	200 m
	P2	Entreprise Est	300 m
	P3	Entreprise Nord-Est	650 m
Zone agricole	S1	Champ agricole Nord	50 m
	S2	Champ agricole Sud	50 m

Les scénarios d'exposition considérés et associés aux récepteurs définis précédemment sont détaillés ci-après :

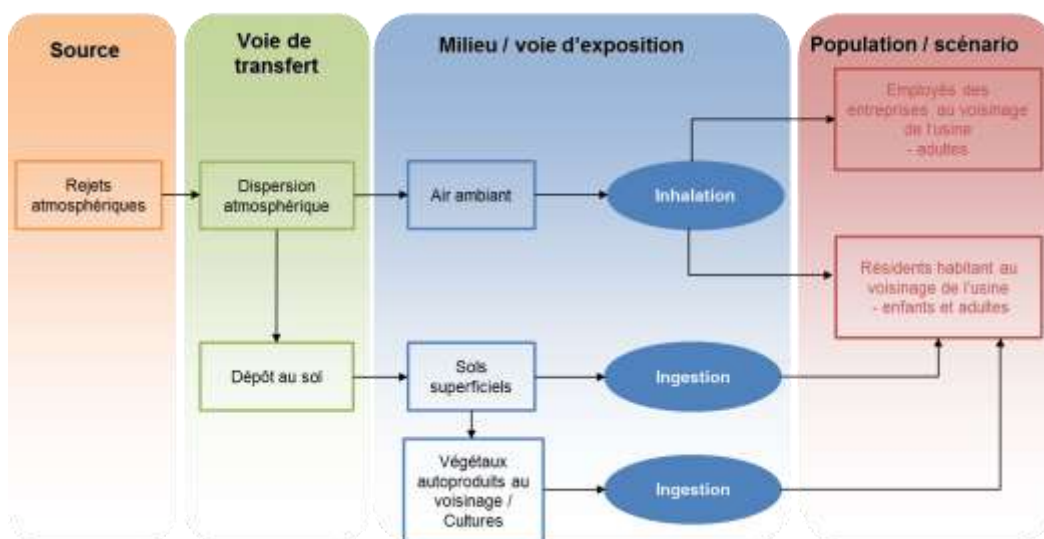
- L'exposition des habitants des résidences et des fermes situées au voisinage de l'usine par inhalation de composés émis à l'atmosphère ;

- L'exposition des personnes travaillant au voisinage, en particulier dans les entreprises voisines les plus proches (au Sud par exemple) par inhalation de composés émis à l'atmosphère ;
- L'exposition des habitants des résidences situées au voisinage de l'usine par ingestion directe de sol et / ou par ingestion de végétaux (zones agricoles, potagers), suite à un dépôt au sol, des composés particuliers susceptibles de se bioaccumuler.

#### 4.4 Conclusion

Le schéma conceptuel présenté, sur la figure ci-après, synthétise les voies de transfert et d'exposition retenues pour les populations situées au voisinage du site.

Figure B : Schéma conceptuel





## 5. EFFETS DES SUBSTANCES SUR LA SANTE ET CHOIX DES TRACEURS

### 5.1 Effets des substances et identification des relations dose-réponse

#### 5.1.1 Types d'effets sur la santé

Les substances évaluées peuvent avoir deux types d'effets toxicologiques :

- Les « **effets à seuil** », pour lesquels il existe une concentration en dessous de laquelle l'exposition ne produit pas d'effet et pour lesquels au-delà d'une certaine dose, des dommages apparaissent dont la gravité augmente avec la dose absorbée ;
- Les « **effets sans seuil** » pour lesquels il existe une probabilité, même infime, qu'une seule molécule pénétrant dans l'organisme provoque des effets néfastes pour cet organisme. Ces dernières substances sont, pour l'essentiel, des substances génotoxiques<sup>14</sup> pouvant avoir des effets cancérigènes ou dans certains cas reprotoxiques.

Certaines substances peuvent avoir à la fois des effets à seuil et des effets sans seuil.

#### 5.1.2 Méthodologie de sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence

La toxicité des substances peut être quantifiée à l'aide de Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR).

Les VTR sont recherchées auprès d'organismes français de référence (notamment ANSES<sup>15</sup> et INERIS<sup>16</sup>) et dans des bases de données internationales (OMS<sup>17</sup>, IRIS<sup>18</sup>, ATSDR<sup>19</sup>, RIVM<sup>20</sup>, OEHHA<sup>21</sup>, Santé Canada et EFSA<sup>22</sup>), et sont sélectionnées en accord avec la note d'information de la DGS/DGPR du 31 octobre 2014. Elles sont recherchées à la fois pour les effets à seuil et les effets sans seuil. Lorsqu'il existe des effets à seuil et sans seuil pour une même substance, les deux VTR sont retenues afin de mener les évaluations pour chaque type d'effet.

La sélection des VTR est effectuée en cohérence avec la voie et la durée d'exposition considérées. Ainsi, aucune transposition voie à voie (par exemple transposition d'une VTR pour la voie orale en une VTR pour la voie par inhalation) ni pour une durée d'exposition à une autre (par exemple transposition d'une VTR aiguë en une VTR chronique) n'est réalisée. Seuls des VTR correspondant à une exposition chronique (caractérisée par une durée d'exposition généralement supérieure à un an et une administration répétée de

---

<sup>14</sup> Se dit d'un agent physique ou chimique qui provoque des anomalies chromosomiques ou géniques dans l'ADN. Les agents génotoxiques peuvent être mutagènes (c'est-à-dire provoquant des mutations chromosomique ou génique), mais aussi clastogène (pouvant rompre un chromosome en plusieurs fragments) ou encore aneugène (ou aneuploïde, provoquant des anomalies chromosomiques).

<sup>15</sup> Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

<sup>16</sup> Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

<sup>17</sup> Organisation Mondiale de la Santé

<sup>18</sup> *Integrated Risk Information System*, US EPA (Environmental Protection Agency of United-States)

<sup>19</sup> *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*

<sup>20</sup> Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (*National Institute of Public Health and the Environment*)

<sup>21</sup> *Office of Environmental Health Hazard Assessment*

<sup>22</sup> Autorité européenne de sécurité des aliments (*European Food Safety Authority*)

faibles doses) sont recherchées car elles sont cohérentes avec les durées d'exposition considérées dans les évaluations des risques sanitaires.

Pour les effets à seuil, la VTR s'exprime différemment suivant la voie d'exposition de l'organisme. Pour une exposition par inhalation, la VTR, appelée Concentration Admissible dans l'Air (CAA), s'exprime en masse de substance par mètre cube d'air inhalé ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et correspond à la concentration tolérable de produit dans l'air ambiant à laquelle un individu, y compris sensible, peut être exposé sans constat d'effets néfastes. Pour une exposition par ingestion, la VTR correspond à une dose ( $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ ) et se nomme Dose Journalière Admissible (DJA).

Pour les effets sans seuil, la VTR s'exprime en Excès de Risque Unitaire (ERU) qui correspond à la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu contracte un effet s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose de la substance. Pour une exposition par inhalation, la VTR s'exprime en l'inverse de la concentration dans l'air, soit en  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  et correspond à l'ERU<sub>I</sub> (Excès de Risque Unitaire par Inhalation). Pour une exposition par ingestion, la VTR s'exprime en l'inverse d'une dose  $[(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}]$  et correspond à l'ERU<sub>O</sub> (Excès de Risque Unitaire par voie Orale).

Il convient de noter qu'aucune VTR chronique n'a été recensée dans les bases de données précitées pour certains composés émis par le site. C'est le cas notamment des NO<sub>x</sub>, du SO<sub>2</sub> et des poussières. La note d'information de la DGS/DGPR du 31 octobre 2014 précise que les valeurs réglementaires et/ou guides de qualité des milieux ne peuvent être utilisées comme des VTR. En effet, celles-ci peuvent intégrer des critères autres que toxicologiques ou sanitaires (économiques, météorologiques, etc.). Par conséquent, en l'absence de VTR pour ces composés, aucune quantification des risques ne peut être effectuée.

La méthodologie globale de sélection des VTR est détaillée en Annexe C. Les VTR retenues pour une exposition chronique par inhalation sont présentées en fin de cette Annexe dans le Tableau C1.

## 5.2 Sélection des composés traceurs

### 5.2.1 Sélection vis-à-vis des effets sur la santé

Les composés considérés pour l'étude provenant des émissions atmosphériques, la voie de transfert prédominante est la dispersion atmosphérique. Le choix des composés traceurs pour la voie d'exposition par inhalation a été effectué de manière distincte pour les émissions atmosphériques canalisées et celles diffuses.

Pour les émissions diffuses liées à la circulation des camions (seules émissions diffuses considérées dans la présente étude), les composés retenus correspondent aux 29 composés traceurs sélectionnés par l'ANSES pour l'exposition chronique par inhalation liée aux émissions provenant de la circulation routière, dans son avis du 12 juillet 2012 (saisine n°2010-SA-0283).

Pour les émissions canalisées, l'identification des substances dites traceurs a été effectuée sur la base des critères suivants :

- la toxicité des substances : celle-ci a été quantifiée à l'aide des VTR associées à une exposition chronique par inhalation et sélectionnées pour les effets à seuil et/ou sans seuil selon la méthodologie en vigueur présentée au Paragraphe 5.1.2. Il est à noter que la valeur de toxicité retenue pour ce choix de traceurs correspond à une concentration de référence (nommée C<sub>référence</sub>), établie sur la base des VTR. Plus précisément, elle correspond à la valeur la plus pénalisante en terme de toxicité

(valeur minimale) entre la CAA, exprimée en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , et l'ERU<sub>i</sub> convertie ( $C_{\text{convertie}} = 10^{-5} / \text{ERU}_i$ ,  $10^{-5}$  étant la valeur de référence pour les effets sans seuil), de sorte à être comparable à une valeur de CAA. Il est à noter qu'en l'absence de VTR pour au moins un des types d'effets, la seule VTR disponible est sélectionnée par défaut pour le calcul de la  $C_{\text{référence}}$  et qu'en l'absence de VTR, aucune valeur de  $C_{\text{référence}}$  n'est alors retenue. La détermination des  $C_{\text{référence}}$  est présentée en détail dans le Tableau C1 de l'Annexe C ; et,

- le flux total émis à l'atmosphère : la quantité correspond à la somme des flux canalisés émis par l'ensemble des installations de l'usine.

Afin de permettre un choix objectif des substances les plus pertinentes à considérer pour l'évaluation des risques (substances dites « traceurs ») pour le milieu « Air » et la voie d'exposition par inhalation associée, un classement a été réalisé sur la base du calcul d'un ratio de la quantité rejetée (flux) dans le milieu ambiant à l'atmosphère sur la toxicité ( $C_{\text{référence}}$ ) pour chaque composé. Les ratios concentrations/toxicité calculés sont convertis sur une base unitaire, en divisant chaque ratio par le ratio le plus élevé (soit celui du formaldéhyde). Selon une approche majorante, les composés présentant un ratio supérieur à 1% du ratio le plus élevé sont retenus comme traceurs pour l'inhalation.

Il est à noter que les composés non retenus comme traceurs par inhalation selon cette méthodologie sont ceux ne disposant pas de VTR ainsi que ceux, pour lesquels la contribution est considérée négligeable (le risque potentiel pour l'inhalation étant inférieur à 1 % du niveau de risque calculé pour le composé dont le ratio est le plus élevé).

Les Tableaux 7A et 7B présentent en détail le classement établi pour les composés émis par les émissaires canalisés et les composés retenus pour les émissions diffuses selon les recommandations de l'ANSES respectivement. Les composés ainsi sélectionnés pour l'exposition chronique par inhalation ont, dans la suite de l'étude, fait l'objet d'une évaluation *via* une quantification des risques sanitaires (voir Chapitre 7.2).

### 5.2.2 **Sélection vis-à-vis de la qualité de l'air**

Dans le cadre de la présente étude, les composés émis par l'usine et disposant de valeurs réglementaires définies pour la qualité de l'air ont également été retenus comme traceurs relatifs à la qualité de l'air. En France, les valeurs réglementaires définies pour l'air ambiant vis-à-vis de la protection de la santé sont fixées par l'Article R221-1 du Code de l'Environnement, modifié en dernier lieu par le décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2010. Les composés concernés sont les NO<sub>x</sub> (assimilés à du NO<sub>2</sub>), le SO<sub>2</sub>, les poussières (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>), le benzène, certains métaux lourds et le benzo(a)pyrène. Le tableau ci-après présente les valeurs limites et/ou cibles et à défaut les objectifs de qualité (exprimés en moyenne annuelle civile) fixés pour ces composés.

Tableau K : Critères de référence pour la qualité de l'air ambiant

Composé	Concentration moyenne annuelle civile $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Valeur limite pour la protection de la santé humaine	Valeur cible pour la protection de la santé humaine	Objectif de qualité de l'air
NO <sub>2</sub>	40	-	40
SO <sub>2</sub>	-	-	50
Poussières PM <sub>10</sub>	40	-	30
Poussières PM <sub>2,5</sub>	25	20	10
Benzène	5	-	2
Arsenic	-	0,006 <sup>(1)</sup>	-
Nickel	-	0,02 <sup>(1)</sup>	-
Benzo(a)pyrène	-	0,001 <sup>(1)</sup>	-

<sup>(1)</sup> Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM<sub>10</sub>

- : Absence de donnée

Les composés listés dans le tableau ci-avant disposant de normes de qualité de l'air sont ainsi retenus dans la suite de l'étude, en tant que traceurs relatifs à la qualité de l'air. Pour ces composés, une analyse qualitative de la qualité de l'air vis-à-vis de la santé humaine a été effectuée par une mise en parallèle des concentrations modélisées avec les valeurs réglementaires ou guides (voir Chapitre 6.2.3). Par ailleurs, les composés sélectionnés pour la qualité de l'air et disposant de VTR pour l'exposition chronique par inhalation ont également, dans la suite de l'étude, fait l'objet d'une évaluation *via* une quantification des risques sanitaires (voir Chapitre 7.2).

### 5.2.3 Synthèse

Ainsi, les composés retenus en tant que traceurs des risques pour une exposition par inhalation et de la qualité de l'air sont listés dans le tableau ci-après.

Tableau L : Composés traceurs des risques et de la qualité de l'air

Type de composé <sup>(1)</sup>	Composé traceur	Traceur émissions canalisées (ratio flux / toxicité)	Traceur ANSES – Circulation des camions <sup>(2)</sup>	Qualité de l'air
Gazeux	Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )			X
	Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ) en équivalent NO <sub>2</sub>		X	X
	Benzène	X	X	X
	Acétaldéhyde		X	
	Acroléine		X	
	1,3-Butadiène		X	
	Dichlorobenzène	X		
	Formaldéhyde	X	X	
	Hexane	X		
	Propionaldéhyde		X	
	Ammoniac (NH <sub>3</sub> )		X	
	Naphtalène	X	X	
Particulaire dans les conditions d'émission	Poussières (PM <sub>10</sub> et PM <sub>2,5</sub> )		X	X
	Acénaphène		X	
	Acénaphthylène		X	
	Benzo(a)anthracène		X	
	Benzo(b)fluoranthène		X	
	Benzo(j)fluoranthène		X	
	Benzo(k)fluoranthène		X	
	Benzo(g,h,i)pérylène		X	
	Benzo(a)pyrène	X	X	X
	Chrysène		X	
	Dibenzo(a,h)anthracène	X	X	
	Fluoranthène		X	
	Fluorène		X	
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène		X	
	Phénanthrène		X	
	Pyrène		X	
	Arsenic	X	X	X
	Chrome		X	
	Nickel	X	X	X
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	X	X		

(1) Dans le cadre de cette étude, il a été supposé :

- qu'un composé organique était émis sous forme gazeuse si sa pression de vapeur à une température de 20°C ou à température ambiante est de 0,01 kPa (10 Pa) ou plus, conformément à la Directive 1999/13/CE du 11/03/99 relative à la réduction des émissions de composés organiques volatils dues à l'utilisation de solvants organiques dans certaines activités et installations ;
- qu'un composé inorganique ou organique non émis sous forme gazeuse sur la base de sa pression de vapeur était émis ou susceptible d'être émis sous forme particulaire uniquement.

(2) Les traceurs de risques sélectionnés pour les émissions diffuses sont également considérés pour les émissions canalisées.

## 6. EVALUATION DE L'EXPOSITION

Ce chapitre est dédié à l'évaluation de l'exposition des populations présentes au voisinage de l'usine. Comme précisé dans le schéma conceptuel, les milieux environnementaux susceptibles d'être impactés par les émissions atmosphériques du site sont l'air, les sols et les produits végétaux cultivés au voisinage de l'usine.

### 6.1 Données environnementales disponibles

Les seules données environnementales disponibles concernent la caractérisation de la qualité de l'air ambiant et proviennent de l'association ATMO Grand Est<sup>23</sup> qui est une association régionale de type loi de 1901 pour assurer la surveillance de la qualité de l'air en région Grand Est (Champagne-Ardenne et Lorraine).

La commune de Connantre ainsi que les communes voisines ne disposent d'aucune station fixe de surveillance de la qualité de l'air. Les stations de surveillance de qualité de l'air les plus proches du site sont les suivantes :

- La station urbaine de type trafic de Epernay (51), localisée à environ 35 km au Nord ;
- La station urbaine de Châlons-en-Champagne (51), localisée à environ 40 km au Nord-Est ;
- La station urbaine de Vitry-le-François (51), localisée à environ 50 km au Nord ;
- Les stations urbaines de Troyes (51), localisées à environ 50 km au Sud.

Ces stations font l'objet d'une surveillance pour certains polluants, comme les particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>), les NO<sub>x</sub> (assimilé à du NO<sub>2</sub>) et le SO<sub>2</sub>.

Le Tableau 8 présente une comparaison des données de qualité de l'air disponibles sur la période 2013 – 2015 pour le NO<sub>2</sub>, le SO<sub>2</sub>, les particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> au niveau des stations listées ci-avant avec les valeurs réglementaires définies pour l'air ambiant vis-à-vis de la protection de la santé. L'analyse de ce tableau montre que la qualité de l'air mesurée au niveau de ces stations est plutôt bonne. Aucun dépassement des valeurs limites ou objectifs de qualité n'est observé pour le NO<sub>2</sub>, le SO<sub>2</sub> et les PM<sub>10</sub>. Pour les PM<sub>2,5</sub>, les valeurs limite et cible pour la protection de la santé ne sont pas dépassées, toutefois les concentrations moyennes mesurées (16 µg/m<sup>3</sup> pour la valeur maximale) sont supérieures à l'objectif de qualité (10 µg/m<sup>3</sup>).

Toutefois, de par leur distance éloignée avec l'usine et de leur typologie « urbaine », la qualité de l'air évaluée au niveau de ces stations est jugée peu représentative de celle de l'environnement proche de l'usine.

Aucune donnée sur la qualité des sols de surface au voisinage pour les composés émis par le site n'est disponible.

### 6.2 Détermination des concentrations d'exposition

Au regard des données environnementales disponibles, l'état actuel et futur, dans le cadre de la mise en œuvre du projet « Maxisucre », de la qualité de l'air et des sols ne peut être

---

<sup>23</sup> Résultant de la fusion depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2017 des associations de surveillance de la qualité de l'air d'Alsace, de Champagne-Ardenne et de Lorraine.

évalué selon l'approche de l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM). Ainsi, les concentrations d'exposition pour les composés traceurs retenus ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique afin de déterminer les concentrations moyennes dans l'air ambiant et les dépôts au sol des composés susceptibles d'être transférés au travers de la chaîne alimentaire. Cette modélisation a été réalisée sur la base des flux estimés dans le cadre des bilans « réel » et « majorant » présentés au Chapitre 3.

### 6.2.1 **Modélisation de la dispersion atmosphérique**

Une modélisation de la dispersion atmosphérique a été réalisée en utilisant le modèle pseudo gaussien à sources multiples ADMS (Atmospheric Dispersion Modeling System) pour les composés retenus comme traceurs et quantifiés dans le cadre du bilan des émissions, afin d'évaluer :

- Les concentrations moyennes annuelles dans l'air ambiant pour les composés émis par l'usine et sélectionnés comme traceurs des risques par inhalation et/ou du suivi de la qualité de l'air (voir Tableau L) ;
- Les dépôts moyens annuels au sol pour les composés traceurs émis sous forme particulaire susceptibles de s'accumuler dans les sols : l'arsenic, le chrome, le nickel, les HAP (16 composés) et les dioxines et furanes.

Il convient de préciser que pour les poussières, en l'absence de données concernant la granulométrie des poussières émises par le site, hormis celles liées à la circulation des camions (le COPERT précise une granulométrie de 2,5  $\mu\text{m}$ ), selon une approche conservatrice, la totalité du flux en poussières a été modélisée dans l'air ambiant en les assimilant à des  $\text{PM}_{10}$  et à des  $\text{PM}_{2,5}$ . Cette approche permet d'évaluer la qualité de l'air pour les deux types de granulométrie en supposant que les émissions des installations du site sont constituées de  $\text{PM}_{10}$  et de  $\text{PM}_{2,5}$ . Les composés émis sous forme particulaire (métaux, HAP et dioxines et furanes) ont, quant à eux, été assimilés à des  $\text{PM}_{10}$  pour la modélisation des dépôts au sol, selon une approche conservatrice. En effet, les  $\text{PM}_{10}$  se déposent de manière plus importante que les  $\text{PM}_{2,5}$ .

#### 6.2.1.1 **Présentation du modèle de dispersion atmosphérique utilisé**

Le modèle ADMS a été développé par Cambridge Environmental Research Consultants Ltd (CERC) en collaboration avec l'office de météorologie du Royaume-Uni et l'Université de Surrey. ADMS est un modèle de type pseudo gaussien, particulièrement adapté au calcul des concentrations atmosphériques pour les composés émis par des installations industrielles, disposant d'une reconnaissance internationale. La version du logiciel utilisée pour cette étude est ADMS 5.1, éditée en février 2016.

Après une phase de dilution et de dispersion atmosphérique, le modèle calcule les concentrations dans l'air ambiant et, si nécessaire, les dépôts au sol (secs et humides) des composés émis par les diverses sources modélisées. Les résultats sont fonction de la nature du composé, des conditions de rejet et des conditions météorologiques, variables dans le temps. ADMS prend en compte simultanément les phénomènes de dispersion et de sédimentation, en fonction de la granulométrie (pour les poussières). A la différence des modèles gaussiens classiques, ADMS recalcule les intensités de turbulence de manière continue et pour chaque enregistrement météo, plutôt que de répertorier en 6 classes le phénomène de stabilité atmosphérique.

Le domaine de calcul est divisé en un nombre fini de points, appelés mailles. Le modèle calcule les concentrations horaires (moyennes et maximales) pour chaque maille définie et fournit des valeurs moyennes pour la période d'enregistrement météo considérée. Le

logiciel Surfer, permettant des représentations bi et tridimensionnelles, a ensuite été utilisé pour tracer les iso contours des concentrations calculées par interpolation (krigeage linéaire).

### 6.2.1.2 Paramètres d'entrée pour la modélisation de la dispersion atmosphérique

#### Emissions atmosphériques

Les flux d'émissions instantanés de chaque émissaire canalisé (exprimés en g/s) ont été déterminés sur la base des flux annuels pour les bilans « réel » et « majorant » présentés dans le Tableau 6 et répartis :

- Pour les 2 chaudières de production de vapeur, les 2 fours à chaux, les chaudières fonctionnant au FOD, sur la période principale de production de sucre, c'est-à-dire lors de conditions météorologiques automnales et hivernales (sur une période pouvant aller de septembre à janvier), c'est-à-dire lors de la campagne annuelle de production de sucre (140 jours par an et 24 heures par jour) ;
- Pour les dépoussiéreurs, sur toute l'année au regard de leur fonctionnement (365 jours et 24 heures par jour).

Pour les émissions diffuses liées à la circulation des camions, les flux d'émissions instantanés de chaque parcours (exprimés en g/s/m) ont été déterminés sur la base des flux annuels présentés dans le Tableau 5 et répartis :

- Pour le parcours sur site lié à l'approvisionnement des betteraves et pour la partie du trafic associé à cet approvisionnement empruntant le parcours « Route » (soit au total, 71 % des émissions liées à la circulation des camions), sur la période de septembre à décembre, c'est-à-dire lors de la campagne annuelle de production de sucre (140 jours par an et 24 heures par jour) ;
- Pour les autres parcours, sur toute l'année au regard du fonctionnement du site (365 jours et 24 heures par jour).

Les caractéristiques physiques des différents émissaires, telles que la hauteur, le diamètre, ou la vitesse d'éjection, ainsi que les flux, nécessaires à la réalisation des calculs, sont récapitulés dans le Tableau 9. La localisation des différents émissaires modélisés est présentée sur la Figure 2. Pour les points de rejet des chaudières fonctionnant au FOD, en l'absence de données relatives à leur caractéristiques physiques, les flux d'émissions de ces installations sont assimilés à des émissions complémentaires des chaudières GV4 et GV5.

Les vitesses d'éjection théoriques en sortie des différents émissaires ont été estimées sur la base de valeurs réglementaires pour les installations de combustion, de la valeur mesurée en 2014 pour les fours à chaux et de la moyenne des mesures réalisées entre 2012 et 2015 pour l'ensemble des dépoussiéreurs. Néanmoins, pour certains émissaires, ces vitesses théoriques ne sont pas représentatives des conditions réelles de rejet. Les caractéristiques des émissaires chapeautés ou localisés en façade tendent à réduire considérablement la vitesse verticale d'émission, ce qui est majorant en termes d'exposition pour les récepteurs les plus proches (dispersion moindre). Aussi, la vitesse d'éjection considérée pour ces émissaires dans le cadre de la modélisation a été réduite à 0,001 m/s (voir Tableau 9a), c'est-à-dire qu'il a été supposé que les rejets étaient réalisés à une vitesse très faible, ce qui constitue une approche réaliste à majorante au regard des



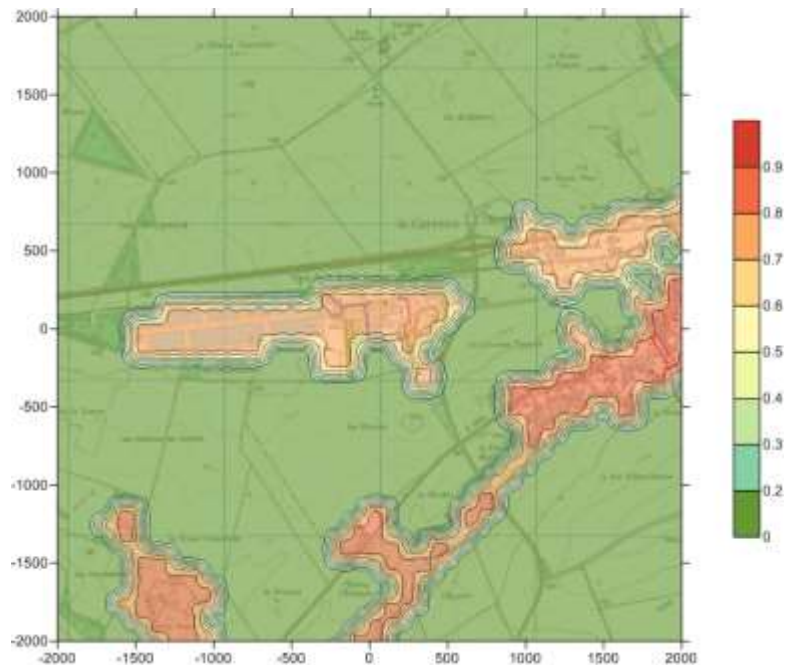
caractéristiques de ces cheminées. Il convient de préciser que l'effet de la vitesse d'éjection n'est ressenti qu'en champ relativement proche (quelques centaines de mètres).

Pour les parcours des camions modélisés comme des sources linéiques, une vitesse faible (0,01 m/s) a été prise en compte afin de modéliser la vitesse d'émission verticale liée aux rejets (et non la vitesse de sortie des gaz d'échappement) (voir Tableau 9b).

### Relief, rugosité et maillage

Le relief influe sur l'écoulement de l'air et donc la dispersion atmosphérique des polluants. Le site de Connantre étant implanté sur un terrain plat, le relief n'est pas considéré dans la présente étude. En revanche, considérant l'occupation des sols relativement variée au voisinage du site, des coefficients de rugosité variables ont été utilisés (de 0,2 m pour les zones de cultures à 0,9 m pour les zones urbanisées). La variabilité de la rugosité au sein du domaine d'étude prise en compte par AECOM dans le modèle de dispersion atmosphérique est présentée sur la figure suivante.

**Figure C : Coefficients de rugosité variables pris en compte dans le modèle ADMS**



Les bâtiments peuvent également avoir un impact important sur la dispersion des polluants émis par des émissaires canalisés. L'effet principal est d'entraîner les polluants vers les zones en dépression (sous le vent des bâtiments) isolées du courant principal, dans lesquelles peuvent apparaître des inversions de courant. Les bâtiments du site ayant une hauteur significative ont donc été pris en compte dans la présente étude. Les bâtiments considérés dans le modèle sont indiqués sur la Figure 2.

La zone d'étude définie s'étend sur un carré de 4 km sur 4 km centré sur le site, et comporte un total de 10 000 mailles, soit une maille environ tous les 40 mètres. Les concentrations sont calculées à une hauteur de 1,5 mètre, ce qui correspond à la hauteur moyenne de respiration de l'homme.

En plus du maillage, les récepteurs présentés au Chapitre 4.3 ont été modélisés comme points de sortie spécifiques. De même que pour le maillage, les concentrations sont calculées au niveau de ces récepteurs à une hauteur de 1,5 mètre.

Il convient de noter que les phénomènes de transfert entre l'air extérieur et l'air intérieur sont complexes et difficiles à caractériser. Aussi, les concentrations auxquelles seront éventuellement exposées les populations à proximité du site, en intérieur ou en extérieur, sont supposées être celles calculées par ADMS dans l'air extérieur.

### **Météorologie**

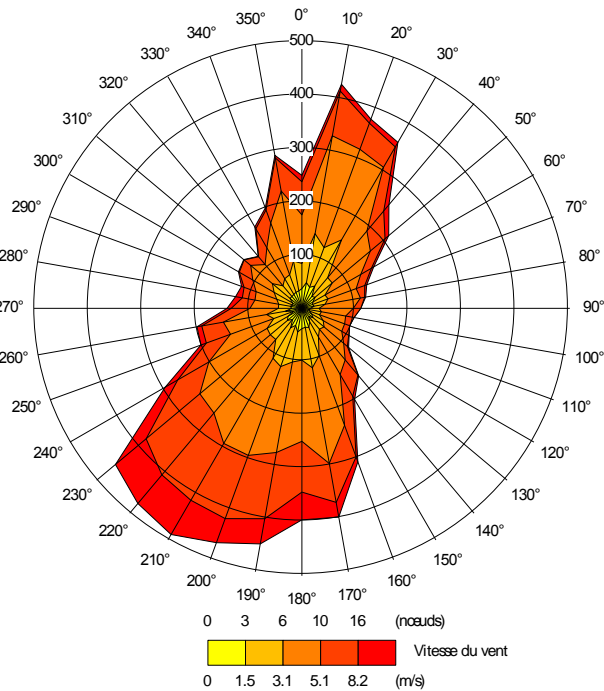
Les conditions météorologiques du site ont une forte influence sur la dispersion atmosphérique. La dispersion est conditionnée par des facteurs tels que la vitesse du vent, sa direction et l'intensité des turbulences. Pour un flux d'émission donné, les concentrations dans l'air prédites au niveau de la surface du sol peuvent varier considérablement selon les conditions météorologiques, parfois de plusieurs ordres de grandeur. La concentration maximale dans l'air au-dessus de la surface du sol peut apparaître à un endroit donné sous certaines conditions météorologiques et à un autre sous d'autres conditions.

Les phénomènes de stabilité atmosphérique sont complexes et leur modélisation requiert un nombre minimum de paramètres dont certains (ex : la nébulosité) ne sont mesurés que dans les stations météorologiques majeures (aéroports, ports...).

Sur la base des recommandations du centre départemental de Météo France, les données séquentielles tri-horaires des paramètres nécessaires à la modélisation (direction et force du vent, température, précipitations et nébulosité) ont été obtenues auprès de la station Météo France de Châlons-Vatry, située à environ 40 km au Nord-Est du site.

Le fichier météorologique est préparé pour les besoins des calculs à partir des données tri-horaires pour la période du 1<sup>er</sup> janvier 2013 au 31 décembre 2015. Ce choix est cohérent avec les recommandations des guides méthodologiques publiés par l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) et l'Institut National de Veille Sanitaire (INVS), ou par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) pour l'évaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des Installations Classées Pour l'Environnement (ICPE). Ce choix permet ainsi de tenir compte de la variabilité des données météorologiques durant l'année (données tri-horaires) et d'une année à l'autre (données sur 3 ans). Ce type de données permet également de modéliser plus fidèlement la dispersion des émissions atmosphériques que l'utilisation d'une rose des vents statistique.

Figure D : Rose des vents de Châlons-Vatry – période de 2013 à 2015



Note : La rose des vents indique l'origine du vent. Les nombres indiqués sur les différents axes (100, 200, 300, 400 et 500) correspondent au nombre d'observations (c'est-à-dire le nombre d'heures dans l'année ou une même vitesse et direction des vents est observée).

La rose des vents présentée ci-dessus indique une prédominance des vents provenant du Sud-Ouest et du Nord-Est.

### Atténuation atmosphérique

Les composés émis dans l'atmosphère subissent des processus d'atténuation ou de transformation, tels que le dépôt au sol (principalement pour les particules) et les réactions chimiques (ex : réactions entre les oxydes d'azote et l'ozone). Les taux de dépôt sont influencés par la sédimentation (dépôt par gravité, pour le dépôt sec) et les réactions physico-chimiques (par exemple, entre polluants ou avec les molécules d'eau, pour le dépôt humide). Les transformations photochimiques, complexes et peu connues, dépendent notamment des composés présents dans l'atmosphère et du rayonnement solaire. Dans le cadre de la présente étude, seul le dépôt a été considéré.

### 6.2.2 Résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Le modèle ADMS calcule des concentrations dans l'air et des dépôts au sol pour chaque point du maillage et des iso contours sont obtenus par interpolation, réalisés en utilisant le logiciel Surfer (Version 10).

Les iso contours des concentrations horaires moyennes annuelles pour les  $\text{NO}_x$ , les  $\text{PM}_{10}$ , les  $\text{PM}_{2,5}$  pour le bilan « majorant » sont présentés respectivement sur les Figures 4 à 6. Les iso contours des dépôts horaires moyens annuels en nickel sont présentés sur la Figure 7.

Les éléments à considérer pour l'interprétation des iso contours sont la rose des vents, les bâtiments présents sur le site, la localisation des sources et les caractéristiques d'émissions (types d'émissions, géométrie des émissaires, etc).

Le Tableau 10 fournit les valeurs des concentrations moyennes annuelles dans l'air calculées au niveau des récepteurs résidentiels et professionnels. Les concentrations atmosphériques maximales modélisées pour les récepteurs sont reprises dans le tableau ci-après.

**Tableau M : Concentrations maximales modélisées dans l'air ambiant**

Composé	Concentration moyenne annuelle maximale modélisée ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			
	Récepteur résidentiel		Récepteur professionnel	
	Bilan « réel »	Bilan « majorant »	Bilan « réel »	Bilan « majorant »
Dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ )	$3,48.10^{-5}$	0,10	$4,25.10^{-5}$	0,23
Oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ), exprimés en équivalent $\text{NO}_2$	0,30	0,55	2,02	2,45
Poussières assimilées à des $\text{PM}_{10}$	0,007	0,09	0,06	0,30
Poussières assimilées à des $\text{PM}_{2,5}$	0,009	0,12	0,07	0,39
Benzène	$7,54.10^{-6}$	$4,68.10^{-5}$	$6,71.10^{-5}$	$1,15.10^{-4}$
Acétaldéhyde	$1,58.10^{-4}$	$1,58.10^{-4}$	0,004	0,004
Acroléine	$6,10.10^{-5}$	$6,10.10^{-5}$	0,002	0,002
1,3-Butadiène	$1,14.10^{-4}$	$1,14.10^{-4}$	0,003	0,003
Dichlorobenzène	$3,41.10^{-6}$	$2,59.10^{-5}$	$4,15.10^{-6}$	$3,15.10^{-5}$
Formaldéhyde	$4,06.10^{-4}$	0,002	0,007	0,01
Hexane	0,005	0,04	0,006	0,05
Propionaldéhyde	$4,31.10^{-5}$	$4,31.10^{-5}$	0,001	0,001
HAP	$1,75.10^{-6}$	$3,8.10^{-5}$	$2,55.10^{-5}$	$7,33.10^{-5}$
Arsenic	$1,56.10^{-8}$	$3,62.10^{-7}$	$5,28.10^{-8}$	$1,15.10^{-6}$
Chrome	$4,78.10^{-8}$	$7,91.10^{-7}$	$1,16.10^{-6}$	$3,52.10^{-6}$
Nickel	$4,86.10^{-8}$	$1,04.10^{-6}$	$4,49.10^{-7}$	$3,59.10^{-6}$
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	$7,85.10^{-13}$	$7,85.10^{-13}$	$7,64.10^{-12}$	$7,64.10^{-12}$
Ammoniac ( $\text{NH}_3$ )	$2,70.10^{-5}$	$2,70.10^{-5}$	$6,69.10^{-4}$	$6,69.10^{-4}$

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

L'analyse de ce tableau montre que les concentrations maximales modélisées au niveau des récepteurs résidentiels sont inférieures à celles modélisées au niveau des récepteurs professionnels.

Les valeurs de dépôts moyens annuels modélisés par ADMS au niveau des 2 récepteurs au droit des zones agricoles localisées dans le voisinage immédiat de l'usine sont présentées dans le Tableau 11. Le récepteur le plus exposé est le récepteur S1 (champ agricole au Nord de l'Usine). Il convient de préciser que les récepteurs S1 et S2 situés sous les vents dominants et à des distances relativement proches de l'usine permettent de d'évaluer la qualité des sols pour le voisinage de l'usine, y compris pour les jardins des habitations qui sont situées à des distances plus éloignées de l'usine et pas directement sous les vents dominants.

### 6.2.3 Contribution des émissions du site vis-à-vis de la qualité de l'air ambiant

Comme précisé précédemment, aucune station de mesure de la qualité de l'air n'étant présente sur la commune de Connantre et les communes avoisinantes, la contribution des émissions du site vis-à-vis de la qualité de l'air ambiant au voisinage de l'usine est difficilement évaluable. Ainsi, seule une comparaison des concentrations maximales modélisées au droit des récepteurs les plus exposés avec les objectifs / valeurs cibles réglementaires a été réalisée. Cette comparaison est présentée dans le Tableau 10. Le tableau suivant présente une synthèse de cette comparaison pour les composés disposant de valeurs réglementaires pour la protection de la qualité de l'air et pour le récepteur le plus exposé (P1) dans le cadre du bilan « majorant ».

**Tableau N : Evaluation de la contribution du site vis-à-vis de la qualité de l'air – Bilan « majorant »**

Composé	Valeur limite / valeur cible / objectif de qualité <sup>(2)</sup> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Concentration moyenne annuelle maximale – Bilan « majorant » $\mu\text{g}/\text{m}^3$
SO <sub>2</sub>	- / - / 50	0,23
NO <sub>x</sub> assimilés à du NO <sub>2</sub>	40 / 40	2,45
Poussières assimilées à des PM <sub>10</sub>	40 / 30	0,30
Poussières assimilées à des PM <sub>2,5</sub>	25 / 20 / 10	0,39
Benzène	5 / - / 2	$1,15 \cdot 10^{-4}$
Benzo(a)pyrène <sup>(1)</sup>	- / 0,001 / -	$3,61 \cdot 10^{-6}$
Arsenic <sup>(1)</sup>	- / 0,006 <sup>(3)</sup> / -	$1,15 \cdot 10^{-6}$
Nickel <sup>(1)</sup>	- / 0,02 <sup>(3)</sup> / -	$3,59 \cdot 10^{-6}$

- : pas de valeur disponible

<sup>(1)</sup> Composés émis sous forme particulaire et assimilés à des PM<sub>10</sub>

<sup>(2)</sup> Valeurs réglementaires françaises issues de l'article R 221-1 du Code de l'Environnement

<sup>(3)</sup> Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM<sub>10</sub>

Ainsi, il apparaît que pour ces composés traceurs du suivi de la qualité de l'air, les concentrations maximales modélisées au niveau du récepteur le plus exposé (P1) sont inférieures de près de 1 à 4 ordres de grandeur aux valeurs réglementaires françaises de qualité de l'air pour la protection de la santé.

**Ainsi, au regard de ces éléments, l'incidence des activités du site de Connantre pour ces composés sur la qualité de l'air ambiant au voisinage de l'usine est considérée comme négligeable.**

### 6.2.4 Contribution des émissions du site vis-à-vis de la qualité des sols de surface

La modélisation des concentrations dans les sols au niveau des zones agricole au voisinage du site a été réalisée à partir des dépôts moyens annuels modélisés pour les composés sélectionnés pour la modélisation des dépôts (arsenic, chrome, nickel, HAP et dioxines et furanes) et sur la base d'équations émanant de publications de référence. Les équations utilisées sont décrites en Annexe D et les paramètres retenus dans le Tableau D1 en fin de cette Annexe.

Les concentrations ainsi modélisées dans les sols sont présentées dans le Tableau 11.

Les concentrations modélisées dans les sols superficiels sont comparées, en l'absence de données environnementales disponibles pour la qualité des sols au voisinage de l'usine, aux valeurs de bruit de fond disponibles à l'échelle nationale :

- Pour les métaux, les valeurs fournies par l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) dans sa base « Informations sur les éléments traces dans les sols en France - Teneurs totales en éléments traces dans les sols (France) » ;
- Pour les HAP, les concentrations ubiquitaires issues des fiches toxicologiques de l'INERIS ; et,
- Pour les dioxines et furanes, aux teneurs rencontrées dans les sols ruraux et urbains français présentées dans le rapport du BRGM « Dioxines/furanes dans les sols français : troisième état des lieux, analyses 1998-2012 » (BRGM/RP-63111-FR, décembre 2013).

L'analyse du Tableau 11 montre que pour les métaux et les HAP les teneurs modélisées dans les sols sont faibles et largement inférieures aux valeurs de comparaison retenues. Pour les dioxines et furanes, les teneurs modélisées sont inférieures ou similaires à la borne haute des teneurs rencontrées dans les sols ruraux et urbains français.

Au regard des teneurs modélisées dans les sols, de la comparaison aux données de bruit de fond disponibles, l'apport dans les sols de surface lié aux émissions atmosphériques de l'usine peut être considéré comme très faible à négligeable et aucune évolution défavorable de la qualité de ce milieu n'est attendue.

Ainsi, conformément à la méthodologie de l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM), en l'absence de dégradation de la qualité du milieu « sol » pour les traceurs retenus, l'évaluation quantitative de l'exposition par ingestion de sol ou suite à un transfert au travers de la chaîne alimentaire pour des sols dont la qualité est comparable aux valeurs de bruit de fond rencontrées à l'échelle nationale n'est pas jugée nécessaire dans le cadre de la présente étude.

## 7. EVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES

Ce chapitre présente l'évaluation des impacts sanitaires pour les populations présentes au voisinage du site de Connantre.

La quantification des risques sanitaires a été réalisée sur la base des concentrations moyennes annuelles modélisées par ADMS dans l'air ambiant, des VTR et des paramètres d'exposition. Les calculs des risques sont effectués séparément pour les effets à seuil et pour les effets sans seuil.

### 7.1 Méthodologie

#### Effets à seuil

Pour les effets à seuil, le risque est exprimé par un Quotient de Danger (QD) en fonction de la Concentration Moyenne dans l'Air (CMA) et de la Concentration Admissible dans l'Air (CAA), pour une exposition par inhalation :

$$QD = CMA / CAA$$

Avec :

$$CMA = C_{air} \times \frac{EF \times FE \times T}{365 \times 24 \times T_m}$$

Avec :

$C_{air}$  : Concentration moyenne annuelle modélisée par ADMS ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

EF : Fréquence d'exposition : nombre de jours par an d'exposition (j/an)

FE : Durée d'exposition journalière : nombre d'heures d'exposition par jour (h/j)

T : Durée d'exposition (an)

$T_m$  : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (an)

Pour les effets à seuil, l'exposition moyenne est calculée sur la durée effective d'exposition, soit  $T = T_m$ .

Les QD sont calculés pour chaque substance. Selon un premier niveau d'approche majorant, les QD calculés pour les différents composés ont été additionnés. Si nécessaire, une approche plus fine, consistant à sommer les QD pour des organes cibles identiques, peut être suivie. Les QD sont généralement déterminés séparément pour l'enfant et pour l'adulte.

Conformément à la méthodologie française, la valeur de référence pour les QD est 1. Une valeur supérieure à 1 du QD montre la nécessité d'une analyse plus approfondie afin de quantifier un risque éventuel.

#### Effets sans seuil

Pour les effets sans seuil, le risque est exprimé par un Excès de Risque Individuel (ERI), fonction de l'Excès de Risque Unitaire (ERU) :

$$ERI = CMA \times ERU$$

La CMA est calculée selon l'équation présentée ci-dessus. L'ERI total est calculé pour l'exposition d'une vie entière (par convention celle-ci est considérée égale à  $T_m = 70$  ans) en sommant les ERI pour l'enfant et pour l'adulte. Comme pour les indices de risque, les excès de risque individuels sont calculés pour chaque substance et sont sommés pour l'ensemble des substances considérées.

La valeur de référence pour l'ERI est de  $10^{-5}$  (soit à ce niveau d'exposition, une probabilité calculée de 1 sur 100 000 de développer un effet sans seuil). Une valeur supérieure à  $10^{-5}$  montre la nécessité d'une analyse plus approfondie afin de quantifier un risque éventuel.

Les valeurs toxicologiques pour les effets à seuil et pour les effets sans seuil sont élaborées pour l'ensemble de la population, comprenant les récepteurs sensibles (enfants, personnes âgées). Dans le cas d'une exposition par inhalation, les paramètres d'exposition ne diffèrent pas pour les adultes et les enfants et les QD et ERI ne sont donc pas différenciés.

## 7.2 Résultats des calculs de risques

Les résultats des calculs des risques, pour les différents récepteurs définis et les composés traceurs retenus sont présentés dans les Tableaux 12A et 12B, respectivement pour le scénario « réel » et le scénario « majorant ». Les tableaux ci-après présentent les résultats des calculs des risques au niveau des récepteurs résidentiel et professionnel les plus exposés pour chacun des deux bilans considérés.

**Tableau O : Synthèse des niveaux de risques pour les récepteurs les plus exposés – Bilan « réel »**

Composé disposant d'au moins une VTR	Niveaux de risques associés à une exposition par inhalation			
	Exposition résidentielle (récepteur R1)		Exposition professionnelle (récepteur P1)	
	Effets à seuil (QD)	Effets sans seuil (ERI)	Effets à seuil (QD)	Effets sans seuil (ERI)
Benzène	$5,9.10^{-7}$	$6,3.10^{-11}$	$1,4.10^{-6}$	$1,5.10^{-10}$
Acétaldéhyde	$1,1.10^{-6}$	$1,5.10^{-10}$	$5,6.10^{-6}$	$7,4.10^{-10}$
Acroléine	$7,6.10^{-5}$	-	$3,8.10^{-4}$	-
1,3-Butadiène	$5,7.10^{-5}$	$8,3.10^{-9}$	$2,8.10^{-4}$	$4,1.10^{-8}$
Dichlorobenzène	$3,1.10^{-8}$	$8,7.10^{-12}$	$1,4.10^{-8}$	$3,9.10^{-12}$
Formaldéhyde	$4,5.10^{-5}$	-	$1,7.10^{-4}$	-
Hexane	$9,3.10^{-7}$	-	$4,2.10^{-7}$	-
Propionaldéhyde	$5,4.10^{-6}$	-	$2,7.10^{-5}$	-
HAP	$1,2.10^{-6}$	$6,3.10^{-12}$	$7,9.10^{-6}$	$3,6.10^{-11}$
Arsenic	$6,0.10^{-7}$	$1,7.10^{-11}$	$7,1.10^{-7}$	$2,0.10^{-11}$
Chrome	$7,2.10^{-9}$	-	$3,9.10^{-8}$	-
Nickel	$3,6.10^{-7}$	$5,3.10^{-12}$	$1,0.10^{-6}$	$1,5.10^{-11}$
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	$1,5.10^{-7}$	-	$4,4.10^{-7}$	-
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	$5,4.10^{-8}$	-	$2,7.10^{-7}$	-
<b>TOTAL</b>	$1,9.10^{-4}$	$8,5.10^{-9}$	$8,7.10^{-4}$	$4,2.10^{-8}$
Valeur de référence	1	$10^{-5}$	1	$10^{-5}$

- : Composé ne disposant pas de VTR pour les effets concernés pour une exposition chronique par inhalation

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques – somme des HAP retenus comme traceurs



Tableau P : Synthèse des niveaux de risques pour les récepteurs les plus exposés – Bilan  
« majorant »

Composé disposant d'au moins une VTR	Niveaux de risques associés à une exposition par inhalation			
	Exposition résidentielle (récepteur R1)		Exposition professionnelle (récepteur P1)	
	Effets à seuil (QD)	Effets sans seuil (ERI)	Effets à seuil (QD)	Effets sans seuil (ERI)
Benzène	$4,9.10^{-6}$	$5,2.10^{-10}$	$2,4.10^{-6}$	$2,6.10^{-10}$
Acétaldéhyde	$7,3.10^{-7}$	$9,7.10^{-11}$	$5,6.10^{-6}$	$7,4.10^{-10}$
Acroléine	$5,0.10^{-5}$	-	$3,8.10^{-4}$	-
1,3-Butadiène	$3,7.10^{-5}$	$5,4.10^{-9}$	$2,8.10^{-4}$	$4,1.10^{-8}$
Dichlorobenzène	$4,3.10^{-7}$	$1,2.10^{-10}$	$1,1.10^{-7}$	$3,0.10^{-11}$
Formaldéhyde	$2,0.10^{-4}$	-	$2,0.10^{-4}$	-
Hexane	$1,3.10^{-5}$	-	$3,2.10^{-5}$	-
Propionaldéhyde	$3,5.10^{-6}$	-	$2,7.10^{-5}$	-
HAP	$7,5.10^{-4}$	$1,5.10^{-9}$	$3,6.10^{-4}$	$7,4.10^{-10}$
Arsenic	$2,4.10^{-5}$	$6,7.10^{-10}$	$1,5.10^{-5}$	$4,3.10^{-10}$
Chrome	$1,3.10^{-7}$	-	$1,2.10^{-7}$	-
Nickel	$1,2.10^{-5}$	$1,7.10^{-10}$	$8,0.10^{-6}$	$1,2.10^{-10}$
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	$2,2.10^{-7}$	-	$4,4.10^{-7}$	-
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	$3,5.10^{-8}$	-	$2,7.10^{-7}$	-
<b>TOTAL</b>	$1,0.10^{-3}$	$1,1.10^{-8}$	$1,3.10^{-3}$	$4,4.10^{-8}$
<i>Valeur de référence</i>	<i>1</i>	<i>10<sup>-5</sup></i>	<i>1</i>	<i>10<sup>-5</sup></i>

- : Composé ne disposant pas de VTR pour les effets concernés pour une exposition chronique par inhalation

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques – somme des HAP retenus comme traceurs

Quel que soit le scénario considéré (« réel » ou « majorant »), les niveaux de risques calculés pour chaque substance et cumulés pour l'ensemble de celles-ci sont très inférieurs aux valeurs de référence de 1 et 10<sup>-5</sup> pour les effets à seuil et sans seuil respectivement. Pour l'ensemble des autres récepteurs étudiés, qui sont moins exposés, les sommes des niveaux de risques sont également inférieures aux valeurs de référence.

## 8. EVALUATION DES INCERTITUDES

Les principales étapes de la caractérisation des risques liés aux rejets atmosphériques du site sont :

- La caractérisation des émissions atmosphériques ;
- La caractérisation de l'exposition, avec notamment la modélisation de la dispersion atmosphérique ; et,
- La quantification des risques.

Chacune de ces étapes s'accompagne d'incertitudes qui sont détaillées dans les paragraphes ci-dessous.

### 8.1 Bilans des émissions atmosphériques

Le bilan des émissions atmosphériques a été établi selon les données spécifiques du projet d'évolution de l'usine de Connantre et, le cas échéant, suivant une approche pénalisante.

Dans le cadre de la présente ERS, les émissions de l'ensemble des composés susceptibles d'être émis par le site (poussières, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, métaux, HAP, COV et dioxines et furanes) ont été quantifiées.

Deux bilans des émissions ont été établis dans le cadre de la présente étude :

- Selon une approche réaliste, en considérant les mesures disponibles pour les installations du site ainsi que des facteurs d'émissions avec les données de fonctionnement (durée, nombre de camions, quantité de combustible, etc.) représentatives de la mise en œuvre du projet « Maxisucre » ;
- Selon une approche majorante, considérant les valeurs limites d'émissions<sup>24</sup> pour les composés et les installations concernées, à savoir les chaudières de production de vapeur – GV4 et GV5, les fours à chaux et les dépoussiéreurs, et les données de fonctionnement représentatives de la mise en œuvre du projet « Maxisucre ». Pour les autres émissaires (chaudières au FOD et circulation des camions) ainsi que certains composés pour les émissaires réglementés, les émissions ont été estimées de la même manière que pour l'approche réaliste.

#### Données utilisées pour le bilan réel site

Les flux « réels » estimés pour les installations du site sont considérés comme représentatifs des rejets futurs du site dans le cadre du fonctionnement normal des installations. En effet, la durée de fonctionnement des installations a considéré l'allongement de la campagne de production annuelle et la campagne « sirop », et :

- Pour les 2 chaudières de production de vapeur, les fours à chaux et les dépoussiéreurs : les mesures disponibles ont été effectuées directement au niveau de ces installations. A défaut, pour certains composés non mesurés ou regroupés en

---

<sup>24</sup> Valeurs limites issues de l'Arrêté préfectoral 2015-APC-88-IC du 8 décembre 2015 et celles du projet d'AP d'autorisation consolidé daté de 2016

famille de composés, et susceptibles d'être présents dans les rejets de ces installations, les facteurs d'émissions issus de la littérature (CITEPA et AP-42) ont été utilisés. Ces facteurs d'émission peuvent être considérés comme les mieux adaptés dans l'état actuel des connaissances. Les flux ainsi estimés sont considérés comme réalistes et représentatifs du fonctionnement de ces installations ;

- Pour les installations secondaires de combustion (chaudières au FOD), les flux estimés sur la base de la consommation annuelle de FOD et des facteurs d'émission fournis par le CITEPA sont considérés comme réalistes et représentatifs du fonctionnement de ces chaudières ;
- Pour les émissions liées à la circulation des camions, la quantification des émissions a été réalisée sur la base de données théoriques selon l'approche « Tier 1 » de la méthode COPERT IV. Cette approche est basée sur la prise en compte de facteurs fixes d'émission pour chaque substance rejetée, indépendamment de la vitesse des véhicules ou de leur charge. L'ensemble des camions circulant sur le site a été assimilé à des poids lourds de 33 tonnes et la consommation de carburant utilisée pour les camions prise en compte dans la présente étude correspond à la consommation moyenne des poids lourds de 33 tonnes selon les données indiquées dans le « Tier 3 » de la méthode COPERT IV (soit 410 g/km). Les données relatives aux parcours des camions sur le site et du nombre de camions sont représentatifs du fonctionnement de l'usine suite à la mise en œuvre du projet « Maxisucre ». L'utilisation de cette méthodologie correspond aux meilleures données disponibles dans l'état actuel des connaissances.

Pour les 2 chaudières de production de vapeur, il est à préciser que la durée de fonctionnement considérée est celle d'un fonctionnement à plein régime, soit 2 800 heures par an. Toutefois, la durée globale de de fonctionnement des chaudières, incluant le fonctionnement à plein régime, est de 4 560 heures par an : correspondant à 3 360 heures pour les 2 chaudières pendant la campagne « betterave » et 1 200 heures pour une des 2 chaudières pendant la campagne « sirop ». Cette durée est supérieure d'un facteur 1,6 à celle considérée dans la présente étude. Toutefois, le débit d'éjection des chaudières considéré dans la présente étude, issu des mesures réalisées lors de la campagne de décembre 2015, s'élève à 116 000 Nm<sup>3</sup>/h par chaudière, alors que les mesures en continues réalisées de juin à décembre 2016, montrent un débit moyen de 71 525 Nm<sup>3</sup>/h. Le débit considéré dans l'étude est donc supérieur d'un facteur 1,6 au débit réel des chaudières. Ainsi, la prise en compte du débit réel des chaudières et de la durée globale de 4 560 heures, incluant le fonctionnement à plein régime, conduirait à estimer des flux d'émissions similaires à ceux considérés dans la présente étude et ne serait pas de nature à modifier ses conclusions.

#### **Données utilisées pour le bilan majorant du site**

Pour ce bilan, il convient de préciser que les flux d'émissions déterminés pour les chaudières au FOD et la circulation des camions sont identiques à ceux déterminés pour le bilan « réel ». En revanche, pour les 2 chaudières GV4 et GV5, les 2 fours à chaux et les 5 dépoussiéreurs, installations représentant 47 % des flux d'émissions du bilan « réel », le bilan majorant a considéré les VLE réglementaires applicables pour ces installations.

Cette approche est majorante car elle revient à considérer que ces installations émettent toutes simultanément à une teneur égale à la VLE. Or, les mesures à l'émission disponibles, sur plusieurs campagnes notamment pour les dépoussiéreurs, montrent que les concentrations mesurées sont toutes inférieures aux valeurs limites d'émissions et, d'au moins un ordre de grandeur, pour les poussières. Les flux totaux calculés selon le bilan

« majorant » sont, supérieurs respectivement d'un facteur 2 pour les NO<sub>x</sub>, 5,8 pour le SO<sub>2</sub>, 7,6 pour les COV et 13,3 pour les poussières, à ceux calculés selon le bilan « réel »

### **Incertitudes liées aux éventuelles substances non prises en compte**

Sur la base des données disponibles dans la littérature, un total de 42 substances a été considéré de manière quantitative dans la présente étude. Toutefois, dans le cadre des opérations de production de sucre de betteraves, le site utilise également d'autres substances chimiques, notamment des produits organiques volatils (formaldéhyde et isopropanol). Ces produits sont utilisés en petites quantités et en circuits fermés dans les installations de production, limitant les rejets dans l'environnement. Il ne peut toutefois être exclu que ces produits soient présents dans les eaux des bassins de lagunage. Cependant, au regard des faibles quantités mises en œuvre, il est attendu que les concentrations pour ces substances dans les eaux des bassins soient faibles et que les flux de composés volatils potentiellement générés soient négligeables.

## **8.2 Caractérisation des concentrations d'exposition**

### **Données environnementales disponibles sur la qualité des milieux**

Les données environnementales disponibles pour évaluer la qualité actuelle des milieux au voisinage du site de Connantre sont limitées et concernent uniquement la qualité de l'air ambiant à l'échelle départementale et en milieu urbain (agglomération de Châlons-en-Champagne et de Troyes).

Cependant, au vu des faibles concentrations modélisées dans l'air ambiant et celles dans les sols inférieures aux valeurs de bruit de fond disponibles dans le cadre de cette étude, il n'apparaît pas nécessaire de compléter la caractérisation environnementale de ce milieu au voisinage du site TEREOS de Connantre.

### **Modélisation de la dispersion atmosphérique**

Tout modèle est une représentation simplifiée de la réalité, comprenant des éléments d'incertitude qu'il est important de prendre en compte, notamment pour l'analyse des résultats. La qualité de ces résultats dépend, d'une part, du modèle et de la modélisation (phénomène modélisé, équations utilisées...) et, d'autre part, de la qualité des données d'entrée saisies dans le modèle.

Le logiciel ADMS fait partie des logiciels de calcul de dispersion élaborés, intégrant de nombreuses options, et reconnus par la communauté scientifique. Les études de validation du modèle, ainsi que les tests inter-modèles réalisés avec les modèles mondialement reconnus de l'USEPA (ISCST3 et AERMOD), montrent une bonne performance du modèle ADMS.

Ce type de modèle de dispersion atmosphérique est conçu pour calculer la concentration moyenne d'un composé sur une période donnée avec des conditions météorologiques dont les variations présentent une amplitude relativement faible. Le modèle utilise un fichier météorologique séquentiel, comportant des données météorologiques pour chaque heure. Néanmoins, les fluctuations des concentrations mesurées par rapport aux concentrations moyennes calculées, dues aux variations des conditions météorologiques et des conditions d'émissions, ne peuvent être complètement prises en compte par ADMS.

Les paramètres d'entrée du modèle (données météorologiques, caractéristiques des sources...) correspondent aux données les plus adaptées disponibles à ce jour pour le site et il est raisonnable de considérer que les résultats pour ce type de modélisation sont du

même ordre de grandeur que les concentrations qui pourraient être observées. En effet, pour certains paramètres, les points suivants peuvent être notés :

- La localisation des sources et des bâtiments est basée sur la configuration actuelle du site. En effet, comme précisé au Chapitre 2 et sur la Figure A, l'évolution de la localisation des sources d'émissions, uniquement pour le parcours lié aux nouveaux stockages (mélasse et sirop), et des bâtiments est très limitée. Au regard des faibles concentrations modélisées dans l'air ambiant et des niveaux de risques sanitaires associés largement inférieurs aux valeurs de référence, ces quelques modifications liées au projet ne sont pas de nature à remettre en cause les résultats de la présente étude.
- L'essentiel des flux d'émissions (environ 83% pour le bilan « réel ») étant rejeté uniquement durant la période principale de production du site, sur une période pouvant aller de septembre à janvier, cette saisonnalité des flux d'émissions a été prise en compte dans la modélisation à l'aide du logiciel ADMS. Les niveaux de risques calculés au niveau des récepteurs ont ainsi été calculés en considérant les flux rejetés des installations concernées uniquement durant la période de production du site. Cette approche est jugée réaliste au regard du fonctionnement du site et de la prise en compte des conditions météorologiques spécifiques de la période automnale et hivernale.
- Selon un premier niveau d'approche et les recommandations de la société NUMTECH<sup>25</sup>, il a été supposé que les caractéristiques de certains points de rejets (émissaires chapeautés et émissaires en façade) tendaient à fortement diminuer la vitesse d'éjection réelle des émissions. Aussi, les vitesses de rejet de 4 émissaires sur les 8 considérés ont été supposées égales à 0,001 m/s, soit le cas le plus défavorable en termes de dispersion. Cette approche est plus réaliste en termes de dispersion et la prise en compte d'une vitesse d'éjection plus élevée ne serait pas de nature à remettre en cause les résultats de la présente étude.
- Pour les sources linéiques associées au parcours des camions, le modèle ADMS ne peut modéliser que des tronçons rectilignes. Les trajets des camions ont donc été découpés en plusieurs tronçons afin de représenter au mieux leur cheminement considérant les limites du modèle de dispersion.

### 8.3 Quantification des risques

Les incertitudes concernant l'évaluation des risques pour l'inhalation concernent essentiellement les points suivants :

- Les scénarios d'exposition évalués ;
- Les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) utilisées.

#### Scénarios d'exposition

Les scénarios d'exposition considérés sont majorants pour les différents types d'exposition identifiés au voisinage du site. En effet, les récepteurs ont été définis aux points où les concentrations maximales ont été modélisées, pour chaque type d'exposition. Pour l'exposition professionnelle, la durée réglementaire française du temps de travail (8 h/jour,

---

<sup>25</sup> Société commercialisant le logiciel ADMS en France.

220 j/an) a été retenue (hypothèse réaliste) et pour le scénario résidentiel une exposition en permanence (24 h/j et 365 j/an) a été considérée (hypothèse majorante).

A ce titre, il convient de préciser que l'étude « Synthèse des travaux du Département de Santé Environnement de l'Institut de Veille sanitaire sur les variables humaines d'exposition - Juillet 2012 » réalisée par l'Institut de Veille Sanitaire (INVS) précise que la moyenne du temps passé à l'intérieur du logement est de 16,2 heures par jour pour l'ensemble de la population française. De plus, pour les employés, une durée d'exposition de 30 ans a été considérée alors que la durée moyenne estimée d'un emploi dans la même entreprise en France est de 10,1 années<sup>26</sup>. La diminution de ces deux paramètres d'exposition conduirait à une diminution des niveaux de risque calculés, confirmant ainsi les conclusions de la présente étude.

### Valeurs Toxicologiques de Référence

Les VTR utilisées pour les calculs de risques sont spécifiques à la voie d'exposition étudiée dans la mesure où ces dernières étaient disponibles.

Les VTR utilisées sont recueillies auprès d'organismes français de référence (ANSES et INERIS) et des bases de données internationales (IRIS, ATSDR, OMS, Santé Canada, RIVM, OEHHA, et EFSA) et sont sélectionnées selon une approche en respect avec la méthodologie française (guides INERIS et INVS, ainsi que la note d'information de la DGPR et de la DGS du 31 octobre 2014).

Les VTR sont établies pour les personnes sensibles (enfants, personnes âgées, etc.) et sont considérées être les valeurs les plus adaptées, correspondant aux meilleures données disponibles dans l'état actuel des connaissances.

Il est à noter qu'aucune VTR chronique n'étant à ce jour disponible pour certains composés émis par le site (en particulier les NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> et poussières) et conformément à la méthodologie française et notamment la Note d'information de la DGS/DGPR du 31 octobre 2014, aucun calcul de risque n'a pu être effectué pour ces composés. Toutefois, l'impact sanitaire lié à une éventuelle dégradation de la qualité de l'air par les NO<sub>x</sub>, le SO<sub>2</sub> et les poussières a été évalué dans le cadre de la présente étude par comparaison aux valeurs réglementaires définies pour la protection de la santé.

Sur les 27 composés considérés (hors composés NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> et poussières) dans le bilan des émissions atmosphériques pour les émissions canalisées de l'usine, 5 dont 4 appartenant à la famille des alcanes (butane, éthane, propane et pentane), ne disposent pas de VTR pour une exposition par inhalation. Parmi ces 5 composés, seul le zinc est classé pour son pouvoir cancérigène, et uniquement par l'IRIS en classe D, soit une substance ne pouvant être classée quant à sa cancérigénicité pour l'homme en raison de données inadéquates chez l'homme et l'animal pour confirmer ou réfuter la cancérigénicité du composé chez l'homme<sup>27</sup>.

---

<sup>26</sup> ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals), Technical Report n°79, 2001

<sup>27</sup> Le classement de l'IRIS (*Integrated Risk Information System*) est le suivant : pour le zinc : classe D (substance ne pouvant être classée quant à sa cancérigénicité pour l'homme, données inadéquates chez l'homme et l'animal pour confirmer ou réfuter la cancérigénicité du composé chez l'homme) ; "*Data are inadequate for an assessment of human carcinogenic potential*" (US EPA Revised Draft Guidelines, 1999) et "*Inadequate information to assess carcinogenic potential*" (US EPA Guidelines, 2005).

## **8.4 Bilan des incertitudes**

L'approche qui a été suivie pour l'évaluation des risques sanitaires est basée sur des informations spécifiques au site, sur des données représentatives et sur des hypothèses pénalisantes, en particulier pour l'estimation des flux d'émissions et pour les scénarios d'exposition.

Aux incertitudes présentées dans les paragraphes précédents peuvent s'ajouter les incertitudes liées aux connaissances techniques du moment, comme la non prise en compte de composés chimiques, la validité des valeurs toxicologiques, ou l'interaction éventuelle entre certaines substances. Ces incertitudes ne sont cependant pas quantifiables.

## 9. SYNTHÈSE

La société TEREOS France exploite sur la commune de Connantre dans le département de la Marne (51), une sucrerie, dont les activités sont soumises au régime de l'autorisation suivant la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement, et envisage d'augmenter ses capacités de production de sucre avec le projet « Maxisucre ». Dans ce contexte, un dossier de demande d'autorisation d'exploiter (DDAE) est réalisé avec le support de la société Ingénierie de Procédés Sucres et Biotechnologies (IPSB).

La présente Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) est réalisée dans le cadre de ce dossier et a pour objectif d'évaluer l'impact chronique des rejets des installations dans leur configuration future sur la santé des populations avoisinantes de l'usine, lors du fonctionnement normal de celle-ci. Dans la mesure où le projet ne modifiera pas les rejets aqueux actuels du site, l'ERS a concerné uniquement les rejets atmosphériques.

Le site est à l'origine d'émissions atmosphériques canalisées provenant des unités de production du site et des ateliers de conditionnement et de stockage du sucre ainsi que diffuses liées principalement à la circulation des véhicules sur le site. Les émissions sont constituées essentiellement de poussières, de dioxyde de soufre, d'oxydes d'azote, de Composés Organiques Volatils, d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, de métaux, de dioxines et furanes et d'ammoniac. La nature et le type des émissions atmosphériques du site ne seront pas modifiés suite à la mise en place du projet « Maxisucre ». Le principal impact du projet sur les émissions atmosphériques est lié à l'allongement des temps des campagnes betteraves et la réalisation de campagnes sirop en avril et juin.

Les rejets atmosphériques des installations du site ont été quantifiés selon un bilan « réel » à partir de mesures disponibles pour les installations du site et des facteurs d'émissions ainsi que selon un bilan « majorant » à partir des valeurs limites réglementaires applicables. Les rejets diffus associés à la circulation des véhicules ont été estimés à partir de facteurs d'émissions selon la méthodologie COPERT<sup>28</sup> pour les 2 bilans.

La principale voie d'exposition identifiée pour les composés émis par le site de Connantre est l'inhalation. Toutefois, certains composés rejetés à l'atmosphère sous forme particulaire, peuvent se déposer au sol et être transférés au travers de la chaîne alimentaire (notamment au niveau des cultures au voisinage du site et dans les légumes et les fruits éventuellement autoproduits dans les jardins des riverains). Les concentrations d'exposition dans l'air et les dépôts au sol ont été modélisés en utilisant le modèle de dispersion atmosphérique ADMS, prenant en compte l'influence des différents émissaires, des bâtiments du site, des conditions météorologiques sur 3 ans et de l'occupation des sols au voisinage. Des récepteurs, représentatifs des expositions maximales pour les différents scénarios d'exposition identifiés au voisinage de la sucrerie (expositions dans un cadre résidentiel et dans un cadre professionnel), ont été définis selon l'environnement du site et les iso contours des concentrations modélisées.

Les conclusions de cette évaluation sont les suivantes :

- Pour une exposition par inhalation dans un cadre résidentiel et dans un cadre professionnel, les concentrations modélisées pour les composés ne disposant pas de

---

<sup>28</sup> European Environment Agency, COPERT IV: Computer programme to calculate emissions from road transport. Emission Inventory Guidebook. August 2007, Air pollutant emission inventory guidebook — 2009 » (chapitre 1.A « Combustion »).



Valeur Toxicologique de Référence (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> et poussières) sont inférieures aux valeurs réglementaires de qualité de l'air pour la protection de la santé quel que soit le scénario considéré (« réel » ou « majorant »). Pour les autres composés considérés, les sommes des niveaux de risques calculées pour les deux types de récepteurs les plus exposés (R1 – Résidences Sud-Est et P1- Entreprise Sud) sont très inférieures aux valeurs de référence à la fois pour les effets à seuil et les effets sans seuil quel que soit le scénario considéré (« réel » ou « majorant ») ;

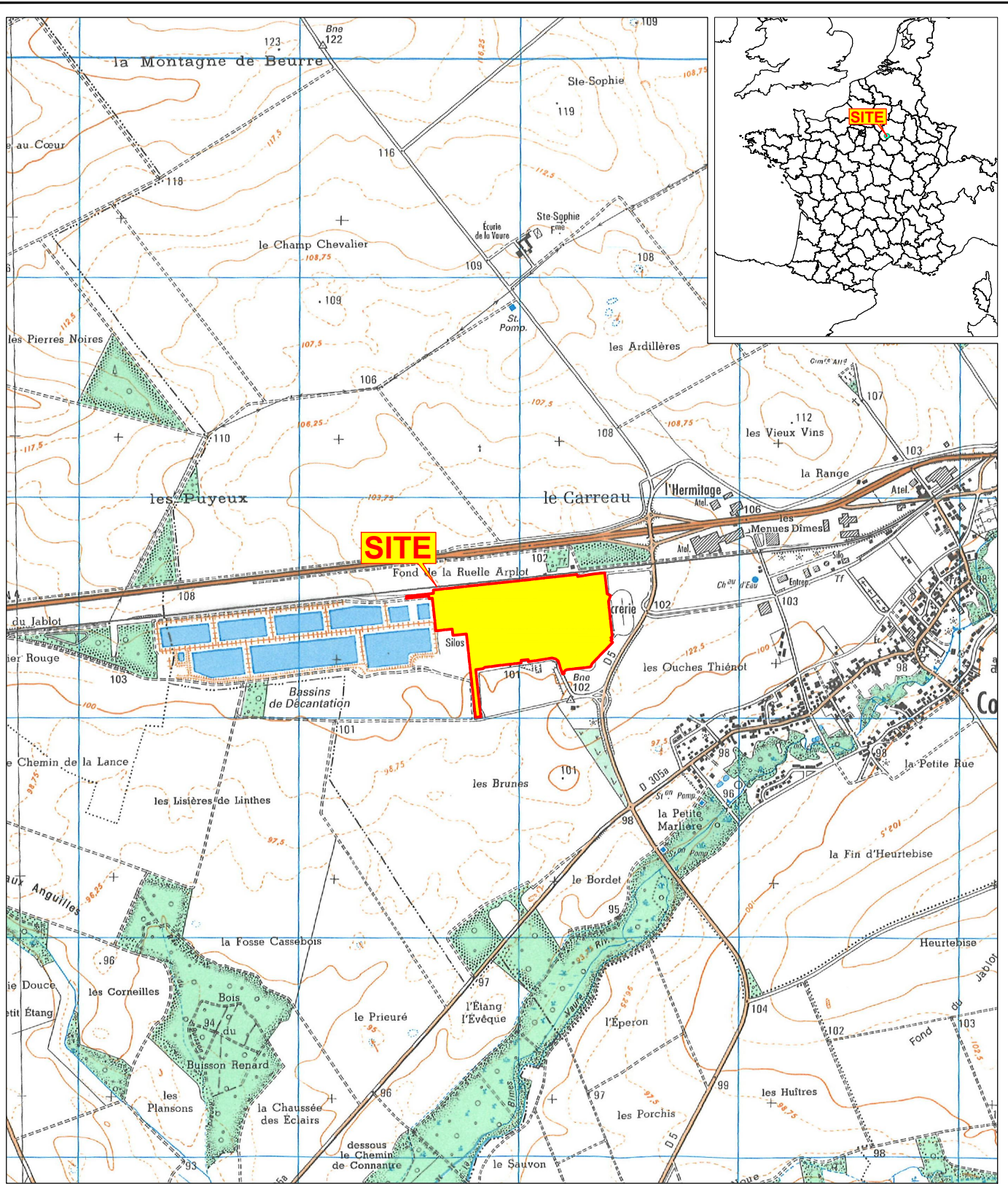
- Pour une exposition par ingestion directe de sol et / ou par ingestion de végétaux : les concentrations calculées dans les sols superficiels à partir des dépôts au sol modélisés par ADMS au niveau des zones les plus proches et les plus exposées montrent que les teneurs modélisées sont inférieures ou similaires à la borne haute des teneurs rencontrées dans les sols ruraux et urbains français et ne nécessite pas une évaluation quantitative plus approfondie, quel que soit le scénario considéré (« réel » ou « majorant »).

Ainsi, selon les informations et les connaissances techniques disponibles au moment de la réalisation de cette étude, les niveaux de risques sanitaires induits par les rejets atmosphériques des installations du site de Connantre après la mise en place du projet « Maxisucre » sont inférieurs aux valeurs de référence pour le voisinage du site et la surveillance des effets des installations sur l'environnement au voisinage du site n'est pas jugée nécessaire.

**LIMITATIONS DU RAPPORT**

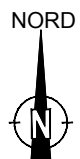
AECOM France a préparé ce rapport pour l'usage exclusif de TEREOS France conformément à la proposition commerciale d'AECOM France n° OPP-511812 référencée n° PAR-PRO-16-16997A selon les termes de laquelle nos services ont été réalisés. Le contenu de ce rapport peut ne pas être approprié pour d'autres usages, et son utilisation à d'autres fins que celles définies dans la proposition d'AECOM France, par TEREOS France ou par des tiers, est de l'entière responsabilité de l'utilisateur. Sauf indication contraire spécifiée dans ce rapport, les études réalisées supposent que les sites et installations continueront à exercer leurs activités actuelles sans changement significatif. Les conclusions et recommandations contenues dans ce rapport sont basées sur des informations fournies par le personnel du site et les informations accessibles au public, en supposant que toutes les informations pertinentes ont été fournies par les personnes et entités auxquelles elles ont été demandées. Les informations obtenues de tierces parties n'ont pas été vérifiées par AECOM, sauf mention contraire dans le rapport.

## ***FIGURES***



J:\ITEREOS France Connantre 60516861\Graphique\ERSIPAR-RAP-16-17310 F01-07.dwg

Source carte IGN n° 2715 E



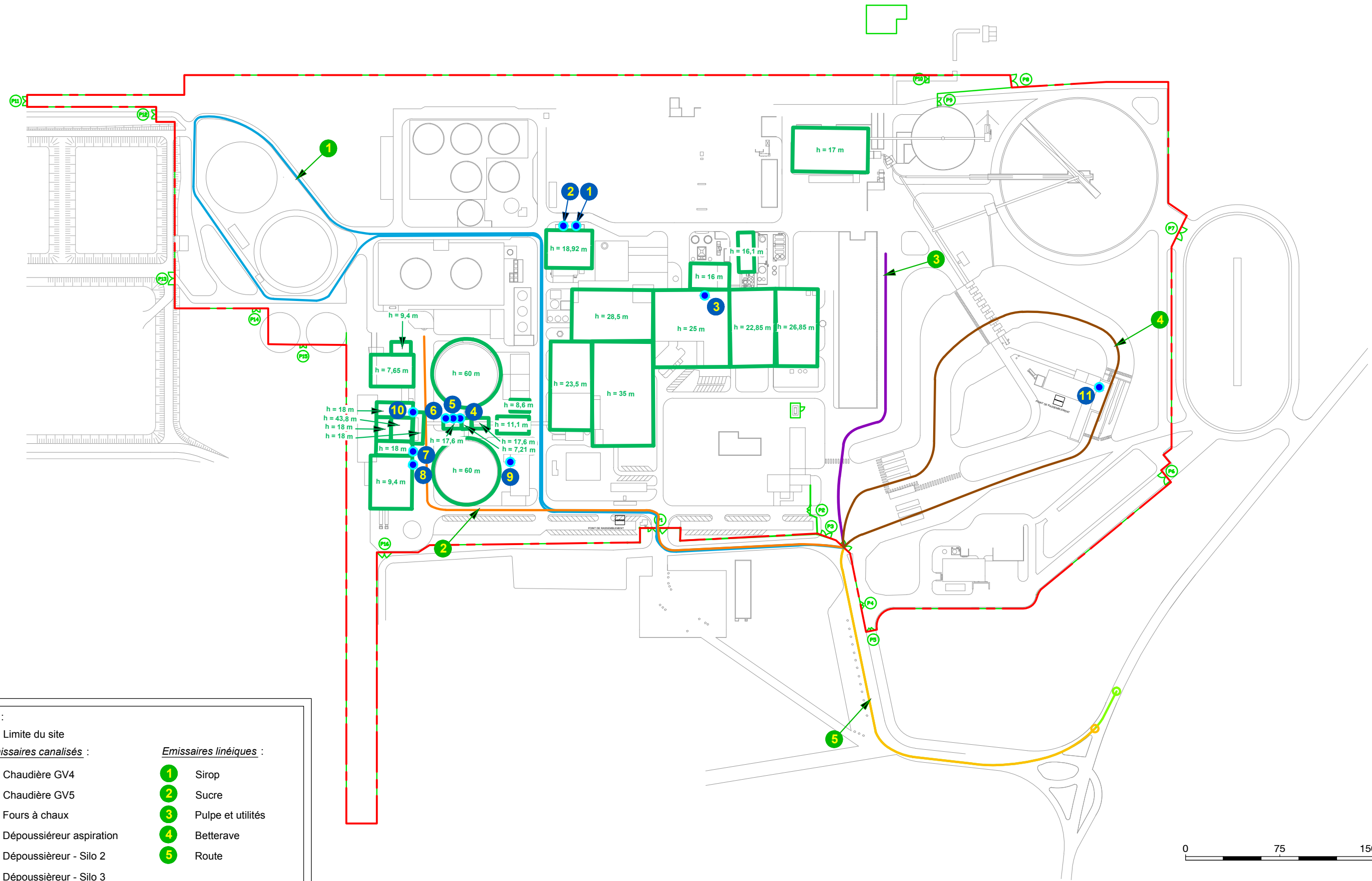
0 500 1000 m

**LOCALISATION DU SITE**

**AECOM**  
 AECOM France  
 Siège social  
 87 avenue François Arago  
 92017 Nanterre Cedex

Titre	<b>EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES</b>
Lieu	<b>CONNANTRE (51)</b>
Client	<b>TEREOS FRANCE</b>

Ech.	<b>1/25 000</b>	Format	<b>A4</b>
Date	<b>AVRIL 2017</b>		
Proj.	<b>60516861</b>		
Ref.	<b>PAR-RAP-16-17310</b>		
Dess.	<b>JFJ</b>	Vérif.	<b>FLB</b>
<b>FIGURE 1</b>			



**Légende :**

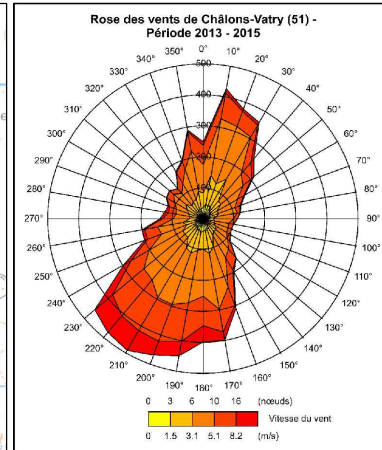
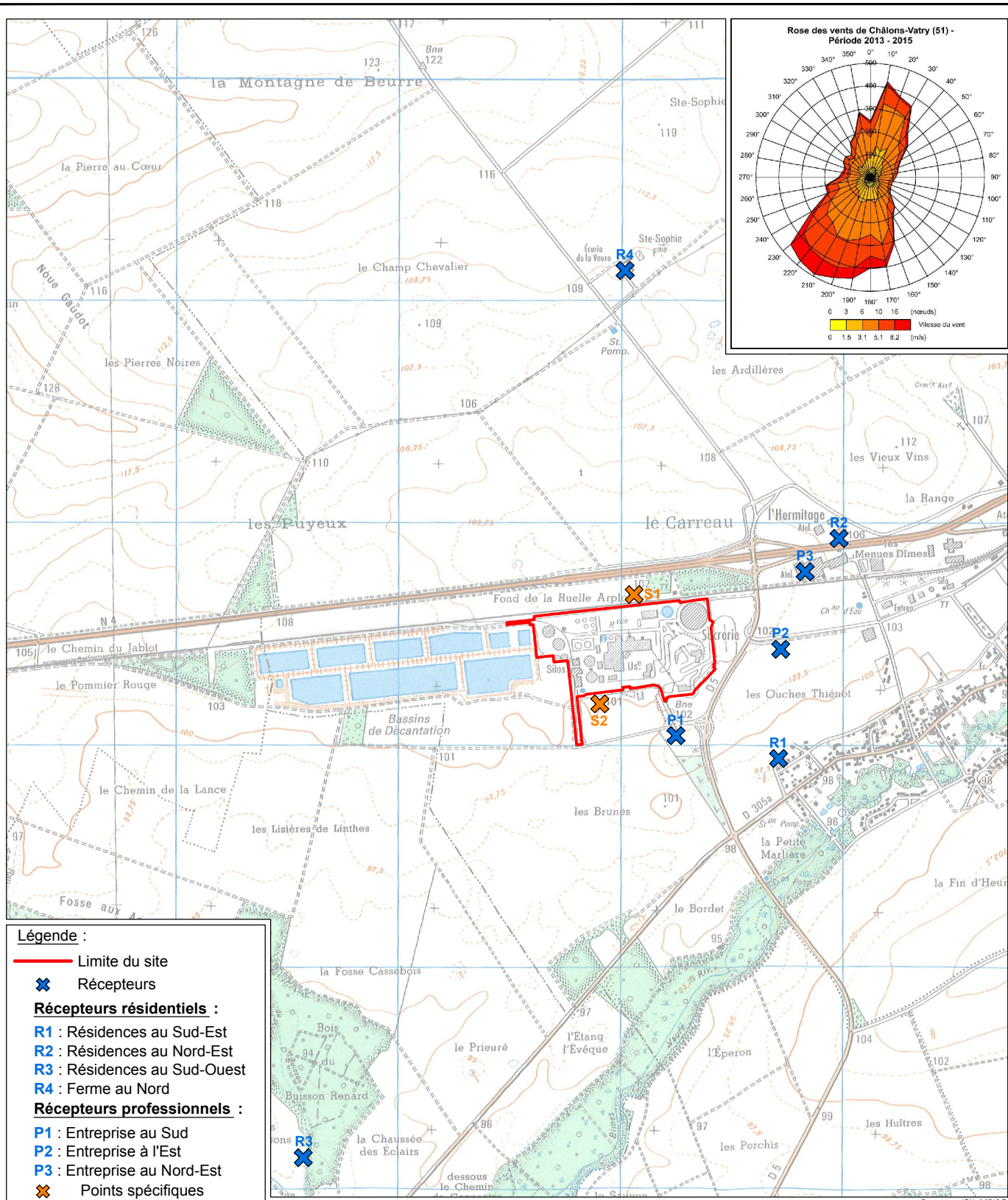
- Limite du site
- **Emissaires canalisés :**
- **1** Chaudière GV4
- **2** Chaudière GV5
- **3** Fours à chaux
- **4** Dépoussiéreur aspiration
- **5** Dépoussiéreur - Silo 2
- **6** Dépoussiéreur - Silo 3
- **7** Dépoussiéreur ensachage
- **8** Dépoussiéreur wagon
- **9** Chaudière garage\*
- **10** Chaudières silo\*
- **11** Chaudière centre de réception\*
- **Emissaires linéiques :**
- **1** Sirop
- **2** Sucre
- **3** Pulpe et utilités
- **4** Betterave
- **5** Route

\* Emissaires non modélisés



**PLAN DU SITE ET LOCALISATION DES EMISSAIRES**

 AECOM France Siège Social 87 Avenue François Arago 92017 Nanterre Cedex	Titre	<b>EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES</b>	Ech.	<b>1/3 000</b>	Format	<b>A3</b>
	Lieu	<b>CONNANTRE (51)</b>	Date	<b>AVRIL 2017</b>		
	Client	<b>TEREOS FRANCE</b>	Proj.	<b>60516861</b>		
			Ref.	<b>PAR-RAP-16-17310</b>		
			Dess.	<b>JFJ</b>	Vérif.	<b>FLB</b>
			<b>FIGURE 2</b>			



**Légende :**

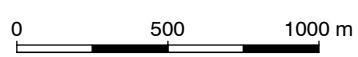
- Limite du site
- X Récepteurs

**Récepteurs résidentiels :**

- R1 : Résidences au Sud-Est
- R2 : Résidences au Nord-Est
- R3 : Résidences au Sud-Ouest
- R4 : Ferme au Nord

**Récepteurs professionnels :**

- P1 : Entreprise au Sud
- P2 : Entreprise à l'Est
- P3 : Entreprise au Nord-Est
- X Points spécifiques
- S1 : Champ agricole au Nord
- S2 : Champ agricole au Sud



**LOCALISATION DES RECEPTEURS CONSIDERES**

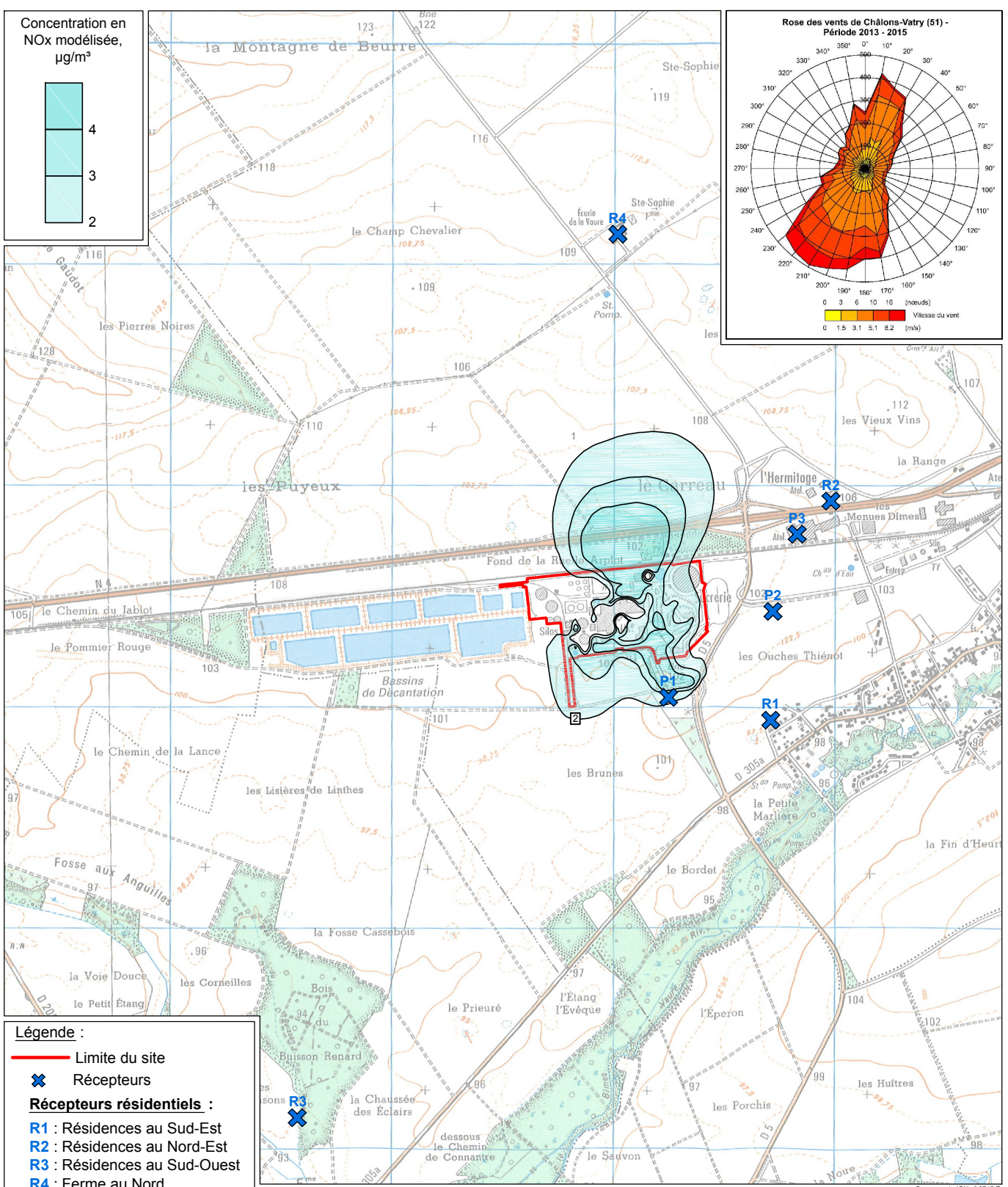
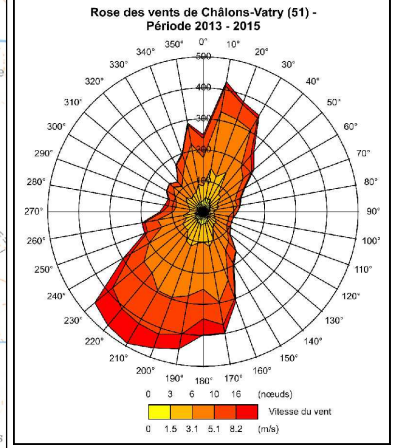
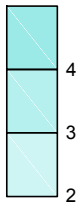
**AECOM**  
AECOM France

Siège social  
87 avenue François Arago  
92017 Nanterre Cedex

Titre	<b>EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES</b>
Lieu	<b>CONNANTRE (51)</b>
Client	<b>TEREOS FRANCE</b>

Ech.	<b>1/25 000</b>	Format	<b>A4</b>
Date	<b>AVRIL 2017</b>		
Proj.	<b>60516861</b>		
Ref.	<b>PAR-RAP-16-17310</b>		
Dess.	<b>JFJ</b>	Vérif.	<b>FLB</b>
<b>FIGURE 3</b>			

Concentration en NOx modélisée,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$



- Légende :**
- Limite du site
  - ✕ Récepteurs
  - Récepteurs résidentiels :**
  - R1 : Résidences au Sud-Est
  - R2 : Résidences au Nord-Est
  - R3 : Résidences au Sud-Ouest
  - R4 : Ferme au Nord
  - Récepteurs professionnels :**
  - P1 : Entreprise au Sud
  - P2 : Entreprise à l'Est
  - P3 : Entreprise au Nord-Est

**ISO CONTOURS DES CONCENTRATIONS HORAIRES MOYENNES ANNUELLES EN OXYDES D'AZOTE (NOx) - BILAN MAJORANT**



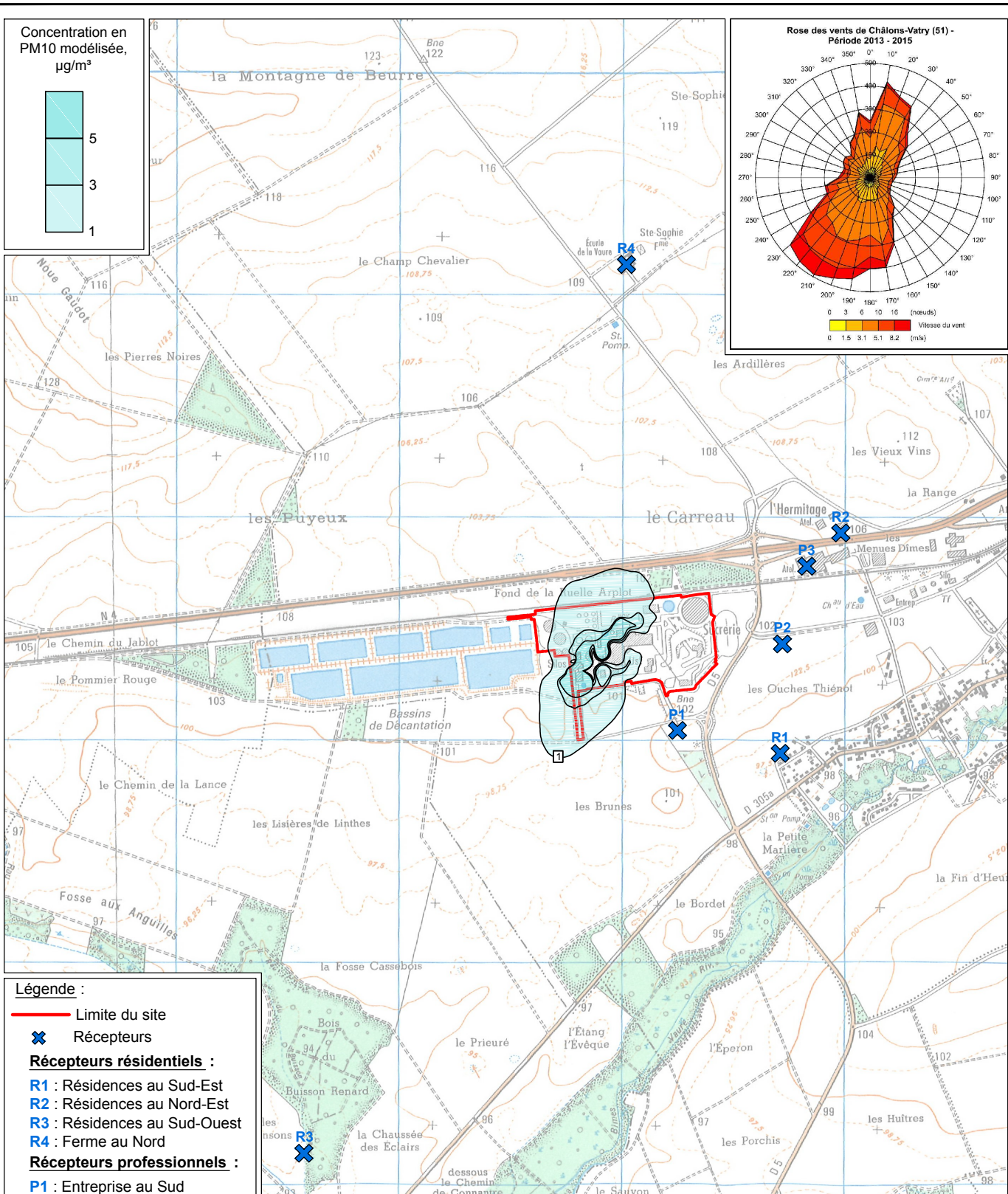
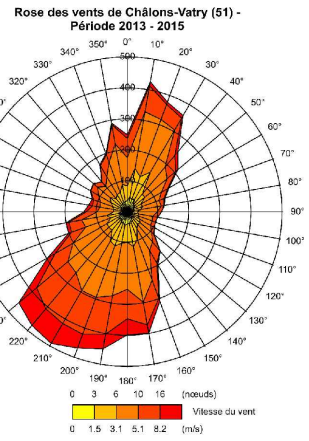
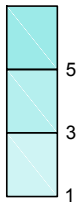
Siège social  
87 avenue François Arago  
92017 Nanterre Cedex

Titre **EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES**  
Lieu **CONNANTRE (51)**  
Client **TEREOS FRANCE**

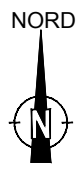
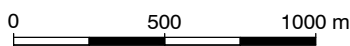
Ech. <b>1/25 000</b>	Format <b>A4</b>
Date <b>AVRIL 2017</b>	
Proj. <b>60516861</b>	
Ref. <b>PAR-RAP-16-17310</b>	
Dess. <b>JFJ</b>	Vérif. <b>FLB</b>
<b>FIGURE 4</b>	

J:\ITEREOS France Connantre 60516861\Graphique\ERSIPAR-RAP-16-17310 F01-07.dwg

Concentration en PM10 modélisée,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$



- Légende :**
- Limite du site
  - ✕ Récepteurs
  - Récepteurs résidentiels :**
  - R1 : Résidences au Sud-Est
  - R2 : Résidences au Nord-Est
  - R3 : Résidences au Sud-Ouest
  - R4 : Ferme au Nord
  - Récepteurs professionnels :**
  - P1 : Entreprise au Sud
  - P2 : Entreprise à l'Est
  - P3 : Entreprise au Nord-Est



**ISO CONTOURS DES CONCENTRATIONS HORAIRES MOYENNES ANNUELLES EN POUSSIÈRES ASSIMILÉES À DES PM10 - BILAN MAJORANT**



AECOM France  
Siège social  
87 avenue François Arago  
92017 Nanterre Cedex

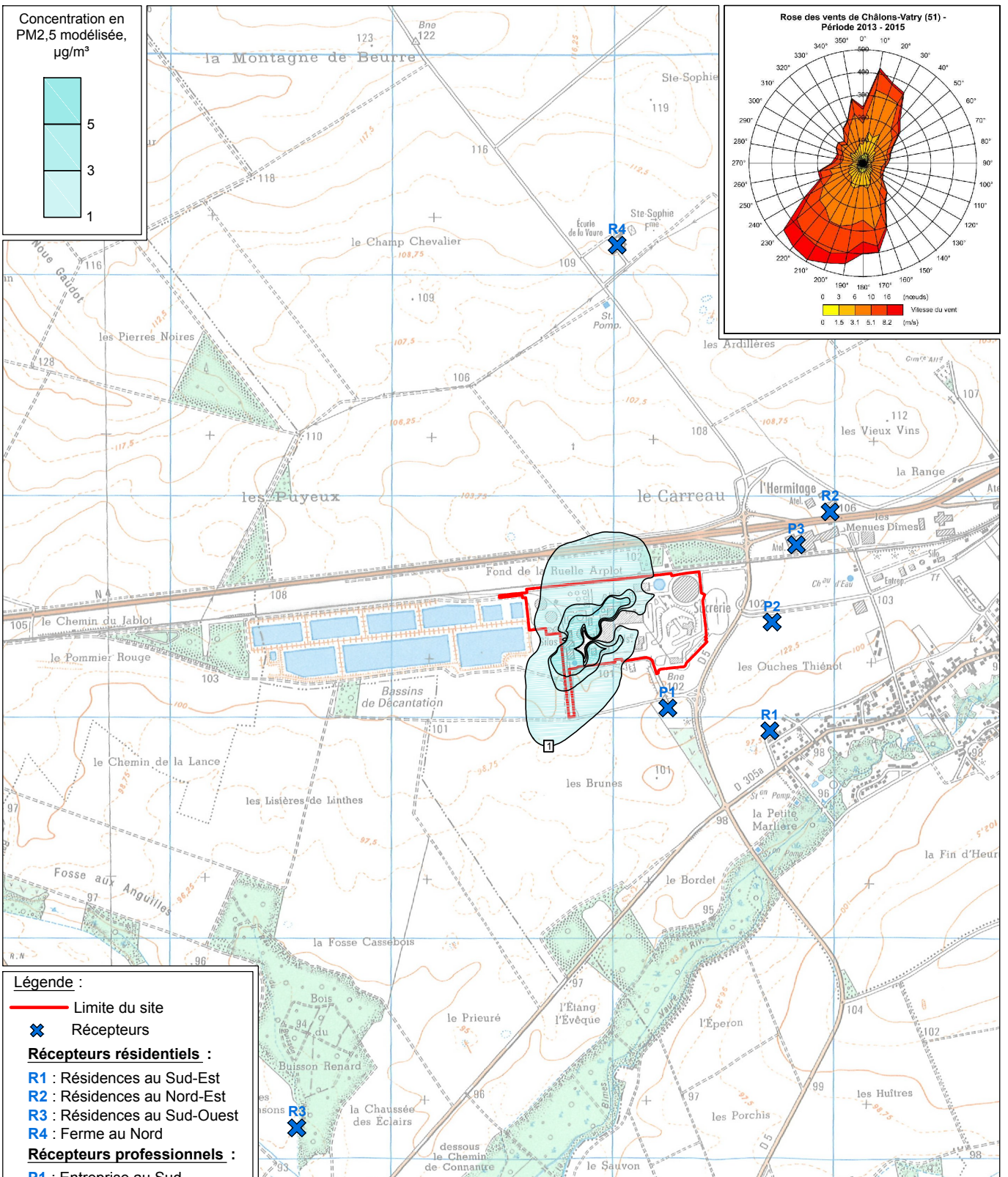
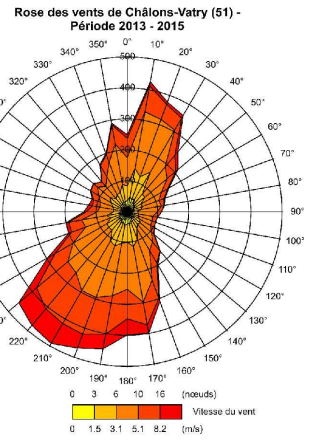
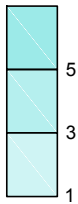
Titre	<b>EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES</b>
Lieu	<b>CONNANTRE (51)</b>
Client	<b>TEREOS FRANCE</b>

Ech.	<b>1/25 000</b>	Format	<b>A4</b>
Date	<b>AVRIL 2017</b>		
Proj.	<b>60516861</b>		
Ref.	<b>PAR-RAP-16-17310</b>		
Dess.	<b>JFJ</b>	Vérif.	<b>FLB</b>
<b>FIGURE 5</b>			

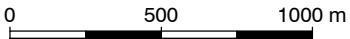
J:\ITEREOS France Connantre 60516861\Graphique\ERSIPAR-RAP-16-17310 F01-07.dwg



Concentration en PM2,5 modélisée,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$



- Légende :**
- Limite du site
  - X Récepteurs
- Récepteurs résidentiels :**
- R1 : Résidences au Sud-Est
  - R2 : Résidences au Nord-Est
  - R3 : Résidences au Sud-Ouest
  - R4 : Ferme au Nord
- Récepteurs professionnels :**
- P1 : Entreprise au Sud
  - P2 : Entreprise à l'Est
  - P3 : Entreprise au Nord-Est



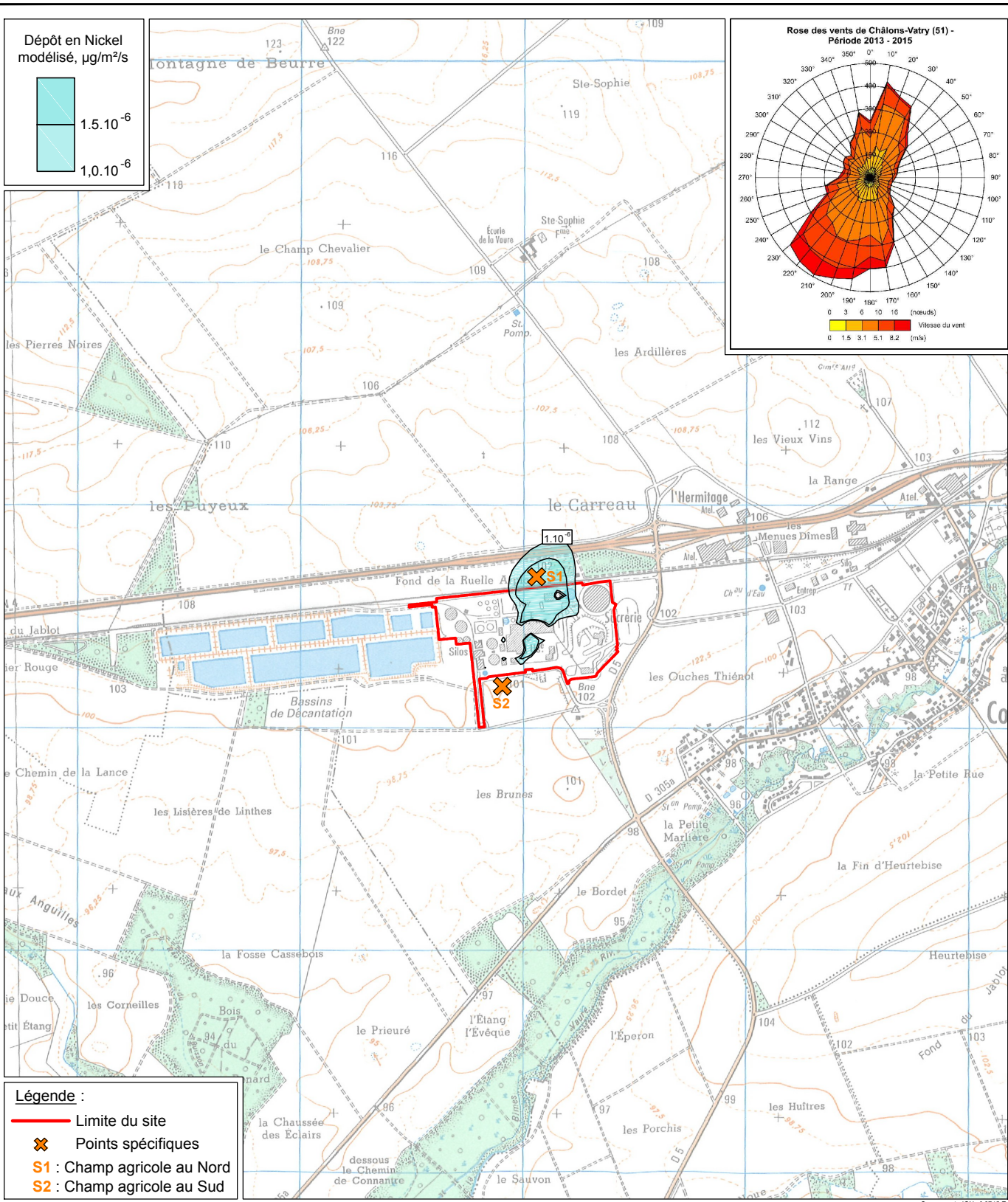
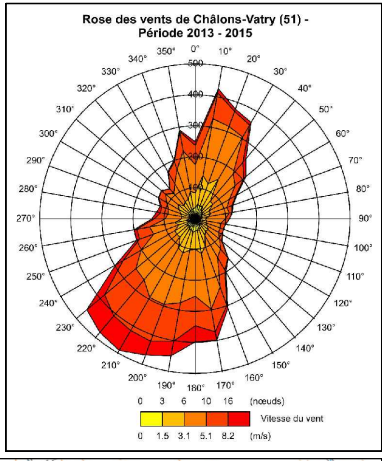
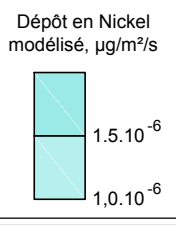
**ISO CONTOURS DES CONCENTRATIONS HORAIRES MOYENNES ANNUELLES EN POUSSIÈRES ASSIMILÉES À DES PM2,5 - BILAN MAJORANT**



Siège social  
87 avenue François Arago  
92017 Nanterre Cedex

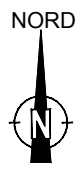
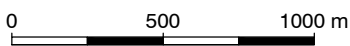
Titre **EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES**  
Lieu **CONNANTRE (51)**  
Client **TEREOS FRANCE**

Ech. <b>1/25 000</b>	Format <b>A4</b>
Date <b>AVRIL 2017</b>	
Proj. <b>60516861</b>	
Ref. <b>PAR-RAP-16-17310</b>	
Dess. <b>JFJ</b>	Vérif. <b>FLB</b>
<b>FIGURE 6</b>	



**Légende :**

- Limite du site
- X Points spécifiques
- S1 : Champ agricole au Nord
- S2 : Champ agricole au Sud



**ISO CONTOURS DES DEPOTS HORAIRES MOYENS ANNUELS EN NICKEL - BILAN MAJORANT**

**AECOM**  
AECOM France

Siège social  
87 avenue François Arago  
92017 Nanterre Cedex

Titre	<b>EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES</b>
Lieu	<b>CONNANTRE (51)</b>
Client	<b>TEREOS FRANCE</b>

Ech.	<b>1/25 000</b>	Format	<b>A4</b>
Date	<b>AVRIL 2017</b>		
Proj.	<b>60516861</b>		
Ref.	<b>PAR-RAP-16-17310</b>		
Dess.	<b>JFJ</b>	Vérif.	<b>FLB</b>
<b>FIGURE 7</b>			

J:\TEREOS France Connantre 60516861\Graphique\ERSIPAR-RAP-16-17310 F01-07.dwg

## ***TABLEAUX***

Tableau 1 : Emissions des installations principales de combustion (chaudières GV4 et GV5) fonctionnant au gaz naturel

A - Résultats des mesures

Paramètre	Unité	Campagne de décembre 2015 <sup>(1)</sup>
Vitesse des fumées	m/s	11,9
Température	°C	60
Humidité	%	13,8
Débit sur gaz sec	Nm <sup>3</sup> /h	116000
Teneur en oxygène (O <sub>2</sub> )	%	5,4
Consommation future de gaz naturel	m <sup>3</sup> /j	180 000
Durée de fonctionnement maximale <sup>(2)</sup>	j/an	140
	h/an	2800

B - Bilan "réel" - à partir des résultats de mesures ou de facteurs d'émissions

Composé	Concentration à 3% d'O <sub>2</sub> sur gaz sec <sup>(1)</sup> mg/Nm <sup>3</sup>	Concentration sur gaz sec <sup>(2)</sup> mg/Nm <sup>3</sup>	Facteur d'émission (FE) <sup>(4)</sup> g/GJ ou Proportion issue des FE %	Flux "réel" estimé sur GV5 kg/an	Flux "réel" estimé sur GV4 <sup>(5)</sup> kg/an	Flux totaux kg/an	Méthode de calcul des flux d'émissions
Poussières	0,50	0,44	-	142	142	284	1
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	5,5	4,8	-	1 550	1 550	3 101	
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	72	63	-	20 417	20 417	40 834	
<b>COV totaux, exprimés en équivalent C</b>	na	na	2,5	2 499,8	2 499,8	4 999,7	2
COV totaux	na	na	-	3 057,5	3 057,5	6 114,9	3
Benzène	na	na	0,02%	5,69E-01	5,69E-01	1,14E+00	
Butane			19%	5,69E+02	5,69E+02	1,14E+03	
Dichlorobenzène			0,01%	3,25E-01	3,25E-01	6,50E-01	
Ethane			27%	8,40E+02	8,40E+02	1,68E+03	
Formaldéhyde			0,7%	2,03E+01	2,03E+01	4,06E+01	
Hexane			16%	4,88E+02	4,88E+02	9,76E+02	
Naphtalène			0,01%	1,65E-01	1,65E-01	3,31E-01	
Pentane			23%	7,05E+02	7,05E+02	1,41E+03	
Propane			14%	4,34E+02	4,34E+02	8,67E+02	
Toluène			0,03%	9,21E-01	9,21E-01	1,84E+00	
<b>Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)</b>			na	na	nd	0,001	0,001
Benzo(a)pyrène	na	na	0,0001%	9,5E-05	9,5E-05	1,9E-04	
Benzo(b)fluoranthène			0,0001%	1,3E-04	1,3E-04	2,5E-04	
Benzo(k)fluoranthène			0,0001%	1,3E-04	1,3E-04	2,5E-04	
Indéno(1,2,3-cd)pyrène			0,0001%	1,3E-04	1,3E-04	2,5E-04	
Benzo(g,h,i)pérylène			0,0001%	9,5E-05	9,5E-05	1,9E-04	
Benzo(a)anthracène			0,0001%	1,3E-04	1,3E-04	2,5E-04	
Dibenzo(a,h)anthracène			0,0001%	9,5E-05	9,5E-05	1,9E-04	
Fluoranthène			0,0001%	2,0E-04	2,0E-04	4,1E-04	

na : non analysé

- : donnée non disponible

COV : Composés Organiques Volatils

<sup>(1)</sup> Rapport Bureau Veritas "Mesure des émissions atmosphériques chaudière GV5 - 16 au 17 décembre 2015" n°2839828/2.1.2.R, 18/02/2016

<sup>(2)</sup> Installations fonctionnant en continu uniquement pendant la campagne annuelle de production du sucre, d'une durée maximale de 140 jours suite à la mise en place du projet. Le nombre d'heures par an correspond à une estimation de la durée de fonctionnement à plein régime

<sup>(3)</sup> Concentration non corrigée en O<sub>2</sub> mesurée en sortie de cheminée de la chaudière GV5 en décembre 2015

<sup>(4)</sup> Données issues du Rapport National d'inventaire CITEPA - OMINEA - 13ème édition - Avril 2016 ou, à défaut, de la section 1.4 "Natural Gas combustion" de l'AP 42 de l'US Environmental Protection Agency (Cf. Annexe A)

<sup>(5)</sup> En l'absence de mesures sur la cheminée de la chaudière GV4, les données provenant des mesures réalisées sur la GV5 ont été considérées, ces deux chaudières étant similaires

Méthodes de calcul :

1 : Flux massique annuel calculé sur la base des concentrations mesurées en décembre 2015 dans les rejets atmosphériques de la chaudière GV5, du débit d'éjection mesuré et d'une durée de fonctionnement des installations considérant 140 jours par an de production

2 : En l'absence de mesures à l'émission pour les COV totaux, les émissions liées à la combustion du gaz naturel sont estimées à partir de facteurs d'émissions et de la consommation annuelle de combustible, selon la formule suivante :

$$\text{Flux (kg/an)} = C \text{ (m}^3\text{/an)} \times m_v \times \text{PCI} \times \text{FE} \times 10^{-6}$$

avec C : consommation annuelle en gaz naturel en m<sup>3</sup> ;

m<sub>v</sub> : masse volumique du gaz naturel (0,8 kg/m<sup>3</sup>) ;

PCI : Pouvoir calorifique inférieur du gaz naturel (49,6 MJ/kg) ;

FE : facteur d'émission du composé en g/GJ.

3 : Pour la spéciation des composés COV individualisés, une répartition a été calculée à partir des facteurs d'émissions proposés par le CITEPA. A partir de cette répartition, la conversion du flux de COV exprimé en équivalent carbone en COV réel a été réalisée, selon la formule suivante : Flux en COV réel = Flux en COV éq C / k avec :

$$k = \sum k_i \text{ et } k_i = \text{Nbre C} \times \text{MM C} / \text{MM i}$$

Nbre C : nombre de carbone du composé i (Cf. Annexe A) ;

MM C : masse molaire du carbone (12,01 g/mol) ;

MM i : masse molaire du composé i (g/mol) (Cf. Annexe A).

4 - Pour les HAP, la spéciation a été réalisée à partir des facteurs d'émission issus de l'OMINEA (Cf. Annexe A) en considérant que ceux-ci sont émis sous forme particulaire. Les flux en HAP potentiellement émis ont été estimés à partir du flux en poussières totales auquel ont été appliquées les proportions de chaque HAP déterminées sur la base de la spéciation réalisée

C - Bilan "majorant" - à partir des Valeurs Limites d'Emissions (VLE)

Composé	Concentration à 3% d'O <sub>2</sub> sur gaz secs <sup>(1)</sup> mg/Nm <sup>3</sup>	Concentration sur gaz sec <sup>(2)</sup> mg/Nm <sup>3</sup>	Flux "majorant" estimé sur GV5 kg/an	Flux "majorant" estimé sur GV4 <sup>(3)</sup> kg/an	Flux totaux kg/an	Méthode de calcul
Poussières	5	5,8	1 895	1 895	3 789	1
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	10	11,7	3 789	3 789	7 579	
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	100	117	37 893	37 893	75 787	
<b>COV totaux, exprimés en équivalent C</b>	50	58,3	18 947	18 947	37 893	1
COV totaux	-	-	23 173	23 173	46 346	2
Benzène	-	0,02%	4,3	4,3	9	2
Butane		19%	4 313,2	4 313,2	8 626	
Dichlorobenzène		0,01%	2,5	2,5	4,9	
Ethane		27%	6 367,1	6 367,1	12 734	
Formaldéhyde		0,7%	154,0	154,0	308	
Hexane		16%	3 697,0	3 697,0	7 394	
Naphtalène		0,01%	1,3	1,3	2,5	
Pentane		23%	5 340,2	5 340,2	10 680	
Propane		14%	3 286,3	3 286,3	6 573	
Toluène		0,03%	7,0	7,0	14	
<b>Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)</b>		0,01	0,012	3,8	3,8	
Benzo(a)pyrène	-	9,52%	0,36	0,36	0,72	3
Benzo(b)fluoranthène		12,70%	0,48	0,48	0,96	
Benzo(k)fluoranthène		12,70%	0,48	0,48	0,96	
Indéno(1,2,3-cd)pyrène		12,70%	0,48	0,48	0,96	
Benzo(g,h,i)pérylène		9,52%	0,36	0,36	0,72	
Benzo(a)anthracène		12,70%	0,48	0,48	0,96	
Benzo(a,h)anthracène		9,52%	0,36	0,36	0,72	
Fluoranthène		20,63%	0,78	0,78	1,56	

COV : Composés Organiques Volatils

- : donnée non disponible

<sup>(1)</sup> Valeurs limites issues de l'Arrêté préfectoral 2015-APC-88-IC du 8 décembre 2015

<sup>(2)</sup> Concentration non corrigée pour l'O<sub>2</sub> mesurée en sortie de cheminée en décembre 2015

<sup>(3)</sup> En l'absence de mesures sur la cheminée de la chaudière GV4, les données provenant des mesures réalisées sur la GV5 ont été considérées, car ces deux chaudières sont similaires

Méthodes de calcul :

1 - Flux massique annuel calculé à partir de la concentration limite découragée par proportion du composé (Cf. Annexe A), du débit mesuré en décembre 2015 sur la chaudière GV5 et d'une hypothèse majorante pour la durée de fonctionnement des installations (140 jours par an)

3 : Pour la spéciation des composés COV individualisés, une répartition a été calculée à partir des facteurs d'émissions proposés par le CITEPA. A partir de cette répartition, la conversion du flux de COV exprimé en équivalent carbone en COV réel a été réalisée, selon la formule suivante : Flux en COV réel = Flux en COV éq C / k avec :

$$k = \sum k_i \text{ et } k_i = \text{Nbre C} \times \text{MM C} / \text{MM i}$$

Nbre C : nombre de carbone du composé i (Cf. Annexe A) ;

MM C : masse molaire du carbone (12,01 g/mol) ;

MM i : masse molaire du composé i (g/mol) (Cf. Annexe A).

4 - Pour les HAP, la spéciation a été réalisée à partir des facteurs d'émission issus de l'OMINEA (Cf. Annexe A) en considérant ceux-ci sont émis sous forme particulaire. Les % pour chacun des HAP potentiellement émis a été appliqué au flux en poussières totales.

**TEREOS France - Site de Connantre (51)**  
Evaluation des Risques Sanitaires

**Tableau 2 : Emissions des fours à chaux**

**A - Caractéristiques de la cheminée des 2 fours à chaux**

Paramètre	Unité	Campagne de décembre 2014 <sup>(1)</sup>
Vitesse des fumées	m/s	49,6
Température	°C	60,1
Humidité	%	14,5
Débit sur gaz sec	Nm <sup>3</sup> /h	8 709
Teneur en oxygène (O <sub>2</sub> )	%	2,5
Durée de fonctionnement maximale	h/an	3 360

**B - Bilan "réel" - à partir des résultats de mesures**

Composé	Concentration sur gaz sec <sup>(1)</sup> mg/Nm <sup>3</sup>	Flux g/h	Flux "réel" estimé <sup>(2)</sup> kg/an
Poussières	3,61	31,4	106
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	0,59	5,14	17,3
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	281	2447,23	8 223
COV totaux non méthaniques éqC	<0,63	-	-
Dioxines et furanes <sup>(3)</sup>	9,38E-09	8,17E-08	2,74E-07
<i>Composés particulaires</i>		Proportion <sup>(4)</sup>	
Arsenic	na	0,006%	0,006
Cadmium	na	0,0003%	0,0003
Chrome	na	0,012%	0,013
Cuivre	na	0,013%	0,014
Mercurure	na	0,024%	0,026
Nickel	na	0,016%	0,017
Plomb	na	0,006%	0,006
Sélénium	na	0,001%	0,001
Zinc	na	0,041%	0,043
Benzo(a)pyrène	na	0,000001%	1,56E-06
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	na	0,000003%	2,67E-06
Benzo(g,h,i)pérylène	na	0,000001%	1,16E-06
Benzo(a)anthracène	na	0,000003%	3,43E-06
Fluoranthène	na	0,00003%	3,05E-05

na : non analysé

<sup>(1)</sup> Rapport Bureau Veritas "Contrôle des émissions atmosphériques - 3 décembre 2014" n° 003872/2758024/1/1/1 Indice 0, 05/01/2015

<sup>(2)</sup> Flux massique annuel calculé sur la base des mesures et de la durée de fonctionnement des installations (140 jours par an). Pour les composés particulaires, les flux ont été calculés à partir du flux total en poussières en appliquant les proportions des différents constituant des poussières proviennent des données issues du CITEPA (Cf. Annexe A)

<sup>(3)</sup> Pour les dioxines et furanes, mesure ponctuelle réalisée le 15 octobre 2014

<sup>(4)</sup> Proportion déterminée à partir des données issues du CITEPA Cf. Annexe A

**C - Bilan "majorant" - à partir des Valeurs Limites d'Emissions (VLE)**

Composé	Concentrations à 10% d'O <sub>2</sub> sur gaz sec <sup>(1)</sup> mg/Nm <sup>3</sup>	Concentration sur gaz sec <sup>(2)</sup> mg/Nm <sup>3</sup>	Flux "majorant" estimé <sup>(3)</sup> kg/an
Poussières	50	84,2	2 463
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	300	505	14 780
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	500	842	24 633
<i>Composés particulaires</i>		Proportion <sup>(4)</sup>	
Arsenic	nc	0,006%	0,1
Cadmium	nc	0,0003%	0,01
Chrome	nc	0,012%	0,3
Cuivre	nc	0,013%	0,3
Mercurure	nc	0,024%	0,6
Nickel	nc	0,016%	0,4
Plomb	nc	0,006%	0,1
Sélénium	nc	0,001%	0,03
Zinc	nc	0,041%	1,0
Benzo(a)pyrène	nc	0,000001%	3,64E-05
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	nc	0,000003%	6,24E-05
Benzo(g,h,i)pérylène	nc	0,000001%	2,70E-05
Benzo(a)anthracène	nc	0,000003%	8,00E-05
Fluoranthène	nc	0,00003%	7,12E-04

nc : non concerné

<sup>(1)</sup> Valeurs limites d'émissions issues du projet d'arrêté préfectoral d'autorisation consolidé daté de 2016, et considérées à 10 % d'oxygène

<sup>(2)</sup> Concentration limite réelle en considérant la teneur en O<sub>2</sub> mesurée en 2014

<sup>(3)</sup> Flux massique annuel calculé à partir de la VLE au pourcentage d'O<sub>2</sub> mesuré, du débit mesuré en 2014 et de la durée de fonctionnement future des installations (140 jours par an). Pour les composés particulaires, les flux ont été calculés à partir du flux total en poussières en appliquant les proportions des différents constituant des poussières proviennent des données issues du CITEPA (Cf. Annexe A)

<sup>(4)</sup> Proportion déterminée à partir des données issues du CITEPA Cf. Annexe A

**TEREOS France - Site de Connantre (51)**  
Evaluation des Risques Sanitaires

**Tableau 3 : Emissions des installations secondaires de combustion fonctionnant au fioul domestique**

Paramètre	Unité	Chaudières secondaires Bilans "réel" et "majorant"		
		Centre de réception	Silo	Garage
Consommation annuelle en fioul domestique	t/an	6	400	50

Composé	Facteur d'émission (FE) <sup>(1)</sup> g/GJ	Flux annuel <sup>(2)</sup> kg/an			TOTAL
		Centre de réception	Silo	Garage	
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	48	12,1	806	101	919
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> )	100	25,2	1680	210	1915
Poussières totales	5	1,3	84	11	95,8
<i>Hydrocarbures Aromatiques polycycliques (HAP)</i>	2,2E-04	5,5E-05	3,7E-03	4,6E-04	0,004
Benzo(a)pyrène	1,6E-05	3,9E-06	2,6E-04	3,3E-05	0,0003
Benzo(b)fluoranthène	1,3E-05	3,2E-06	2,1E-04	2,6E-05	0,0002
Benzo(k)fluoranthène	1,5E-05	3,7E-06	2,5E-04	3,1E-05	0,0003
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	2,0E-05	4,9E-06	3,3E-04	4,1E-05	0,0004
Benzo(g,h,i)pérylène	2,1E-05	5,2E-06	3,5E-04	4,3E-05	0,0004
Benzo(a)anthracène	3,1E-05	7,8E-06	5,2E-04	6,5E-05	0,0006
Dibenzo(a,h)anthracène	1,6E-05	3,9E-06	2,6E-04	3,3E-05	0,0003
Fluoranthène	8,8E-05	2,2E-05	1,5E-03	1,8E-04	0,0017

<sup>(1)</sup> Cf. Annexe A - Facteurs d'émission issus du Rapport National d'inventaire CITEPA - OMINEA - 13<sup>ème</sup> édition - Avril 2016

<sup>(2)</sup> Les émissions liées à la combustion du fioul domestique sont estimées selon la formule suivante :

$$\text{Flux (kg/an)} = C \text{ (t/an)} \times \text{PCI} \times \text{FE}$$

avec C : consommation annuelle en fioul en t/an ;

PCI : Pouvoir calorifique inférieur du fioul domestique (42 GJ/t - CITEPA, 2016. Rapport OMINEA 13e édition) ;

FE : facteur d'émission du composé en g/GJ

Tableau 4 : Emissions des dépoussiéreurs

A - Résultats des mesures sur les dépoussiéreurs

Paramètre	Unité	Campagne de décembre 2015 <sup>(1)</sup>				Campagne d'octobre 2014 <sup>(2)</sup>					Campagnes d'octobre et décembre 2012 <sup>(3)</sup>				
		Aspiration	Ensachage	Silo 2	Silo 3	Aspiration	Ensachage	Silo 2	Silo 3	Wagon	Aspiration	Ensachage	Silo 2	Silo 3	Wagon
Vitesse	m/s	7,3	23,7	20,7	20,2	11	25,4	21	20,8	6,98	10,7	22,8	20,3	22,2	20,1
Température	°C	48,7	48,7	20,2	20,2	68,2	24,2	22,1	25,3	23,2	48	19	31	31	15
Humidité	%	2,17	1,52	1,87	1,87	3,09	1,76	1,9	1,65	1,76	3	2	2	2	2
Débit sur gaz sec	Nm <sup>3</sup> /h	907	15 500	12 500	15 800	1 284	18 093	12 792	14 104	4 355	1 297	16 056	12 211	15 024	12 829
Concentration en poussières sur gaz sec	mg/Nm <sup>3</sup>	6,46	3,13	3,9	7,9	0,733	0,744	0,368	0,493	1,17	2,4	0,03	0,6	0,15	0,08
Flux massique de poussières	g/h	5,86	48,4	48,9	125	0,941	13,5	4,71	6,95	5,09	3	0,5	7	2,3	1

<sup>(1)</sup> Rapport Bureau Veritas "Mesures des émissions atmosphériques GV2 et dépoussiéreur - Décembre 2015" n° 333780527.1.R - 04/02/2016

<sup>(2)</sup> Rapport Bureau Veritas "Contrôle des émissions atmosphériques - intervention du 13 au 15 octobre 2014" n° 003872/2746066/1/1/2 Indices 0, 12/11/2014

<sup>(3)</sup> Rapport Bureau Veritas "Contrôle des émissions atmosphériques - interventions du 3 et 4 octobre 2012 et 6 décembre 2012" n° 003872/2379676/4/2/1 Indices 0, 25/01/2013

B - Bilans "réel" et "majorant"

Paramètre	Unité	Aspiration	Ensachage	Silo 2	Silo 3	Wagon	TOTAL
Durée de fonctionnement <sup>(1)</sup>	h/an	6 060	6 060	6 060	6 060	1 296	-
<i>Bilan "réel" à partir des résultats des mesures en poussières</i>							
Flux massique moyen en poussières <sup>(2)</sup>	g/h	3,3	20,8	20,2	44,8	3,0	-
Flux massique annuel en poussières <sup>(3)</sup>	kg/an	20	126	122	271	3,9	543
<i>Bilan "majorant" à partir de la Valeur Limite d'Emission (VLE) en poussières</i>							
Concentration sur gaz sec (VLE) <sup>(4)</sup>	mg/Nm <sup>3</sup>	30	30	30	30	30	-
Flux massique annuel en poussières	kg/an	211	3 009	2 273	2 723	334	8 549

<sup>(1)</sup> Durée de fonctionnement future considérant que les dépoussiéreurs fonctionnent en permanence lors de la campagne annuelle de production de sucre (140 jours dans le futur) et de la campagne « sirop » (xx jours dans le futur), et 12 heures par jour, 5 jours sur 7 lors des périodes d'inter-campagnes, soit 6 060 heures par an, hormis pour le dépoussiéreur « wagon ». Celui-ci fonctionne 1 296 heures par an (24 fois 2 heures par semaine pendant 20 semaines et 7 semaines, respectivement lors de la campagne annuelle et de la campagne « sirop »)

<sup>(2)</sup> Flux massique moyen calculé à partir des mesures réalisées entre octobre 2012 et décembre 2015

<sup>(3)</sup> Flux massique annuel calculé à partir des flux massiques moyens (g/h) et de la durée de fonctionnement future de ces installations

<sup>(4)</sup> Valeur limite d'émission (VLE) issue du projet d'arrêté préfectoral d'autorisation consolidé daté de 2016

<sup>(5)</sup> Flux massique annuel calculé à partir de la VLE, du débit moyen des dépoussiéreurs déterminé sur la base des mesures réalisées entre octobre 2012 et décembre 2015 et de la durée de fonctionnement future des installations

Tableau 5 : Bilan des émissions atmosphériques liées au trafic routier

Composés	N° CAS	Emissions <sup>(1)</sup> en kg/an					Total
		Route	Betterave	Pulpe et utilité	Sucre	Sirop	
		PL	PL	PL	PL	PL	
<b>Type de véhicule</b>							
<b>Carburant</b>		Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel	
<b>Consommation de carburant (g/km)</b>	g/km	410	410	410	410	410	
<b>Consommation de carburant (kg/an)</b>	kg/an	44 663	29 122	3 479	5 850	4 952	
<b>Nombre de passages de véhicules par jour</b>	nbrefj	401	301	46	40	20	
<b>Distance totale parcourue par jour (km/j)</b>	km/j	0,74	0,65	0,51	0,98	1,67	
<b>Fréquence de passage (j/an)</b>	j/an	365	365	365	365	365	
<b>Produits de combustion</b>							
<b>Oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>)</b>	10102-44-0	1,44E+03	9,38E+02	1,12E+02	1,88E+02	1,59E+02	<b>2,84E+03</b>
<b>Ammoniac (NH<sub>3</sub>)</b>	7664-41-7	5,81E-01	3,79E-01	4,52E-02	7,61E-02	6,44E-02	<b>1,14E+00</b>
<b>Dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>)</b>	7446-09-5	8,93E-01	5,82E-01	6,96E-02	1,17E-01	9,90E-02	<b>1,76E+00</b>
<b>Particules (assimilées à des PM<sub>2,5</sub>)</b>							
<b>Particules liées à la combustion</b>	-	3,53E+01	2,30E+01	2,75E+00	4,62E+00	3,91E+00	<b>6,96E+01</b>
<b>Particules non liées à la combustion</b>	-	1,67E+01	1,09E+01	1,30E+00	2,19E+00	1,86E+00	<b>3,30E+01</b>
<b>Total PM<sub>2,5</sub></b>	TSP	5,20E+01	3,39E+01	4,05E+00	6,81E+00	5,77E+00	<b>1,03E+02</b>
<b>Composés Organiques Volatils (COV)</b>							
<b>COV liés à la combustion</b>	COV	7,41E+01	4,83E+01	5,77E+00	9,71E+00	8,22E+00	<b>1,46E+02</b>
<b>COV totaux</b>	COVNM	7,41E+01	4,83E+01	5,77E+00	9,71E+00	8,22E+00	<b>1,46E+02</b>
<b>Alcane</b>							
<b>Ethane</b>	74-84-0	2,22E-02	1,45E-02	1,73E-03	2,91E-03	2,47E-03	<b>4,39E-02</b>
<b>Propane</b>	74-98-6	7,41E-02	4,83E-02	5,77E-03	9,71E-03	8,22E-03	<b>1,46E-01</b>
<b>Butane</b>	106-97-8	1,11E-01	7,25E-02	8,66E-03	1,46E-02	1,23E-02	<b>2,19E-01</b>
<b>Isobutane</b>	75-28-5	1,04E-01	6,77E-02	8,08E-03	1,36E-02	1,15E-02	<b>2,05E-01</b>
<b>Pentane</b>	109-66-0	4,45E-02	2,90E-02	3,46E-03	5,83E-03	4,93E-03	<b>8,77E-02</b>
<b>Heptane</b>	142-82-5	2,22E-01	1,45E-01	1,73E-02	2,91E-02	2,47E-02	<b>4,39E-01</b>
<b>2-Méthylhexane</b>	591-76-4	4,67E-01	3,05E-01	3,64E-02	6,12E-02	5,18E-02	<b>9,21E-01</b>
<b>2-Méthylheptane</b>	592-27-8	1,56E-01	1,02E-01	1,21E-02	2,04E-02	1,73E-02	<b>3,07E-01</b>
<b>3-Méthylhexane</b>	589-34-4	2,59E-01	1,69E-01	2,02E-02	3,40E-02	2,88E-02	<b>5,12E-01</b>
<b>Décane</b>	124-18-5	1,33E+00	8,65E-01	1,03E-01	1,74E-01	1,47E-01	<b>2,62E+00</b>
<b>3-Méthylheptane</b>	589-81-1	2,00E-01	1,31E-01	1,56E-02	2,62E-02	2,22E-02	<b>3,95E-01</b>
<b>Alcane &gt; C13</b>	Alc > C13	2,04E+01	1,33E+01	1,59E+00	2,67E+00	2,26E+00	<b>4,02E+01</b>
<b>Cycloalcanes</b>							
<b>Cyclohexane<sup>(3)</sup></b>	110-82-7	8,60E-01	5,61E-01	6,70E-02	1,13E-01	9,54E-02	<b>1,70E+00</b>
<b>Albénes</b>							
<b>Ethylène</b>	74-85-1	5,20E+00	3,39E+00	4,05E-01	6,81E-01	5,76E-01	<b>1,02E+01</b>
<b>Propylène</b>	115-07-1	9,79E-01	6,38E-01	7,62E-02	1,28E-01	1,09E-01	<b>1,93E+00</b>
<b>Isobutène</b>	115-11-7	1,26E+00	8,22E-01	9,82E-02	1,65E-01	1,40E-01	<b>2,49E+00</b>
<b>1,3-Butadiène</b>	106-99-0	2,45E+00	1,60E+00	1,91E-01	3,20E-01	2,71E-01	<b>4,82E+00</b>
<b>Acétylène</b>	74-86-2	7,78E-01	5,08E-01	6,06E-02	1,02E-01	8,63E-02	<b>1,53E+00</b>
<b>Aldéhydes</b>							
<b>Formaldéhyde</b>	50-00-0	6,23E+00	4,06E+00	4,85E-01	8,16E-01	6,90E-01	<b>1,23E+01</b>
<b>Acétaldéhyde</b>	75-07-0	3,39E+00	2,21E+00	2,64E-01	4,44E-01	3,76E-01	<b>6,68E+00</b>
<b>Acroléine</b>	107-02-8	1,31E+00	8,56E-01	1,02E-01	1,72E-01	1,45E-01	<b>2,59E+00</b>
<b>Benzaldéhyde</b>	100-52-7	1,02E+00	6,62E-01	7,91E-02	1,33E-01	1,13E-01	<b>2,00E+00</b>
<b>Crotonaldéhyde</b>	4170-30-3	1,10E+00	7,15E-01	8,55E-02	1,44E-01	1,22E-01	<b>2,16E+00</b>
<b>Méthacroléine</b>	78-85-3	6,38E-01	4,16E-01	4,97E-02	8,35E-02	7,07E-02	<b>1,26E+00</b>
<b>Butyraldéhyde</b>	123-72-8	6,52E-01	4,25E-01	5,08E-02	8,55E-02	7,23E-02	<b>1,29E+00</b>
<b>Isobutyraldéhyde</b>	78-84-2	4,37E-01	2,85E-01	3,41E-02	5,73E-02	4,85E-02	<b>8,63E-01</b>
<b>Propionaldéhyde</b>	123-38-6	9,27E-01	6,04E-01	7,22E-02	1,21E-01	1,03E-01	<b>1,83E+00</b>
<b>Hexanal</b>	66-25-1	1,05E+00	6,86E-01	8,20E-02	1,38E-01	1,17E-01	<b>2,08E+00</b>
<b>Isovaléraldéhyde</b>	590-86-3	6,67E-02	4,35E-02	5,20E-03	8,74E-03	7,40E-03	<b>1,32E-01</b>
<b>Valéraldéhyde</b>	110-62-3	2,97E-01	1,93E-01	2,31E-02	3,88E-02	3,29E-02	<b>5,85E-01</b>
<b>o-Tolualdéhyde</b>	529-20-4	5,93E-01	3,87E-01	4,62E-02	7,77E-02	6,58E-02	<b>1,17E+00</b>
<b>m-Tolualdéhyde</b>	620-23-5	4,37E-01	2,85E-01	3,41E-02	5,73E-02	4,85E-02	<b>8,63E-01</b>
<b>Composés aromatiques</b>							
<b>Toluène</b>	108-88-3	7,41E-03	4,83E-03	5,77E-04	9,71E-04	8,22E-04	<b>1,46E-02</b>
<b>m,p-Xylène</b>	108-38-3	7,27E-01	4,74E-01	5,66E-02	9,52E-02	8,06E-02	<b>1,43E+00</b>
<b>o-Xylène</b>	95-47-6	2,97E-01	1,93E-01	2,31E-02	3,88E-02	3,29E-02	<b>5,85E-01</b>
<b>1,2,3-Triméthylbenzène</b>	526-73-8	2,22E-01	1,45E-01	1,73E-02	2,91E-02	2,47E-02	<b>4,39E-01</b>
<b>1,2,4-Triméthylbenzène</b>	95-63-6	6,38E-01	4,16E-01	4,97E-02	8,35E-02	7,07E-02	<b>1,26E+00</b>
<b>Styrène</b>	100-42-5	4,15E-01	2,71E-01	3,23E-02	5,44E-02	4,60E-02	<b>8,19E-01</b>
<b>C9</b>	C9	8,67E-01	5,66E-01	6,76E-02	1,14E-01	9,62E-02	<b>1,71E+00</b>
<b>Indeno(1,2,3-cd)pyrène</b>	193-39-5	1,53E-04	9,94E-05	1,19E-05	2,00E-05	1,69E-05	<b>3,01E-04</b>
<b>Benzo(k)fluoranthène</b>	207-08-9	6,63E-04	4,33E-04	5,17E-05	8,69E-05	7,36E-05	<b>1,31E-03</b>
<b>Benzo(b)fluoranthène</b>	205-99-2	5,94E-04	3,87E-04	4,62E-05	7,78E-05	6,58E-05	<b>1,17E-03</b>
<b>Benzo(ghi)peryène</b>	191-24-2	8,39E-05	5,47E-05	6,53E-06	1,10E-05	9,30E-06	<b>1,65E-04</b>
<b>Fluoranthène</b>	206-44-0	2,33E-03	1,52E-03	1,81E-04	3,05E-04	2,58E-04	<b>4,59E-03</b>
<b>Benzo(a)pyrène</b>	50-32-8	9,80E-05	6,39E-05	7,64E-06	1,28E-05	1,09E-05	<b>1,93E-04</b>
<b>Pyrène</b>	129-00-0	3,44E-03	2,24E-03	2,68E-04	4,51E-04	3,82E-04	<b>6,79E-03</b>
<b>Péryène</b>	198-55-0	2,18E-05	1,42E-05	1,70E-06	2,85E-06	2,42E-06	<b>4,30E-05</b>
<b>Anthanthrène</b>	191-26-4	1,85E-05	1,21E-05	1,44E-06	2,43E-06	2,05E-06	<b>3,65E-05</b>
<b>Benzo(b)fluorène</b>	243-17-4	1,15E-03	7,51E-04	8,98E-05	1,51E-04	1,28E-04	<b>2,27E-03</b>
<b>Benzo(e)pyrene</b>	192-97-2	2,22E-04	1,45E-04	1,73E-05	2,91E-05	2,47E-05	<b>4,39E-04</b>
<b>Triphénylène</b>	217-59-4	1,05E-04	6,82E-05	8,15E-06	1,37E-05	1,16E-05	<b>2,06E-04</b>
<b>Benzo(j)fluoranthène</b>	205-82-3	1,42E-03	9,28E-04	1,11E-04	1,86E-04	1,58E-04	<b>2,81E-03</b>
<b>Dibenzo(a,j)anthracène</b>	224-41-9	1,31E-05	8,52E-06	1,02E-06	1,71E-06	1,45E-06	<b>2,58E-05</b>
<b>Dibenzo(a,h)pyrène</b>	191-30-0	1,31E-05	8,52E-06	1,02E-06	1,71E-06	1,45E-06	<b>2,58E-05</b>
<b>3,6-diméthyl-phénanthrène</b>	1576-67-6	5,28E-04	3,44E-04	4,12E-05	6,92E-05	5,86E-05	<b>1,04E-03</b>
<b>Benzo(a)anthracène</b>	56-55-3	2,60E-04	1,70E-04	2,03E-05	3,41E-05	2,89E-05	<b>5,13E-04</b>
<b>Acénaphthène</b>	208-96-8	2,82E-03	1,84E-03	2,20E-04	3,70E-04	3,13E-04	<b>5,57E-03</b>
<b>Acénaphthène</b>	83-32-9	3,77E-03	2,46E-03	2,94E-04	4,94E-04	4,18E-04	<b>7,44E-03</b>
<b>Fluorène</b>	86-73-7	4,36E-03	2,84E-03	3,39E-04	5,71E-04	4,83E-04	<b>8,59E-03</b>
<b>Chrysène</b>	218-01-9	1,77E-03	1,15E-03	1,38E-04	2,32E-04	1,96E-04	<b>3,49E-03</b>
<b>Phénanthrène</b>	85-01-8	2,51E-03	1,63E-03	1,95E-04	3,28E-04	2,78E-04	<b>4,94E-03</b>
<b>Naphtalène</b>	91-20-3	6,17E-03	4,02E-03	4,81E-04	8,08E-04	6,84E-04	<b>1,22E-02</b>
<b>Anthracène</b>	120-12-7	9,42E-04	6,14E-04	7,34E-05	1,23E-04	1,04E-04	<b>1,86E-03</b>
<b>Coronène</b>	191-07-1	1,63E-05	1,07E-05	1,27E-06	2,14E-06	1,81E-06	<b>3,22E-05</b>
<b>Dibenzo(ah)anthracène</b>	53-70-3	3,70E-05	2,41E-05	2,88E-06	4,85E-06	4,11E-06	<b>7,30E-05</b>
<b>HAP totaux</b>	HAP	3,35E-02	2,19E-02	2,61E-03	4,39E-03	3,72E-03	<b>6,61E-02</b>
<b>Hydrocarbures</b>							
<b>Coupe aromatique C8 à C16</b>	9	2,06E+00	1,34E+00	1,61E-01	2,70E-01	2,29E-01	<b>4,06E+00</b>
<b>Coupe aromatique C16-C20<sup>(4)</sup></b>	11	1,51E+01	9,85E+00	1,18E+00	1,98E+00	1,67E+00	<b>2,98E+01</b>
<b>Coupe aliphatique C5-C8</b>	1	1,35E+00	8,80E-01	1,05E-01	1,77E-01	1,50E-01	<b>2,66E+00</b>
<b>Coupe aliphatique C8-C16<sup>(5)</sup></b>	3	2,17E+01	1,42E+01	1,69E+00	2,84E+00	2,41E+00	<b>4,28E+01</b>
<b>Dioxines et furanes et PCB</b>							
<b>Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)</b>	1746-01-6	6,86E-09	4,47E-09	5,35E-10	8,99E-10	7,61E-10	<b>1,35E-08</b>
<b>PCB</b>	1336-36-3	1,37E-09	8,95E-10	1,07E-10	1,80E-10	1,52E-10	<b>2,71E-09</b>
<b>Métaux</b>							
<b>Arsenic</b>	7440-38-2	4,47E-06	2,91E-06	3,48E-07	5,85E-07	4,95E-07	<b>8,81E-06</b>
<b>Cadmium</b>	7440-43-9	3,89E-04	2,53E-04	3,03E-05	5,09E-05	4,31E-05	<b>7,66E-04</b>
<b>Chrome</b>	7440-47-3	1,34E-03	8,74E-04	1,04E-04	1,78E-04	1,49E-04	<b>2,64E-03</b>
<b>Cuivre</b>	7440-50-8	9,47E-04	6,17E-04	7,38E-05	1,24E-04	1,05E-04	<b>1,87E-03</b>
<b>Mercur</b>	7439-97-6	2,37E-04	1,54E-04	1,84E-05	3,10E-05	2,62E-05	<b>4,67E-04</b>
<b>Nickel</b>	7440-02-0	3,93E-04	2,56E-04	3,06E-05	5,15E-05	4,36E-05	<b>7,75E-04</b>
<b>Sélénium</b>	7782-49-2	4,47E-06	2,91E-06	3,48E-07	5,85E-07	4,95E-07	<b>8,81E-06</b>
<b>Zinc</b>	7440-66-6	7,76E-02	5,06E-02	6,05E-03	1,02E-02	8,61E-03	<b>1,53E-01</b>

<sup>(1)</sup> Emissions calculées à partir des facteurs d'émissions issus de la méthode européenne COPERT IV

<sup>(2)</sup> Les COV totaux ont été considérés comme des COV non méthaniques selon une première approche majoritaire

<sup>(3)</sup> Les cycloalcanes sont assimilés à du cyclohexane

<sup>(4)</sup> Tous les aromatiques comportant plus de 13 carbones (sans précision) sont assimilés à la coupe la plus pénalisante (en toxicité), à savoir la coupe C16-C20

<sup>(5)</sup> Tous les al



TEREOS France - Site de Connantre (51)  
Evaluation des Risques Sanitaires

Tableau 6a : Synthèse du bilan "réel" des émissions atmosphériques

Composé	Chaudière GV 4	Chaudière GV 5	Fours à chaux	Chaudière - Centre de réception	Chaudières - Silo	Chaudière - Garage	Dépoussiéreur - Aspiration	Dépoussiéreur - Ensachage	Dépoussiéreur - Silo 2	Dépoussiéreur - Silo 3	Dépoussiéreur - Wagon	Flux totaux canalisés	Flux totaux diffus (trafic)*	
	kg/an													
Produits de combustion	Poussières	1,4E+02	1,4E+02	1,1E+02	1,3E+00	8,4E+01	1,1E+01	2,0E+01	1,3E+02	1,2E+02	2,7E+02	3,9E+00	1028	103
	Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	1,6E+03	1,6E+03	1,7E+01	1,2E+01	8,1E+02	1,0E+02	-	-	-	-	-	4 037	-
	Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	2,0E+04	2,0E+04	8,2E+03	2,5E+01	1,7E+03	2,1E+02	-	-	-	-	-	50 972	2 836
Composés Organiques Volatils	Butane	5,7E+02	5,7E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1138	-
	Ethane	8,4E+02	8,4E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1680,2	-
	Hexane	4,9E+02	4,9E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	975,6	-
	Pentane	7,0E+02	7,0E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1409,2	-
	Propane	4,3E+02	4,3E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	867,2	-
	Benzène	5,7E-01	5,7E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,14	1,0E-01
	Toluène	9,2E-01	9,2E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,84	-
	Dichlorobenzène	3,3E-01	3,3E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65	-
	Formaldéhyde	2,0E+01	2,0E+01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40,6	1,2E+01
	1,3-butadiène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8
	Acétaldéhyde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,7
	Acroléine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,6
Propionaldéhyde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8	
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	Acénaphthène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,4E-03
	Acénaphthylène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,6E-03
	Benzo(a)pyrène	9,5E-05	9,5E-05	1,6E-06	3,9E-06	2,6E-04	3,3E-05	-	-	-	-	-	4,9E-04	1,9E-04
	Benzo(b)fluoranthène	1,3E-04	1,3E-04	-	3,2E-06	2,1E-04	2,6E-05	-	-	-	-	-	4,9E-04	1,2E-03
	Benzo(j)fluoranthène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,8E-03
	Benzo(k)fluoranthène	1,3E-04	1,3E-04	-	3,7E-06	2,5E-04	3,1E-05	-	-	-	-	-	5,3E-04	1,3E-03
	Benzo(g,h,i)peryène	9,5E-05	9,5E-05	1,2E-06	5,2E-06	3,5E-04	4,3E-05	-	-	-	-	-	5,9E-04	1,7E-04
	Benzo(a)anthracène	1,3E-04	1,3E-04	3,4E-06	7,8E-06	5,2E-04	6,5E-05	-	-	-	-	-	8,5E-04	5,1E-04
	Chrysène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,5E-03
	Dibenzo(a,h)anthracène	9,5E-05	9,5E-05	-	3,9E-06	2,6E-04	3,3E-05	-	-	-	-	-	4,9E-04	7,3E-05
	Fluoranthène	2,0E-04	2,0E-04	3,1E-05	2,2E-05	1,5E-03	1,8E-04	-	-	-	-	-	2,1E-03	4,6E-03
	Fluorène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,6E-03
	Ideno(1,2,3-cd)pyrène	1,3E-04	1,3E-04	2,7E-06	4,9E-06	3,3E-04	4,1E-05	-	-	-	-	-	6,3E-04	3,0E-04
	Naphtalène	1,7E-01	1,7E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,3E-01	1,2E-02
Phénanthrène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,9E-03	
Pyrène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,8E-03	
Métaux	Arsenic	-	-	6,0E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	6,0E-03	8,8E-06
	Cadmium	-	-	3,3E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	3,3E-04	-
	Chrome	-	-	1,3E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3E-02	2,6E-03
	Cuivre	-	-	1,4E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4E-02	-
	Nickel	-	-	1,7E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7E-02	7,7E-04
	Plomb	-	-	6,0E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	6,0E-03	-
	Sélénium	-	-	1,4E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4E-03	-
Zinc	-	-	4,3E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	4,3E-02	-	
Autres	Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	-	-	2,7E-07	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7E-07	1,4E-08
	Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1E+00

\* Seuls les flux des composés retenus comme traceurs pour l'exposition chronique par inhalation selon les recommandations de l'ANSES dans l'avis du 12 juillet 2012 (saisine n°210-SA-0283) sont présentés, soit 29 composés

TEREOS France - Site de Connantre (51)  
Evaluation des Risques Sanitaires

Tableau 6b : Synthèse du bilan "majorant" des émissions atmosphériques

Composé	Chaudière GV 4	Chaudière GV 5	Fours à chaux	Chaudière - Centre de réception*	Chaudière - Silo*	Chaudière - Garage*	Dépoussiéreur - Aspiration	Dépoussiéreur - Ensachage	Dépoussiéreur - Silo 2	Dépoussiéreur - Silo 3	Dépoussiéreur - Wagon	Flux totaux canalisés	Flux totaux diffus (trafic)*	
	kg/an													
Produits de combustion	Poussières	1,9E+03	1,9E+03	2,5E+03	1,3E+00	8,4E+01	1,1E+01	2,1E+02	3,0E+03	2,3E+03	2,7E+03	3,3E+02	14898	103
	Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	3,8E+03	3,8E+03	1,5E+04	1,2E+01	8,1E+02	1,0E+02	-	-	-	-	-	23 278	-
	Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	3,8E+04	3,8E+04	2,5E+04	2,5E+01	1,7E+03	2,1E+02	-	-	-	-	-	102 335	2 836
Composés Organiques Volatils	Butane	4,3E+03	4,3E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8626	-
	Ethane	6,4E+03	6,4E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12734,3	-
	Hexane	3,7E+03	3,7E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7394,1	-
	Pentane	5,3E+03	5,3E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10680,4	-
	Propane	3,3E+03	3,3E+03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6572,5	-
	Benzène	4,3E+00	4,3E+00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,63	1,0E-01
	Toluène	7,0E+00	7,0E+00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13,97	-
	Dichlorobenzène	2,5E+00	2,5E+00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,93	-
	Formaldéhyde	1,5E+02	1,5E+02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	308,1	1,2E+01
	1,3-butadiène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8
	Acétaldéhyde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,7
	Acroléine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,6
	Propionaldéhyde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	Acénaphène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,4E-03
	Acénaphylène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,6E-03
	Benzo(a)pyrène	3,6E-01	3,6E-01	3,6E-05	3,9E-06	2,6E-04	3,3E-05	-	-	-	-	-	7,2E-01	1,9E-04
	Benzo(b)fluoranthène	4,8E-01	4,8E-01	-	3,2E-06	2,1E-04	2,6E-05	-	-	-	-	-	9,6E-01	1,2E-03
	Benzo(j)fluoranthène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,8E-03
	Benzo(k)fluoranthène	4,8E-01	4,8E-01	-	3,7E-06	2,5E-04	3,1E-05	-	-	-	-	-	9,6E-01	1,3E-03
	Benzo(g,h,i)pérylène	3,6E-01	3,6E-01	2,7E-05	5,2E-06	3,5E-04	4,3E-05	-	-	-	-	-	7,2E-01	1,7E-04
	Benzo(a)anthracène	4,8E-01	4,8E-01	8,0E-05	7,8E-06	5,2E-04	6,5E-05	-	-	-	-	-	9,6E-01	5,1E-04
	Chrysène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,5E-03
	Dibenzo(a,h)anthracène	3,6E-01	3,6E-01	-	3,9E-06	2,6E-04	3,3E-05	-	-	-	-	-	7,2E-01	7,3E-05
	Fluoranthène	7,8E-01	7,8E-01	7,1E-04	2,2E-05	1,5E-03	1,8E-04	-	-	-	-	-	1,6E+00	4,6E-03
	Fluorène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,6E-03
	Ideno(1,2,3-cd)pyrène	4,8E-01	4,8E-01	6,2E-05	4,9E-06	3,3E-04	4,1E-05	-	-	-	-	-	9,6E-01	3,0E-04
	Naphtalène	1,3E+00	1,3E+00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5E+00	1,2E-02
Phénanthrène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,9E-03	
Pyrène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,8E-03	
Métaux	Arsenic	-	-	1,4E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4E-01	8,8E-06
	Cadmium	-	-	7,8E-03	-	-	-	-	-	-	-	-	7,8E-03	-
	Chrome	-	-	3,0E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	3,0E-01	2,6E-03
	Cuivre	-	-	3,2E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	3,2E-01	-
	Nickel	-	-	4,0E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0E-01	7,7E-04
	Plomb	-	-	1,4E-01	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4E-01	-
	Sélénium	-	-	3,2E-02	-	-	-	-	-	-	-	-	3,2E-02	-
	Zinc	-	-	1,0E+00	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0E+00	-
Autres	Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	-	-	2,7E-07	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7E-07	1,4E-08
	Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1E+00

\* Seuls les flux des composés retenus comme traceurs pour l'exposition chronique par inhalation selon les recommandations de l'ANSES dans l'avis du 12 juillet 2012 (saisine n°210-SA-0283) sont présentés, soit 29 composés

**TEREOS France - Site de Connantre (51)**  
Evaluation des Risques Sanitaires

**Tableau 7 : Sélection des composés traceurs des risques**

**A - Emissions canalisées**

Composés	Concentration de référence <sup>(1)</sup>	Flux total Bilan "réel"	Concentration moyenne annuelle <sup>(2)</sup>	Ratio normalisé Concentration moyenne / concentration de référence <sup>(3)</sup>	Classement
	µg/m <sup>3</sup>		µg/m <sup>3</sup>	sans unité	
Butane	-	1,1E+00	5,4E+02	-	-
Ethane	-	1,7E+00	8,0E+02	-	-
Hexane	3,0E+03	9,8E-01	4,7E+02	7,2%	6
Pentane	-	1,4E+00	6,7E+02	-	-
Propane	-	8,7E-01	4,1E+02	-	-
Benzène	3,8E-01	1,1E-03	5,4E-01	65,5%	2
Toluène	3,0E+03	1,8E-03	8,8E-01	0,01%	20
Dichlorobenzène	9,1E-01	6,5E-04	3,1E-01	15,8%	4
Formaldéhyde	9,0E+00	4,1E-02	1,9E+01	100,0%	1
Benzo(a)pyrène	2,0E-03	4,9E-07	2,3E-04	5,4%	7
Benzo(b)fluoranthène	9,1E-02	4,9E-07	2,3E-04	0,1%	16
Benzo(k)fluoranthène	9,1E-02	5,3E-07	2,5E-04	0,1%	15
Benzo(g,h,i)pérylène	9,1E-01	5,9E-07	2,8E-04	0,01%	19
Benzo(a)anthracène	9,1E-02	8,5E-07	4,1E-04	0,2%	12
Dibenzo(a,h)anthracène	9,1E-03	4,9E-07	2,3E-04	1,2%	10
Fluoranthène	9,1E+00	2,1E-06	1,0E-03	0,01%	21
Idéno(1,2,3-cd)pyrène	9,1E-02	6,3E-07	3,0E-04	0,2%	14
Naphtalène	1,8E+00	3,3E-04	1,6E-01	4,1%	8
Arsenic	2,3E-03	6,0E-06	2,9E-03	57,1%	3
Cadmium	3,0E-01	3,3E-07	1,6E-04	0,02%	18
Chrome	6,0E+00	1,3E-05	6,1E-03	0,05%	17
Cuivre	1,0E+00	1,4E-05	6,5E-03	0,3%	11
Nickel	2,6E-02	1,7E-05	8,2E-03	14,4%	5
Plomb	8,3E-01	6,0E-06	2,9E-03	0,2%	13
Sélénium	2,0E+01	1,4E-06	6,5E-04	0,002%	22
Zinc	-	4,3E-05	2,0E-02	-	-
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	3,5E-06	2,7E-10	1,3E-07	1,7%	9

<sup>(1)</sup> Les concentrations de référence sont établies sur la base des valeurs toxicologiques présentées dans le tableau de l'Annexe C.

<sup>(2)</sup> La concentration moyenne annuelle est calculée en considérant une dilution homogène dans une "bulle" centrée sur le site, formée par une demi-sphère de 1 km de rayon. Les concentrations ainsi calculées ne tiennent pas compte des phénomènes de transport et ne correspondent aucunement à des concentrations d'exposition. Ainsi les ratios concentration / valeur toxicologique sélectionnée sont destinés uniquement à être comparés entre eux et ne peuvent être comparés aux seuils de référence.

<sup>(3)</sup> Les ratios concentration moyenne / concentration de référence (flux / toxicité) sont exprimés en pourcentage du ratio le plus élevé, qui est considéré égal à 100% (tous les ratios sont divisés par le ratio le plus élevé). La valeur ainsi calculée permet d'établir un classement des substances prenant en compte les flux émis et la toxicité de chaque composé.

Traceur sélectionné pour les émissions canalisées

Composé pour lequel aucune valeur toxicologique de référence n'a été trouvée dans l'ensemble des bases consultées

Composé retenu pour les émissions diffuses (Cf. tableau ci-dessous) et donc retenu également pour les émissions canalisées

**B - Emissions diffuses**

Composés	Concentration de référence <sup>(1)</sup>	Flux total	Composé retenu comme traceur <sup>(1)</sup>
	µg/m <sup>3</sup>		t/an
Poussières	-	1,0E-01	X
Oxydes d'azote (NOx), exprimés en éc	-	2,8E+00	X
Benzène	3,8E-01	1,0E-04	X
Formaldéhyde	9,0E+00	1,2E-02	X
1,3-butadiène	5,9E-02	4,8E-03	X
Acétaldéhyde	4,5E+00	6,7E-03	X
Acroléine	8,0E-01	2,6E-03	X
Propionaldéhyde	8,0E+00	1,8E-03	X
Acénaphène	9,1E+00	7,4E-06	X
Acénaphylène	9,1E+00	5,6E-06	X
Benzo(a)pyrène	2,0E-03	1,9E-07	X
Benzo(b)fluoranthène	9,1E-02	1,2E-06	X
Benzo(j)fluoranthène	9,1E-02	2,8E-06	X
Benzo(k)fluoranthène	9,1E-02	1,3E-06	X
Benzo(g,h,i)pérylène	9,1E-01	1,7E-07	X
Benzo(a)anthracène	9,1E-02	5,1E-07	X
Chrysène	9,1E-01	3,5E-06	X
Dibenzo(a,h)anthracène	9,1E-03	7,3E-08	X
Fluoranthène	9,1E+00	4,6E-06	X
Flurène	9,1E+00	8,6E-06	X
Idéno(1,2,3-cd)pyrène	9,1E-02	3,0E-07	X
Naphtalène	1,8E+00	1,2E-05	X
Phénanthrène	9,1E+00	4,9E-06	X
Pyrène	9,1E+00	6,8E-06	X
Arsenic	2,3E-03	8,8E-09	X
Chrome	6,0E+00	2,6E-06	X
Nickel	2,6E-02	7,7E-07	X
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	3,5E-06	1,4E-11	X
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	5,0E+02	1,1E-03	X

<sup>(1)</sup> Composé retenu comme traceurs pour l'exposition chronique par inhalation selon les recommandations de l'ANSES dans l'avis du 12 juillet 2012 (saisine n°210-SA-0283)

**TEREOS France - Site de Connantre (51)**  
Evaluation des Risques Sanitaires

**Tableau 8 : Données de surveillance de la qualité de l'air disponibles au voisinage du site**

Stations		Distance et direction par rapport au site	Année	Concentrations moyennes annuelles mesurées au niveau des stations de mesures <i>µg/m<sup>3</sup></i>				
				Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	Particules PM <sub>10</sub>	Particules PM <sub>2,5</sub>	
<i>Type urbaine - Trafic</i>	<b>Epernay (51)</b> <i>en service depuis avril 2014</i>	Environ 35 km au Nord	2015	28	-	22	15	
			2014	28	-	22	valeur invalide <sup>(1)</sup>	
<i>Type urbaine - Fond</i>	<b>Châlons-en-Champagne (51)</b>	Environ 40 km au Nord-Est	2015	14	1,2	20	-	
			2014	15	1	19	-	
			2013	15	1	20	-	
	<b>Vitry-le-François (51)</b>	Environ 50 km au Nord	2015	11	-	-	-	
			2014	valeur invalide <sup>(1)</sup>	-	-	-	
	<b>Troyes (10)</b>	<b>Troyes-La Tour</b>	Environ 50 km au Sud	2015	17	0,6	21	-
				2014	18	1	20	-
				2013	19	0,5	22	-
		<b>Troyes-Sainte-Savine</b>		2015	14	-	22	16
2014				15	-	19	14	
2013	16	-	21	15				
<b>Valeur réglementaire française<sup>(2)</sup></b>	<b>Valeur limite pour la protection de la santé</b>			40	-	40	25	
	<b>Valeur cible</b>			-	-	-	20	
	<b>Objectif de qualité</b>			40	50	30	10	

- : Donnée non disponible

PM<sub>10</sub> : Particules d'un diamètre inférieur ou égal à 10 µm

PM<sub>2,5</sub> : particules d'un diamètre inférieur ou égal à 2,5 µm

Sources : ATMO Champagne-Ardenne (ATMO Grand Est) : <http://www.atmo-ca.asso.fr> :

- Atmo Champagne-Ardenne, Rapport d'activité 2015

- Atmo Champagne-Ardenne, Rapport d'activité 2014

- Atmo Champagne-Ardenne, Rapport d'activité 2013

<sup>(1)</sup> "Moyenne annuelle invalide en raison d'un taux de représentativité insuffisant" (ATMO Champagne-Ardenne (ATMO Grand Est))

<sup>(2)</sup> Valeurs réglementaires définies pour la protection de la santé issues du Code de l'Environnement : Article R.221-1

Tableau 9a : Paramètres d'entrée du modèle de dispersion atmosphérique (ADMS) - Emissions canalisées

Paramètre	Unité	Point de rejet					
		Chaudière GV 4	Chaudière GV 5	Fours à chaux	Chaudières - Silo <sup>(4)</sup>	Chaudière - Centre de réception <sup>(4)</sup>	Chaudière - Garage <sup>(4)</sup>
Caractéristiques du rejet canalisé réel	-	Vertical (Emissaire en toiture)	Vertical (Emissaire en toiture)	Vertical (Emissaire en toiture)	Vertical (Emissaire en toiture)	Vertical (Emissaire en toiture)	Vertical (Emissaire en toiture)
Température <sup>(1)</sup>	°C	60,0	60,0	60,1	-	-	-
Vitesse d'éjection sur gaz humides <sup>(2)</sup>	m/s	11,9	11,9	49,6	-	-	-
Vitesse d'éjection considérée <sup>(3)</sup>	m/s	11,9	11,9	49,6	-	-	-
Diamètre	m	2,2	2,2	0,3	-	-	-
Hauteur	m	36,9	36,9	25,0	-	-	-
Nombre de jours d'émission spécifique en lien avec la campagne betterave	j/an	140	140	140	nc	nc	nc
<b>Flux des composés émis considérant le scénario réaliste</b>							
Poussières	g/s	1,2E-02	1,2E-02	8,7E-03	4,0E-05	2,7E-03	3,3E-04
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	g/s	1,3E-01	1,3E-01	1,4E-03	3,8E-04	2,6E-02	3,2E-03
Oxydes d'azote (NOx), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	g/s	1,7E+00	1,7E+00	6,8E-01	8,0E-04	5,3E-02	6,7E-03
Hexane	g/s	4,0E-02	4,0E-02	-	-	-	-
Benzène	g/s	4,7E-05	4,7E-05	-	-	-	-
Dichlorobenzène	g/s	2,7E-05	2,7E-05	-	-	-	-
Formaldéhyde	g/s	1,7E-03	1,7E-03	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	g/s	7,8E-09	7,8E-09	1,3E-10	1,2E-10	8,3E-09	1,0E-09
Benzo(b)fluoranthène	g/s	1,0E-08	1,0E-08	-	1,0E-10	6,7E-09	8,3E-10
Benzo(k)fluoranthène	g/s	1,0E-08	1,0E-08	-	1,2E-10	7,8E-09	9,8E-10
Benzo(g,h,i)peryène	g/s	7,8E-09	7,8E-09	9,6E-11	1,7E-10	1,1E-08	1,4E-09
Benzo(a)anthracène	g/s	1,0E-08	1,0E-08	2,8E-10	2,5E-10	1,7E-08	2,1E-09
Dibenzo(a,h)anthracène	g/s	7,8E-09	7,8E-09	-	1,2E-10	8,3E-09	1,0E-09
Fluoranthène	g/s	1,7E-08	1,7E-08	2,5E-09	7,0E-10	4,7E-08	5,8E-09
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	g/s	1,0E-08	1,0E-08	2,2E-10	1,6E-10	1,0E-08	1,3E-09
Naphtalène	g/s	1,4E-05	1,4E-05	-	-	-	-
Arsenic	g/s	-	-	5,0E-07	-	-	-
Chrome	g/s	-	-	1,1E-06	-	-	-
Nickel	g/s	-	-	1,4E-06	-	-	-
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	g/s	-	-	2,3E-11	-	-	-
<b>Flux des composés émis considérant le scénario majorant</b>							
Poussières	g/s	1,6E-01	1,6E-01	2,0E-01	4,0E-05	2,7E-03	3,3E-04
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	g/s	3,1E-01	3,1E-01	1,2E+00	3,8E-04	2,6E-02	3,2E-03
Oxydes d'azote (NOx), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	g/s	3,1E+00	3,1E+00	2,0E+00	8,0E-04	5,3E-02	6,7E-03
Hexane	g/s	3,1E-01	3,1E-01	-	-	-	-
Benzène	g/s	3,6E-04	3,6E-04	-	-	-	-
Dichlorobenzène	g/s	2,0E-04	2,0E-04	-	-	-	-
Formaldéhyde	g/s	1,3E-02	1,3E-02	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	g/s	3,0E-05	3,0E-05	3,0E-09	1,2E-10	8,3E-09	1,0E-09
Benzo(b)fluoranthène	g/s	4,0E-05	4,0E-05	-	1,0E-10	6,7E-09	8,3E-10
Benzo(k)fluoranthène	g/s	4,0E-05	4,0E-05	-	1,2E-10	7,8E-09	9,8E-10
Benzo(g,h,i)peryène	g/s	3,0E-05	3,0E-05	2,2E-09	1,7E-10	1,1E-08	1,4E-09
Benzo(a)anthracène	g/s	4,0E-05	4,0E-05	6,6E-09	2,5E-10	1,7E-08	2,1E-09
Dibenzo(a,h)anthracène	g/s	3,0E-05	3,0E-05	-	1,2E-10	8,3E-09	1,0E-09
Fluoranthène	g/s	6,5E-05	6,5E-05	5,9E-08	7,0E-10	4,7E-08	5,8E-09
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	g/s	4,0E-05	4,0E-05	5,2E-09	1,6E-10	1,0E-08	1,3E-09
Naphtalène	g/s	1,0E-04	1,0E-04	-	-	-	-
Arsenic	g/s	-	-	1,2E-05	-	-	-
Chrome	g/s	-	-	2,5E-05	-	-	-
Nickel	g/s	-	-	3,3E-05	-	-	-
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	g/s	-	-	2,3E-11	-	-	-

Paramètre	Unité	Point de rejet				
		Dépoussiéreur - Aspiration	Dépoussiéreur - Ensachage	Dépoussiéreur - Silo 2	Dépoussiéreur - Silo 3	Dépoussiéreur - Wagon
Caractéristiques du rejet canalisé réel	-	Horizontal (Emissaire en façade)	Horizontal (Emissaire en façade)	Horizontal (Emissaire en façade)	Horizontal (Emissaire en façade)	Coudé (Emissaire en toiture)
Température <sup>(1)</sup>	°C	55	31	26	26	19
Vitesse réelle d'éjection sur gaz humides <sup>(2)</sup>	m/s	8,6	22,76	19,35	17,82	13,30
Vitesse d'éjection considérée <sup>(3)</sup>	m/s	0,001	0,001	0,001	0,001	13,30
Diamètre	m	0,23	0,53	0,5	0,57	0,5
Hauteur	m	2,0	18,0	9,0	9,0	18,0
<b>Flux des composés émis considérant le scénario réaliste</b>						
Poussières	g/s	6,28E-04	4,00E-03	3,88E-03	8,60E-03	1,25E-04
<b>Flux des composés émis considérant le scénario majorant</b>						
Poussières	g/s	6,70E-03	9,54E-02	7,21E-02	8,63E-02	1,06E-02

<sup>(1)</sup> Température de rejet correspondant :  
- pour les rejets des installations de combustion principales : à la valeur moyenne mesurée en décembre 2015 au niveau de GV5  
- pour les rejets du four à chaux : à la valeur moyenne mesurée en décembre 2014 ;  
- pour les rejets de l'ensemble des dépoussiéreur du site : à la valeur moyenne mesurée sur la période 2012 - 2015 ;

<sup>(2)</sup> Vitesse des fumées correspondant :  
- pour les rejets de l'installation de combustion principale (chaudières de l'usine) : à la valeur réglementaire fixée par l'Arrêté préfectoral 2015-APC-88-IC du 8 décembre 2015  
- pour les rejets du four à chaux : à la valeur moyenne mesurée en décembre 2014 ;  
- pour les rejets de l'ensemble des dépoussiéreur : à la valeur moyenne mesurée sur la période 2012 - 2015 ;

<sup>(3)</sup> Pour les émissaires dont le rejet est horizontal (émissaires coudés ou situés en façade des bâtiments), la vitesse d'éjection considérée pour la modélisation a été réduite à 0,001 m/s. Pour les autres émissaires (droits), la vitesse d'éjection réelle a été considérée.

<sup>(4)</sup> Pour ces émissaires, en l'absence de données relatives à leur caractéristiques physiques, les flux d'émissions sont assimilés à des émissions complémentaires des chaudières GV4 et GV5  
- : Composé non émis par l'émissaire associé  
nc : non concerné

TEREOS France - Site de Connantre (51)

Evaluation des Risques Sanitaires

Tableau 9b : Paramètres d'entrée du modèle de dispersion atmosphérique (ADMS) - Emissions diffuses

Paramètre	Unité	Point de rejet					
		Route Campagne betterave	Route Reste de l'année	Betterave	Pulpe et utilité	Sucre	Sirop
<b>Caractéristiques du rejet</b>	-	Linéique	Linéique	Linéique	Linéique	Linéique	Linéique
<b>Température</b>	°C	Ambiante	Ambiante	Ambiante	Ambiante	Ambiante	Ambiante
<b>Hauteur</b>	m	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
<b>Largeur</b>	m	8	8	6	6	6	6
<b>Longueur <sup>(1)</sup></b>	m	359	359	630	261	467	994
<b>Vitesse d'éjection <sup>(2)</sup></b>	m/s	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
<b>Nombre de jours d'émission spécifique en lien avec la campagne betterave</b>	j/an	140	225	140	nc	nc	nc
<b>Flux des composés émis</b>							
Poussières	g/s/m	9,0E-06	1,9E-06	4,5E-06	8,0E-07	7,5E-07	3,0E-07
Oxydes d'azote (NOx), exprimés en équivalent NO2	g/s/m	2,5E-04	5,1E-05	1,2E-04	2,2E-05	2,1E-05	8,3E-06
Benzène	g/s/m	9,0E-09	1,9E-09	4,4E-09	8,0E-10	7,5E-10	3,0E-10
Formaldéhyde	g/s/m	1,1E-06	2,2E-07	5,3E-07	9,6E-08	9,0E-08	3,6E-08
1,3-butadiène	g/s/m	4,2E-07	8,7E-08	2,1E-07	3,8E-08	3,5E-08	1,4E-08
Acétaldéhyde	g/s/m	5,9E-07	1,2E-07	2,9E-07	5,2E-08	4,9E-08	1,9E-08
Acroléine	g/s/m	2,3E-07	4,7E-08	1,1E-07	2,0E-08	1,9E-08	7,5E-09
Propionaldéhyde	g/s/m	1,6E-07	3,3E-08	7,9E-08	1,4E-08	1,3E-08	5,3E-09
Acénaphène	g/s/m	6,5E-10	1,3E-10	3,2E-10	5,8E-11	5,5E-11	2,2E-11
Acénaphylène	g/s/m	4,9E-10	1,0E-10	2,4E-10	4,3E-11	4,1E-11	1,6E-11
Benzo(a)pyrène	g/s/m	1,7E-11	3,5E-12	8,4E-12	1,5E-12	1,4E-12	5,6E-13
Benzo(b)fluoranthène	g/s/m	1,0E-10	2,1E-11	5,1E-11	9,1E-12	8,6E-12	3,4E-12
Benzo(j)fluoranthène	g/s/m	2,5E-10	5,1E-11	1,2E-10	2,2E-11	2,1E-11	8,2E-12
Benzo(k)fluoranthène	g/s/m	1,1E-10	2,4E-11	5,7E-11	1,0E-11	9,6E-12	3,8E-12
Benzo(g,h,i)pérylène	g/s/m	1,5E-11	3,0E-12	7,2E-12	1,3E-12	1,2E-12	4,8E-13
Benzo(a)anthracène	g/s/m	4,5E-11	9,3E-12	2,2E-11	4,0E-12	3,8E-12	1,5E-12
Chrysène	g/s/m	3,1E-10	6,3E-11	1,5E-10	2,7E-11	2,6E-11	1,0E-11
Dibenzo(a,h)anthracène	g/s/m	6,4E-12	1,3E-12	3,2E-12	5,7E-13	5,3E-13	2,1E-13
Fluoranthène	g/s/m	4,0E-10	8,3E-11	2,0E-10	3,6E-11	3,4E-11	1,3E-11
Fluorène	g/s/m	7,5E-10	1,6E-10	3,7E-10	6,7E-11	6,3E-11	2,5E-11
Idéno(1,2,3-cd)pyrène	g/s/m	2,6E-11	5,4E-12	1,3E-11	2,3E-12	2,2E-12	8,8E-13
Naphtalène	g/s/m	1,1E-09	2,2E-10	5,3E-10	9,5E-11	8,9E-11	3,5E-11
Phénanthrène	g/s/m	4,3E-10	8,9E-11	2,1E-10	3,9E-11	3,6E-11	1,4E-11
Pyrène	g/s/m	6,0E-10	1,2E-10	2,9E-10	5,3E-11	5,0E-11	2,0E-11
Arsenic	g/s/m	7,7E-13	1,6E-13	3,8E-13	6,9E-14	6,4E-14	2,6E-14
Chrome	g/s/m	2,3E-10	4,8E-11	1,1E-10	2,1E-11	1,9E-11	7,7E-12
Nickel	g/s/m	6,8E-11	1,4E-11	3,4E-11	6,0E-12	5,7E-12	2,3E-12
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	g/s/m	1,2E-15	2,4E-16	5,9E-16	1,1E-16	9,9E-17	3,9E-17
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	g/s/m	1,0E-07	2,1E-08	5,0E-08	8,9E-09	8,4E-09	3,3E-09

<sup>(1)</sup> Pour les sources linéiques, ADMS ne peut modéliser que des tronçons rectilignes. Les trajets des véhicules ont donc été découpés en plusieurs tronçons afin de représenter au mieux leur cheminement

<sup>(2)</sup> Pour les sources surfaciques, une vitesse arbitrairement faible a été prise en compte afin de modéliser la vitesse d'émission verticale liée aux rejets (et non la vitesse de sortie des gaz d'échappement)

<sup>(3)</sup> Les concentrations d'oxydes d'azote sont exprimées en équivalents NO<sub>2</sub>.

nc : non concerné

TEREOS France - Site de Connantre (51)  
Evaluation des Risques Sanitaires

Tableau 10 : Concentrations moyennes annuelles modélisées dans l'air au niveau des récepteurs spécifiques au voisinage

Composés traceurs	Critère de référence pour l'air ambiant <sup>(1)</sup> µg/m <sup>3</sup>			Concentrations moyennes annuelles modélisées dans l'air ambiant µg/m <sup>3</sup>													
	Valeur limite	Valeur cible	Objectif de qualité de l'air	Scénario "réaliste"									Scénario "majorant"				
				R1	R2	R3	R4	P1	P2	P3	R1	R2	R3	R4	P1	P2	P3
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	-	-	50	1,9E-05	3,5E-05	1,6E-05	4,2E-05	4,2E-05	2,8E-05	3,7E-05	0,06	0,10	0,06	0,15	0,23	0,11	0,13
Oxydes d'azote (NOx), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	40	-	40	0,20	0,30	0,14	0,35	2,02	0,31	0,35	0,34	0,55	0,27	0,68	2,45	0,54	0,64
Poussières assimilées à des PM <sub>10</sub>	40	-	30	0,006	0,007	0,004	0,008	0,06	0,009	0,008	0,08	0,09	0,05	0,11	0,30	0,12	0,11
Poussières assimilées à des PM <sub>2,5</sub>	25	20	10	0,009	0,009	0,005	0,010	0,07	0,01	0,01	0,11	0,12	0,07	0,15	0,39	0,15	0,15
Benzène	5	-	2	5,7E-06	7,5E-06	3,2E-06	8,2E-06	6,7E-05	8,3E-06	8,8E-06	2,7E-05	4,7E-05	2,2E-05	5,6E-05	0,0001	3,9E-05	5,1E-05
Acétaldéhyde	-	-	-	0,0002	0,0001	2,2E-05	5,7E-05	0,004	0,0002	0,0002	0,0002	0,0001	2,2E-05	5,7E-05	0,004	0,0002	0,0002
Acroléine	-	-	-	6,1E-05	4,0E-05	8,5E-06	2,2E-05	0,002	8,9E-05	6,1E-05	6,1E-05	4,0E-05	8,5E-06	2,2E-05	0,002	8,9E-05	6,1E-05
1,3-Butadiène	-	-	-	0,0001	7,4E-05	1,6E-05	4,1E-05	0,003	0,0002	0,0001	0,0001	7,4E-05	1,6E-05	4,1E-05	0,003	0,0002	0,0001
Dichlorobenzène	-	-	-	1,9E-06	3,4E-06	1,6E-06	4,2E-06	4,2E-06	2,7E-06	3,7E-06	1,4E-05	2,6E-05	1,2E-05	3,2E-05	3,1E-05	2,0E-05	2,8E-05
Formaldéhyde	-	-	-	0,0004	0,0004	0,0001	0,0004	0,007	0,0006	0,0005	0,001	0,002	0,0008	0,002	0,009	0,002	0,002
Hexane	-	-	-	0,003	0,005	0,002	0,006	0,006	0,004	0,005	0,02	0,04	0,02	0,05	0,05	0,03	0,04
Propionaldéhyde	-	-	-	4,3E-05	2,8E-05	6,0E-06	1,6E-05	0,001	6,3E-05	4,3E-05	4,3E-05	2,8E-05	6,0E-06	1,6E-05	0,001	6,3E-05	4,3E-05
Acénaphène*	-	-	-	6,8E-08	4,1E-08	6,7E-09	2,3E-08	3,0E-06	1,1E-07	6,7E-08	6,8E-08	4,1E-08	6,7E-09	2,3E-08	3,0E-06	1,1E-07	6,7E-08
Acénaphylène*	-	-	-	5,1E-08	3,0E-08	5,0E-09	1,7E-08	2,2E-06	8,3E-08	5,0E-08	5,1E-08	3,0E-08	5,0E-09	1,7E-08	2,2E-06	8,3E-08	5,0E-08
Benzo(a)anthracène*	-	-	-	5,7E-09	4,6E-09	1,2E-09	3,7E-09	2,1E-07	9,2E-09	6,6E-09	2,0E-06	3,6E-06	1,5E-06	4,2E-06	4,9E-06	3,0E-06	4,0E-06
Benzo(b)fluoranthène*	-	-	-	1,1E-08	7,7E-09	1,6E-09	5,1E-09	4,7E-07	1,9E-08	1,2E-08	2,0E-06	3,6E-06	1,5E-06	4,2E-06	5,2E-06	3,0E-06	4,0E-06
Benzo(j)fluoranthène*	-	-	-	2,6E-08	1,5E-08	2,5E-09	8,6E-09	1,1E-06	4,2E-08	2,5E-08	2,6E-08	1,5E-08	2,5E-09	8,6E-09	1,1E-06	4,2E-08	2,5E-08
Benzo(k)fluoranthène*	-	-	-	1,3E-08	8,5E-09	1,8E-09	5,6E-09	5,2E-07	2,1E-08	1,3E-08	2,0E-06	3,6E-06	1,5E-06	4,2E-06	5,2E-06	3,0E-06	4,0E-06
Benzo(g,h,i)pérylène*	-	-	-	2,2E-09	2,2E-09	6,9E-10	2,0E-09	6,7E-08	3,5E-09	2,9E-09	1,5E-06	2,7E-06	1,1E-06	3,2E-06	3,6E-06	2,2E-06	3,0E-06
Benzo(a)pyrène*	-	0,001 <sup>(2)</sup>	-	2,4E-09	2,2E-09	6,6E-10	1,9E-09	7,8E-08	3,8E-09	3,0E-09	1,5E-06	2,7E-06	1,1E-06	3,2E-06	3,6E-06	2,2E-06	3,0E-06
Chrysène*	-	-	-	3,2E-08	1,9E-08	3,2E-09	1,1E-08	1,4E-06	5,2E-08	3,2E-08	3,2E-08	1,9E-08	3,2E-09	1,1E-08	1,4E-06	5,2E-08	3,2E-08
Dibenzo(a,h)anthracène*	-	-	-	1,3E-09	1,5E-09	5,4E-10	1,6E-09	3,1E-08	2,0E-09	1,9E-09	1,5E-06	2,7E-06	1,1E-06	3,2E-06	3,6E-06	2,2E-06	3,0E-06
Fluoranthène*	-	-	-	4,4E-08	2,9E-08	5,9E-09	1,9E-08	1,8E-06	7,2E-08	4,6E-08	3,3E-06	5,9E-06	2,5E-06	6,9E-06	9,5E-06	4,9E-06	6,5E-06
Fluorène*	-	-	-	7,9E-08	4,7E-08	7,8E-09	2,6E-08	3,4E-06	1,3E-07	7,8E-08	7,9E-08	4,7E-08	7,8E-09	2,6E-08	3,4E-06	1,3E-07	7,8E-08
Indéno(1,2,3-cd)pyrène*	-	-	-	3,6E-09	3,1E-09	9,0E-10	2,7E-09	1,2E-07	5,7E-09	4,4E-09	2,0E-06	3,6E-06	1,5E-06	4,2E-06	4,8E-06	3,0E-06	3,9E-06
Naphtalène*	-	-	-	7,9E-07	1,3E-06	5,3E-07	1,5E-06	6,5E-06	1,2E-06	1,5E-06	5,3E-06	9,4E-06	4,0E-06	1,1E-05	1,7E-05	7,9E-06	1,0E-05
Phénanthrène*	-	-	-	4,5E-08	2,7E-08	4,5E-09	1,5E-08	2,0E-06	7,4E-08	4,5E-08	4,5E-08	2,7E-08	4,5E-09	1,5E-08	2,0E-06	7,4E-08	4,5E-08
Pyrène*	-	-	-	6,2E-08	3,7E-08	6,1E-09	2,1E-08	2,7E-06	1,0E-07	6,2E-08	6,2E-08	3,7E-08	6,1E-09	2,1E-08	2,7E-06	1,0E-07	6,2E-08
Arsenic*	-	0,006 <sup>(2)</sup>	-	9,0E-09	1,6E-08	8,3E-09	2,9E-08	5,3E-08	2,1E-08	2,2E-08	2,1E-07	3,6E-07	1,9E-07	6,7E-07	1,2E-06	4,8E-07	5,2E-07
Chrome*	-	-	-	4,3E-08	4,8E-08	2,0E-08	6,9E-08	1,2E-06	8,4E-08	7,2E-08	4,7E-07	7,9E-07	4,2E-07	1,4E-06	3,5E-06	1,1E-06	1,1E-06
Nickel*	-	0,02 <sup>(2)</sup>	-	3,2E-08	4,9E-08	2,4E-08	8,4E-08	4,5E-07	7,1E-08	7,0E-08	6,0E-07	1,0E-06	5,5E-07	1,9E-06	3,6E-06	1,4E-06	1,5E-06
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)*	-	-	-	5,3E-13	7,8E-13	3,9E-13	1,4E-12	7,6E-12	1,2E-12	1,1E-12	5,3E-13	7,8E-13	3,9E-13	1,4E-12	7,6E-12	1,2E-12	1,1E-12
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	-	-	-	2,7E-05	1,8E-05	3,7E-06	9,8E-06	0,0007	4,0E-05	2,7E-05	2,7E-05	1,8E-05	3,7E-06	9,8E-06	0,0007	4,0E-05	2,7E-05

- : donnée non disponible

\* Composés émis sous forme particulaires et assimilés à des PM<sub>10</sub>

<sup>(1)</sup> Valeurs réglementaires issues de l'article R221-1 du Code de l'Environnement

<sup>(2)</sup> Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM<sub>10</sub>

Récepteurs correspondant à des résidents vivant à proximité du site

Récepteurs correspondant à des employés travaillant à proximité du site

Récepteurs résidentiels :

- R1 : Résidences au Sud-Est
- R2 : Résidences au Nord-Est
- R3 : Résidences au Sud-Ouest
- R4 : Ferme au Nord

Récepteurs professionnels :

- P1 : Entreprise au Sud
- P2 : Entreprise à l'Est
- P3 : Entreprise au Nord-Est

Tableaux 11 : Dépôts et concentrations modélisés dans les sols au niveau des champs agricoles au voisinage du site

A- Dépôts modélisés au sol

Composés <sup>(1)</sup>	Dépôts moyens annuels modélisés <i>µg/m<sup>2</sup>/s</i>			
	Scénario "réaliste"		Scénario "majorant"	
	S1	S2	S1	S2
Acénaphthène	6,2E-09	2,1E-08	6,2E-09	2,1E-08
Acénaphthylène	4,6E-09	1,5E-08	4,6E-09	1,5E-08
Benzo(a)anthracène	2,5E-09	2,0E-09	4,2E-06	1,0E-06
Benzo(b)fluoranthène	2,5E-09	3,6E-09	4,2E-06	1,0E-06
Benzo(j)fluoranthène	2,3E-09	7,8E-09	2,3E-09	7,8E-09
Benzo(k)fluoranthène	2,7E-09	4,0E-09	4,2E-06	1,1E-06
Benzo(g,h,i)peryène	1,6E-09	8,3E-10	3,1E-06	7,9E-07
Benzo(a)pyrène	1,5E-09	8,7E-10	3,1E-06	7,9E-07
Chrysène	2,9E-09	9,7E-09	2,9E-09	9,7E-09
Dibenzo(a,h)anthracène	1,4E-09	5,3E-10	3,1E-06	7,9E-07
Fluoranthène	8,6E-09	1,4E-08	6,8E-06	1,7E-06
Fluorène	7,2E-09	2,4E-08	7,2E-09	2,4E-08
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	2,0E-09	1,3E-09	4,2E-06	1,0E-06
Naphtalène	1,4E-06	3,9E-07	1,1E-05	2,8E-06
Phénanthrène	4,1E-09	1,4E-08	4,1E-09	1,4E-08
Pyrène	5,7E-09	1,9E-08	5,7E-09	1,9E-08
Arsenic	3,3E-08	9,3E-09	7,7E-07	2,2E-07
Chrome	7,3E-08	2,7E-08	1,7E-06	4,7E-07
Nickel	9,5E-08	2,9E-08	2,2E-06	6,2E-07
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	1,5E-12	4,6E-13	1,5E-12	4,6E-13

B- Concentrations modélisées dans les sols superficiels

Composés <sup>(1)</sup>	Concentrations moyennes modélisées dans les sols superficiels à partir des dépôts <sup>(2)</sup> <i>mg/kg MS</i>				Bruit de fond à l'échelle nationale <sup>(3)</sup> <i>mg/kg MS</i>
	Scénario "réaliste"		Scénario "majorant"		
	S1	S2	S1	S2	
Acénaphthène	2,3E-07	7,7E-07	2,3E-07	7,7E-07	< 0,01
Acénaphthylène	1,7E-07	5,7E-07	1,7E-07	5,7E-07	-
Benzo(a)anthracène	6,3E-07	4,9E-07	0,001	0,0003	-
Benzo(b)fluoranthène	5,6E-07	8,2E-07	0,0009	0,0002	< 0,1
Benzo(j)fluoranthène	1,8E-06	5,9E-06	1,8E-06	5,9E-06	-
Benzo(k)fluoranthène	2,0E-06	3,1E-06	0,003	0,0008	< 0,05
Benzo(g,h,i)peryène	5,6E-07	2,9E-07	0,001	0,0003	0,005 - 0,07
Benzo(a)pyrène	2,9E-07	1,7E-07	0,0006	0,0002	< 0,002
Chrysène	1,1E-06	3,6E-06	1,1E-06	3,6E-06	0,005 - 0,05
Dibenzo(a,h)anthracène	4,7E-07	1,8E-07	0,001	0,0003	< 0,01
Fluoranthène	1,4E-06	2,3E-06	0,001	0,0003	< 0,04
Fluorène	1,6E-07	5,2E-07	1,6E-07	5,2E-07	< 0,01
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	5,3E-07	3,4E-07	0,001	0,0003	0,01 - 0,015
Naphtalène	2,5E-05	6,8E-06	0,0002	4,8E-05	< 0,002
Phénanthrène	3,0E-07	1,0E-06	3,0E-07	1,0E-06	< 0,01
Pyrène	4,0E-06	1,3E-05	4,0E-06	1,3E-05	< 0,02
Arsenic	4,7E-05	1,3E-05	0,001	0,0003	1 - 25
Chrome	6,8E-05	2,6E-05	0,002	0,0004	10 - 90
Nickel	0,0002	5,1E-05	0,004	0,001	2 - 60
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	2,0E-09	6,2E-10	2,0E-09	6,2E-10	< 2.10 <sup>-9</sup>

S1 : Champ agricole au Nord  
S2 : Champ agricole au Sud

<sup>(1)</sup> Composés émis sous forme particulaire et assimilés à des PM<sub>10</sub>

<sup>(2)</sup> Concentration dans les sols calculée à partir de la formule suivante :

$$C_{\text{sols}} = \text{Dépôt}_{\text{ann}} / ((\text{Depth}_{\text{sol}} \times \text{RHO}_{\text{sol}} \times \text{K}) \times (1 - \theta_{\text{sol}}))$$

Avec :

Dépôt<sub>ann</sub> : Dépôt atmosphérique (mg/m<sup>2</sup>/j)

Depth<sub>sol</sub> : Profondeur de mélange du sol (cas d'un terrain à usage agricole : 0,2 m)

RHO<sub>sol</sub> : Masse volumique du sol humide : 1 700 kg/m<sup>3</sup>

K : Constante de dissipation du composé du premier ordre (jour<sup>-1</sup>)

θ<sub>sol</sub> : Teneur en eau du sol (0,2)

<sup>(3)</sup> Les teneurs de bruit de fond à l'échelle nationale retenues correspondent :

- pour les 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : aux concentrations ubiquitaires définies par l'INERIS dans les fiches de données toxicologiques et environnementales associées ;

- pour les 3 métaux (arsenic, chrome et nickel) : aux gammes de teneurs pour des sols ordinaires publiées par l'INRA en août 2004 (Informations sur les éléments traces dans les sols en France - Teneurs totales en éléments traces dans les sols) ; et,

- pour les dioxines et furanes : aux teneurs rencontrées dans les sols ruraux et urbains français présentées dans le rapport du BRGM « Dioxines/furanes dans les sols français : troisième état des lieux, analyses 1999-2012 » (BRGM/RP-63111-FR, décembre 2013), soit < 2 ng I-TEQ/kg MS de sol avec I-TEQ(2,3,7,8-TCDD) = 1.

- : Absence de données disponibles



Tableau 12 : Calculs de risque pour une exposition chronique par inhalation au niveau des récepteurs spécifiques au voisinage du site

A - Niveaux de risques pour les effets à seuil

Composés traceurs	VTR - CAA µg/m <sup>3</sup>	Quotient de Danger (QD)													
		Scénario "réel"							Scénario "majorant"						
		R1	R2	R3	R4	P1	P2	P3	R1	R2	R3	R4	P1	P2	P3
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oxydes d'azote (NOx), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poussières*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzène	9,6	5,9E-07	7,9E-07	3,3E-07	8,5E-07	1,4E-06	1,7E-07	1,8E-07	2,8E-06	4,9E-06	2,3E-06	5,8E-06	2,4E-06	8,2E-07	1,1E-06
Acétaldéhyde	140	1,1E-06	7,3E-07	1,6E-07	4,1E-07	5,6E-06	3,3E-07	2,3E-07	1,1E-06	7,3E-07	1,6E-07	4,1E-07	5,6E-06	3,3E-07	2,3E-07
Acroléine	0,8	7,6E-05	5,0E-05	1,1E-05	2,8E-05	3,8E-04	2,2E-05	1,5E-05	7,6E-05	5,0E-05	1,1E-05	2,8E-05	3,8E-04	2,2E-05	1,5E-05
1,3-Butadiène	2	5,7E-05	3,7E-05	7,9E-06	2,1E-05	2,8E-04	1,7E-05	1,1E-05	5,7E-05	3,7E-05	7,9E-06	2,1E-05	2,8E-04	1,7E-05	1,1E-05
Dichlorobenzène	60,1	3,1E-08	5,7E-08	2,7E-08	6,9E-08	1,4E-08	9,0E-09	1,2E-08	2,3E-07	4,3E-07	2,1E-07	5,2E-07	1,1E-07	6,8E-08	9,3E-08
Formaldéhyde	9	4,5E-05	4,5E-05	1,6E-05	4,1E-05	1,7E-04	1,3E-05	1,2E-05	1,3E-04	2,0E-04	9,0E-05	2,3E-04	2,0E-04	3,8E-05	4,5E-05
Hexane	3 000	9,3E-07	1,7E-06	8,2E-07	2,1E-06	4,2E-07	2,7E-07	3,7E-07	7,0E-06	1,3E-05	6,2E-06	1,6E-05	3,2E-06	2,1E-06	2,8E-06
Propionaldéhyde	8	5,4E-06	3,5E-06	7,5E-07	2,0E-06	2,7E-05	1,6E-06	1,1E-06	5,4E-06	3,5E-06	7,5E-07	2,0E-06	2,7E-05	1,6E-06	1,1E-06
Acénaphène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acénaphylène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(a)anthracène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(b)fluoranthène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(j)fluoranthène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(k)fluoranthène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)pérylène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène*	0,002	1,2E-06	1,1E-06	3,3E-07	9,6E-07	7,9E-06	3,9E-07	3,0E-07	7,4E-04	1,3E-03	5,7E-04	1,6E-03	3,6E-04	2,2E-04	3,0E-04
Chrysène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)anthracène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluorène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Indéno(1,2,3-cd)pyrène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Naphtalène*	37	2,1E-08	3,5E-08	1,4E-08	4,0E-08	3,5E-08	6,5E-09	8,0E-09	1,4E-07	2,5E-07	1,1E-07	3,0E-07	9,3E-08	4,3E-08	5,6E-08
Phénanthrène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrène*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsenic*	0,015	6,0E-07	1,0E-06	5,5E-07	1,9E-06	7,1E-07	2,8E-07	3,0E-07	1,4E-05	2,4E-05	1,3E-05	4,4E-05	1,5E-05	6,5E-06	6,9E-06
Chrome*	6	7,2E-09	8,0E-09	3,4E-09	1,2E-08	3,9E-08	2,8E-09	2,4E-09	7,8E-08	1,3E-07	6,9E-08	2,4E-07	1,2E-07	3,6E-08	3,8E-08
Nickel*	0,09	3,6E-07	5,4E-07	2,7E-07	9,3E-07	1,0E-06	1,6E-07	1,6E-07	6,7E-06	1,2E-05	6,1E-06	2,1E-05	8,0E-06	3,1E-06	3,3E-06
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)*	3,5E-06	1,5E-07	2,2E-07	1,1E-07	3,9E-07	4,4E-07	6,6E-08	6,5E-08	1,5E-07	2,2E-07	1,1E-07	3,9E-07	4,4E-07	6,6E-08	6,5E-08
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	500	5,4E-08	3,5E-08	7,5E-09	2,0E-08	2,7E-07	1,6E-08	1,1E-08	5,4E-08	3,5E-08	7,5E-09	2,0E-08	2,7E-07	1,6E-08	1,1E-08
<b>TOTAL</b>		1,9E-04	1,4E-04	3,8E-05	9,9E-05	8,7E-04	5,6E-05	4,1E-05	1,0E-03	1,7E-03	7,1E-04	2,0E-03	1,3E-03	3,2E-04	3,9E-04
Valeur de référence		1													

B - Niveaux de risques pour les effets sans seuil

Composés traceurs	VTR - ERU <sub>i</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	Excès de Risque Individuel (ERI)													
		Scénario "réel"							Scénario "majorant"						
		R1	R2	R3	R4	P1	P2	P3	R1	R2	R3	R4	P1	P2	P3
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oxydes d'azote (NOx), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poussières*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzène	2,6E-05	6,3E-11	8,4E-11	3,6E-11	9,1E-11	1,5E-10	1,8E-11	2,0E-11	3,0E-10	5,2E-10	2,4E-10	6,2E-10	2,6E-10	8,8E-11	1,1E-10
Acétaldéhyde	2,2E-06	1,5E-10	9,7E-11	2,1E-11	5,4E-11	7,4E-10	4,4E-11	3,0E-11	1,5E-10	9,7E-11	2,1E-11	5,4E-11	7,4E-10	4,4E-11	3,0E-11
Acroléine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,3-Butadiène	1,7E-04	8,3E-09	5,4E-09	1,1E-09	3,0E-09	4,1E-08	2,4E-09	1,7E-09	8,3E-09	5,4E-09	1,1E-09	3,0E-09	4,1E-08	2,4E-09	1,7E-09
Dichlorobenzène	1,1E-05	8,7E-12	1,6E-11	7,7E-12	2,0E-11	3,9E-12	2,6E-12	3,5E-12	6,6E-11	1,2E-10	5,8E-11	1,5E-10	3,0E-11	1,9E-11	2,6E-11
Formaldéhyde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexane	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Propionaldéhyde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acénaphène*	1,1E-06	3,2E-14	1,9E-14	3,2E-15	1,1E-14	2,8E-13	1,1E-14	6,4E-15	3,2E-14	1,9E-14	3,2E-15	1,1E-14	2,8E-13	1,1E-14	6,4E-15
Acénaphylène*	1,1E-06	2,4E-14	1,4E-14	2,4E-15	8,0E-15	2,1E-13	7,9E-15	4,8E-15	2,4E-14	1,4E-14	2,4E-15	8,0E-15	2,1E-13	7,9E-15	4,8E-15
Benzo(a)anthracène*	1,1E-04	2,7E-13	2,2E-13	5,8E-14	1,7E-13	2,0E-12	8,7E-14	6,3E-14	9,4E-11	1,7E-10	7,2E-11	2,0E-10	4,7E-11	2,8E-11	3,7E-11
Benzo(b)fluoranthène*	1,1E-04	5,4E-13	3,6E-13	7,6E-14	2,4E-13	4,4E-12	1,8E-13	1,1E-13	9,4E-11	1,7E-10	7,2E-11	2,0E-10	4,9E-11	2,8E-11	3,7E-11
Benzo(j)fluoranthène*	1,1E-04	1,2E-12	7,2E-13	1,2E-13	4,0E-13	1,1E-11	4,0E-13	2,4E-13	1,2E-12	7,2E-13	1,2E-13	4,0E-13	1,1E-11	4,0E-13	2,4E-13
Benzo(k)fluoranthène*	1,1E-04	6,0E-13	4,0E-13	8,3E-14	2,6E-13	4,9E-12	2,0E-13	1,3E-13	9,4E-11	1,7E-10	7,2E-11	2,0E-10	5,0E-11	2,8E-11	3,7E-11
Benzo(g,h,i)pérylène*	1,1E-05	1,0E-14	1,0E-14	3,3E-15	9,5E-15	6,4E-14	3,3E-15	2,7E-15	7,0E-12	1,3E-11	5,4E-12	1,5E-11	3,4E-12	2,1E-12	2,8E-12
Benzo(a)pyrène*	6,0E-04	6,2E-13	5,6E-13	1,7E-13	5,0E-13	4,0E-12	2,0E-13	1,6E-13	3,8E-10	6,9E-10	2,9E-10	8,1E-10	1,9E-10	1,1E-10	1,5E-10
Chrysène*	1,1E-05	1,5E-13	9,0E-14	1,5E-14	5,0E-14	1,3E-12	5,0E-14	3,0E-14	1,5E-13	9,0E-14	1,5E-14	5,0E-14	1,3E-12	5,0E-14	3,0E-14
Dibenzo(a,h)anthracène*	1,1E-03	6,1E-13	7,2E-13	2,6E-13	7,3E-13	2,9E-12	1,9E-13	1,8E-13	7,0E-10	1,3E-09	5,4E-10	1,5E-09	3,4E-10	2,1E-10	2,8E-10
Fluoranthène*	1,1E-06	2,1E-14	1,4E-14	2,8E-15	8,9E-15	1,7E-13	6,8E-15	4,4E-15	1,5E-12	2,8E-12	1,2E-12	3,2E-12	9,0E-13	4,6E-13	6,1E-13
Fluorène*	1,1E-06	3,7E-14	2,2E-14	3,7E-15	1,2E-14	3,2E-13	1,2E-14	7,4E-15	3,7E-14	2,2E-14	3,7E-15	1,2E-14	3,2E-13	1,2E-14	7,4E-15
Indéno(1,2,3-cd)pyrène*	1,1E-04	1,7E-13	1,5E-13	4,2E-14	1,3E-13	1,2E-12	5,4E-14	4,1E-14	9,4E-11	1,7E-10	7,2E-11	2,0E-10	4,6E-11	2,8E-11	3,7E-11
Naphtalène*	5,6E-06	1,9E-12	3,1E-12	1,3E-12	3,6E-12	3,1E-12	5,8E-13	7,1E-13	1,3E-11	2,3E-11	9,5E-12	2,6E-11	8,2E-12	3,8E-12	5,0E-12
Phénanthrène*	1,1E-06	2,1E-14	1,3E-14	2,1E-15	7,1E-15	1,9E-13	7,0E-15	4,2E-15	1,3E-14	1,3E-14	2,1E-15	7,1E-15	1,9E-13	7,0E-15	4,2E-15
Pyrène*	1,1E-06	2,9E-14	1,8E-14	2,9E-15	9,8E-15	2,6E-13	9,6E-15	5,8E-15	2,9E-14	1,8E-14	2,9E-15	9,8E-15	2,6E-13	9,6E-15	5,8E-15
Arsenic*	4,3E-03	1,7E-11	2,9E-11	1,5E-11	5,3E-11	2,0E-11	7,7E-12	8,2E-12	3,8E-10	6,7E-10	3,5E-10	1,2E-09	4,3E-10	1,8E-10	1,9E-10
Chrome*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nickel*	3,8E-04	5,3E-12	7,9E-12	4,0E-12	1,4E-11	1,5E-11	2,3E-12	2,3E-12	9,8E-11	1,7E-10	9,0E-11	3,1E-10	1,2E-10	4,6E-11	4,9E-11
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>TOTAL</b>		8,5E-09	5,6E-09	1,2E-09	3,3E-09	4,2E-08	2,5E-09	1,7E-09	1,1E-08	9,6E-09	3,1E-09	8,5E-09	4,4E-08	3,3E-09	2,7E-09
Valeur de référence		1,0E-05													

VTR : Valeur Toxicologique de Référence  
CAA : Concentration Admissible dans l'Air  
ERU<sub>i</sub> : Excès de Risque Unitaire pour l'Inhalation

- : composé ne disposant pas de VTR pour les effets associés  
\* Composés émis sous forme particulaire et assimilés à des PM<sub>10</sub>

Récepteurs correspondant à des résidents vivant à proximité du site

Récepteurs correspondant à des employés travaillant à proximité du site

Récepteurs résidentiels <sup>(1)</sup>:

- R1 : Résidences au Sud-Est
- R2 : Résidences au Nord-Est
- R3 : Résidences au Sud-Ouest
- R4 : Ferme au Nord

Récepteurs professionnels <sup>(2)</sup>:

- P1 : Entreprise au Sud
- P2 : Entreprise à l'Est
- P3 : Entreprise au Nord-Est

<sup>(1)</sup> Récepteurs résidentiels supposés exposés en permanence (24 heures par jour, 365 jours par an)

<sup>(2)</sup> Récepteurs professionnels supposés exposés durant 8 heures par jour et 220 jours par an

## ***ANNEXES***

# **Annexe A : Facteurs d'émission pour les installations de combustion**

Annexe A : Facteurs d'émission pour les installations de combustion

Facteurs d'émission issus du CITEPA<sup>(1)</sup>

Composé	Gaz naturel g/GJ	Fioul domestique g/GJ	Charbon à coke g/GJ			
SO <sub>2</sub> (dioxyde de soufre)	0,5	48	628			
NO <sub>x</sub> (oxydes d'azote)	60 ou 75 selon puissance	100	160			
COV totaux non méthaniques (COVNM)	2,5	2	1,2			
Poussières totales	0,9	5	80			
PM10	0,9	4,1	47,4			
PM2,5	0,9	1,7	28			
PM1,0	0,9	1,4	17,5			
<b>Métaux</b>			<b>Proportion<sup>(a)</sup></b>			
Arsenic	, <sup>(2)</sup>	2,00E-06	0,2%	2,69E-03	0,006%	
Cadmium		1,00E-06	0,1%	1,50E-04	0,0003%	
Chrome		2,86E-04	29%	5,77E-03	0,012%	
Cuivre		1,74E-04	18%	6,15E-03	0,013%	
Mercurure		5,48E-05	6%	1,15E-02	0,024%	
Nickel		2,00E-06	0,2%	7,69E-03	0,016%	
Plomb		7,00E-06	0,7%	2,69E-03	0,006%	
Sélénium		2,00E-06	0,2%	6,15E-04	0,001%	
Zinc		4,52E-04	46%	1,92E-02	0,041%	
<b>HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques)</b>				<b>Proportion<sup>(a)</sup></b>	<b>Proportion<sup>(b)</sup></b>	
Benzo(a)pyrène	6,00E-07	0,00007%	1,55E-05	7,1%	7,00E-07	0,000001%
Benzo(b)fluoranthène	8,00E-07	0,00009%	1,25E-05	5,7%	-	-
Benzo(k)fluoranthène	8,00E-07	0,00009%	1,47E-05	6,8%	-	-
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	8,00E-07	0,00009%	1,96E-05	9,0%	1,20E-06	0,000003%
Benzo(g,h,i)pérylène	6,00E-07	0,00007%	2,07E-05	9,5%	5,20E-07	0,000001%
Benzo(a)anthracène	8,00E-07	0,00009%	3,11E-05	14%	1,54E-06	0,000003%
Dibenzo(a,h)anthracène	6,00E-07	0,00007%	1,55E-05	7,1%	-	-
Fluoranthène	1,30E-06	0,00014%	8,78E-05	40%	1,37E-05	0,000029%

Facteurs d'émission issus de l'AP 42<sup>(3)</sup>, pour le gaz naturel uniquement

COV (Composés Organiques Volatils)	lb/10 <sup>6</sup> scf <sup>(2)</sup>	Proportion <sup>(b)</sup>	Formule brute	Nombre de Carbone n	Masse molaire MM g/mol	Facteur de conversion spécifique k (ég. COV réel -> ég. C)
Benzène	2,1E-03	0,02%	C6H6	6	78,11	0,92
Butane	2,1E+00	19%	C4H10	4	58,12	0,83
Dichlorobenzène	1,2E-03	0,01%	C6H4Cl2	6	147,01	0,49
Ethane	3,1E+00	27%	C2H6	2	30,07	0,80
Formaldéhyde	7,5E-02	0,7%	CH2O	1	30,03	0,40
Hexane	1,8E+00	16%	C6H14	6	86,18	0,84
Naphtalène	6,1E-04	0,01%	C10H8	10	128,17	0,94
Pentane	2,6E+00	23%	C5H12	5	72,15	0,83
Propane	1,6E+00	14%	C3H8	3	44,10	0,82
Toluène	3,4E-03	0,03%	C7H8	7	92,14	0,91

<sup>(1)</sup> CITEPA, 2016. Rapport OMINEA - 13e édition

<sup>(2)</sup> Composés présents à l'état de traces dans le gaz naturel

<sup>(3)</sup> Section 1.4 "Natural Gas combustion" de l'AP 42 de l'US Environmental Protection Agency

<sup>(a)</sup> Proportion calculée au sein de la famille de composés concernés (métaux, HAP, COV)

<sup>(b)</sup> Proportion calculée en considérant que les émissions en métaux et en HAP sont comprises dans les émissions en PM10

# **Annexe B : Quantification des émissions atmosphériques liées à la circulation des véhicules**

## TABLE DES MATIERES

1.	INTRODUCTION.....	2
2.	QUANTIFICATION DES EMISSIONS A L'ECHAPPEMENT .....	2
3.	QUANTIFICATION DES EMISSIONS DE PARTICULES (HORS ECHAPPEMENT) .....	4

## 1. INTRODUCTION

Cette annexe présente la méthodologie COPERT IV utilisée pour estimer les émissions liées à la circulation des camions sur le site.

Les poids lourds qui circuleront sur le site produiront des gaz d'échappement et des émissions de poussières. La méthode COPERT IV, établie par l'Agence Européenne de l'Environnement (EAA)<sup>1</sup>, a été utilisée pour évaluer les émissions de ces véhicules. Cette méthode est principalement basée sur les facteurs d'émissions présentés dans le guide de l'EAA « EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook — 2009 » (chapitre 1.A « Combustion »).

## 2. QUANTIFICATION DES EMISSIONS A L'ECHAPPEMENT

Dans le cadre d'une approche réaliste, les poids lourds circulant sur le site ont été considérés comme répondant à la norme Euro III, entrée en vigueur en octobre 2001. La norme actuellement en vigueur est Euro V (pour les véhicules neufs). Cette nouvelle réglementation, entrée définitivement en vigueur au 1<sup>er</sup> septembre 2009 pour la réception des véhicules neufs et est effective depuis janvier 2011 pour l'immatriculation et leur vente, impose des seuils maximaux d'émissions atmosphériques très inférieurs à ceux de la norme Euro III.

Dans le cadre d'une première approche, la majorité des facteurs d'émission dépendent du poids du véhicule et de la consommation de carburant. C'est le cas pour :

- Les oxydes d'azote (NOx) ;
- Les poussières diesel ;
- Les Composés Organiques Volatils non méthaniques (COVnm) ;
- Le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) ;
- Les métaux.

La méthode COPERT donne également des facteurs d'émission fixes pour les véhicules diesel. Ces facteurs concernent :

- Le méthane (CH<sub>4</sub>),
- L'ammoniac (NH<sub>3</sub>),
- Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP),
- Les PCDD-PCDF (dioxines et furannes, assimilés au congénère le plus toxique : 2,3,7,8-TCDD).

En l'absence de données spécifiques concernant la composition de trafic de poids lourds, ils ont tous été assimilés à des 33 tonnes.

---

<sup>1</sup> European Environment Agency, COPERT IV : Computer programme to calculate emissions from road transport. Emission Inventory Guidebook. August 2007.

Les cas particuliers sont explicités ci-après.

### Cas des COVnm

La méthode COPERT donne une répartition en composés individuels pour 96,7 % des COVnm. La part manquante est supposée être celle des HAP pour lesquels il existe des facteurs d'émission fixes.

Cette répartition de COV individuels a ensuite été appliquée aux flux de COV totaux calculés (assimilés aux COV non méthaniques totaux, dans le cadre d'une première approche majorante). Une recherche des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) de chaque composé a été effectuée. Les substances ne possédant pas de VTR pour l'inhalation (les COV sont des composés gazeux) ont été assimilés, lorsque cela était possible, aux coupes d'hydrocarbures définies par le TPHWG, possédant des VTR.

### Cas des HAP

Comme indiqué ci-dessus, les HAP ont été quantifiés à l'aide de facteurs d'émission fixes. Certains HAP ne possédant pas de VTR pour l'inhalation, ces composés ont été assimilés aux coupes d'hydrocarbures aromatiques du TPHWG correspondant à leur nombre d'atomes de carbone.

### Cas du dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>)

Le facteur d'émission du dioxyde de soufre se calcule selon l'équation suivante :

$$FE_{SO_2} = K_S \times 2 \times C \times 10^{-6}$$

Avec :

$FE_{SO_2}$  : facteur d'émission du dioxyde de soufre pour un camion (g<sub>SO<sub>2</sub></sub>/km/véhicule)

$K_S$  : proportion de soufre dans le carburant (= 10 mg<sub>S</sub>/kg de carburant<sup>2</sup>)

2 : facteur de conversion de masse molaire du soufre en dioxyde de soufre (mg<sub>SO<sub>2</sub></sub>/mg<sub>S</sub>)

C : consommation de carburant par le camion (g de carburant/km/véhicule)

10<sup>-6</sup> : facteur de conversion d'unité

### Cas des métaux

Les facteurs d'émission des métaux se calculent selon l'équation suivante :

$$FE_i = K_i \times C \times 10^{-6}$$

Avec :

$FE_i$  : facteur d'émission du métal i pour un camion (g/km/véhicule)

$K_i$  : proportion de métal i dans le carburant consommé (µg<sub>i</sub>/kg de carburant)

C : consommation de carburant par le camion (g de carburant/km/véhicule)

---

<sup>2</sup> Les directives européennes 2009/30/CE et 2015/1513 (UE) indiquent que tous les carburants diesel commercialisés dans les Etats membres doivent avoir une teneur maximale en soufre de 10 mg/kg.



$10^{-6}$  : facteur de conversion d'unité

### 3. QUANTIFICATION DES EMISSIONS DE PARTICULES (HORS ECHAPPEMENT)

La méthode COPERT donne des flux massiques pour le cadmium, le cuivre, le chrome total, le nickel, le sélénium et le zinc. Le carburant diesel ne contient pas de plomb.

Le site ne comprend que des pistes de circulation recouvertes dans le bâtiment (par de l'asphalte ou du béton), les poussières issues du sol émises lors du déplacement des camions sont donc négligeables et ne sont pas considérées dans le bilan de l'ERS.

En revanche, les poussières issues de l'usure des pneus, des freins et du revêtement des pistes ont été prises en compte selon la méthodologie de l'EAA<sup>3</sup>.

L'EAA donne les facteurs d'émission suivants pour les particules (assimilées à des PM<sub>2,5</sub>) émises par les différentes catégories de véhicules<sup>4</sup>.

Source d'émission de particules	FACTEURS d'émission (g/km/véhicule)								
	Véhicules Légers			Véhicules Utilitaires			Poids Lourds		
	Usure des pneus et freins	usure du revêtement des pistes	Total	Usure des pneus et freins	usure du revêtement des pistes	Total	Usure des pneus et freins	usure du revêtement des pistes	Total
PM10	0,0138	0,0075	0,0213	0,0216	0,0075	0,0291	0,0590	0,0380	0,0970
PM2,5	0,0074	0,0041	0,0115	0,0117	0,0041	0,0158	0,0316	0,0205	0,0521

<sup>3</sup> EAA - Emission Inventory Guidebook - Methodology for the calculation of non-exhaust PM emissions – SNAP 070700-070800 (version 1.0). Août 2003.

<sup>4</sup> La méthodologie simplifiée de l'EAA, basée sur des taux moyens d'émission de particules sur la période 2000-2002, a été utilisée en première approche pour calculer les émissions de particules des camions qui circulent sur le site (hors gaz d'échappement).

# **Annexe C : Méthodologie de sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence et toxicologie des traceurs retenus**

## TABLE DES MATIERES

<b>1.</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>2</b>
<b>2.</b>	<b>DEFINITIONS ET METHODOLOGIE GLOBALE DE CHOIX DES VTR.....</b>	<b>3</b>
<b>2.1</b>	<b>Définitions des effets toxicologiques.....</b>	<b>3</b>
<b>2.2</b>	<b>Définitions des VTR.....</b>	<b>3</b>
<b>2.3</b>	<b>Méthodologie de choix des VTR.....</b>	<b>4</b>
<b>2.4</b>	<b>Cas particuliers.....</b>	<b>8</b>
2.4.1	16 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) standards.....	8
2.4.2	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> et particules.....	8
<b>3.</b>	<b>CLASSIFICATION DES SUBSTANCES SELON LEUR POTENTIEL CANCEROGENE, MUTAGENE ET REPROTOXIQUE.....</b>	<b>10</b>
<b>3.1</b>	<b>Classification harmonisée des substances cancérigènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction (CMR).....</b>	<b>10</b>
<b>3.2</b>	<b>Autres classifications.....</b>	<b>12</b>
3.2.1	Classement du CIRC.....	12
3.2.2	Classement de l'US-EPA.....	13
<b>4.</b>	<b>EFFETS SUR LA SANTE DES COMPOSES TRACEURS POUR LE SUIVI DE LA QUALITE DE L'AIR ET DES RISQUES.....</b>	<b>14</b>
<b>4.1</b>	<b>Oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>).....</b>	<b>14</b>
<b>4.2</b>	<b>Dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>).....</b>	<b>17</b>
<b>4.3</b>	<b>Particules.....</b>	<b>19</b>
<b>4.4</b>	<b>Composés Organiques Volatils (COV).....</b>	<b>23</b>
4.4.1	Benzène.....	23
4.4.2	Acétaldéhyde.....	26
4.4.3	Acroléine.....	28
4.4.4	1,3-Butadiène.....	29
4.4.5	Formaldéhyde.....	32
4.4.6	Propionaldéhyde.....	36
<b>4.5</b>	<b>Benzo(a)pyrène.....</b>	<b>37</b>
<b>4.6</b>	<b>Métaux.....</b>	<b>38</b>
4.6.1	Arsenic.....	38
4.6.2	Chrome.....	41
4.6.3	Nickel.....	43

## 1. INTRODUCTION

La présente annexe fournit dans les paragraphes ci-après les éléments suivants :

- les définitions des types d'effets toxicologiques des substances et des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) les caractérisant ;
- la méthodologie de sélection des VTR, ainsi que les valeurs retenues (cf. Tableau B1 en fin d'annexe) ;
- les différentes classifications existantes du potentiel cancérigène des substances ;
- le détail de la toxicologie des substances traceurs pour le suivi de la qualité de l'air ainsi que celles des principaux traceurs des risques sanitaires pour une exposition chronique par inhalation dans le cadre de l'étude.

## 2. DEFINITIONS ET METHODOLOGIE GLOBALE DE CHOIX DES VTR

### 2.1 Définitions des effets toxicologiques

Les substances évaluées peuvent avoir deux types d'effets toxicologiques :

- les « **effets à seuil** », pour lesquels il existe une concentration en dessous de laquelle l'exposition ne produit pas d'effet et pour lesquels au-delà d'une certaine dose, des dommages apparaissent dont la gravité augmente avec la dose absorbée ;
- les « **effets sans seuil** » pour lesquels il existe une probabilité, même infime, qu'une seule molécule pénétrant dans l'organisme provoque des effets néfastes pour cet organisme. Ces dernières substances sont, pour l'essentiel, des substances génotoxiques<sup>1</sup> pouvant avoir des effets cancérogènes ou dans certains cas reprotoxiques.

Certaines substances peuvent avoir à la fois des effets à seuil et des effets sans seuil.

### 2.2 Définitions des VTR

Les **Valeurs Toxicologiques de Référence** (VTR) sont des indices permettant d'établir une relation quantitative, entre une exposition à une substance chimique et un effet sanitaire. Elles sont spécifiques d'une substance, d'une durée d'exposition et d'une voie d'exposition. Leur construction diffère en fonction de l'hypothèse formulée ou des données acquises sur les mécanismes d'action toxique de la substance.

Aussi, de même que les effets, il est défini deux types de VTR :

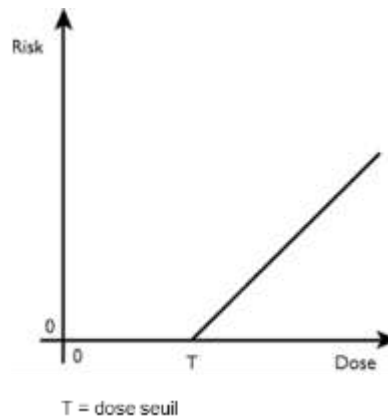
- les VTR « à seuil de dose » ;
- les VTR « sans seuil de dose ».

**Les VTR « à seuil de dose »** s'expriment pour une exposition par voie orale comme des Doses Journalières Admissibles (DJA, mg/kg/j) ou pour une exposition par inhalation comme des Concentrations Admissibles dans l'Air (CAA,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) applicables à l'homme. Ces seuils sont issus d'expérimentations ani males, d'études épidémiologiques ou d'essais de toxicologie clinique. Ils sont habituellement dérivés à partir d'un niveau d'exposition sans effet observé (NOEL : No Observed Effect Level) ou sans effet néfaste observé (NOAEL : No Observed Adverse Effect Level), ou bien du niveau d'exposition le plus faible ayant entraîné un effet (LOEL : Lowest Observed Effect Level) ou un effet néfaste (LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level).

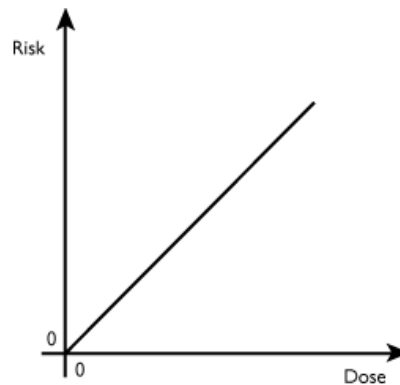
Ces niveaux de référence correspondent à des niveaux d'exposition sans risque appréciable d'effets néfastes pour l'homme. Ces effets peuvent être illustrés par le graphique suivant :

---

<sup>1</sup> Se dit d'un agent physique ou chimique qui provoque des anomalies chromosomiques ou géniques dans l'ADN. Les agents génotoxiques peuvent être mutagènes (c'est-à-dire provoquant des mutations chromosomique ou génique), mais aussi clastogène (pouvant rompre un chromosome en plusieurs fragments) ou encore aneugène (ou aneuploïde, provoquant des anomalies chromosomiques).



Les VTR « sans seuil de dose » s'expriment comme un Excès de Risque Unitaire (ERU) pour une exposition par voie orale ( $ERU_o, (mg/kg/j)^{-1}$ ) ou par inhalation ( $ERU_i, (\mu g/m^3)^{-1}$ ). Il s'agit de la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu a de développer l'effet (par exemple, un cancer) s'il est exposé à 1 unité de dose ou de concentration de la substance toxique pendant sa vie entière. Ces effets peuvent être illustrés par le graphique ci-après :



Les VTR sont établies pour l'ensemble de la population, qui comprend des récepteurs sensibles tels que les enfants ou les personnes âgées.

### 2.3 Méthodologie de choix des VTR

Les VTR sont sélectionnées en accord avec la note d'information de la Direction Générale de la Santé (DGS) et de la Direction Générale de la Prévention des Risques (DGPR) n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014<sup>2</sup>.

Elles sont recherchées à la fois pour les effets à seuil et les effets sans seuil. Lorsqu'il existe des effets à seuil et sans seuil pour une même substance, les deux VTR sont retenues afin de mener les évaluations pour chaque type d'effet. Toutefois, pour les substances pour lesquelles les experts ont démontré de façon consensuelle qu'elles présentent des effets cancérogènes non génotoxiques, une VTR à seuil est à privilégier par rapport à une VTR sans seuil, sous réserve que cette VTR soit spécifique aux effets cancérogènes à seuil ou qu'elle protège des effets cancérogènes (dans le cas d'une VTR déjà existante pour d'autres types d'effets à seuil, par exemple).

<sup>2</sup> 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 et de la gestion des sites et sols pollués, abrogeant la circulaire DGS/SD7B/2006/234 du 30 mai 2006.

La sélection des VTR est effectuée en cohérence avec la voie et la durée d'exposition considérées. Ainsi, aucune transposition voie à voie (par exemple transposition d'une VTR pour la voie orale en une VTR pour la voie par inhalation) ni pour une durée d'exposition à une autre (par exemple transposition d'une VTR aiguë en une VTR chronique) n'est réalisée. Par ailleurs, comme indiqué dans la note d'information du 31 octobre 2014 : « *[les pétitionnaires] ne doivent, en l'absence de procédures établies pour la construction de VTR pour la voie cutanée, envisager aucune transposition à cette voie de VTR disponibles pour les voies orale ou respiratoire* ». Aucune VTR pour la voie d'exposition par contact cutané n'est donc retenue.

Il est à noter que les VTR correspondant à une exposition chronique (caractérisée par une durée d'exposition généralement supérieure à un an et une administration réitérée de faibles doses) sont privilégiées car elles sont cohérentes avec les durées d'exposition généralement considérées dans les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués.

Les VTR sont en premier lieu recherchées auprès de l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES). Il est à noter que l'ANSES a deux approches :

- soit elle construit des VTR sur la base d'études toxicologiques,
- soit elle sélectionne des VTR émanant de bases de données reconnues internationalement.

Conformément à la note du 31 octobre 2014, les VTR construites par l'ANSES sont retenues en priorité, même si des VTR plus récentes sont proposées dans les autres bases de données.

A défaut, si pour une substance une expertise collective nationale a été menée et a abouti à une sélection approfondie parmi les VTR disponibles, cette sélection sera retenue, sous réserve que l'expertise considérée ait été réalisée après la parution de la VTR la plus récente. A ce jour, les organismes effectuant régulièrement des expertises nationales sont l'ANSES et l'INERIS<sup>3</sup>.

Sinon, les VTR sont recherchées dans des bases de données internationales reconnues et sélectionnées selon la hiérarchisation recommandée dans la note d'information du 31 octobre 2014. Ainsi, sont retenues les VTR les plus récentes :

- en priorité, parmi les trois bases de données suivantes :
  - l'IRIS<sup>4</sup> de l'US EPA<sup>5</sup> (Etats-Unis) ;
  - l'ATSDR<sup>6</sup> (Etats-Unis) ;
  - l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ; et,
- à défaut, parmi les quatre bases de données suivantes :

---

<sup>3</sup> Institut National de l'Environnement industriel et des Risques – Portail des Substances Chimiques.

<sup>4</sup> Integrated Risk Information System, US EPA

<sup>5</sup> United-States Environmental Protection Agency

<sup>6</sup> Agency for Toxic Substances and Disease Registry

- Santé Canada (Health Canada) ;
- le RIVM<sup>7</sup> (agence nationale de l'environnement des Pays-Bas) ;
- l'EPA<sup>8</sup> de Californie (OEHHA<sup>9</sup>) ;
- l'EFSA<sup>10</sup>.

Pour la voie et la durée d'exposition considérées, les VTR définitives sont privilégiées par rapport aux VTR provisoires.

Le logigramme suivant synthétise la méthodologie présentée ci-avant pour la sélection des VTR pour les effets à seuil et sans seuil.

---

<sup>7</sup> Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (National Institute of Public Health and the Environment)

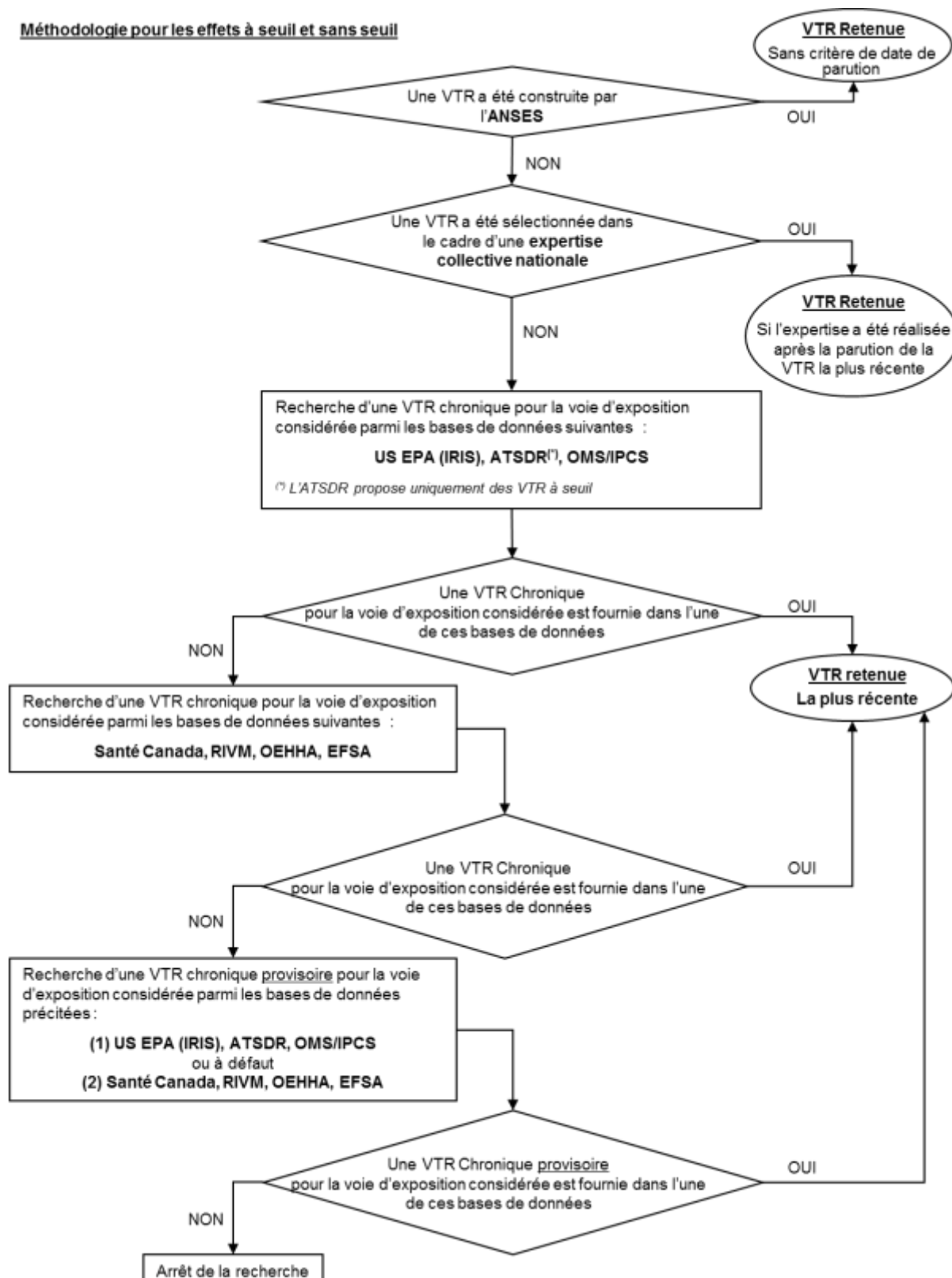
<sup>8</sup> Environmental Protection Agency

<sup>9</sup> Office of Environmental Health Hazard Assessment

<sup>10</sup> Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority)



Méthodologie pour les effets à seuil et sans seuil



## 2.4 Cas particuliers

### 2.4.1 16 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) standards

Pour les effets sans seuil des 16 HAP de la liste standard de l'US EPA, dans le cas où l'ANSES n'a pas construit de VTR, le choix des VTR est basé sur les propositions faites par l'INERIS dans son document de décembre 2003, mis à jour en 2006<sup>11</sup>. Dans ce document, l'INERIS conseille de prendre en compte les ERU spécifiquement définis pour le **benzo(a)pyrène** (BaP) et d'y appliquer des Facteurs d'Equivalent Toxique (FET). Le principe des FET est fondé sur les hypothèses selon lesquelles l'organe cible et l'activité toxique sont identiques pour chaque molécule apparentée et qu'il n'y a pas d'interaction toxicocinétique, ni toxicodynamique. Ces FET permettent donc d'estimer le potentiel toxique d'un HAP par rapport au HAP de référence qu'est le BaP.

Ainsi, l'ERU d'un HAP est déterminé sur la base de l'ERU du BaP et du FET du HAP selon la formule suivante :

$$ERU_{HAP} = FET_{HAP} \times ERU_{BaP}$$

Cette approche fait l'objet d'un consensus en France et est donc suivie dans le cadre de cette méthodologie.

Les ERU retenus pour le BaP sont choisis selon la méthodologie de sélection des VTR précédemment exposée et sont les suivants :

- pour l'inhalation, l'ERU<sub>I</sub> de  $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  proposé par l'OEHHA en 1993 et choisi par l'INERIS en 2003 et 2006 (dans le document relatif aux HAP) ;
- pour l'ingestion, l'ERU<sub>O</sub> de  $2,9 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$  proposé par l'OEHHA en 2010<sup>12,13</sup>.

### 2.4.2 NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> et particules

Aucune VTR chronique pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et les particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>)<sup>14</sup> n'est recensée dans les bases de données précitées (ANSES, IRIS/USEPA, ATSDR, OMS, Santé Canada, RIVM, OEHHA et Efsa).

La note d'information de la DGS et de la DGPR du 31 octobre 2014 précise que les valeurs réglementaires et/ou guides de qualité des milieux ne peuvent être utilisées comme des VTR. En effet, celles-ci peuvent intégrer des critères autres que toxicologiques ou sanitaires (économiques, métrologiques, etc.). Par conséquent, en l'absence de VTR pour un composé, aucune quantification des risques ne peut être effectuée. Une mise en parallèle des concentrations mesurées dans l'environnement ou modélisées avec les valeurs réglementaires ou guides doit toutefois être effectuée.

---

<sup>11</sup> INERIS, « Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) - Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges - Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) », rapport INERIS-DRC-03-47026-ETSC-BDo-N°03DR177.doc – Version 1-3, 18 décembre 2003 (mise jour le 3 janvier 2006).

<sup>12</sup> OEHHA. Toxicity Criteria DataBase (TCBD) et document : "Public Health Goals for Chemicals in Drinking Water – Benzo(a)pyrene. September 2010".

<sup>13</sup> A titre indicatif, dans le document de l'INERIS relatif aux HAP, la VTR proposée par le RIVM en 2001 ( $0,20 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ ) était retenue. A la date de rédaction du document de l'INERIS, l'ERU<sub>O</sub> de l'OEHHA de 2010 n'était pas encore parue.

<sup>14</sup> Les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub> sont des particules dont le diamètre aérodynamique médian est de 10 µm et de 2,5 µm, respectivement.

Le tableau suivant présente les valeurs réglementaires ainsi que les valeurs guides françaises recensées pour une exposition chronique aux PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> et SO<sub>2</sub>.

Substance	Valeur guide ou réglementaire (µg/m <sup>3</sup> )	Référence
Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	<b>40</b>	Article R. 221-1 du Code de l'Environnement <sup>15</sup> : objectif de qualité et valeur limite
	20	Valeur Guide pour l'Air Intérieur (VGAI), ANSES, 2013 <sup>(1)</sup>
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	50	Article R. 221-1 du Code de l'Environnement : objectif de qualité
PM <sub>10</sub> <sup>(2)</sup>	30	Article R. 221-1 du Code de l'Environnement : objectif de qualité
	<b>40</b>	Article R. 221-1 du Code de l'Environnement : valeur limite
PM <sub>2,5</sub> <sup>(2)</sup>	10	Article R. 221-1 du Code de l'Environnement : objectif de qualité
	20	Article R. 221-1 du Code de l'Environnement : valeur cible et obligation en matière de concentration relative à l'exposition à atteindre depuis 2015
	<b>25</b>	Article R. 221-1 du Code de l'Environnement : valeur limite

**En gras** : valeurs retenues en priorité

- (1) VGAI développée pour les effets respiratoires et visant à protéger les populations sensibles.
- (2) A titre d'information, l'Anses ne propose pas de valeurs guides pour des expositions chroniques aux particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) présentes dans l'air intérieur. Elle rappelle toutefois l'existence des valeurs guides de l'OMS pour l'air ambiant : 10 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>2,5</sub> et 20 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub>, pour une exposition long terme.

<sup>15</sup> Valeurs fixées par l'article R.221-1 du Code de l'Environnement, modifié en dernier lieu par le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010.

### 3. CLASSIFICATION DES SUBSTANCES SELON LEUR POTENTIEL CANCEROGENE, MUTAGENE ET REPROTOXIQUE

#### 3.1 Classification harmonisée des substances cancérigènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction (CMR)

Lors du sommet de Rio de Janeiro, en juin 1992, il a été décidé de mettre en place un **Système Global Harmonisé** (SGH) pour la classification et l'étiquetage des substances dangereuses et de leurs mélanges. La Communauté Européenne a largement contribué à ce processus conduit par les Nations Unies qui a abouti en 2004.

Le règlement CE n° 1272/2008 (règlement CLP<sup>16</sup>) du 16 décembre 2008 modifié, relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives n° 67/548/CEE et n° 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006, définit les modalités d'application du SGH au niveau des différents pays de la Communauté Européenne<sup>17</sup>.

Le règlement CLP définit de nouveaux pictogrammes de danger, des mentions de danger (H...) destinées à remplacer les phrases de risque (R.), ainsi que des conseils de prudence (P...) destinés à remplacer les phrases de sécurité (S..).

Le règlement CLP précise par ailleurs les modalités de transition entre les règles de classification et d'étiquetage définies par les directives précédentes et les règles que le règlement met en place. Il convient de préciser que cette phase de transition pour les substances et les mélanges est achevée (depuis le 1<sup>er</sup> juin 2015).

Le règlement européen n° 1907/2006 du 18 décembre 2006 modifié, concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH<sup>18</sup>), est entré en vigueur le 1<sup>er</sup> juillet 2007.

#### Substances cancérigènes

Dans la classification pour la cancérigénicité, les substances sont réparties entre deux catégories 1 et 2, et la catégorie 1 est sous divisée en deux catégories 1A et 1B.

Ces différentes catégories sont définies ci-dessous :

- Catégorie 1A : substances dont le potentiel cancérigène pour l'être humain est avéré, la classification dans cette catégorie s'appuyant largement sur les données humaines ;
- Catégorie 1B : substances dont le potentiel cancérigène pour l'être humain est supposé, la classification dans cette catégorie s'appuyant largement sur les données animales ;
- Catégorie 2 : substances dont la capacité d'induire des cancers chez l'homme est suspectée.

<sup>16</sup> L'abréviation CLP vient de la dénomination abrégée internationale de ce règlement : Classification, Labelling and Packaging.

<sup>17</sup> Les règlements communautaires sont directement applicables, sans nécessiter de transposition, en droit national.

<sup>18</sup> Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals.

### Substances mutagènes

Par « mutation », on entend un changement permanent affectant la quantité ou la structure du matériel génétique d'une cellule. Le terme « mutation » désigne à la fois les changements génétiques héréditaires qui peuvent se manifester au niveau phénotypique et les modifications sous-jacentes de l'ADN lorsque celles-ci sont connues.

Le terme « mutagène » désigne les agents qui augmentent la fréquence des mutations dans des populations de cellules et/ou d'organismes.

Les termes plus généraux « génotoxique » et « génotoxicité » se réfèrent aux agents ou processus qui modifient la structure, le contenu informationnel ou la séparation de l'ADN, et notamment ceux qui endommagent l'ADN en interférant avec le processus de réplication ou altérant la réplication.

Dans la classification pour la mutagenicité des cellules germinales<sup>19</sup>, les substances sont réparties entre deux catégories 1 et 2, et la catégorie 1 est sous divisée en deux catégories 1A et 1B. Ces différentes catégories sont définies ci-dessous :

- Catégorie 1A : substances dont la capacité d'induire des mutations héréditaires dans les cellules germinales des êtres humains est avérée ;
- Catégorie 1B : substances dont la capacité d'induire des mutations héréditaires dans les cellules germinales des êtres humains est présumée ;
- Catégorie 2 : substances préoccupantes du fait qu'elles pourraient induire des mutations héréditaires dans les cellules germinales des êtres humains.

### Substances toxiques pour la reproduction

La « toxicité pour la reproduction » se traduit par des effets néfastes sur la fonction sexuelle et la fertilité des hommes et des femmes adultes, ainsi que par des effets indésirables sur le développement de leurs descendants.

Elle est divisée en deux grandes catégories d'effets :

- effets néfastes sur la fonction sexuelle et la fertilité,
- effets néfastes sur le développement des descendants (dont les effets sur ou *via* l'allaitement).

Les substances classées pour des effets néfastes sur la fonction sexuelle et la fertilité sont réparties entre deux catégories 1 et 2, et la catégorie 1 est sous divisée en deux catégories 1A et 1B.

- Catégorie 1A : substances dont la toxicité pour la reproduction humaine est avérée, la classification d'une substance dans la catégorie 1A s'appuie largement sur des études humaines ;
- Catégorie 1B : substances présumées toxiques pour la reproduction humaine, la classification d'une substance dans la catégorie 1B s'appuie largement sur des

---

<sup>19</sup> Cellule destinée à la reproduction de l'organisme, par opposition aux cellules végétatives chargées des fonctions de relation et de nutrition.

données provenant d'études animales. Ces données doivent démontrer clairement un effet néfaste sur la fonction sexuelle et la fertilité ou sur le développement en l'absence d'autres effets toxiques, ou, si d'autres effets toxiques sont observés, que l'effet toxique sur la reproduction n'est pas considéré comme une conséquence secondaire non spécifique à ces autres effets toxiques. Toutefois, s'il existe des informations relatives au mécanisme des effets et mettant en doute la pertinence de l'effet pour l'être humain, une classification dans la catégorie 2 peut être plus appropriée ;

- Catégorie 2 : substances suspectées d'être toxiques pour la reproduction humaine. Une substance est classée dans la catégorie 2 quand des études humaines ou animales ont donné des résultats — éventuellement étayés par d'autres informations — qui ne sont pas suffisamment probants pour justifier une classification de la substance dans la catégorie 1, mais qui font apparaître un effet indésirable sur la fonction sexuelle et la fertilité ou sur le développement. Une étude peut comporter certaines failles rendant les résultats moins probants, auquel cas une classification dans la catégorie 2 pourrait être préférable. Les effets doivent avoir été observés en l'absence d'autres effets toxiques ou, si d'autres effets toxiques sont observés, il est considéré que l'effet toxique sur la reproduction n'est pas une conséquence secondaire non spécifique à ces autres effets toxiques.

Les effets sur ou via l'allaitement sont regroupés dans une catégorie distincte. Il est reconnu que, pour de nombreuses substances, les informations relatives aux effets néfastes potentiels sur la descendance *via* l'allaitement sont lacunaires. Cependant, les substances dont l'incidence sur l'allaitement a été démontrée ou qui peuvent être présentes (y compris leurs métabolites) dans le lait maternel en quantités suffisantes pour menacer la santé du nourrisson, sont classées et étiquetées en vue d'indiquer le danger qu'elles représentent pour les enfants nourris au sein. Cette classification peut s'appuyer sur :

- des résultats d'études menées sur des êtres humains, montrant qu'il existe un danger pour les bébés durant la période de l'allaitement, et/ou ;
- des résultats d'études menées sur une ou deux générations d'animaux, démontrant sans équivoque l'existence d'effets néfastes sur les descendants, transmis par le lait, ou d'effets néfastes sur la qualité du lait, et/ou ;
- des études sur l'absorption, le métabolisme, la distribution et l'excrétion, indiquant que la substance est probablement présente à des teneurs potentiellement toxiques dans le lait maternel.

## 3.2 Autres classifications

### 3.2.1 Classement du CIRC

Le CIRC est le Centre International de Recherche sur le Cancer (IARC, en anglais : International Agency for Research on Cancer).

- Groupe 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme, preuves suffisantes de l'effet cancérigène chez l'homme ;
- Groupe 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérigène pour l'homme, preuves suffisantes de l'effet cancérigène chez l'animal mais preuves insuffisantes ou pas de preuve de l'effet cancérigène chez l'homme ;

- Groupe 2B : l'agent (ou le mélange) est peut-être cancérigène pour l'homme, preuves limitées de l'effet cancérigène chez l'animal et données insuffisantes ou pas de données pour l'homme ;
- Groupe 3 : l'agent (ou le mélange) est inclassable quant à sa cancérigénicité pour l'homme, pas de preuve d'effet cancérigène sur l'homme ;
- Groupe 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérigène pour l'homme.

### 3.2.2 Classement de l'US-EPA

- Groupe A : substance cancérigène pour l'homme, preuves évidentes de l'effet cancérigène de la substance, notamment établies par des études épidémiologiques ;
- Groupe B : substance probablement cancérigène pour l'homme : preuves suffisantes de l'effet cancérigène du composé chez l'animal de laboratoire, mais preuves limitées de l'effet cancérigène de la molécule chez l'homme (groupe B1) ou peu ou pas de données chez l'homme (groupe B2) ;
- Groupe C : cancérigène possible pour l'homme, preuves limitées du pouvoir cancérigène de la molécule chez l'animal et peu ou pas de données chez l'homme ;
- Groupe D : substance ne pouvant être classée quant à sa cancérigénicité pour l'homme, données inadéquates chez l'homme et l'animal pour confirmer ou réfuter la cancérigénicité du composé chez l'homme ;
- Groupe E : substance non cancérigène pour l'homme. Ce groupe est utilisé pour les composés qui ne présentent aucun effet cancérigène sur au moins deux tests adéquats chez deux espèces d'animaux différents ou sur une étude épidémiologique et des études chez l'animal. Cette désignation ne peut être prise comme une conclusion définitive.

Le classement présenté a été établi selon la classification (guideline) de l'US-EPA de 1986.

Trois autres classifications ont été développées en 1996, 1999 et 2005. Ces nouvelles classifications n'utilisent plus une notation alphabétique mais se font par un bref résumé qui apporte des informations complémentaires notamment sur les voies d'exposition et des précisions sur la qualité des données utilisées pour l'évaluation de la substance.

La majorité des substances ont été évaluées avant 1996 et par conséquent à partir de la classification de 1986. Depuis, la réévaluation des substances ou l'évaluation des nouvelles substances sont réalisées à partir des nouvelles classifications.

## 4. EFFETS SUR LA SANTE DES COMPOSES TRACEURS POUR LE SUIVI DE LA QUALITE DE L'AIR ET DES RISQUES

Sont présentées dans cette annexe uniquement les substances disposant d'au moins une valeur réglementaire française de qualité de l'air (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, poussières, benzène, benzo(a)pyrène, arsenic, nickel), ainsi que les traceurs des risques pour une exposition chronique par inhalation, à savoir les composés qui contribuent à plus de 1 % du cumul des niveaux de risques calculés pour les effets à seuil et/ou pour les effets sans seuil (acétaldéhyde, acroléine, 1,3-butadiène, formaldéhyde, propionaldéhyde, arsenic).

L'évaluation des risques liés à ces substances étant relative à une exposition sur le long terme, seuls les effets engendrés suite à une exposition chronique sont présentés dans ces sections.

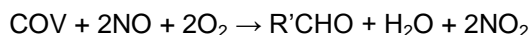
### 4.1 Oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>)

Source : INERIS, version n°2, septembre 2011

N°CAS : NO<sub>2</sub> : 10102-44-0

NO : 10102-43-9

La combinaison d'atomes d'azote et d'oxygène lors des combustions produit le monoxyde d'azote (NO), mais également du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>). Le dioxyde d'azote est formé également à partir de monoxyde d'azote lors de réactions complexes faisant intervenir les hydrocarbures et l'ozone.



et :



D'après la réaction précédente, l'ozone et le dioxyde d'azote sont interdépendants. Généralement, les deux polluants ne sont pas présents simultanément : on retrouve essentiellement le dioxyde d'azote en zone urbaine et l'ozone en périphérie (jusqu'à 50 km et dans les zones de forêt). Cependant l'action d'autres polluants peut perturber l'équilibre.

Les NO<sub>x</sub> peuvent donc se former par combinaison de l'oxygène et de l'azote de l'air lors de phénomènes naturels (orages, éruptions volcaniques). Ils peuvent également se former lors d'incendies de forêt ou de matières azotées.

La principale source est anthropique : combustion des combustibles fossiles (charbon, fioul, gaz naturel). Les échappements d'automobiles, plus particulièrement les véhicules diesel, représentent une fraction importante de la pollution atmosphérique par les NO<sub>x</sub>.

La fermentation de grains humides stockés en silos est également une source d'exposition aux NO<sub>x</sub>.

A forte concentration, le NO<sub>2</sub> réduit la visibilité atmosphérique et confère une coloration rouge - brun aux masses d'air.



## Devenir dans l'organisme

La principale voie d'exposition aux oxydes d'azote est l'inhalation. Le monoxyde d'azote est rapidement oxydé en dioxyde d'azote.

### Le monoxyde d'azote

Chez l'homme, 85 à 92 % du monoxyde d'azote est absorbé lors d'expositions à des concentrations comprises entre 400 et 6 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (0,33 et 5,0 ppm). Lors de la pratique d'un exercice physique cette absorption serait de 91 à 93 %.

La faible solubilité du monoxyde d'azote serait à l'origine d'un mode d'action essentiellement pulmonaire.

Il existe une production endogène de monoxyde d'azote (à partir de L-arginine) notamment au niveau des cellules du tissu nerveux, des vaisseaux sanguins ou du système immunitaire, où il joue un rôle de second messenger.

Le monoxyde d'azote présente une affinité pour le fer lié à l'hémoglobine deux fois supérieure à celle du monoxyde de carbone. Cette affinité permet la formation de méthémoglobine et stimule la guanylate cyclase. Dans certains cas, il a été observé une modification permanente de l'hémoglobine. Par ailleurs, le monoxyde d'azote réagit avec le fer associé aux groupements SH des enzymes. Le monoxyde d'azote inhibe l'aconitase, une enzyme du cycle de Krebs, et les complexes I et II de la chaîne respiratoire.

Le monoxyde d'azote peut également désaminer l'ADN et induire des cassures de brins, inhiber l'ADN polymérase et la ribonucléotide réductase.

### Le dioxyde d'azote

Chez l'homme en bonne santé, exposé à des mélanges de monoxyde et de dioxyde d'azote contenant 545 à 13 500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (0,29 à 7,2 ppm) de dioxyde d'azote pour une courte durée (non précisée), le taux d'absorption est de 81 à 90 % lors d'une respiration normale et peut atteindre 91-92 % au cours d'un exercice physique.

La faible hydrosolubilité du dioxyde d'azote lui permet de pénétrer profondément dans le tractus respiratoire. Toutefois, la cinétique d'absorption de ce toxique apparaît déterminée beaucoup plus par sa réactivité chimique que par sa solubilité. De plus, l'absorption du dioxyde d'azote au niveau pulmonaire est saturable et très dépendante de la température, suggérant que les réactions avec les constituants de la surface pulmonaire représentent un important, voire unique mécanisme de l'absorption.

Le dioxyde d'azote est un oxydant qui induit une peroxydation lipidique des membranes des cellules alvéolaires. Après absorption, le dioxyde d'azote est transformé en acide nitrique puis en ions nitrites dans la circulation sanguine et induit la formation de méthémoglobine selon une relation dose dépendante linéaire.

## Effets systémiques

### Le monoxyde d'azote

Outre ces effets respiratoires, le monoxyde d'azote présente des effets systémiques par une action toxique au niveau des plaquettes et la formation de nitrosylhémoglobine et de méthémoglobine.

## Le dioxyde d'azote

### *Exposition à l'air intérieur*

D'après des études réalisées en Angleterre dans les années 1970, il a été montré que les enfants vivant dans des habitations équipées d'un four à gaz présentaient des symptômes respiratoires plus marqués que ceux vivant dans des habitations équipées d'un four électrique. Les premières études ont permis de classer les sources d'exposition mais présentent peu de données chiffrées d'exposition.

De nombreuses études ont été réalisées pour identifier les symptômes et les pathologies induites par une exposition au dioxyde d'azote chez les enfants. L'hypothèse selon laquelle le dioxyde d'azote peut altérer la santé en augmentant la vulnérabilité aux pathologies infectieuses aiguës a été bien étudiée chez les enfants même si les pathologies respiratoires représentent la majorité des maladies de l'enfance. Ces pathologies seraient à l'origine de prédispositions à des maladies respiratoires chroniques d'apparition plus tardive.

Chez les adultes, plusieurs études n'ont pas retrouvé d'augmentation des symptômes respiratoires chez les adultes vivant dans des habitations équipées de four à gaz.

Une étude anglaise sur 1 800 jeunes adultes a trouvé une réduction de la fonction pulmonaire chez les femmes mais pas chez les hommes.

Il existe une différence dans les résultats obtenus dans les études d'exposition au dioxyde d'azote présent dans l'air intérieur chez les jeunes enfants, les enfants scolarisés ou chez les adultes. Les études prospectives pour des expositions chroniques ne montrent pas d'effet chez les jeunes enfants alors que les études réalisées chez les enfants scolarisés ou les adultes montrent une augmentation légère pas toujours statistiquement significative des symptômes et des pathologies. Cette différence pourrait être dépendante d'un temps de latence pour l'apparition des effets induits soit par le gaz soit par le dioxyde d'azote.

### *Exposition à l'air extérieur*

Les études d'exposition à l'air extérieur les plus complètes ont été réalisées chez les enfants parce qu'ils se déplacent le plus souvent dans un périmètre restreint compris entre la maison et l'école.

Les études chez les enfants comprennent une estimation des expositions au dioxyde d'azote non seulement à partir de mesures issues d'une centrale fixe mais également à partir de mesures in situ ou d'estimation du trafic au niveau des voies de circulation les plus proches. Il a été montré un allongement de la durée des symptômes respiratoires associé à l'augmentation des moyennes annuelles d'exposition au dioxyde d'azote, une augmentation de la fréquence des hospitalisations pour des pathologies respiratoires et une augmentation des traitements en milieu hospitalier pour des pathologies de l'appareil respiratoire inférieur lors d'expositions vie entière au dioxyde d'azote. Dans ce dernier cas, les effets n'ont été observés que chez les filles.

Des résultats similaires ont été observés dans des écoles suisses au sein de 10 communautés, où les odds ratio<sup>20</sup> pour la toux chronique et les infections respiratoires, comme la bronchite ou la pneumonie, sont associés à une élévation des moyennes

---

<sup>20</sup> odds ratio : calcul statistique permettant d'évaluer la dépendance entre différentes variables aléatoires qualitatives

annuelles de dioxyde d'azote. Par ailleurs, les pathologies allergiques, comme l'asthme ou le rhume des foins, ne semblent pas associées aux expositions au dioxyde d'azote.

Chez l'adulte la seule étude prospective de cohorte disponible, fournit une estimation des expositions individuelles sur une période de 10 ans pour plus de 6 000 Californiens. Les estimations sont basées sur les sources d'exposition à l'intérieur des habitations et dérivées à partir du style de vie et des caractéristiques de l'habitation et de la concentration moyenne de l'air ambiant fournie par les trois points de mesure les plus proches de l'habitation. Les expositions individuelles au dioxyde d'azote ne sont pas associées à une augmentation du risque de bronchites obstructives chroniques (risque relatif de 1,26, intervalle de confiance à 95% de 0,58-4,33 pour une augmentation de  $93 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (0,048 ppm)) mais devient statistiquement significatif lorsque les expositions au dioxyde d'azote mesurées dans l'air extérieur prennent uniquement en compte la moyenne des points de mesures de la ville ( $p=0,05$ , RR non communiqué). Cette différence semble liée à la différence entre le dioxyde d'azote comme indicateur de pollution de l'air intérieur *versus* comme traceur de la pollution lié au trafic automobile.

Les organes cibles du  $\text{NO}_2$  sont donc principalement les voies respiratoires. Les personnes asthmatiques et les enfants sont particulièrement sensibles.

#### **Effets cancérigènes**

Actuellement, il n'existe pas de données disponibles chez l'homme ou chez l'animal concernant un effet cancérigène des oxydes d'azote.

#### **Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement**

Différentes études menées *in vitro* ou *in vivo* ont montré un certain nombre de résultats positifs ; cependant, une étude conclut à l'absence de potentiel cancérigène évident du dioxyde d'azote.

Actuellement, il n'existe pas de donnée disponible chez l'homme.

Une exposition de rates en gestation à des concentrations de  $34$  à  $810 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de dioxyde d'azote a entraîné une augmentation du nombre de mort intra-utérine, de morts à la naissance et de certaines anomalies non spécifiques du développement et une diminution du poids de naissance.

L'exposition de rates gestantes à des concentrations de dioxyde d'azote de  $1\ 000$  et  $10\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pendant 6 heures par jour pendant toute la gestation (21 jours) a entraîné des signes d'intoxication chez les rates et leur descendance.

## **4.2 Dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ )**

Source : INERIS, version n°2-2, septembre 2011

N°CAS : 7446-09-5

Le sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ ) provenant de la décomposition naturelle de la végétation sur les sols, dans les marécages et dans les océans est probablement oxydé au cours du temps en formant du dioxyde de soufre.

Les éruptions volcaniques et les feux de forêts constituent également des sources naturelles d'exposition de l'environnement au dioxyde de soufre.

La combustion des combustibles fossiles représente 75 à 85 % des émissions anthropiques de dioxyde de soufre, le complément provient des opérations industrielles telles que le raffinage et la fusion. L'hémisphère nord produit plus de 90 % de la pollution d'origine anthropique.

Le dioxyde de soufre peut être transformé en acide sulfureux ( $\text{HSO}_3$ ) et en acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Ces deux composés provoquent la corrosion des métaux, l'altération des bâtiments et le phénomène des pluies acides.

### **Devenir dans l'organisme**

La principale voie d'absorption est l'inhalation. Le dioxyde de soufre est rapidement absorbé par la muqueuse nasale et les voies aériennes supérieures. Le dioxyde de soufre est un gaz très soluble dans l'eau et est par conséquent rapidement et efficacement absorbé par les muqueuses des voies respiratoires supérieures. Deux facteurs affectent l'efficacité de l'absorption : le mode de respiration (orale versus oro-nasale) et la ventilation minute.

Le nez filtre la majorité du dioxyde de soufre inhalé, prévenant ainsi l'exposition du larynx. La respiration bouche ouverte, rapide augmente significativement la quantité de dioxyde de soufre atteignant le poumon. C'est pourquoi les expériences dont l'intensité nécessite une respiration oro-nasale diminuent la limite de la concentration des effets du dioxyde de soufre.

12 à 15 % du dioxyde de soufre absorbé par la muqueuse nasale sont désorbés et exhalés. Le dioxyde de soufre peut également être inhalé lorsqu'il est adsorbé sur des particules inhalables ( $\text{PM}_{10}$ ).

Le dioxyde de soufre se dissocie rapidement dans l'eau et forme des ions hydrogène, bisulfure et sulfure. L'effet toxique du dioxyde de soufre pourrait résulter du gaz lui-même ou des ions formés.

A la surface des voies respiratoires, le rapport bisulfites ( $\text{HSO}_3^-$ )/sulfites ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) est 5/1 ; le bisulfite est considéré comme un puissant agent bronchospastique chez les asthmatiques. Les ions bisulfites et sulfites peuvent réagir avec de nombreuses molécules et entraîner des dommages cellulaires. Il est peu probable qu'aux concentrations retrouvées habituellement, l'ion hydrogène joue un rôle particulier.

Le dioxyde de soufre absorbé passe dans le sang et est rapidement distribué dans tout l'organisme. Les sulfites vont réagir avec les protéines plasmatiques pour former des S-sulfonates.

Chez l'homme, les taux plasmatiques en sulfonates sont corrélés avec les taux atmosphériques de dioxyde de soufre. Les sulfites peuvent également réagir avec l'ADN.

La voie majeure de détoxification des sulfites est une oxydation en sulfates par la sulfite-oxydase essentiellement au niveau hépatique.

Le dioxyde de soufre est éliminé essentiellement par voie urinaire sous forme de sulfates.

### **Effets systémiques**

Plusieurs études d'exposition environnementale ont été menées chez des enfants. Les niveaux annuels d'exposition au dioxyde de soufre sont dans les zones les plus

polluées de 68 - 275 µg/m<sup>3</sup> (0,026 – 0,10 ppm) et dans les zones les moins polluées de 10 - 123 µg/m<sup>3</sup> (0,0038 – 0,047 ppm).

Dans la majorité des études, les niveaux de pollution élevés sont associés avec une augmentation des symptômes respiratoires et une diminution faible ou nulle de la fonction respiratoire. Cependant, dans toutes ces études la présence de particules inhalables rend difficile l'interprétation des résultats.

Peu d'études ont été menées chez des adultes. Les résultats suggèrent l'influence de dioxyde de soufre lors de l'augmentation des pathologies respiratoires et de certains symptômes (toux et mucus).

Les organes ciblés prioritairement par le dioxyde de soufre absorbé par inhalation sont donc ceux constituant les voies respiratoires.

### Effets cancérogènes

Plusieurs études d'expositions environnementales ou professionnelles au SO<sub>2</sub> ont été réalisées pour évaluer son pouvoir cancérogène. Cependant, aucune n'a mis en évidence d'excès significatif de cancer pulmonaire. Seule une étude cas-témoin basée sur la population canadienne suggère une augmentation du risque pour les cancers de l'estomac chez l'homme exposé au SO<sub>2</sub>, et cet effet est plus marqué pour des expositions à des concentrations plus élevées.

### Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement

Il existe de nombreuses études concernant les expositions environnementales au dioxyde de soufre et leur impact sur la reproduction et le développement mais aucune n'a mis en évidence une relation de causalité.

Une étude de cohorte réalisée sur la population taïwanaise a mis en évidence un lien statistique entre l'exposition au dioxyde de soufre et la naissance d'enfants de faible poids. Une augmentation de 26% des naissances d'enfants de faible poids a été constatée lors d'exposition maternelle à des concentrations de dioxyde de soufre estimées supérieures à 11,4 ppb pendant la grossesse.

## 4.3 Particules

Sources : OMS, « Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre », 2005 ; AFSSET, « Pollution par les particules dans l'air ambiant - Synthèse des éléments sanitaires en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant », mars 2009 ; sources internes

### Définitions

Le terme « particules » ou « PM » (de l'anglais Particulate Matter) désigne généralement « l'ensemble des fines particules solides et liquides en suspension dans l'atmosphère »<sup>21</sup>. Certaines définitions ajoutent une précision quant « à leur taille microscopique comprise entre 5 nm et 100 µm »<sup>22</sup>. D'autres termes sont parfois indifféremment employés pour

<sup>21</sup> AFSSET. Pollution par les particules dans l'air ambiant - Synthèse des éléments sanitaires en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant, rapport d'expertise collective. Mars 2009.

<sup>22</sup> Santé Canada. National Ambient Air Objectives for Particulate Matter. 1999.

décrire les particules. Ainsi le terme « poussière » est parfois utilisé mais celui-ci désigne « les fibres et débris fins, assez légers pour être mis en suspension dans l'air, ou plus généralement, de matériaux particuliers d'un diamètre inférieur à 500  $\mu\text{m}$  ». Il s'agit donc de particules exclusivement solides de plus grandes tailles.

Il existe plusieurs types de classification des particules : selon leur origine, leur mode de formation, leur granulométrie, leur composition, etc.

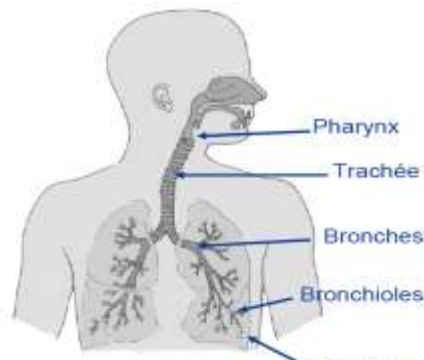
### Granulométrie et composition

Les effets sanitaires des particules atmosphériques dépendent notamment de leur diamètre aérodynamique (qui détermine la capacité de pénétration dans l'arbre broncho-pulmonaire), de leur composition physico-chimique et de leur concentration.

La composition et la nature chimique des particules sont très variables : cendres, aérosols, hydrocarbures, acides, etc. Les effets éventuels liés à leur composition sont examinés dans les chapitres correspondant aux constituants identifiés dans les particules (métaux, par exemple).

La granulométrie des particules est définie par leur diamètre aérodynamique<sup>23</sup>. Ainsi, on distingue classiquement parmi les  $\text{PM}_x$  (PM dont le diamètre aérodynamique médian est inférieur à  $x \mu\text{m}$ ) : les  $\text{PM}_{10}$ , les  $\text{PM}_{2,5}$ , et enfin les  $\text{PM}_1$ . La pollution atmosphérique particulaire est fréquemment quantifiée par la masse de  $\text{PM}_{10}$  et de  $\text{PM}_{2,5}$  en suspension. Les  $\text{PM}_1$ , plus récemment définies, sont couramment incluses dans les  $\text{PM}_{2,5}$ , sauf si elles sont clairement identifiées (comme les « particules diesel »).

La granulométrie des particules conditionne leur capacité à pénétrer plus ou moins profondément dans les voies respiratoires (cf. figure ci-dessous).



Structure de l'arbre bronchique (source INRS)

Les particules dont le diamètre aérodynamique est supérieur à 10  $\mu\text{m}$  peuvent difficilement rester en suspension dans l'air. Elles occasionnent directement peu d'effets sur la santé. Leur taille ne leur permet pas de pénétrer dans les poumons contrairement aux particules en suspension, plus fines. Elles peuvent toutefois s'introduire jusqu'au pharynx<sup>24</sup>. Les particules de dimension inférieures (particules fines) peuvent pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire (poumons, alvéoles).

### Mécanismes de toxicité

<sup>23</sup> Diamètre d'une particule sphérique de densité égale à 1  $\text{g/cm}^3$  ayant la même vitesse de dépôt que la particule mesurée.

<sup>24</sup> AIRFOBEP : Les particules sédimentables sur la zone de l'étang de Berre, février 2004.

La granulométrie et la composition des particules sont suspectées d'être les deux principales propriétés impliquées dans les mécanismes de toxicité des PM.

De nombreux autres déterminants, moins étudiés, conditionnent probablement aussi leur toxicité, tels que la surface spécifique (étroitement corrélée à leur nombre)<sup>25</sup>, les propriétés de cette surface (charge, groupements fonctionnels, structure cristalline, etc.), la forme des particules (« effet fibre » comme pour l'amiante, par exemple) ou encore leur solubilité.

### Effets systémiques

#### Par inhalation

La toxicité des particules est essentiellement liée à l'inhalation de PM de diamètre inférieur à 10 µm, et de PM fines combinées au dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>).

La majorité des études concernent la toxicité aiguë des PM et donc l'exposition à des pics de concentration. Or cette toxicité est aujourd'hui démontrée comme moins dangereuse que l'exposition chronique à des concentrations plus faibles. Les effets décrits pour les particules et les polluants atmosphériques en général, vont de la simple gêne à la létalité.

Les organes cibles des particules absorbées par inhalation sont essentiellement les poumons, les autres organes des voies respiratoires ainsi que le système cardio-vasculaire. Toutes les populations sont affectées, mais la sensibilité peut varier avec l'état de santé et l'âge.

#### *Effets respiratoires*

Les principales pathologies engendrées par les dépôts successifs de PM « sans effet spécifique » (c'est-à-dire sans distinction de composition) sont les effets de « surcharge » (ou de « rétention ») conséquents à une diminution des défenses locales de l'organisme (diminution de la clairance muco-ciliaire<sup>26</sup> et diminution de l'épuration lymphatique).

Plus précisément, les particules inhalées et absorbées engendrent, d'une part, l'initiation d'une réponse inflammatoire (avec hyperréactivité bronchique) qui s'auto-entretient par la synthèse de médiateurs pro-inflammatoires en réponse au stress oxydatif (avec production de dérivés oxygénés par les polluants) et, d'autre part, la modification des réponses immunitaires aux allergènes pouvant notamment expliquer la recrudescence de crises d'asthme lors des épisodes de pollutions particulières. Cette réaction immunitaire est facilitée par la surproduction d'immunoglobulines E (anticorps impliqués dans les réactions de type allergique) induite par les PM.

De nombreux métaux, mais également des PM fines dépourvues de métaux, sont des inducteurs puissants de ce type d'inflammations et de formes réactives de l'oxygène.

Les effets décrits ci-dessus sont liés à une toxicité aiguë des PM, mais ces réactions peuvent entraîner, à long terme, des dommages du tissu pulmonaire et aboutir à son remodelage irréversible. Le remodelage tissulaire au niveau des alvéoles et de l'interstitium pulmonaire peut induire des fibroses pulmonaires et/ou l'installation d'une broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO, notamment chez les personnes âgées).

---

<sup>25</sup> INVs, Programme de Surveillance Air et Santé dans 9 villes françaises (PSAS-9) - Les risques sanitaires. Septembre 2003 (mise à jour mars 2008).

<sup>26</sup> Taux épuration d'une substance via le système respiratoire.

La BPCO est la pathologie respiratoire attribuée aux PM la plus fréquemment rencontrée chez l'adulte. Chez l'enfant, il s'agit de l'asthme.

#### *Effets cardio-vasculaires*

Les affections cardio-vasculaires ont été particulièrement étudiées depuis le début des années 1990. De nombreuses études épidémiologiques ont mis en évidence le lien entre morbidité (risque de développer une maladie) cardio-vasculaire et exposition aux PM. Il semblerait que les PM<sub>2,5</sub> en soient principalement responsables tandis que les PM<sub>10</sub> « coarse » (10 à 2,5 µm) sont rarement suspectées. Ainsi, une étude américaine dite « des 6 villes » et de nombreux chercheurs confirment le lien entre morbidité – et *in fine*, mortalité cardio-vasculaire (et pulmonaire) – et exposition à long-terme aux PM<sub>2,5</sub>.

Parmi les mécanismes de toxicité en cause, les particules les plus fines seraient des inducteurs du facteur de coagulation favorisant la formation de plaques d'athérosclérose. Ce phénomène a été confirmé récemment (2008). Une augmentation de la calcification des coronaires (caractéristiques de la formation de plaque d'athérosclérose) a également été démontrée par une étude épidémiologique de cohorte au long-terme (3 ans) dans un contexte d'exposition à des PM<sub>2,5</sub> issues du trafic routier. Les symptômes engendrés par l'athérosclérose sont l'angine de poitrine et en cas de thrombose, l'infarctus du myocarde et l'accident vasculaire-cérébral (AVC).

La fonction cardiaque peut également être atteinte *via* le système nerveux autonome ou plus directement par le relargage de médiateurs du stress pulmonaire et/ou l'effet direct de composés particulaires solubles sur les cellules cardiaques. On assiste alors à une variabilité de la fréquence cardiaque (VFC) dont la diminution constitue un facteur de prédiction de la mortalité chez l'adulte, en particulier chez les personnes âgées, les diabétiques et les personnes ayant des antécédents d'infarctus du myocarde.

#### *Effets sur la mortalité (toutes causes confondues) et l'espérance de vie*

La mortalité est l'un des principaux indicateurs des effets des particules étudiés, notamment dans le cadre d'études épidémiologiques. Il s'agit d'un paramètre facilement quantifiable (grâce à l'existence de programmes de suivi : INSERM, etc.).

D'une manière générale, il a été observé des associations entre exposition aux PM, et en particulier aux PM<sub>2,5</sub>, et décès pour causes de pathologies cardio-vasculaires (cardiopathie ischémique<sup>27</sup>, etc.), de diabète et de pathologies respiratoires, notamment chez les personnes âgées d'au moins 65 ans.

D'autres études ont mis en évidence des facteurs connexes augmentant les effets des PM sur la mortalité. Ainsi ces effets ont été décrits comme plus importants dans les villes où le climat est chaud et dans les villes où les concentrations en dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) sont plus importantes. Ce dernier résultat indique soit une synergie entre le NO<sub>2</sub> et les PM, soit que le NO<sub>2</sub> est un indicateur de la présence de PM, hypothèse concevable pour le trafic automobile.

#### **Effets cancérigènes et effets génotoxiques**

Les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> (hors PM<sub>1</sub>) dans leur intégralité, ne semblent pas pouvoir agir directement sur l'ADN. En revanche lorsque les remodelages tissulaires (suite à des

---

<sup>27</sup> Maladie cardiovasculaire causée par un arrêt ou une réduction de l'apport sanguin du cœur.



réactions inflammatoires) concernent la muqueuse bronchique, ils peuvent engendrer des fibroses et des cancers bronchiques. Lorsque la réaction inflammatoire « migre » et touche plus particulièrement le tissu pleural ou le péritoine, celle-ci peut également entraîner une fibrose pleurale ou un mésothéliome<sup>28</sup>.

Les PM<sub>1</sub>, et notamment leur fraction nanométrique, sont en revanche suspectées de pouvoir former directement des adduits sur l'ADN entraînant une mutagénèse voire une cancérogénèse.

### Effets sur la reproduction et le développement

Des liens faibles mais significatifs ont été démontrés entre l'exposition à la pollution atmosphérique pendant la grossesse et le retard de croissance intra-utérin (RCIU), la prématurité ou encore le développement anormal du fœtus. Une étude récemment publiée, pratiquée sur plus de 300 000 bébés nés dans le New Jersey entre 1999 et 2003, a notamment mis en évidence un risque de ralentissement du développement du fœtus. Ce risque augmenterait significativement avec une augmentation de l'exposition de la mère aux particules fines de 4 µg/m<sup>3</sup> au cours des premier et troisième mois de la grossesse (stade embryonnaire). Les causes suspectées sont l'altération de l'activité des cellules et/ou la réduction de l'apport d'oxygène et de nutriments au fœtus.

Une étude américaine a également établi des liens plus forts entre l'exposition aux PM (et notamment PM<sub>2,5</sub>) et mortalité post-néonatale (soit au maximum 28 jours après la naissance) toutes causes confondues mais également pour cause respiratoire ou par mort subite du nourrisson.

## 4.4 Composés Organiques Volatils (COV)

### 4.4.1 Benzène

Sources : INERIS, version n°3, mars 2006 ; INRS, FT n°49, édition 2011 ; ATSDR, Toxicological Profile, août 2007

N°CAS : 71-43-2

Le benzène est produit principalement dans l'industrie pétrochimique. Il est obtenu :

- par reformage catalytique ;
- à partir de l'essence de pyrolyse ;
- par hydrodésalkylation du toluène.

Le benzène est largement utilisé dans l'industrie comme intermédiaire de synthèse, principalement pour produire de l'éthylbenzène, des cumènes et des cyclohexanes servant à la synthèse de nombreux produits comme le styrène (destiné à la fabrication de matières plastiques et d'élastomères), le phénol, les résines, les colorants, les pesticides, les produits pharmaceutiques, les détergents, etc. Il est naturellement présent dans les carburants (en particulier l'essence sans plomb qui peut en renfermer jusqu'à 1% en volume) et dans de nombreux produits dérivés du pétrole.

---

<sup>28</sup> Forme rare et virulente de cancer des surfaces mésothéliales qui affecte le revêtement des poumons (la plèvre), de la cavité abdominale (le péritoine) ou l'enveloppe du cœur (le péricarde).

La présence de benzène dans l'environnement est naturelle (feux de forêts, activité volcanique) ou anthropique. L'automobile est en grande partie responsable de la pollution atmosphérique par le benzène (gaz d'échappement, émanations lors du remplissage des réservoirs).

### **Devenir dans l'organisme**

La voie majeure d'exposition au benzène est l'inhalation. 50 % de la quantité de benzène inhalée est absorbée. Le benzène possède un tropisme préférentiel vers les graisses et les tissus riches en lipides. En cas d'intoxication chronique, il se distribue également dans le foie. Cette substance est éliminée sous forme inchangée dans les urines (moins de 1 %) et dans l'air expiré, 10 à 50 % selon l'activité physique et l'importance du tissu adipeux. Le reste est bio-transformé. Il est métabolisé essentiellement dans le foie, mais aussi dans les autres tissus où il s'est fixé, notamment la moelle osseuse. La fraction expirée augmente avec l'exposition du fait d'une saturation des voies métaboliques.

La métabolisation est essentielle dans la toxicité du benzène. En effet, les effets toxiques sont dus à ses métabolites. Ces derniers sont excrétés sous forme conjuguée, principalement dans l'urine. Le benzène peut également traverser la barrière placentaire.

### **Effets systémiques**

#### Par inhalation

##### *Effets hématologiques*

De nombreuses études ont mis en évidence des effets hémotoxiques. L'atteinte de la moelle osseuse est un des tout premiers signes de la toxicité chronique du benzène : anémie aplasique ou syndrome myéloprolifératif. L'anémie aplasique peut évoluer vers un syndrome myéloprolifératif puis une leucémie.

Le benzène joue également un rôle dans la survenue d'hémopathies non malignes. Elles peuvent se traduire par une thrombopénie (signe le plus précoce et le plus fréquent), une leucopénie, une hyperleucocytose, une anémie aplasique, une pancytopenie, une thrombocytopénie, une granulopénie, ou une lymphopénie. Certains de ces effets sont réversibles à l'arrêt de l'exposition. La plupart de ces effets sanguins ont été associés à des expositions par inhalation.

Le benzène peut être à l'origine d'une aplasie médullaire benzénique. Cependant, elle est devenue exceptionnelle en France depuis l'application des mesures de prévention prévues par la réglementation.

##### *Effets non hématologiques*

Des effets sur le système immunitaire ont été décrits dans le cadre d'expositions professionnelles au benzène. Les salariés ont montré une augmentation de la susceptibilité aux allergies pour des concentrations inférieures à 30 ppm et des diminutions des taux sériques d'immunoglobulines pour des concentrations de 3 à 7 ppm. Une diminution des lymphocytes est également mise en évidence.

L'inhalation de benzène peut également provoquer des troubles neuropsychiques communs à ceux observés avec les autres solvants et regroupés sous le terme « syndrome psycho-organique » et qui se traduit par une irritabilité, une diminution des capacités d'attention et de mémorisation, un syndrome dépressif, des troubles du sommeil. Des

troubles digestifs (nausées, vomissements, épigastralgies) peuvent également être observés.

Peu d'informations relatives aux autres effets toxiques du benzène sont disponibles chez l'homme. Toutefois, des effets cardiovasculaires ont été décrits comprenant une fibrillation ventriculaire lors d'exposition par inhalation aux vapeurs de benzène.

#### Par ingestion

Il existe très peu de données rapportant des effets toxiques chez l'homme lors de l'exposition par voie orale. Des effets cutanés tels que des œdèmes et des gonflements ont été rapportés chez un homme ayant ingéré accidentellement du benzène. Des effets neurologiques ont également été observés après ingestion d'une seule dose de benzène.

#### Par contact cutané

Le benzène est un irritant cutané. Il peut causer des érythèmes, des boursouffures ou encore des dermatites.

#### **Effets cancérigènes**

Les données scientifiques sont suffisantes pour permettre d'établir une relation entre l'apparition de leucémies non lymphatiques et l'exposition cumulée à des niveaux élevés de benzène. Pour des expositions moins élevées, le lien est moins clair.

De très nombreuses études de cas et plusieurs études épidémiologiques de cohortes attestent le pouvoir leucémogène du benzène pour des expositions très variables (de 1 à 100 ppm). Il a été mis en évidence une relation dose-effet entre l'importance de l'exposition en ppm/mois et l'incidence des leucémies. Ainsi, il est considéré qu'il existe des indices suffisants de cancérigénicité du benzène chez l'homme.

La leucémie aigüe myéloïde est l'affection la plus souvent rapportée dans les études de cas mais l'épidémiologie retrouve une association significative avec les leucémies de tout type voire d'autres affections du tissu hématopoïétique comme les lymphomes non hodgkiniens.

#### **Effets génotoxiques - Effets sur la reproduction et le développement**

Le benzène passe la barrière placentaire et est retrouvé dans la moelle osseuse du fœtus à des niveaux supérieurs ou égaux à ceux mesurés chez la mère exposée par inhalation. Cependant, les effets du benzène sur la reproduction et le développement par inhalation ne sont pas suffisants pour établir une relation causale. Aucun élément ne permet de conclure à une tératogénicité ou à une foetotoxicité chez l'homme.

Les rares études réalisées par voie orale montrent que le benzène présenterait un effet embryotoxique chez la souris pour des expositions par gavage à des doses de 1 300 mg/kg/j du 8<sup>ème</sup> au 12<sup>ème</sup> jour de la gestation.

#### 4.4.2 Acétaldéhyde

Sources : INERIS, version n°2-4, septembre 2011 ; INRS, FT n°120, édition 2004 ; OMS, Environmental Health Criteria n°167, 1995

N°CAS : 75-07-0

L'acétaldéhyde se trouve à l'état naturel dans l'environnement. Il est produit par la combustion de la biomasse lors des feux de forêts et de broussailles. L'irradiation par le rayonnement solaire des substances humiques dans l'eau en produit également.

L'acétaldéhyde est un métabolite intermédiaire chez les humains et les plantes supérieures, et un produit de la fermentation alcoolique. Il est présent dans la nourriture, dans certaines boissons, dans la fumée de cigarette, dans les gaz d'échappement et dans beaucoup de rejets industriels.

Par ailleurs, l'acétaldéhyde est formé dans la troposphère par l'oxydation photochimique de divers types de composés organiques. Compte tenu de la diversité et de l'abondance des précurseurs de l'acétaldéhyde, la formation atmosphérique secondaire dépasse fréquemment les émissions directes, en particulier pendant les épisodes de pollution photochimique de l'air.

Utilisé principalement dans la synthèse organique, il sert aussi dans les industries des parfums (additif, désodorisant et aromatisant), des matières plastiques et des colorants. Il est également utilisé comme additif alimentaire, notamment pour le chocolat, les glaces, les desserts à base de gélatine et les pâtisseries, le chewing-gum, et il permet la conservation de fruits frais.

##### Devenir dans l'organisme

Actuellement, aucune étude spécifiquement menée chez l'homme ne traite de l'absorption de l'acétaldéhyde. Cependant, les résultats des études de toxicité indiquent que les deux principales voies d'absorption sont les voies respiratoire et orale. Une étude a montré que par voie respiratoire, la rétention de l'acétaldéhyde est de 45 à 70%, mais l'absorption n'a pas été précisément quantifiée. L'acétaldéhyde étant une petite molécule, de nature lipophile et soluble dans l'eau, il est rapidement absorbé au niveau du tractus gastro-intestinal après une exposition par voie orale puis rapidement métabolisé. Mais, il est alors difficile de déterminer les taux d'absorption pour la voie orale. Les propriétés physico-chimiques de l'acétaldéhyde indiquent que l'absorption cutanée est possible.

La distribution est mal connue. L'acétaldéhyde se lie aux hématies mais aussi à des protéines du sang. Il semble passer les barrières hémoméningée et placentaire (chez l'animal). Il est ensuite oxydé en acide acétique dans le foie, par des enzymes dont l'activité dépend entre autres de facteurs génétiques, physiologiques et diététiques (alcool).

De nombreuses iso-enzymes de l'ALDH (acétaldéhyde déshydrogénase, enzyme métabolisant l'acétaldéhyde en acétate) ont été identifiées dans le foie et dans d'autres tissus chez l'homme. Les sujets présentant une mutation sur le gène de l'ALDH ont une ALDH de faible activité, métabolisent donc plus faiblement l'acétaldéhyde et présentent aussi une intolérance plus importante à l'éthanol.

Aucune donnée ne traite de l'élimination de l'acétaldéhyde chez l'homme quelle que soit la voie d'exposition. Chez l'animal, environ 5 % de l'acétaldéhyde absorbé par inhalation est

exhalé et le reste est majoritairement éliminé sous forme de métabolites dans les urines. Après ingestion, peu d'acétaldéhyde inchangé a été retrouvé dans les urines.

### **Effets systémiques**

Les effets systémiques à long terme de l'acétaldéhyde chez l'homme n'ont pas fait l'objet de publications de cas cliniques ou d'études épidémiologiques. Des auteurs ont néanmoins signalé l'apparition de dermatoses irritatives et allergiques et de broncho-pneumopathies chroniques lors d'expositions professionnelles.

L'acétaldéhyde semble impliqué de manière indirecte (comme métabolite de l'éthanol) dans les dommages causés au foie, la rougeur de la face et les effets sur le développement après consommation d'alcool. Aucun détail supplémentaire n'a été donné pour cette étude.

L'augmentation de sa concentration sous l'effet de substances inhibitrices de sa métabolisation en acétate, est à l'origine de l'effet antabuse<sup>29</sup>.

Chez l'animal, après exposition par voie orale et par inhalation, l'effet toxique à des doses ou concentrations relativement basses est faible, et se limite principalement au site initial de contact. Chez les rongeurs par exemple, l'inhalation d'acétaldéhyde provoque des altérations du tractus respiratoire. Par ingestion, il peut toutefois induire des stéatoses (infiltrations graisseuses), des troubles hépatiques, des effets neurologiques et un phénomène de dépendance. La voie cutanée n'a pas été explorée.

### **Effets cancérigènes**

Très peu d'études sont disponibles sur les effets cancérigènes de l'acétaldéhyde chez l'homme. Une seule étude épidémiologique a été réalisée dans une usine, au cours de laquelle il a été noté une incidence accrue de cancers chez des travailleurs exposés à l'acétaldéhyde comparés à la population générale (bronches, bouche, estomac). Les travailleurs ont été exposés pendant 5 ans à des concentrations d'acétaldéhyde comprises entre 0,56 ppm et 1 ppm (soit 1 et 1,8 mg/m<sup>3</sup>). Toutefois, cette étude présente plusieurs biais, notamment car les individus étaient tous fumeurs, exposés à plusieurs solvants.

L'acétaldéhyde est également soupçonné de participer aux effets cancérigènes, notamment des voies aérodigestives supérieures, observés à long terme chez les alcooliques.

Chez l'animal, des expositions par inhalation ont entraîné l'apparition de cancers à différents niveaux du tractus respiratoire.

Aucune donnée sur les effets cancérigènes de l'acétaldéhyde après exposition par voie orale ou cutanée n'est disponible chez l'homme ou l'animal.

### **Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement**

Il y a peu d'études sur l'homme quant aux effets de l'acétaldéhyde sur la reproduction et le développement. Mais selon certains auteurs, il est, au moins partiellement, responsable du

---

<sup>29</sup> Effet identique à celui provoqué par le disulfirame lors de l'ingestion d'alcool, qui ne produit aucun effet lorsqu'il est absorbé seul, mais qui s'oppose à l'absorption et à la dégradation normale de l'alcool par l'organisme. L'effet antabuse se caractérise par une hypersensibilité à l'alcool, une sensation de chaleur de la face, des maux de tête, une fatigue, des nausées et des vomissements. (Le disulfirame provoquant rapidement un dégoût durable de l'alcool, il est utilisé comme traitement contre l'alcoolisme chronique).

syndrome d'alcoolisme fœtal (incluant entre autres un défaut de croissance, une déficience mentale et un faciès caractéristique).

Chez l'animal, en cas d'exposition à de fortes doses d'acétaldéhyde, cette substance peut passer la barrière placentaire pour aller dans la circulation fœtale. L'administration de ce composé à des rates et des souris gestantes a produit des effets fœtotoxiques et tératogènes (malformations du crâne et des membres).

En ce qui concerne la fertilité, *in vitro*, l'acétaldéhyde provoque une inhibition de la synthèse de testostérone dans des cellules de mammifères.

#### 4.4.3 **Acroléine**

Source : INRS, FT n°57, édition 1999 ; ATSDR, Toxicological Profile, August 2007 ; OMS, CICAD n°43, 2002

N°CAS : 107-02-8

L'acroléine est un liquide incolore ou légèrement jaunâtre qui se caractérise par une odeur sucrée et âpre de brûlé. L'odeur de l'acroléine est détectée à des concentrations faibles : le seuil de perception est de 0,07 mg/m<sup>3</sup> pour les individus les plus sensibles, 0,48 mg/m<sup>3</sup> pour la majorité des sujets. L'acroléine est un liquide facilement inflammable dont les vapeurs peuvent former des mélanges explosifs avec l'air.

L'acroléine est d'origine anthropique et peut se dégager lors de la combustion de graisses animales ou végétales, de la pyrolyse du bois et des plastiques. Elle est également présente dans les gaz d'échappement des moteurs automobiles et dans la fumée de cigarette. Du fait de sa forte réactivité et de sa faible demi-vie dans l'eau, l'acroléine est peu persistante dans l'environnement.

L'acroléine est le produit de départ d'un grand nombre de réactions chimiques industrielles, en particulier pour la fabrication de méthionine, d'acide acrylique et de glutaraldéhyde. Elle est également utilisée, hors Union Européenne, comme biocide dans les lignes de fabrication, les eaux industrielles et les canaux d'irrigation.

##### **Devenir dans l'organisme**

Peu de données sont disponibles sur le devenir de l'acroléine dans l'organisme humain. Les effets toxiques de l'acroléine sont généralement limités au site d'exposition et elle est très réactive avec les groupements thiols libres. Par conséquent, l'absorption et la biodisponibilité de cette substance seraient faibles chez l'homme.

Chez l'animal, une forte rétention des vapeurs inhalées a lieu dans le tractus respiratoire (80 à 85% chez le chien). Après administration orale chez le rat, l'absorption gastro-intestinale est de 75 à 86%.

La distribution de l'acroléine après administration orale au rat a lieu essentiellement dans le foie, les glandes surrénales et les reins.

Le métabolisme de l'acroléine a été étudié *in vitro* et *in vivo* : *in vitro*, la molécule est transformée par des enzymes microsomiales en acide acrylique ou en glycidaldéhyde selon le tissu d'origine ; *in vivo*, elle est principalement conjuguée au glutathion.

L'acroléine est principalement éliminée par voie urinaire après conjugaison avec le glutathion, sous forme de métabolites mercapturiques. Une petite partie est également éliminée dans les fèces et l'air exhalé (sous forme de CO<sub>2</sub> et de métabolites volatils).

## Effets systémiques

### Par inhalation

L'acroléine est un irritant oculaire et respiratoire. Ses effets lors d'expositions répétées chez l'homme n'ont pas été décrits. Cette substance provoque des troubles respiratoires (toux, irritation, douleur poitrinaire, etc.) après une exposition aiguë, même à faibles concentrations ( $0,6 \text{ mg/m}^3$ ). Les effets restent généralement limités au site de contact. A des doses plus fortes par inhalation ou ingestion, l'acroléine entraîne des nausées, des vomissements, des diarrhées, des bronchites, des œdèmes pulmonaires, une inconscience et même la mort.

Chez l'animal, les symptômes d'une intoxication par voie orale sont une baisse du poids corporel, la létalité et des effets sur les paramètres sanguins et sériques. Des études d'expositions de plusieurs espèces à des concentrations d'acroléine comprises entre  $0,39$  à  $11,2 \text{ mg/m}^3$ , pendant 3 à 52 semaines ont montré les mêmes symptômes dans la plupart des espèces : réduction du poids corporel, diminution de la fonction pulmonaire, et modifications pathologiques (inflammation, hyperplasie) du nez, des voies respiratoires supérieures et des poumons. Une létalité significative apparaît à des concentrations supérieures à  $9 \text{ mg/m}^3$ .

### Effets cancérigènes

Il y a peu d'études épidémiologiques concernant la cancérigénicité de l'acroléine chez l'homme. Les seules études disponibles ne permettent pas de conclure (pas d'analyse statistique, co-exposition à d'autres produits, etc.).

L'acroléine ne semble pas être cancérigène chez l'animal. Seule une augmentation de l'incidence des adénomes du cortex surrénalien a été observée chez le rat après une exposition à 652 ppm d'acroléine dans l'eau de boisson, 5 j/semaine, pendant 100 semaines.

### Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement

L'acroléine est difficile à tester en mutagénèse car elle a une grande réactivité qui l'empêche d'atteindre sa cible et une forte cytotoxicité qui gêne l'expression de la mutation. Cependant, elle peut être considérée comme un mutagène faible d'après les tests *in vitro* (induction d'échanges de chromatides sœurs, mais pas d'aberrations chromosomiques).

Les effets de l'acroléine sur la reproduction et le développement de l'homme n'ont pas fait l'objet publications.

Chez l'animal, l'acroléine administrée par voie générale n'agit ni sur la fertilité parentale ni sur le développement des fœtus à des doses non toxiques pour les mères. En revanche, elle induit des effets embryotoxiques et tératogènes si elle est administrée directement au contact de l'embryon ou du fœtus.

#### 4.4.4 1,3-Butadiène

Sources : INERIS, version n°2-2, septembre 2011 ; INRS, FT n°241, édition 2012 ; ATSDR, Toxicological Profile, September 2012

N°CAS : 106-99-0

La pollution de l'environnement par le 1,3-butadiène est essentiellement atmosphérique. Les principales sources de dispersion du 1,3-butadiène dans l'air sont fugaces et

accidentelles : les émissions se produisent au cours de la fabrication, de l'utilisation, du transport et du stockage.

De faibles quantités de 1,3-butadiène sont d'autre part émises en permanence dans l'atmosphère par les échappements des moteurs d'automobiles, par la fumée de cigarette et par la combustion des plastiques et du caoutchouc.

Le 1,3-butadiène est utilisé dans les industries de fabrication de caoutchouc, de latex, de néoprène et de matières plastiques en général. Il est utilisé également dans la fabrication de carburants pour fusées.

Le 1,3-butadiène est également susceptible de se dégager en très faible quantité au cours des opérations de raffinage de pétrole et lors du remplissage des réservoirs des véhicules fonctionnant à l'essence. Ce composé est également présent dans les gaz d'échappement et la fumée de cigarette.

### **Devenir dans l'organisme**

Le 1,3-butadiène pénètre dans l'organisme principalement par le tractus respiratoire. Il n'existe pas de données plus précises chez l'homme.

Le 1,3-butadiène se distribue largement dans les tissus. Il est métabolisé sous l'action des cytochromes P450<sup>30</sup>.

Il est ensuite essentiellement éliminé sous forme de CO<sub>2</sub> dans l'air expiré et sous forme conjuguée (métabolites formés avec le glutathion), dans les urines.

Il a été montré dans deux études que les sujets déficients en certains allèles des gènes des glutathion S-transférases pourraient présenter plus de risques mutagènes (échanges de chromatides sœurs ou aberrations chromosomiques) que les sujets non déficients pour cette activité. Les mono- et diépoxy forment des liaisons covalentes avec l'ADN, ainsi qu'avec des protéines comme l'hémoglobine.

### **Effets systémiques**

Chez l'homme, ce sont principalement les effets cancérigènes du 1,3-butadiène qui ont été étudiés et ceci lors d'expositions professionnelles. Les autres aspects de la toxicologie humaine ont par contre fait l'objet de peu de publications.

La toxicité du 1,3-butadiène s'exerce essentiellement après inhalation. Des auteurs ont trouvé des changements minimes des paramètres hématologiques chez huit travailleurs exposés par inhalation à environ 20 ppm de 1,3-butadiène (44 mg/m<sup>3</sup>), 14 ppm de styrène (60 mg/m<sup>3</sup>) et 0,03 ppm de benzène (0,1 mg/m<sup>3</sup>) par rapport à 145 travailleurs exposés aux mêmes composés respectivement à moins de 2 ppm (4,4 mg/m<sup>3</sup>) de 1,3-butadiène, 2 ppm (8,5 mg/m<sup>3</sup>) de styrène et 0,1 ppm (0,3 mg/m<sup>3</sup>) de benzène. Une légère diminution du nombre des globules rouges, des plaquettes et des polynucléaires neutrophiles ainsi que de l'hémoglobine a été observée chez les travailleurs les plus exposés.

Une étude récente (2005) ne rapporte pas de lien entre l'exposition au 1,3-butadiène et le développement d'anomalies hématologiques chez des ouvriers de la pétrochimie à l'est de Houston, Texas.

---

<sup>30</sup> Enzymes essentielles du métabolisme humain et animal, se trouvant principalement dans le foie et comptant plusieurs isoformes.



Dans une étude épidémiologique rétrospective, un excès de mortalité par pathologies cardiovasculaires a été observé chez des travailleurs d'une usine de caoutchouc exposés par inhalation, entre autres, au 1,3-butadiène.

Chez l'animal, la toxicité du 1,3-butadiène s'exerce essentiellement après inhalation. Les effets observés sont plus importants chez les souris que chez les rats. En effet, le 1,3-butadiène, en exposition répétée, induit chez la souris des lésions prolifératives dans le cœur, les poumons et l'estomac, ainsi qu'une atrophie testiculaire et ovarienne et un effet sur la moelle osseuse. Chez le rat, les effets observés sont minimes.

Il est intéressant de noter que l'absorption du 1,3-butadiène est beaucoup plus faible chez les primates et l'homme que chez les rongeurs.

### Effets cancérogènes

Plusieurs études chez les travailleurs de l'industrie du caoutchouc synthétique (styrène-butadiène) ou utilisant du butadiène monomère ont été publiées. Ces études montrent un taux de mortalité et un taux de cancer légèrement plus bas que la population générale. Les taux de mortalité par cancer du poumon, du colon, de la prostate ne sont pas élevés globalement et pour les travailleurs les plus exposés.

Le lien entre les cancers du système lymphopœïétique et l'exposition au 1,3-butadiène n'est pas clairement établi. Les principales études épidémiologiques concernent une cohorte de travailleurs de l'industrie du butadiène monomère, deux cohortes de l'industrie du caoutchouc synthétique, une étude cas témoins sur les cancers lymphopœïétiques. S'il est difficile d'imputer le développement de certains cancers du système lymphopœïétique à une exposition au 1,3-butadiène, il semble établi qu'il existe un lien entre la survenue de leucémies et les expositions au 1,3-butadiène.

L'examen actualisé de plus de 15 000 employés de l'industrie du caoutchouc synthétique met en évidence un excès de 40 % de leucémies et une relation dose estimée d'exposition – effet. Cependant la mortalité par leucémie dans l'industrie du butadiène monomère n'est pas augmentée. Ceci peut être dû à un plus faible niveau d'exposition, à la présence d'un co-facteur dans l'industrie du caoutchouc synthétique, ou à un facteur de confusion corrélé à l'exposition au 1,3-butadiène dans l'industrie du caoutchouc. Il est difficile de conclure à une relation causale entre l'exposition au 1,3-butadiène et les leucémies car les données s'appuient sur une seule étude, même si celle-ci est de bonne qualité.

Enfin, une étude a été réalisée en Grande Bretagne chez des enfants à partir des cartes de répartition des enfants morts de cancer en lien avec les niveaux de pollution atmosphérique auxquels ont été exposées leurs mères. Cette étude montre un lien probable entre les expositions au monoxyde de carbone, aux particules PM<sub>10</sub>, aux composés organiques volatils, aux oxydes d'azote, au benzène, aux dioxines, au 1,3-butadiène et au benzo[a]pyrène dont la source est située à moins d'un kilomètre du lieu de résidence et la survenue de cancer et plus particulièrement de leucémies. L'incidence des lymphosarcomes est élevée pour des expositions à court terme des employés dans l'industrie du butadiène monomère et dans une étude réalisée sur une population plus restreinte. A contrario, il n'y a pas d'excès de lymphosarcome parmi les employés exposés de manière prolongée dans l'industrie du butadiène monomère pas plus que l'on observe une relation dose-effet pour les lymphosarcomes ou les lymphomes non hodgkiniens. Aucune étude ne lie l'exposition au 1,3-butadiène avec les lymphomes de Hodgkin ou les myélomes multiples.

Chez l'animal, le 1,3-butadiène est un cancérigène multisites. En effet, dans les études d'exposition par inhalation à long terme il entraîne des tumeurs communes et des tumeurs rares chez la souris et le rat. Il existe des différences de sensibilité entre les espèces et les lignées.

#### **Effets génotoxiques - Effets sur la reproduction et le développement**

L'exposition professionnelle au 1,3-butadiène n'a pas permis de mettre en évidence, par des tests cytogénétiques, un effet génotoxique de cette substance. Toutefois, la concentration de 1,3-butadiène dans l'air ambiant n'a pas été mesurée. Les expérimentations animales indiquent que le 1,3-butadiène est faiblement génotoxique *in vitro*, en présence d'activation métabolique, et génotoxique *in vivo*, pour la souris.

Le potentiel génotoxique du 1,3-butadiène est lié à la formation des métabolites époxydiques.

Aucune information n'est disponible quant aux effets sur la reproduction et le développement du 1,3-butadiène chez l'homme.

Des souris exposées à 1 000 ppm (2 250 mg/m<sup>3</sup>) de 1,3-butadiène pendant 13 semaines ont présenté une atrophie ovarienne et une perte de poids. Chez des souris de la même espèce, des effets sur les testicules (réduction de leur masse, dégénérescence ou atrophie) ont été observés pour des concentrations supérieures à 200 ppm (450 mg/m<sup>3</sup>).

Des souris et des rates gestantes ont été exposées à des concentrations de 1,3-butadiène de 0, 40, 200 ou 1 000 ppm (0, 90, 450 ou 2 250 mg/m<sup>3</sup>) 6 h/j des jours 6 à 15 de la gestation. Des signes de toxicité maternelle sont rapportés chez les rats pour la concentration de 1 000 ppm (2 250 mg/m<sup>3</sup>) et chez les souris dès 200 ppm (450 mg/m<sup>3</sup>). Il n'y a pas de fœtotoxicité rapportée chez les jeunes rats. Chez les souriceaux, aucun effet tératogène n'a été observé. Cependant, à partir de 200 ppm, des signes de toxicité sont apparus : poids réduit et anomalies squelettiques.

Dans une autre étude, des signes de toxicité fœtale et maternelle ont été observés chez des rates exposées 6 h/j des jours 6 à 15 de la gestation à des concentrations de 0, 200, 1 000 ou 8 000 ppm (0, 450, 2 250 ou 18 000 mg/m<sup>3</sup>) de 1,3-butadiène. Les mères ont présenté une diminution du gain de poids corporel et la croissance fœtale a été diminuée pour une exposition à 8 000 ppm. La fœtotoxicité s'est exprimée par une augmentation de l'incidence des malformations squelettiques (ossification irrégulière des côtes) pour le groupe exposé à 1 000 ppm et par des malformations majeures du crâne, de la colonne vertébrale, du sternum, des os longs et des côtes à 8 000 ppm.

#### **4.4.5 Formaldéhyde**

Sources : INERIS, version n°4, février 2010

N°CAS : 50-00-0

Le formaldéhyde est formé naturellement dans la troposphère lors de l'oxydation d'hydrocarbures émis par les végétaux. Les terpènes et l'isoprène libérés par les feuillages réagissent avec les radicaux OH en formant du formaldéhyde. Les feux de forêts, les déchets animaux et la décomposition des résidus végétaux dans les sols contribuent également à la formation de formaldéhyde.

La plus grande partie du formaldéhyde présent dans l'environnement est cependant anthropique et résulte des échappements non catalysés des automobiles. Les émissions

gazeuses et les rejets d'eaux usées résultant de la fabrication ou des diverses utilisations constituent également des sources d'exposition de l'environnement au formaldéhyde.

Le formaldéhyde est utilisé dans la fabrication des résines phénoplastes, aminoplastes, polyacétals et des mousses polyuréthanes. Il est également employé comme germicide, insecticide, fongicide et comme fixateur des tissus biologiques en anatomopathologie et histologie, et comme additif antibactérien pour la conservation des aliments.

Dispersé par fumigation il permet de désinfecter des locaux, des ustensiles ou du linge. Il est également employé comme antiseptique et comme additif antibactérien pour la conservation des aliments. Il est d'autre part utilisé dans des domaines divers tels que l'industrie du papier, le tannage du cuir, la photographie, l'analyse chimique, la fabrication de substances chimiques organiques, de soie artificielle, d'esters de cellulose, de teintures et d'explosifs, la médecine (cautérisation), etc.

### **Devenir dans l'organisme**

Le formaldéhyde est une substance endogène qui représente un intermédiaire essentiel du métabolisme cellulaire.

La principale voie par laquelle le formaldéhyde exogène peut affecter l'organisme est l'inhalation. Par inhalation, 98 % du formaldéhyde se dépose au niveau de la muqueuse nasale. Par ingestion, le formaldéhyde est très rapidement absorbé au niveau du tractus gastro-intestinal. Chez l'homme, le taux d'absorption cutanée est faible ( $319 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{h}$ ).

Quel que soit la voie, l'absorption semble limitée aux couches de cellules immédiatement adjacentes au point de contact, limitant ainsi le passage systémique. Néanmoins, les lésions corrosives au site de contact peuvent favoriser le passage systémique.

Sa forte réactivité lui permet de se combiner rapidement aux protéines et acides nucléiques cellulaires (fonction  $-\text{NH}_2$ ) des tissus avec lesquels il est en contact. Il s'oxyde aussi facilement en acide formique que l'on retrouve partiellement présent dans les urines à des concentrations qui peuvent dépasser 100 mg/L.

Les oxydations successives peuvent se poursuivre et conduire à la formation de  $\text{CO}_2$  (pouvant être éliminé par désorption pulmonaire), d'eau et d'autres métabolites qui s'éliminent par les voies urinaires et fécales.

### **Effets systémiques**

De nombreuses études réalisées sur la population générale exposée au formaldéhyde dans l'air intérieur des logements ont pu confirmer le pouvoir irritant du formaldéhyde au niveau des voies aériennes supérieures, initialement observé en milieu professionnel. Pour des expositions moyennes se situant approximativement entre 0,1 et 1 ppm, l'irritation des yeux, du nez et de la gorge est en moyenne ressentie par 75 % des adultes, 60 % des enfants et 60 % des nourrissons. Ces derniers résultats sont remis en cause par deux études qui semblent montrer que les enfants (de 6 à 15 ans) seraient plus sensibles au caractère irritant du formaldéhyde que les adultes.

Conjointement à la présence de ces symptômes, des analyses histologiques de biopsies nasales effectuées sur des travailleurs exposés au formaldéhyde sur une longue période (variant de 1 à 30 années) mettent en évidence la présence fréquente de lésions au niveau de l'épithélium nasal. La destruction des cellules ciliées, la prolifération de foyers de cellules hyperplasiques ou plus rarement displasiques sont le plus souvent décrites.

La sensibilité exacerbée des enfants au formaldéhyde a été décrite dans plusieurs études. Il a été observé une diminution de la fonction respiratoire d'enfants exposés à des concentrations faibles ( $0,037 \text{ mg/m}^3$ ) de formaldéhyde, sans effet sur celle des adultes, et une augmentation de la fréquence d'apparition de l'asthme et de bronchite chez les enfants vivant dans des logements présentant des concentrations moyennes de formaldéhyde  $> 0,075 \text{ mg/m}^3$ . La sensibilité des enfants au formaldéhyde a également été confirmée par la présence d'anticorps spécifiques au niveau sanguin bien plus fréquente que chez les adultes, après exposition à de faibles concentrations.

Chez l'adulte, les études existantes ne permettent pas aujourd'hui d'affirmer que le formaldéhyde est, de lui-même, cause d'allergie respiratoire. En milieu professionnel, plusieurs travaux ont en effet permis de constater l'absence d'effet sur le système immunitaire, avec en particulier une recherche infructueuse de la présence d'anticorps spécifiques.

L'éventualité de l'apparition de maladies respiratoires chroniques obstructives par expositions répétées au formaldéhyde, avec des retentissements sur la fonction respiratoire, reste très controversée. Il semblerait que la baisse du VEMS (volume expiratoire maximum par seconde), faiblement significative dans la plupart des études, manque de cohérence avec l'absence de signes cliniques. Les auteurs sont par ailleurs souvent confrontés à des problèmes d'interprétation (co-expositions, présence de poussières de bois sur lesquelles s'adsorbe le formaldéhyde). Une étude cas-témoin réalisée par l'AFSSET (actuellement ANSES) en 2008 et menée sur 162 patients asthmatiques dans des habitations du Bas Rhin a montré une corrélation entre la concentration en formaldéhyde dans l'air ambiant et la sévérité de l'asthme observé.

Des troubles neurologiques (perte de la mémoire, manque de concentration) ont été décrits dans plusieurs études où le formaldéhyde était cependant présent de manière concomitante avec d'autres solvants neurotoxiques. Mais les données actuelles sont insuffisantes pour conclure avec certitude sur un lien avec les effets neurocomportementaux du formaldéhyde.

Le formaldéhyde en solution est un agent de sensibilisation cutanée induisant, lors d'expositions répétées, une dermatite allergique de contact ou un urticaire de contact. Plusieurs études montrent l'augmentation de la fréquence de ces dermatites allergiques chez le personnel funéraire et hospitalier. Les réactions d'irritation cutanée n'apparaissent de façon certaine qu'au contact direct de solutions contenant du formaldéhyde (chez environ 5 % des sujets). Plusieurs études mentionnent également chez l'homme une forte irritation de contact au niveau des yeux.

Une étude multicentrique réalisée à travers 11 pays d'Europe a mis en évidence une prévalence de sensibilisation au formaldéhyde comprise entre 1,8 et 2,4 % chez des patients consultants pour un eczéma de contact présumé.

Même si les seuils de sensibilisation chez l'homme sont difficiles à déterminer, une étude propose une valeur de  $37 \mu\text{g/cm}^2$ .

Les effets chroniques du formaldéhyde par voie orale chez l'homme ne sont pas documentés.

### **Effets cancérigènes**

Les principaux cancers étudiés chez les sujets exposés au formaldéhyde par inhalation concernent les voies respiratoires supérieures et la cavité buccale, et plus marginalement

le cerveau, les leucémies et les maladies de Hodgkin. Les populations étudiées sont des professionnels utilisant le formaldéhyde pour la préservation des tissus biologiques (embaumeurs, anatomopathologistes) et les travailleurs industriels intervenant dans la production ou l'utilisation de ce produit (industrie chimique, textile, du bois et des résines). Les niveaux et les durées d'exposition ne sont pas toujours connus avec précision.

Parmi les données les plus récentes, deux méta-analyses qui reprennent les données de plusieurs études épidémiologiques, arrivent à la conclusion que c'est pour le cancer du nasopharynx, et dans une moindre mesure celui des cavités nasales, que l'on peut attribuer un rôle causal hautement probable au formaldéhyde, en raison d'une relation exposition-effet et de l'action directe du formaldéhyde sur ces sites. Le groupe de travail à l'origine de la monographie de l'IARC sur le formaldéhyde considère qu'il est improbable que les nombreux résultats positifs soient le fait de biais et conclut qu'ils apportent une preuve épidémiologique suffisante pour démontrer que le formaldéhyde peut être à l'origine de cancers du nasopharynx chez l'homme.

Peu d'études existent sur le lien entre l'exposition au formaldéhyde et les cancers du poumon et leurs résultats ont été successivement réinterprétés et discutés. Le risque augmenté de mortalité par leucémies et cancers cérébraux semble exister pour les embaumeurs et anatomopathologistes uniquement, suggérant que d'autres facteurs que le formaldéhyde entrent en jeu. Mais les divergences des conclusions ne permettent pas de se prononcer clairement.

Il existe des informations robustes pour établir une présomption de lien de causalité entre l'exposition professionnelle au formaldéhyde et l'apparition de leucémies notamment de type myéloïde. Cependant, l'ensemble des données disponibles est insuffisant pour l'affirmer.

Le formaldéhyde par voie digestive ne conduit pas au développement de tumeur cancéreuse. Il n'existe pas de données montrant une relation entre l'exposition cutanée au formaldéhyde et une augmentation de l'incidence des tumeurs.

### **Effets génotoxiques - Effets sur la reproduction et le développement**

L'ensemble des études *in vitro* et *in vivo* montre que le formaldéhyde semble être un composé génotoxique direct dont les effets sont principalement observés au niveau du site de contact et pour des concentrations élevées.

Deux études décrivent l'absence de différence sur la qualité du sperme de 11 hommes exposés par inhalation professionnellement au formaldéhyde par comparaison à des témoins, ainsi que qu'un taux d'avortements spontanés de 11,6 % jugé compatible avec le taux basal d'avortements chez la femme (275 sujets). Le nombre limité des sujets de la première étude et le manque de données sur l'exposition dans la seconde limitent les conclusions relatives à ces études.

Plus récemment, des effets sur la reproduction (cycles menstruels, grossesses difficiles) ont été observés chez des femmes professionnellement exposées. De plus, une diminution du poids des bébés à la naissance en rapport avec l'exposition des mères au formaldéhyde ( $> 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a été notée.

Les deux autres voies d'exposition (digestive, cutanée) ne sont pas documentées chez l'homme quant à la toxicité sur la reproduction et le développement.

#### 4.4.6 Propionaldéhyde

Source : US EPA, *Toxicological Review*, September 2008

N°CAS : 123-38-6

Le propionaldéhyde (ou n-propanal) est rejeté dans l'environnement lors de la combustion du bois, du fioul, de l'essence et du polyéthylène. On le retrouve également dans la fumée de cigarette ou encore dans les rejets des usines d'incinération des ordures ménagères.

Le propionaldéhyde est utilisé dans la fabrication d'acide propionique, de polyvinyles et de plastiques divers, dans la synthèse de caoutchouc, mais aussi comme désinfectant et conservateur. Son utilisation directe sur les aliments comme saveur synthétique a été approuvée par la FDA<sup>31</sup> et l'OMS.

##### Devenir dans l'organisme

La principale voie d'absorption du propionaldéhyde est l'inhalation.

Le propionaldéhyde est oxydé en acide propionique par l'enzyme ALDH (acétaldéhyde deshydrogénase), qui est ensuite métabolisé via le cycle de Krebs.

##### Effets systémiques

Aucune étude sur la toxicité chronique du propionaldéhyde chez l'homme n'est disponible.

Chez les animaux exposés par inhalation, les principaux effets du propionaldéhyde sont une irritation des voies respiratoires, une atteinte histo-pathologique (vacuolisation des cellules hépatiques) et des perturbations du système cardiovasculaire.

Selon des études chez le rat, le propionaldéhyde exerce deux actions opposées sur le système cardiovasculaire en fonction de la dose d'exposition. Ainsi un effet sympathomimétique est observé pour de faibles doses, et se traduit par une vasoconstriction des vaisseaux et une augmentation de la pression artérielle. Pour des doses plus fortes, on observe la stimulation réflexe du nerf vague qui entraîne alors une hypotension et une bradycardie.

Chez des rats, une atrophie de l'épithélium olfactif a également été identifiée. La sévérité de cet effet augmente en fonction de la dose d'exposition au propionaldéhyde. Cet effet a été considéré par l'EPA comme un effet biologique significatif d'une exposition au propionaldéhyde.

Une étude réalisée sur des souris (exposées par inhalation) a mis en évidence une inhibition de la prolifération des lymphocytes B et T, mais sans effet sur la viabilité cellulaire.

##### Effets cancérigènes

Aucune étude de cancérigénicité du propionaldéhyde sur l'homme ou sur l'animal n'est disponible.

---

<sup>31</sup> FDA : Food and Drug Administration.

### Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement

Les tests de génotoxicité sur les bactéries se sont révélés positifs pour certaines souches et négatives pour d'autres. Cependant, le propionaldéhyde induit une augmentation des aberrations chromosomiques dose-dépendante et des cassures de chromosomes dans des cellules d'embryons de hamster chinois. De plus, *in vitro*, le propionaldéhyde semble pouvoir former des adduits à l'hémoglobine.

Les quelques études animales disponibles n'ont montré aucun effet significatif sur la reproduction suite à une exposition au propionaldéhyde.

## 4.5 Benzo(a)pyrène

Source : INERIS, version n°2-3, juillet 2006

N°CAS : 50-32-8

Le benzo(a)pyrène entre dans la fabrication de produits étalons. Il est utilisé en très faibles quantités dans certains laboratoires d'analyse ou de toxicologie.

Le benzo(a)pyrène est présent dans les combustibles fossiles. Il est également formé lors de combustions incomplètes puis rejeté dans l'atmosphère où il est présent majoritairement dans la phase particulaire du fait de sa tension de vapeur extrêmement faible. Dans l'atmosphère, la phase vapeur dépasse rarement 10 % de la concentration totale en benzo(a)pyrène. Les sources naturelles d'émission sont les éruptions volcaniques et les feux de forêts. Le benzo(a)pyrène est également synthétisé par des plantes, des bactéries et des algues.

Sa présence dans l'environnement est d'autre part d'origine anthropique : raffinage du pétrole, du schiste, utilisation du goudron, du charbon, du coke, du kérosène, sources d'énergie et de chaleur, revêtements routiers, fumée de cigarette, échappement des machines à moteur thermique, huiles moteur, carburants, aliments fumés ou grillés au charbon de bois, huiles, graisses, margarines, etc.

### Devenir dans l'organisme

Par inhalation, l'absorption est rapide, mais dépend de la forme sous laquelle le benzo(a)pyrène est administré et plus spécifiquement de la taille des particules sur lesquelles il est adsorbé.

Le benzo(a)pyrène est rapidement distribué dans les différents organes internes en quelques minutes à quelques heures. Du fait de sa forte liposolubilité, le benzo(a)pyrène est stocké dans les glandes mammaires et les autres organes riches en graisses. Il est ensuite progressivement relargué dans la circulation sanguine.

### Effets systémiques

Aucune donnée relative aux effets de du benzo(a)pyrène chez l'homme n'est disponible, hormis d'éventuels effets cutanés. Les études rapportées chez l'animal ne concernent pas les effets suite à une exposition par inhalation.

### Effets cancérogènes

Les études rapportées dans la littérature ne permettent pas de conclure quant au caractère cancérogène du benzo(a)pyrène à lui seul chez l'homme. Chez l'animal, le benzo(a)pyrène induit des tumeurs chez de nombreuses espèces animales par les trois

voies d'exposition possibles : pulmonaire, orale et cutanée. Les effets rapportés correspondent à une action à la fois locale et systémique.

### **Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement**

D'après la bibliographie, aucune étude n'a été effectuée chez l'homme pour rechercher un éventuel effet du benzo(a)pyrène sur la reproduction.

Chez l'animal, le benzo(a)pyrène passe la barrière placentaire (rat et souris). Il est embryotoxique chez la souris. Une administration intra-péritonéale pendant la deuxième moitié de la gestation induit chez les nouveaux-nés une augmentation de l'incidence des adénomes pulmonaires et des papillomes de la peau. D'autres études sur le rat et la souris montrent une toxicité sur la reproduction, dépendant de la souche, de la voie d'administration et des niveaux de doses administrées.

## **4.6 Métaux**

### **4.6.1 Arsenic**

Sources : INERIS, version n°4, avril 2010 ; ATSDR, *Toxicological Profile*, August 2007

N°CAS : 7440-38-2

L'arsenic et ses dérivés ont de très nombreuses applications industrielles et agricoles, parmi lesquelles l'utilisation dans les alliages pour les batteries électriques, dans les pigments des peintures et comme pesticides.

L'arsenic existe sous différents degrés d'oxydoréduction. Les composés les plus courants, mis à part les sulfures, sont les combinaisons avec l'oxygène. L'arsenic forme également des composés organiques très stables. L'origine naturelle de l'arsenic est essentiellement l'érosion de la croûte terrestre, les phénomènes volcaniques et les feux de forêts. La majeure partie de l'arsenic anthropique atmosphérique provient des fumées émanant des industries de production d'As<sub>2</sub>O<sub>3</sub> et de la combustion de produits fossiles (charbon, ...).

#### **Devenir dans l'organisme**

La principale voie d'absorption de l'arsenic est la voie orale. Les arsénates et les arsénites sont bien absorbés par voie orale et par inhalation. Chez l'homme, l'absorption est estimée à 95 % par voie orale et à 30-40 % par inhalation. L'arsenic et ses métabolites méthylés sont éliminés dans les urines. Toutefois, l'élimination dépend de la valence de l'arsenic, de la voie d'administration et de la dose. La forme pentavalente, la voie orale et les faibles doses sont associées à une élimination rapide.

Les études effectuées chez l'animal montrent que lors de l'exposition par inhalation, l'arsenic est retrouvé dans tous les organes internes.

#### **Effets systémiques**

##### Par inhalation

La grande majorité des effets liés aux dérivés de l'arsenic sont induits par les dérivés inorganiques. Les rares études relatant les effets induits par les dérivés organiques de l'arsenic ont été réalisées chez l'animal.

Lors de l'exposition par inhalation de l'homme à des concentrations en arsenic de 0,613 et 0,007 mg/m<sup>3</sup>, les effets cutanés observés sont du même type que ceux décrits pour les



expositions par ingestion. Plus précisément, sont observées des lésions d'hyperkératose des paumes de mains et de la plante des pieds associées à des excroissances en forme de verrues ou boutons. Cette hyperkératose est associée à une alternance de zones d'hyperpigmentation et hypopigmentation sur la face, le cou et le dos.

Une étude effectuée chez des ouvriers suédois de fonderie exposés à l'arsenic (expositions comprises entre 0,05 et 0,5 mg/m<sup>3</sup>) a montré une forte prévalence de syndrome de Raynaud (troubles de la circulation du sang dans les extrémités engendrant des fourmillements, des changements de couleurs) chez le groupe exposé par rapport au groupe témoin. Troubles qui ne disparaissent pas au cours des périodes de vacances.

Plusieurs études réalisées chez des salariés exposés par inhalation aux vapeurs de trioxyde, composé de l'arsenic, montrent une augmentation du risque de mort par accident cardio-vasculaire. Certaines études ne retrouvent pas ces résultats.

A l'inverse de l'exposition par ingestion, l'exposition par inhalation aux dérivés inorganiques de l'arsenic n'induit pas d'effets hématologiques.

Des neuropathies périphériques sensorielles et motrices et des encéphalopathies franches sont rapportées lors d'expositions par inhalation aux dérivés inorganiques de l'arsenic. Ces effets sont partiellement réversibles à l'arrêt de l'exposition.

Chez des salariés exposés par inhalation à des niveaux élevés de particules et vapeurs d'arsenic inorganique, des nausées, vomissements et diarrhées sont rapportées. Ces effets sont réversibles et ne sont pas retrouvés lors d'expositions professionnelles à de faibles niveaux.

Très peu d'auteurs ont cherché à identifier les effets induits sur le système immunitaire lors de l'exposition par inhalation aux dérivés inorganiques de l'arsenic. Une étude a montré que les niveaux d'immunoglobulines ne sont pas altérés dans le sérum de salariés exposés.

#### Par ingestion

L'un des organes cibles des dérivés inorganiques de l'arsenic est la peau. Des lésions d'hyperkératose des paumes de mains et de la plante des pieds associées à des excroissances en forme de verrues ou boutons sont décrites. Cette hyperkératose est associée à une alternance de zones d'hyperpigmentation et hypopigmentation sur la face, le cou et le dos.

Ces effets sont rapportés dans la majorité des études lors d'expositions subaiguës ou chroniques. Lors d'exposition à l'arsenic à de très faibles concentrations par ingestion d'eau de boisson, ces effets cutanés sont l'indicateur le plus sensible de l'exposition. Ces effets cutanés apparaissent pour des niveaux d'exposition de l'ordre de 0,01 à 0,1 mg/kg/j.

Différentes études réalisées lors de l'ingestion de dérivés inorganiques de l'arsenic montrent des effets cardiovasculaires. Dans la région de Taïwan, la maladie des pieds noirs s'est développée de manière endémique lors de l'ingestion d'eau de boisson contenant de l'arsenic à des niveaux de l'ordre de 0,014 à 0,065 mg/kg/j. Cette maladie est caractérisée par une altération progressive de la circulation sanguine périphérique dans les pieds, se manifestant par l'installation insidieuse d'une sensation de froid et d'engourdissement, suivie d'ulcérations, d'une coloration noire des téguments. Elle évolue vers une gangrène sèche. Il est important de noter que cette association, maladie des pieds noirs et apports excessifs d'arsenic par l'eau de boisson n'a pas été

retrouvée dans d'autres régions. Néanmoins, dans d'autres pays, les études confirment les effets de l'arsenic sur le système vasculaire périphérique. Certaines études concernant la maladie des pieds noirs ont également observé une association entre l'exposition à l'arsenic par l'eau de boisson des puits et la mortalité par cause cardiaque. Des recherches similaires dans des régions où la contamination est moins importante ne sont pas aussi tranchées dans leurs résultats.

De nombreuses études rapportent l'apparition d'effets hématologiques tels une anémie et une leucopénie suite à l'ingestion de dérivés inorganiques de l'arsenic. Ces effets sont rapportés aussi bien lors d'expositions aiguës, subaiguës que chroniques.

Lors de l'exposition par ingestion aux dérivés inorganiques de l'arsenic, de nombreuses études épidémiologiques ont révélé la survenue d'atteintes du système nerveux. En effet, des expositions chroniques ou subaiguës à de faibles doses comprises entre 0,19 et 0,5 mg/kg/j induisent des neuropathies périphériques symétriques.

Plusieurs études ont mis en évidence des effets hépatiques induits par les dérivés inorganiques de l'arsenic lors de leur administration par voie orale. Les signes cliniques rencontrés se résument à une hépatomégalie ou aux complications de la fibrose portale pouvant être associées à une élévation du niveau sanguin des enzymes hépatiques. Ces effets sont plus souvent observés pour des expositions chroniques à des niveaux de 0,019 à 0,1 mg/kg/j.

Des nausées, des vomissements, des diarrhées et des douleurs abdominales peuvent être observées lors d'expositions prolongées à de faibles doses d'arsenic par la voie ingestion.

#### Par contact cutané

Les effets néfastes dus à une exposition par contact cutané aux composés inorganiques ou organiques n'ont pas beaucoup été étudiés.

Aucune étude associant les effets respiratoires, cardiovasculaires, gastro-intestinaux, hématologiques, musculo-squelettiques, hépatiques, rénaux, endocriniens ou sur le poids chez les hommes ou les animaux avec une exposition par contact cutané aux composés organiques ou inorganiques n'a été trouvée.

Plusieurs études sur des hommes exposés à des particules d'arsenic sur le lieu de travail ont montré que l'arsenic inorganique (généralement le trioxyde d'arsenic) peut causer des dermatites de contact. Ces études indiquent que le contact direct peut poser des problèmes à des niveaux d'exposition élevés, mais ne suggèrent pas que des niveaux plus faibles sont susceptibles de causer une irritation significative.

### **Effets cancérigènes**

#### Par inhalation

Plusieurs études de populations exposées professionnellement à l'arsenic inorganique (travailleurs de fonderies, d'usines de fabrication de certains pesticides, des vergers, des négociants en vin) établissent une relation entre inhalation d'arsenic et le cancer des voies respiratoires. Trois études prises collectivement démontrent une augmentation statistiquement significative du risque de cancer du poumon pour des niveaux d'exposition à l'arsenic supérieurs à 75 mg/m<sup>3</sup>/an. Le risque semble augmenter plus rapidement avec la dose pour de faibles expositions cumulées qu'avec les fortes expositions.

Une étude a également permis d'observer des décès par cancer des tissus lymphatiques. Par contre, le lien entre l'exposition à l'arsenic et les cancers cutanés par d'autres voies que l'ingestion ne semble pas totalement établi.

#### Par ingestion

Des cancers de la peau associés à l'exposition à l'arsenic au cours de son usage médicinal, par ingestion d'eau contaminée, ou au cours d'expositions professionnelles sont signalés depuis plus de 50 ans. Les cancers cutanés induits par l'arsenic sont habituellement de type histologique squameux ou basal, et surviennent dans des zones non exposées y compris la paume des mains et les pieds. C'est l'exposition par l'eau de boisson qui est principalement associée à l'augmentation du risque de cancer cutané. Une relation a été bien établie entre la prévalence du cancer de la peau chez 40 421 individus vivant dans 37 villages à Taiwan et la concentration d'arsenic dans l'eau potable (jusqu'à 1 820 µg/L). Aucun cas de cancer de la peau ne s'est déclaré dans une autre population similaire (7 500 « témoins ») dont l'eau potable contenait 17 µg/L d'arsenic (3 cas de cancer attendus).

Des études épidémiologiques ont établi une association entre la mortalité causée par diverses formes de cancer et la consommation d'eau contaminée par l'arsenic. Une augmentation du risque de cancer de la vessie, des reins, du foie et du poumon a été constatée dans plusieurs études écologiques. Il faut cependant souligner que ces associations ont été peu étudiées en dehors de Taiwan.

#### **Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement**

L'arsenic est clastogène *in vitro* et *in vivo*. Le mécanisme d'action génotoxique impliqué serait indirect. L'arsenic agirait au niveau de l'apoptose, de la réplication de l'ADN ou des enzymes de réparation, ou en tant qu'analogie du phosphore.

Des études épidémiologiques réalisées sur des salariées ou des populations voisines exposées par inhalation à l'arsenic sous forme inorganique ont montré que les enfants nés de ces femmes présentaient un taux de malformations supérieur à celui attendu et un poids de naissance diminué. Cependant, les résultats de ces études sont le fruit d'une co-exposition, ils ne peuvent donc être corrélés avec l'exposition à l'arsenic.

#### **4.6.2 Chrome**

Sources : INERIS version n°2-4, février 2005 ; ATSDR, *Toxicological Profile*, September 2012

N°CAS : Chrome total : 7440-47-3

Chrome (III) : 16065-83-1

Chrome (VI) : 18540-29-9

Le chrome est principalement utilisé pour la fabrication de pigments et est par ailleurs utilisé de manière très diversifiée. En effet, il entre dans la composition d'aciers inoxydables, d'aciers spéciaux, d'alliages, de matériaux réfractaires utilisés pour le garnissage de fours industriels. Il est également utilisé pour le chromage des métaux, le tannage du cuir. Il améliore la dureté des métaux et leur résistance à la corrosion.

Le chrome existe sous plusieurs degrés d'oxydation, principalement chrome III et un peu chrome VI. Le chrome VI est largement transformé en chrome III dans les sols,

les sédiments (favorisé en conditions anaérobie et à un pH faible). La solubilité du chrome VI est importante alors que le chrome III est généralement peu soluble.

Le chrome est présent dans l'environnement de manière ubiquitaire. Il s'agit d'un élément largement distribué dans la croûte terrestre. Le chrome est principalement concentré dans les roches. Seuls les composés trivalents (chrome III) et hexavalents (chrome VI) sont détectés dans l'environnement en quantités significatives. Dans les sols, le chrome issu de la roche mère est principalement sous forme trivalente. Le chrome hexavalent est la plupart du temps introduit dans l'environnement pour les activités industrielles. Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, d'huile de charbon.

### **Devenir dans l'organisme**

Les dérivés hexavalents du chrome pénètrent facilement dans l'organisme par toutes les voies d'administration. L'absorption gastro-intestinale est estimée entre 2 et 9 % pour le chrome VI. L'absorption du chrome trivalent est nettement plus faible que celle du chrome hexavalent. Le chrome III se retrouve dans le sang, l'urine et les cheveux et est éliminé principalement par les fèces après administration par voie orale.

### **Effets systémiques**

#### Par inhalation

Le chrome VI est généralement responsable des manifestations toxiques observées. Le chrome III qui est un composé naturel de l'organisme possède également une action toxique.

Le tractus respiratoire est l'organe cible des effets lors de l'exposition par inhalation aux dérivés du chrome III et du chrome VI. Il s'agit d'atteintes au site de contact. Lors d'exposition au chrome VI, les principaux effets observés sont l'épistaxis, une rhinorrhée chronique, une irritation et des démangeaisons nasales, des bronchites, des pneumoconioses, une diminution des fonctions pulmonaires et des pneumonies.

Plus spécifiquement, lors d'exposition professionnelle aux chromates, il s'agit d'atrophie de la muqueuse nasale, suivie d'ulcérations puis de perforations. Ces effets sont observés lors d'expositions professionnelles à des niveaux inférieurs ou égaux à 0,002 mg de chrome VI/m<sup>3</sup>.

Après solubilisation, le chrome et ses dérivés peuvent avoir un effet sensibilisant qui se manifeste par de l'asthme ou des dermatites. La prévalence de la sensibilisation au chrome dans la population générale est estimée à 0,7 %. La sensibilité aux dérivés du chrome VI est nettement supérieure à celle des dérivés du chrome III.

Des atteintes gastro-intestinales ont été observées lors d'expositions professionnelles par inhalation. Les effets observés sont des douleurs stomacales, des crampes, des ulcères gastro-duodénaux et des gastrites.

#### Par ingestion

Une étude a montré que l'exposition par la voie orale au dichromate de potassium peut exacerber une dermatite chez les individus sensibilisés au chrome. En effet, chez ces sujets, l'absorption de chrome entraîne une réaction eczémateuse.

Des ulcères buccaux, des diarrhées, des douleurs abdominales, des indigestions et des vomissements ont été décrits lors de l'absorption d'eau contaminée avec 20 mg de chrome VI/L.

#### Par contact cutané

Certains composés du chrome (VI), tels que le trioxyde de chrome (acide chromique), le dichromate de potassium, le chromate de potassium, le dichromate de sodium, et le chromate de sodium, sont très caustiques et peuvent causer des brûlures par contact cutané. Ces brûlures peuvent faciliter l'absorption du composé et entraîner une toxicité systémique.

Une leucocytose, une néphrite aiguë avec polyurie et protéinurie, et une sensibilité et un œdème des muscles des extrémités ont été décrits chez un homme admis à l'hôpital avec des ulcères cutanés sur les deux mains dus à une exposition par contact cutané au dichromate d'ammonium dans une imprimerie, où il avait travaillé pendant quelques mois.

Une exposition sur le lieu de travail à des composés du chrome en suspension dans l'air a été associée à des effets sur le septum nasal, tels que des ulcérations et des perforations.

Une exposition professionnelle à long terme aux composés du chrome dans la plupart des industries associées au chrome peut provoquer des trous ou des ulcères pénétrants profonds sur la peau. L'inflammation des parties buccales, la kératose des lèvres, des gencives et du palais, la gingivite et la périodontie dues à une exposition de ces tissus muco-cutanés à du chrome en suspension ont également été observées avec une fréquence plus grande chez les travailleurs dans l'industrie du chromate que dans les groupes de contrôle.

#### **Effets cancérigènes**

De nombreuses études épidémiologiques réalisées en Allemagne, en Italie, au Japon, au Royaume Uni ou aux Etats-Unis sur des salariés de la production des chromates ont largement mis en évidence un excès de risque pour le cancer du poumon. Dans ces industries c'est une exposition au chrome III et chrome VI qui est le plus souvent rencontrée.

#### **Effets génotoxiques - Effets sur la reproduction et le développement**

Chez l'homme, les seules études disponibles sont relatives à l'exposition de la femme en milieu professionnel, donc exposée *via* la voie respiratoire aux dichromates. Les résultats montrent une augmentation de l'incidence des complications au cours de la grossesse et de la naissance, une toxicose pendant la grossesse ainsi qu'une augmentation des hémorragies post-natales. Bien qu'ayant été pratiquées en présence d'un groupe témoin, ces études sont d'une qualité médiocre et ne permettent pas de conclure.

### **4.6.3 Nickel**

Sources : INERIS, version n°1-2, juillet 2006 ; Fiche INRS, FT n°68, édition 2009 ; OMS, Environmental Health Criteria n°108, 1991 ; ATSDR, Toxicological Profile, August 2005

N°CAS : 7440-02-0

Le nickel est principalement utilisé pour la production d'aciers inoxydables très résistants à la corrosion et aux températures élevées. Il est utilisé sous forme d'alliages et de dépôts galvaniques pour la confection de pièces automobiles, de machines-outils, d'armements,

d'outils, de matériel électrique, d'appareils ménagers et de pièces de monnaie. Les dérivés du nickel sont également utilisés comme catalyseurs, pigments et dans les batteries d'accumulateurs.

Le nickel est présent à l'état de traces dans l'ensemble des compartiments (sol, eau, air). Dans les polluants atmosphériques, le nickel est présent principalement sous forme de sulfates, d'oxydes, de sulfures et, dans une moindre mesure de nickel métallique. Il est essentiellement sous forme d'aérosols particuliers dont la teneur en nickel varie en fonction de leur origine.

### **Devenir dans l'organisme**

L'homme est exposé à des concentrations atmosphériques en nickel dont les valeurs caractéristiques vont de 5 à 35 ng/m<sup>3</sup> en zones rurales et urbaines, d'où une absorption par inhalation de 0,1 à 0,7 µg de nickel par jour. Chez les fumeurs, les quantités absorbées par voie pulmonaire peuvent aller de 2 à 23 µg/jour pour une consommation quotidienne de 40 cigarettes. Dans les ambiances de travail, les concentrations de nickel en suspension dans l'air peuvent varier de quelques µg jusqu'à, parfois, plusieurs mg/m<sup>3</sup>, selon le processus industriel et la teneur en nickel des produits manipulés.

La principale voie de pénétration dans l'organisme en cas d'exposition professionnelle est l'absorption respiratoire avec résorption gastro-intestinale secondaire (formes solubles et insolubles). La résorption dépend de la solubilité du composé. De tous les dérivés du nickel, c'est le nickel carbonyle qui est le plus rapidement et le plus complètement résorbé dans l'organisme de l'homme et des animaux. L'excrétion peut s'effectuer en principe dans toutes les sécrétions et notamment l'urine, la bile, la sueur, les larmes, le lait et le liquide muco-ciliaire. Le nickel qui n'est pas résorbé est éliminé dans les matières fécales.

### **Effets systémiques**

#### Par inhalation

Chez des nickeurs et des ouvriers d'ateliers d'affinage du nickel, des effets chroniques tels que rhinite, sinusite, perforation de la cloison nasale et asthme ont été signalés. Certaines études font également état d'anomalies pulmonaires, notamment de fibrose, chez des ouvriers amenés à inhaler de la poussière de nickel. Des cas de dysplasie nasale ont également été rapportés chez des ouvriers travaillant dans des ateliers d'affinage du nickel.

Chez le rat et la souris des lésions des muqueuses et des réactions inflammatoires des voies respiratoires ont été provoquées suite à l'inhalation pendant une longue période du nickel métallique, de l'oxyde et du sous-sulfure de nickel. Des hyperplasies de l'épithélium ont également été observées chez des rats après inhalation d'aérosols de chlorure et d'oxyde de nickel.

#### Par ingestion

L'hypersensibilité de contact est très largement documentée tant dans la population générale que chez un certain nombre d'ouvriers exposés de par leur profession à des dérivés solubles du nickel. Dans plusieurs pays, on indique que 10% de la population féminine et 1% de la population masculine présentent une sensibilité au nickel. Parmi ces personnes, 40 à 50% présentent un eczéma vésiculeux des mains qui peut être très grave dans certains cas et entraîner une incapacité. L'ingestion de nickel peut aggraver l'eczéma siégeant au niveau des mains ou d'autres régions du corps protégées de tout contact avec du nickel.

### Par contact cutané

Aucune étude concernant des effets néfastes cardiovasculaires, gastro-intestinaux, musculo-squelettiques ou oculaires chez l'homme ou l'animal après une exposition par contact cutané au nickel n'a été trouvée.

Des tests par scarification et des tests intradermiques ont été réalisés sur un patient diagnostiqué avec un asthme associé au nickel. Les tests ont induit une détresse respiratoire chez le patient mais pas dans le groupe contrôle, avec une réponse plus sévère résultant du test de scarification.

Des effets sur le foie ont été observés chez des rats traités par voie cutanée avec des doses de 60 mg Ni/kg/jour sous forme de sulfate de nickel pendant 15 ou 30 jours. Les effets incluent des hépatocytes gonflés et une dégénérescence après 15 jours et une nécrose focale et une vacuolisation après 30 jours.

Une dermatite allergique de contact est habituellement rapportée chez l'homme exposé au nickel. Dans la population, 11% des sujets ont une réaction positive aux tests épicutanés pour le nickel. Une dermatite de contact en réponse à une exposition au nickel est plus fréquemment observée chez les femmes, en particulier les femmes jeunes, que chez les hommes ou les individus plus âgés.

### **Effets cancérigènes**

L'ensemble des données relatives aux effets cancérigènes des différents composés du nickel provient d'études en milieu professionnel.

Bien que quelques-uns des dérivés du nickel peuvent être cancérigènes, il n'existe que peu ou pas de risque décelable dans la plupart des secteurs de l'industrie du nickel aux niveaux d'exposition actuels. Cette observation vaut également pour certains procédés qui jusqu'ici étaient considérés comme engendrant des risques très élevés de cancers pulmonaire et nasal.

Toutefois, une exposition prolongée à des dérivés solubles du nickel à des concentrations de l'ordre de 1 mg/m<sup>3</sup> peut entraîner une augmentation sensible du risque relatif de cancer pulmonaire. Pour un niveau d'exposition donné, le risque est plus important dans le cas des composés solubles que dans le cas du nickel métallique et peut-être des autres dérivés du nickel.

### **Effets génotoxiques – Effets sur la reproduction et le développement**

Aucune donnée relative à ces effets chez l'homme n'est disponible dans les documents consultés. Par contre, l'existence d'un transfert transplacentaire chez des rongeurs a été mise en évidence. Toutefois, cette observation semble être relative à une voie d'administration différente de la voie pulmonaire.

Chez des rats et des hamsters, l'inhalation de nickel carbonyle a provoqué la mort des fœtus et une diminution de leur poids, avec en outre des effets tératogènes. Les études en question ne donnaient aucune information sur la toxicité des composés du nickel pour les femelles gestantes.

Tableau C1 : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) pour une exposition chronique par inhalation

Composé	N° CAS	VTR pour les effets à seuil				Pouvoir cancérigène			VTR pour les effets sans seuil		Concentration de référence				
		CAA µg/m³	Facteur d'incertitude	Effet critique	Référence	IRIS / EPA	IARC	UE	ERU, (µg/m³)¹	Effet critique	Référence	CAA µg/m³	C convertie µg/m³²	Concentration retenue C <sub>crit</sub> µg/m³	
Produits de combustion	Poussières	TSP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	7446-09-5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ), exprimés en équivalent NO <sub>2</sub>	10102-44-0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
BTEX	Benzène	71-43-2	9,6	10	Effets immunologiques	ATSDR, 09/2007 (0,003 ppm) Avis de l'AFSSET/ANSES de mai 2008 et rapport d'expertise de janvier 2008	A <sup>(1)</sup>	1	C1A/M1B	2,6E-05	Leucémies aiguës	ANSES, 11/2013 Avis de l'ANSES de juillet 2014	9,6E+00	3,8E-01	3,8E-01
	Toluène	108-88-3	3000	10	Effets neurologiques	ANSES, 01/2011 (0,8 ppm) pour les effets neurologiques du toluène Avis de l'ANSES de juin 2011	- <sup>(2)</sup>	3	R2	-	-	-	3,0E+03	-	3,0E+03
COV	Butane	106-97-8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ethane	74-84-0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Hexane	110-54-3	3 000	75	Neurotoxicité (diminution de la vitesse de conduction de l'influx nerveux dans les nerfs moteurs)	ANSES, 12/2013 Rapport d'expertise collective de décembre 2013 et avis de l'ANSES de juillet 2014	- <sup>(2)</sup>	-	R2	-	-	-	3,0E+03	-	3,0E+03
	Paraffine	109-96-0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Propane	74-98-6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Dichlorobenzène assimilé à du 1,4-dichlorobenzène	25321-22-6	60	30	Effets respiratoires	ATSDR, 09/2006 (0,01 ppm)	-	2B	C2	1,1E-05	Adénomes et carcinomes hépatiques	OEHA, 04/1999	6,0E+01	9,1E-01	9,1E-01
	Formaldéhyde	50-00-0	9	10	Obstruction nasale et gêne des voies respiratoires inférieures, lésions nasales histopathologiques dont rhinite, métrorragies nasales et épistaxis	OEHA, 12/2008 (Avis de l'INERIS de 2009)	B1	1	-	-	D'après le rapport de l'AFSSET de mai 2008 intitulé "Risques sanitaires liés à la présence de formaldéhyde dans les environnements intérieurs et extérieurs", il existe un seuil pour les effets cancérigènes du formaldéhyde au niveau du nasopharynx. Les excès de risque unitaire ne sont donc plus à retenir.	-	9,0E+00	-	9,0E+00
	1,3-butadiène	106-99-0	2	1000	Atrophie ovarienne	IRIS, 11/2002 (Avis de l'INERIS de 2011)	- <sup>(2)</sup>	1	C1A/M1B	1,70E-04	Tumeurs du poumon alvéolaires et bronchiales	OEHA, 07/1992(Avis de l'INERIS de 2011)	2,0E+00	5,9E-02	5,9E-02
	Acétaldéhyde	75-07-0	140	300	Dégénérescence, inflammation et hyperplasie de la muqueuse nasale	OEHA, 2008, Toxicity Criteria Database (Avis de l'INERIS de 2011)	B2	2B	C2	2,2E-06	Carcinomes ou adénocarcinomes des cellules squameuses nasales	IRIS, 10/1991 (Avis de l'INERIS de 2011)	1,4E+02	4,5E+00	4,5E+00
	Acroléine	107-02-8	0,8	75	Lésions de l'épithélium respiratoire supérieur	ANSES, 2013, Valeur Guide pour l'Air Intérieur (VGAII) pour une exposition supérieure ou égale à 1 an (long terme) (Avis de l'INERIS de 2015)	- <sup>(2)</sup>	3	-	-	-	-	8,0E-01	-	8,0E-01
Propionaldéhyde	123-38-6	8	1000	Atrophie de l'épithélium olfactif	IRIS, 09/2008	- <sup>(2)</sup>	-	-	-	-	-	8,0E+00	-	8,0E+00	
HAP	Acénaphtène	83-32-9	-	-	-	-	3	-	1,1E-06	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E+00	9,1E+00	
	Acénaphtylène	208-96-8	-	-	-	D	-	-	1,1E-06	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E+00	9,1E+00	
	Benz(a)pyrène	50-32-8	0,002	3 000	Baisse de la survie fœtale et embryonnaire	IRIS, 01/2017	B2	1	C1B/M1B/R1B	6,0E-04	Néoplasie cellulaire squameuse dans le larynx, le pharynx, la trachée, la cavité nasale, l'œsophage et l'estomac antérieur	IRIS, 01/2017	2,0E-03	1,7E-02	2,0E-03
	Benz(b)fluoranthène	205-99-2	-	-	-	-	2B	C1B	1,1E-04	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-02	9,1E-02	
	Benz(k)fluoranthène	205-82-3	-	-	-	-	2B	C1B	1,1E-04	Tumeurs du système respiratoire	OEHA, 04/1999, Toxicity Criteria Database (Cancer Potency Factors - doc 2011)	-	9,1E-02	9,1E-02	
	Benz(a)anthracène	207-08-9	-	-	-	-	B2	2B	C1B	1,1E-04	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-02	9,1E-02
	Benz(g,h,i)perénylène	191-24-2	-	-	-	-	D	3	-	1,1E-05	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-01	9,1E-01
	Benz(a)anthracène	56-55-3	-	-	-	-	B2	2B	C1B	1,1E-04	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-02	9,1E-02
	Dibenz(a,h)anthracène	53-70-3	-	-	-	-	B2	2A	C1B	1,1E-03	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-03	9,1E-03
	Chrysène	218-01-9	-	-	-	-	B2	2B	C1B/M2	1,1E-05	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-01	9,1E-01
	Dibenz(a,h)anthracène	53-70-3	-	-	-	-	B2	2A	C1B	1,1E-03	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-03	9,1E-03
	Fluoranthène	206-44-0	-	-	-	-	D	3	-	1,1E-06	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E+00	9,1E+00
	Fluorène	86-73-7	-	-	-	-	D	3	-	1,1E-06	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E+00	9,1E+00
	Idéno(1,2,3-cd)pyrène	193-39-5	-	-	-	-	B2	2B	-	1,1E-04	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E-02	9,1E-02
Naphtalène	91-20-3	37	250	Lésions de l'épithélium respiratoire et olfactif	ANSES, 05/2013 Avis de l'ANSES d'octobre 2013	C <sup>(3)</sup>	2B	C2	5,6E-06	Neuroblastomes de l'épithélium olfactif	ANSES, 05/2013 Avis de l'ANSES d'octobre 2013	3,7E+01	1,8E+00	1,8E+00	
Phénanthrène	85-01-8	-	-	-	-	D	3	-	1,1E-06	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E+00	9,1E+00	
Pyrène	129-00-0	-	-	-	-	-	3	-	1,1E-06	-	INERIS, 12/2003, document "HAPs" (12/2003 et Mise à jour : 01/2006)	-	9,1E+00	9,1E+00	
Métaux	Arsenic	7440-38-2	0,015	30	Diminution des fonctions intellectuelles et effets néfastes sur le développement neurocomportemental	OEHA, 11/2008, Toxicity Criteria Database, As inorganique (Avis de l'INERIS, 2010)	A	1	-	4,3E-03	Cancer du poumon	IRIS, 04/1998 (Avis de l'INERIS, 2010)	1,5E-02	2,3E-03	2,3E-03
	Cadmium	7440-43-9	0,3	25	Incidence combinée des tumeurs pulmonaires	ANSES, 12/2011 Avis de l'ANSES de juillet 2012 pour les effets cancérigènes du cadmium	B1	1	C1B/M2/R2	-	ANSES, 12/2011 Avis de l'ANSES de juillet 2012 pour les effets cancérigènes du cadmium L'ANSES, dans son rapport "Valeur toxicologique de référence pour le cadmium et ses composés - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective" de juillet 2012, établit que le cadmium est un génotoxique indirect et qu'il existe un seuil de dose. Elle ne retient donc pas l'ERU de l'USEPA.	-	3,0E-01	-	3,0E-01
	Chrome	7440-47-3	6	90	Inflammation durable des poumons	OMS, 2009, CIDAD n°76 (composés solubles du Cr III, en µg Cr3+/m³, basé sur le sulfate de CrIII)	D <sup>(4)</sup>	3	-	-	-	-	6,0E+00	-	6,0E+00
	Cuivre	7440-50-8	1	600	Effets respiratoires et immunologiques	RIVM, 03/2001	D	-	-	-	-	-	1,0E+00	-	1,0E+00
	Nickel	7440-02-0	0,09	30	Effets respiratoires	ATSDR, 09/2005, pour les particules de nickel	A (particules de raffinée)	2B	C2	3,8E-04	Cancer du poumon	OMS, 2000 (Air Quality Guidelines, 2 <sup>nd</sup> édition)	9,0E-02	2,6E-02	2,6E-02
	Plomb	7439-92-1	0,9	-	Néphrotoxicité	EFSA, 2010 et ANSES, 01/2013 (avis n°2011-SA-0219 relatif "aux effets du plomb sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/l") L'ANSES dans son avis n°2011-SA-0219 du 23 janvier 2013 relatif "aux effets du plomb sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L" précise qu'une plombémie stable avec comme effet critique les effets rénaux chez l'adulte protège la population entière, y compris les enfants, contre l'ensemble des effets néfastes du plomb identifiés à ce jour". Ainsi, l'étude de Navas-Acien et al. (2009) est choisie comme étude clé et conduit à déterminer une plombémie critique de 15 µg/L, pour laquelle la concentration admissible dans l'air a été évaluée par l'EFSA.	B2	2B	R1A	1,2E-05	Tumeurs rénales	OEHA, 04/1997, Toxicity Criteria Database (Avis de l'INERIS de 2013)	9,0E-01	8,3E-01	8,3E-01
Sélénium	7782-49-2	20	3	Séniatose clinique (foie, sang, peau, système nerveux central)	OEHA, 12/2001	D	3	-	-	-	-	2,0E+01	-	2,0E+01	
Zinc	7440-66-8	-	-	-	-	D <sup>(5)</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	
Autres	NH <sub>3</sub> (en milieu urbain)	7864-41-7	500	10	Effets respiratoires (diminution de la capacité respiratoire)	IRIS, 09/2016	-	-	-	-	-	-	5,0E+02	-	5,0E+02
	Dioxines et furanes (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine - TCDD)	1746-01-6	3,50E-06	10	Effets neuro-comportementaux et endométriose dans la descendance (singes) diminution du nombre de spermatozoïdes, immuno-suppression et malformations génitales dans la descendance (rats)	OMS, 2000, Air Quality Guidelines (2nd édition), exposition toute voie confondue (1 µg/kgj)	-	1	-	-	Le mécanisme d'action cancérigène des dioxines est non génétique. L'ensemble de la communauté scientifique, y compris les experts de l'US-EPA, est d'accord. Cela conduit à reconnaître un seuil de toxicité en dessous duquel l'exposition n'a pas de conséquences néfastes pour l'organisme. Aussi, seule une VTR à seuil est retenue.	-	3,5E-06	-	3,5E-06

<sup>(1)</sup> La concentration convertie permet la comparaison des VTR pour les effets à seuil et sans seuil. Elle est déterminée selon l'équation : Convertie = 10<sup>-6</sup> ERU/ VTR : Valeur Toxicologique de Référence  
CAA : Concentration Admissible dans l'Air  
ERU : Excès de Risque Unitaire pour l'Inhalation  
- pas de valeur disponible dans les bases de données consultées  
Composés pour lesquels aucune Valeur Toxicologique de Référence n'a été trouvée dans l'ensemble des bases consultées

Remarque : La conversion des ppm en µg/m³ s'effectue selon la formule : µg/m³ = masse molaire (g) x ppm x 1000 / volume molaire (L). En considérant un volume molaire égal à 24,5 L à 25 °C et 101325 Pa.

<sup>(1)</sup> "Known/likely human carcinogen" (US EPA Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, 1996)

<sup>(2)</sup> "Inadequate information to assess carcinogenic potential" (US EPA Guidelines, 2005a)

<sup>(3)</sup> "Carcinogenic to humans" (US EPA Revised Draft Guidelines, 1999)

<sup>(4)</sup> "Data are inadequate for an assessment of human carcinogenic potential" (US EPA Revised Draft Guidelines, 1999)

<sup>(5)</sup> "Carcinogenic potential cannot be determined" (US EPA Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, 1996)

Sources consultées en janvier 2017 :

DGPR et DGS : Note d'information n°DGS/E1/DGPR/2014/007 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  
ANSES :  
- <http://www.anses.fr/>  
- <https://www.anses.fr/fr/content/liste-des-valeurs-toxicologiques-de-%C3%A9%CC%81%CC%82-vr-construites-par-%E2%80%99anses>  
INERIS :  
- Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs), Rapport final 18 décembre 2003 (mise à jour 3 janvier 2006)  
- <http://www.ineris.fr/substances/fr/page/21>  
- Rapport DRC-15-148884-1265A. Bilan des choix de VTR disponibles sur le portail des substances chimiques de l'INERIS. 11/03/2016.  
EIS (USEPA) :  
- <http://www.epa.gov/iris/>  
- <https://tdp.epa.gov/hocsa/iris2/atoc.cfm>  
ATSDR : <http://www.atsdr.cdc.gov/nr/mlst.asp>  
OMS :  
- Guidelines for air quality, WHO, Geneva 2000 (2nd edition)  
- WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment  
- WHO guidelines for indoor air quality : selected pollutants, 2010  
- Guidelines for drinking-water quality, WHO, 2011 (4th edition)  
- <http://www.who.int/ipcs/publications/cadcan/>  
- <http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/search.aspx>  
- <http://www.inchem.org/pages/jecfa.html>  
- <http://www.fao.org/faq-who-codexalimentarius/standards/pestres/search/en/>  
- <http://www.inchem.org/pages/ehc.html>  
Santé Canada (Health Canada) :  
- [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-santé/pubs/contaminants/pa1-lp1/index\\_f.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-santé/pubs/contaminants/pa1-lp1/index_f.html)  
- [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-santé/pubs/contaminants/pa2-lp2/index\\_f.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-santé/pubs/contaminants/pa2-lp2/index_f.html)  
- Rapport "L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées", version 2.0, 2010  
- Rapport "Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires", 1996  
RIVM :  
- <http://www.rivm.nl/en/>  
- RIVM Report 711701025, Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risks levels, March 2001 (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>)  
- RIVM Report 711701092, Re-evaluation of some human-toxicological maximum permissible risks levels earlier evaluated in the period 1991-2001, July 2009 (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701092.html>)  
OEHA :  
- Air Toxic Hot Spots Risk Assessment Guidelines, Part II : Technical Support Document for Cancer Potency Factors, May 2009  
- <http://www.air.ca.gov/toxics/health/health.htm>

Définitions des classifications du pouvoir cancérigène d'une substance :

Classification européenne CLP (Classification, Labelling and Packaging) :  
Catégorie C1A ou M1A ou R1A : substances dont le potentiel cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction pour l'être humain est avéré.  
Catégorie C1B ou M1B ou R1B : substances dont le potentiel cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction pour l'être humain est suspecté.  
Catégorie C2 ou M2 ou R2 : substances dont le potentiel cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction pour l'être humain est suspecté.  
OMS (CIRC/IARC) :  
Groupe 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme, preuves suffisantes de l'effet cancérigène chez l'homme.  
Groupe 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérigène pour l'homme, preuves suffisantes de l'effet cancérigène chez l'animal mais preuves insuffisantes ou pas de preuve de l'effet cancérigène chez l'homme.  
Groupe 2B : l'agent (ou le mélange) est peut-être cancérigène pour l'homme, preuves limitées de l'effet cancérigène chez l'animal et données insuffisantes ou pas de données pour l'homme.  
Groupe 3 : l'agent (ou le mélange) est classé quant à sa cancérogénicité pour l'homme, pas de preuve d'effet cancérigène sur l'homme.  
Groupe 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérigène pour l'homme.  
US EPA (Guidelines, 1996) :  
Classe A : substance cancérigène pour l'homme, preuves évidentes de l'effet cancérigène de la substance, notamment établies par des études épidémiologiques.  
Classe B : substance probablement cancérigène pour l'homme : preuves suffisantes de l'effet cancérigène du composé chez l'animal de laboratoire, mais preuves limitées de l'effet cancérigène de la molécule chez l'homme (groupe B1) ou peu ou pas de données chez l'homme (groupe B2).  
Classe C : cancérigène possible pour l'homme, preuves limitées du pouvoir cancérigène de la molécule chez l'animal et peu ou pas de données chez l'homme.  
Classe D : substance ne pouvant être classée quant à sa cancérogénicité pour l'homme, données inadéquates chez l'homme et l'animal pour confirmer ou réfuter la cancérogénicité du composé chez l'homme.  
Classe E : substance non cancérigène pour l'homme. Ce groupe est utilisé pour les composés qui ne présentent aucun effet cancérigène sur au moins deux tests adéquats chez deux espèces d'animaux différents ou sur une étude épidémiologique et des études chez l'animal. Cette désignation ne peut être prise comme une



## **Annexe D : Méthodologie de calcul des concentrations dans les sols suite au dépôt atmosphérique**

## TABLE DES MATIERES

1.	INTRODUCTION.....	2
2.	CALCUL DES CONCENTRATIONS DANS LE SOL SUITE AU DÉPÔT ATMOPSHÉRIQUE .....	3
3.	REFERENCES.....	5

## 1. INTRODUCTION

Cette annexe présente les équations utilisées dans la modélisation des transferts des polluants dans les sols suite au dépôt atmosphérique.

Les équations présentées dans la présente annexe permettent ainsi de calculer les concentrations dans les sols pour les composés sélectionnés comme traceurs du milieu « Sols superficiels », suite au dépôt atmosphérique direct de ces composés sous forme particulaire sur la surface du sol.

## 2. CALCUL DES CONCENTRATIONS DANS LE SOL SUITE AU DÉPÔT ATMOPSHÉRIQUE

Le bilan de matière est défini comme l'apport dû à la déposition des particules émises moins les pertes du milieu au cours du temps (dissipation du composé). Les pertes des sols de surface en un composé suivent des lois cinétiques du premier ordre, données par l'équation suivante :

$$\frac{dC_{\text{sol-dépôt}}}{dt} = \frac{\text{Dépôt}_{\text{atm}}}{M} - K \times C_{\text{sol-dépôt}}$$

Avec :

$C_{\text{sol-dépôt}}$  = Concentration dans le sol suite au dépôt atmosphérique (mg/kg poids sec) ;

$\text{Dépôt}_{\text{atm}}$  = Dépôt atmosphérique (mg/m<sup>2</sup>/an) ;

$M$  = Masse surfacique de sol dans laquelle le composé est réparti sur le site exposé (kg/m<sup>2</sup>) ;

$K$  = Constante de dissipation de composé du premier ordre (an<sup>-1</sup>).

La solution de cette équation est :

$$C_{\text{sol-dépôt}} = \frac{\text{Dépôt}_{\text{atm}}}{M \times K} \times (1 - e^{-KT})$$

La concentration dans le sol liée au dépôt atmosphérique est calculée en fonction du temps. Les risques sont estimés pour une durée d'exploitation de la Plateforme de La Mède suffisamment longue pour pouvoir considérer un état stationnaire pour lequel la concentration liée au dépôt est maximale. La solution pour un état stationnaire est :

$$C_{\text{sol-dépôt}} = \frac{\text{Dépôt}_{\text{atm}}}{M \times K}$$

Où :

$$M = \text{Depth}_{\text{soil}} \times \text{RHO}_{\text{soil}} \times (1 - \theta_{\text{sw}})$$

Avec :

$\text{Depth}_{\text{soil}}$  = Profondeur de mélange du sol (m) ;

$\text{RHO}_{\text{soil}}$  = Masse volumique du sol humide (kg/m<sup>3</sup>) ;

$\theta_{\text{sw}}$  = Teneur en eau du sol (mL/cm<sup>3</sup>).

Et où :

$$K = K_{\text{leach+runoff}} + K_{\text{deg}}$$

Avec :

$K_{leach+runoff}$  = Constante d'élimination due à la lixiviation et au ruissellement (-)<sup>5</sup> ;

$K_{deg}$  = Constante de dégradation biologique et abiotique du composé, cette constante s'applique uniquement aux composés organiques (-).

Où :

$$K_{leach} = \frac{RAIN_{rate} - RO}{\theta_{sw} \times Depth_{soil} + Kd \times 10^{-3} \times Depth_{soil} \times RHO_{soil}}$$

Avec :

$K_{leach}$  = Constante d'élimination due à la lixiviation (-) ;

$RAIN_{rate}$  = Taux de précipitations (m/an) ;

$RO$  = Profondeur de sol sur laquelle se produit la lixiviation (m/an) ;

$10^3$  = Facteur de conversion.

$Kd$  est une valeur par défaut pour les métaux est calculé pour les composés organiques suivant la formule :  $Kd = Koc \times Foc$ , avec  $Koc$ , le coefficient de partage carbone/octanol (L/kg) et  $Foc$  la fraction de carbone organique dans les sols (-).

Et où :

$$K_{runoff} = \frac{RO}{\theta_{sw} \times Depth_{soil} + Kd \times 10^{-3} \times Depth_{soil} \times RHO_{soil}}$$

Avec :

$K_{runoff}$  = Constante d'élimination due au ruissellement (-).

Soit :

$$K_{leach+runoff} = \frac{RAIN_{rate}}{\theta_{sw} \times Depth_{soil} + Kd \times 10^{-3} \times Depth_{soil} \times RHO_{soil}}$$

Les paramètres liés au sol ( $Depth_{soil}$ ,  $RHO_{soil}$  et  $\theta_{sw}$ ), aux conditions climatiques ( $RAIN_{rate}$ ) et aux composés retenus ( $Koc$  pour les organiques et  $Kd$  pour les inorganiques) retenus dans le cadre de la présente étude pour la modélisation des concentrations dans les sols à partir des dépôts atmosphériques sont présentés dans le Tableau J1 en fin de cette annexe.

### 3. REFERENCES

Baes , C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L., and Shor, R.W. (1984). A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionulides Through Agriculture. Oak Ridge National Lab Report ORNL-5786, September.

Travis C, Arms A. (1988). Bioconcentration in beef, milk and vegetation. Environmental Science and Technology, 22, 271–274.

Briggs, G.G., Bromilow, R.H., and Evans, A.A. (1982). Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. Journal of Pesticides Science, 13, 495-504.

EC (2004). European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). Prepared for the European Chemicals Bureau by the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands (RIVM Report no. 601900005).

EPA (2005). Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. Chapter 5, Estimating media concentrations.

DOE-ORO (1999). Guidance for Conducting Risk Assessments and Related Risk Activities for the DOE-ORO Environmental Management program. Apendix F: Food Chain Models for Risk Assessment. BJC/OR-271.

**TEREOS France - Site de Connantre (51)**  
Evaluation des Risques Sanitaires

**Tableau D1 : Paramètres retenus pour la modélisation des concentrations dans les sols à partir des dépôts atmosphériques**

**1- Paramètres liés au sol**

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Profondeur de mélange du sol (Depth <sub>soil</sub> ) - cas d'un potager	<i>m</i>	0,2	US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. Chapter 5, Estimating media concentrations.
Masse volumique du sol humide (RHO <sub>soil</sub> )	<i>kg/m<sup>3</sup></i>	1 700	ECB, 2004. European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0). Prepared for the European Chemicals Bureau by the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands (RIVM Report no. 601900005).
Teneur en eau du sol (Osw)	<i>mL/m<sup>3</sup></i>	0,2	US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. Chapter 5, Estimating media concentrations.

**2- Paramètre lié aux conditions climatiques**

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Taux de précipitation (RAIN <sub>rain</sub> )	<i>mm/an</i>	644,8	Taux de précipitation moyen annuel Donnée provenant de la station Météo France de Troyes (10)

**3- Paramètres liés aux composés**

Composé	Constante de biodégradation <i>K<sub>deg</sub></i> <i>jour<sup>-1</sup></i>	Coefficient de partage sol-eau		Référence
		<i>K<sub>oc</sub></i> <i>L/kg</i>	<i>K<sub>d</sub> métal</i> <i>L/kg</i>	
Acénaphthène	6,79E-03	4,58E+03	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Novembre 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°2-1.
Acénaphthylène	6,79E-03	3,32E+03	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database. Valeur pour l'acénaphthène, HAP disposant du même nombre de carbones - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : valeur haute de la gamme de valeurs 950 à 3 315 L/kg provenant de la base de données HSDB
Benzo(a)anthracène	1,01E-03	3,58E+05	<i>nc</i>	US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database
Benzo(b)fluoranthène	1,12E-03	1,05E+06	<i>nc</i>	US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database
Benzo(j)fluoranthène	3,29E-04	5,00E+04	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database. Valeur pour le benzo(k)fluoranthène, HAP disposant du même nombre de carbones - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : Valeur provenant de la base de données HSDB
Benzo(k)fluoranthène	3,29E-04	7,90E+05	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Février 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°1-3.
Benzo(g,h,i)peryène	7,40E-04	9,60E+04	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database, Valeur pour le dibenzo(a,h)anthracène, HAP disposant du même nombre de carbones - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Juillet 2006, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°2-3, valeur provenant de la base de données HSDB (2001).
Benzo(a)pyrène	1,32E-03	5,07E+06	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Juillet 2006, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°2-3.
Chrysène	6,85E-04	4,01E+05	<i>nc</i>	US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database
Dibenzo(a,h)anthracène	7,40E-04	1,40E+06	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Juillet 2006, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°2-1.
Fluoranthène	1,56E-03	7,20E+04	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Mars 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°1-3.
Fluorène	1,16E-02	7,71E+03	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Novembre 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°2-1.
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	9,59E-04	6,30E+06	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Mai 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°2-2.
Naphtalène	1,44E-02	1,25E+03	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Janvier 2016, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°4-1.
Phénanthrène	3,45E-03	1,51E+04	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Juin 2010, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°4.
Pyrène	3,56E-04	6,80E+04	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Février 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°1-3.
Arsenic	<i>nc</i>	<i>nc</i>	29	US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database, Valeur pour le Chrome.
Chrome	<i>nc</i>	<i>nc</i>	19	US EPA, 2005. Human Health Risk Assessment Protocol (HHRAP) for Hazardous Waste Combustion Facilities. HRAP Companion Database, Valeur pour le Chrome.
Nickel	<i>nc</i>	<i>nc</i>	36,1	INERIS, Juillet 2006. Nickel et ses dérivés, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°1-2. Valeur retenue par l'INERIS sur les gammes étendues (3,4 - 336 L/kg et 1,1 - 134 L/kg)
Dioxines et furanes (PCDD/PCDF)	1,90E-04	4,79E+07	<i>nc</i>	- pour la constante de biodégradation : Valeur calculée à partir du temps de demi-vie (soit 10 ans) considérée adaptée pour des sols en surface (couche de 1 à 2 cm d'épaisseur maximum) selon le document de l'INERIS de février 2004 intitulé "Paramètres physico-chimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques" ; - pour la constante de partage carbone organique - eau (K <sub>oc</sub> ) : INERIS, Août 2005, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Valeur haute sur la gamme étendue (9,55.10 <sup>5</sup> - 4,79.10 <sup>7</sup> L/kg)

*nc* : Non concerné  
US EPA : United-States Environmental Protection Agency  
ECB : European Chemicals Bureau  
INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques  
HSDB : Hazardous Substances Data Bank (National Institute of Health, Health & Human Services)