

4.5.1 Cibles

Compte tenu de l'environnement du site, nous prenons comme cibles :

- la population résidant dans la zone d'influence de la ZIP,
- la population sensible et plus particulièrement les écoles dans la zone d'influence de la ZIP,
- les travailleurs de la ZIP,
- les consommateurs de produits potagers dont les jardins sont situés dans la zone d'influence de la ZIP,
- les consommateurs d'œufs ou moutons élevés dans la zone d'influence de la ZIP,
- les pêcheurs dans le golfe de Fos.

4.5.2 Temps d'exposition

La durée d'exposition (T) sera prise égale :

- à 6 mois pour le nourrisson,
- à 7 ans pour le petit enfant (d'âge = 7 ans),
- à 11 ans pour l'enfant (d'âge compris entre 7 et 18 ans)
- à 30 ans pour une vie adulte, durée correspondant au 90^{ème} percentile de la distribution des durées de résidence, en France, d'après les abonnements à EDF,
- à 30 ans sur une vie entière dont 7 ans d'exposition vie petit enfant, 11 ans d'exposition vie enfant et 12 ans d'exposition vie adulte.

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

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

4.5.3 Voies d'exposition

Pour les polluants gazeux et les particules (PM) dans la mesure où les effets pertinents correspondent à des expositions par voie respiratoire, seule cette voie est prise en compte.

Comme nous ne disposons pas d'information pertinente sur le transfert des polluants de l'air extérieur vers l'air intérieur où des populations citadines passent l'essentiel de leur temps, nous considérons que les concentrations dans l'air intérieur et dans l'air extérieur sont équivalentes. Par conséquent, nous ne distinguerons pas le temps passé à l'intérieur des habitations du temps passé à l'extérieur.

Pour les polluants s'adsorbant sur les particules (HAP, dioxines, métaux), les effets pertinents correspondent à des expositions par inhalation et par ingestion directe et indirecte :

- Pour les composés particuliers, l'exposition par inhalation s'ajoute à l'ingestion lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 µm,

- De plus, pour les polluants s'adsorbant sur les particules (HAP, dioxines, métaux), l'exposition peut être indirecte via la bioaccumulation des polluants dans les plantes lors des transferts sols-plantes,
- Pour les dioxines qui se bio-accumulent tout particulièrement dans les graisses animales, l'exposition peut être indirecte également via l'ingestion de viande ou œufs.

Pour les rejets aqueux, le transfert n'est pas direct : les polluants sont d'abord propagés par l'eau puis se bio-accumulent dans les poissons et les coquillages qui sont ensuite pêchés et ingérés par la cible (l'homme).

Ainsi, les voies d'exposition des populations identifiées sont :

- **l'inhalation ;**
- **l'ingestion :**
 - de sol et de poussières ;
 - de légumes et fruits ;
Les habitants des communes situées dans la zone d'influence des retombées du panache sont susceptibles d'avoir des jardins potagers.
 - de viande de mouton et d'œufs ;
Au nord de la ZIP, se trouvent des élevages d'ovins (plus de 60% des troupeaux de moutons des Bouches du Rhône et près de 200 éleveurs) et il n'est pas exclu que les populations riveraines disposent de poulaillers privés.
 - de poissons et coquillages ;
Le chalutage est interdit dans le golfe de Fos (bande des 3 miles) et la pêche est interdite dans les darses, milieux répertoriés insalubres mais des pratiques de pêche sont néanmoins observées.
Le ramassage des produits de la mer est interdit au niveau des darses, mais la Darze 1 abrite quelques naissains de moules. L'anse de Carteau (à Port-Saint-Louis-du-Rhône) abrite une zone conchylicole et plus précisément des parcs à moule au sud du débouché de la Darze 1, ainsi qu'un élevage de palourde (vénériculture) au niveau du canal Saint-Antoine Ermite. Ces coquillages sont vendus dans toute la région PACA. La production de moules de Carteau est de l'ordre de 200 à 250 tonnes par an, l'essentiel de la production se faisant entre avril et décembre à raison de 300 à 500 kg/jour/atelier.
 - de lait maternel (pour les dioxines et furanes).
Les dioxines se bio-accumulent tout particulièrement dans les graisses animales et donc dans le lait maternel.

Ainsi, les scénarios d'exposition retenus sont les suivants :

- Exposition par inhalation de l'air contaminé par les émissions de polluants atmosphériques,
- Exposition par ingestion de sol et poussières contaminés par les retombées atmosphériques des émissions du site,
- Exposition par ingestion de végétaux, contaminés par transfert de la pollution du sol,
- Exposition par ingestion de viande de mouton et d'œufs contaminés par les dioxines.
- Exposition par ingestion de lait maternel contaminé par les dioxines et furanes lors d'un transfert de pollution de la viande ou des œufs vers la mère.
- Ingestion de poissons ou coquillages contaminés par les émissions de polluants aqueux.

Les scénarios d'exposition non retenus sont les suivants :

- Exposition par ingestion d'eau de baignade,

La baignade est interdite dans les Darses.

Aucun usage particulier, dont notamment la baignade ou la pêche, n'est recensé parmi les réservoirs d'eau superficielles à savoir : les étangs de l'Estomac, d'Engrenier, de Lavalduc, de Citis et du Pourra.

Dans le golfe de Fos, plusieurs plages sont répertoriées sur les communes de Fos-sur-Mer, Port-Saint-Louis-du-Rhône et Port-de-Bouc.

Conformément aux dispositions de la loi littorale et selon la directive 2006/7/CE, des contrôles sanitaires sont régulièrement assurés par la DDASS sur les zones de baignades aménagées et les résultats sont affichés. Le classement annuel de ces zones de baignades sur l'année 2005 est rapporté dans le tableau suivant.

Quatre classements sont distingués :

- eaux de bonne qualité (69% des eaux des Bouches-du-Rhône en 2005),
- eaux de qualité moyenne (28,4% des eaux des Bouches-du-Rhône en 2005),
- eaux pouvant être momentanément polluées (2,6% des eaux des Bouches-du-Rhône en 2005),
- eaux de mauvaise qualité (non répertoriées dans les Bouches du Rhône).

Tableau 16 : Qualité des eaux de baignade

Ville	Zone de baignade	Qualité des eaux
Fos-sur-Mer	Cavaou	moyenne
	Grande Plage	bonne
Port-de-Bouc	Bottai	bonne
	Petite plage	bonne
	Plage des Ours	moyenne
Port-Saint-Louis-du-Rhône	Napoléon	bonne

Deux plages supplémentaires, non considérées comme des zones de baignade aménagée car ne disposant pas de poste de garde, sont répertoriées sur la commune de Port-Saint-Louis-du-Rhône (Plages de Carteau et Nord). Elles ne disposent pas de suivi de la qualité des eaux. Parmi ces deux plages, seule la plage Nord est réellement fréquentée en été.

Les eaux de baignades peuvent être considérées de bonnes qualité (moyenne sur certains points) et donc conformes aux critères de qualité sanitaire. Cependant, nous ne disposons pas de suffisamment d'informations concernant les concentrations en éléments chimiques pour estimer l'exposition des populations. Par conséquent, cette voie d'exposition **par ingestion d'eau de baignade ne peut être prise en compte**. Il est toutefois à noter que l'exposition par ingestion d'eau de baignade est généralement considérée comme **une voie d'exposition mineure** compte tenu des temps d'exposition réduits et de la faible quantité d'eau ingérée.

- Exposition par Ingestion d'eau de consommation,

La nappe souterraine principale de la région est la nappe de la plaine de Crau. Cette nappe, majoritairement libre, se recharge par infiltration des eaux de pluie et de l'eau excédentaire provenant de l'irrigation des plaines de la Crau. Il n'y a pas de cours d'eau sur la Crau. Cependant, un échange entre les eaux de surface et les eaux souterraines peut se faire au niveau des zones marécageuses (affleurement de la nappe). Cette nappe sert à l'alimentation en eau potable de la majorité des villes de la région. Jusqu'à maintenant, les pollutions observées sur les ouvrages d'eau potables pour cette nappe n'avaient pas pour origine la ZIP.

En effet, la zone industrielle est en aval géologique de ces usages. Les captages d'eau potable sont en amont de tout éventuel impact de la ZIP.

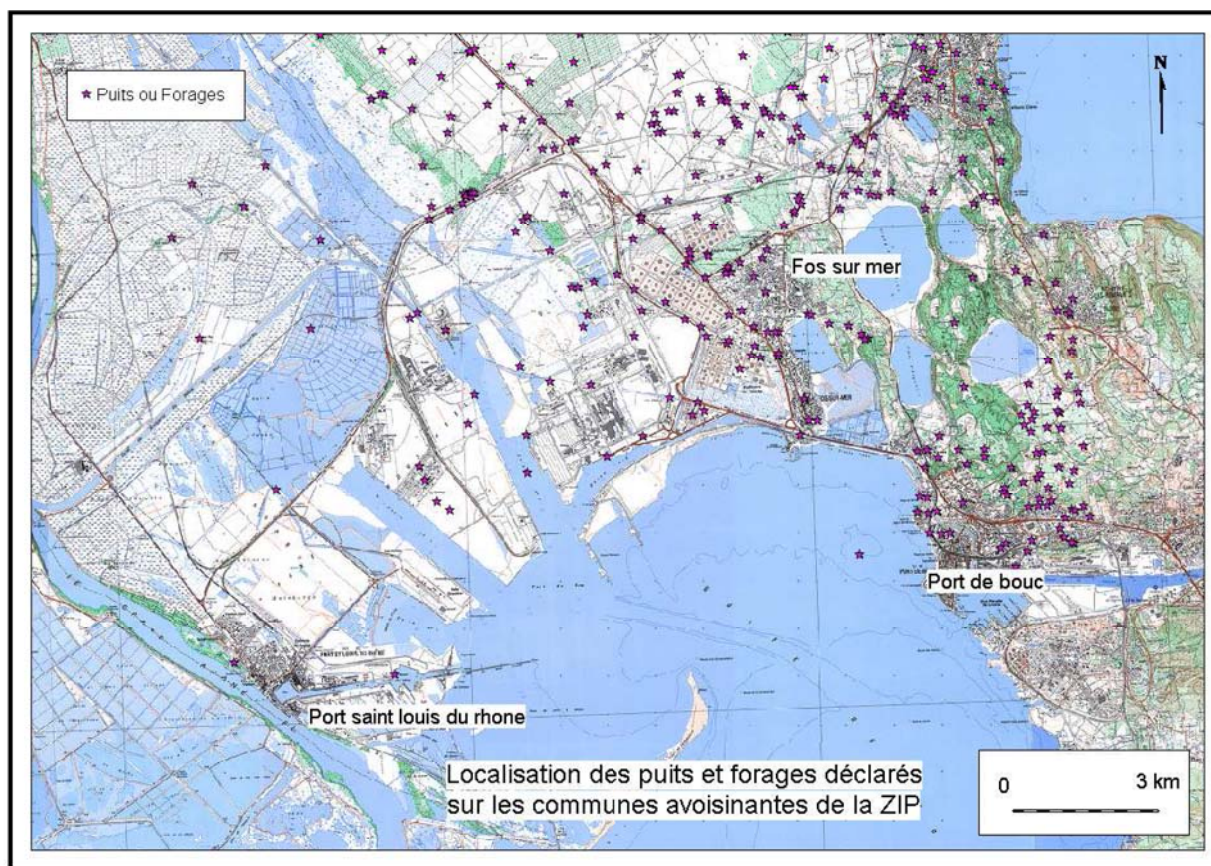
Sur la base des ces éléments, **la voie d'exposition par ingestion d'eau de consommation peut être écartée.**

- Exposition par ingestion de végétaux, arrosé par l'eau d'un puits contaminé,

Compte tenu de la faible profondeur de la nappe autour de la ZIP de Fos-sur-Mer, l'utilisation d'un puits privé pour arroser son jardin potager paraît probable. Un recensement exact de ces puits est cependant très difficile du fait du faible nombre de déclarations réalisées par les foreurs ou les particuliers. La majorité des puits déclarés étant des puits à usage industriel.

L'ensemble des puits ou forages déclarés autour de la ZIP sont présentés sur la figure suivante :

Figure 19 : localisation des puits et forages



La nappe de la Crau s'écoule globalement du nord-est vers le sud-ouest, suivant la pente générale de la plaine. Ainsi, la seule localité potentiellement impactée pourrait être Port-Saint-Louis-du-Rhône. Mais il est à noter que la Darse et les Salins, qui se trouvent entre le site et les captages possibles, constituent une barrière hydraulique. Le transfert d'une éventuelle pollution du site vers ces points de captage est donc exclu. Les risques de contamination par l'intermédiaire des eaux souterraines du fait des activités de la ZIP sont donc négligeables.

Il ne sera donc pas envisagé de scénario relatif à l'exposition par ingestion de végétaux, arrosé par l'eau d'un puits des populations résidant sur le domaine d'étude.

4.5.4 Scénario d'exposition

Les scénarios d'exposition pris en compte dans cette étude sont les suivants :

Scénario « école »

Les cibles à considérer sont les enfants allant à l'école. On retiendra une fréquentation de 36 semaines par an et 4,5 jours par semaine, 8 heures par jour. On considérera que les enfants sont exposés par **inhalation aux polluants gazeux**. Ils peuvent également être exposés aux polluants particuliers par **ingestion de sol superficiel** (1 cm) en raison de la présence d'espaces verts.

Scénario « habitations »

Les cibles à considérer sont :

- des nourrissons entre 0 et 6 mois,
- des enfants résidant dans les logements. Ces enfants sont considérés comme présents 24h/jour à leur domicile, 365 jours par an, dans une approche majorante,
- des adultes résidant dans les logements. Ces adultes sont considérés comme présents 24 h/jour à leur domicile 365 jours par an, dans une approche majorante.

On considérera que les nourrissons sont exposés par **ingestion de lait maternel**.

On considérera que les enfants et les adultes sont exposés par **inhalation aux polluants gazeux** et particuliers. Ils peuvent également être exposés aux polluants particuliers par **ingestion de sol superficiel** (1 cm), **ingestion de végétaux**, **ingestion de viande de mouton et œuf** et **ingestion de poisson et coquillage**.

Scénario « travailleurs »

Les cibles à considérer sont des travailleurs exposés d'une part sur leur lieu de travail, pendant 8 heures par jour, 236 jours par an et d'autre part sur leur lieu de résidence, le reste du temps.

On considérera que les travailleurs sont exposés par **inhalation aux polluants gazeux et particuliers**.

Les scénarios d'exposition récapitulés sont rappelés dans le tableau suivant :

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL - CLD	
06/05/2008	Page : 56

Tableau 17 : Scénarios d'exposition retenus

	Exposition chronique		
	Scénario "riverain"	Scénario "école"	Scénario "travailleur"
Inhalation de l'air contaminé par les émissions de polluants atmosphériques	X (adulte / enfant)	X (adulte / enfant)	X (adulte)
Ingestion de sol superficiel contaminé par les retombées atmosphériques des émissions du site,	X (adulte / enfant)	X (adulte / enfant)	
Ingestion de végétaux, contaminés par transfert de la pollution du sol.	X (adulte / enfant)		
Ingestion de produits d'animaux élevés localement par transfert de la pollution dans la chaîne alimentaire à savoir : - o Viande de mouton, - o Œufs, - o Poisson et coquillage.	X (adulte / enfant)		
Ingestion de lait maternel	X (nourrisson)		

5 Phase 3 : Caractérisation des dangers

5.1 Identification des dangers

En termes sanitaires, un danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique. La toxicité d'un composé dépend de la fréquence d'exposition, de la durée, de la voie d'exposition de l'organisme humain et surtout de la concentration de ce composé au contact de l'organisme.

Les **effets chroniques** correspondent à des troubles en rapport avec une exposition prolongée à une faible dose (non létale). Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire même des décennies et sont habituellement irréversibles en l'absence de traitement. Tous les modes d'exposition seront traités en **effets chroniques**, correspondant à de longues durées d'exposition (supérieures à 7 ans pour l'US-EPA et supérieures à 1 an pour l'ATSDR).

Pour chaque substance, différents effets toxiques peuvent être considérés. On distinguera dans le présent document les effets cancérogènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (consistant à la modification de l'ADN en particulier), les effets sur la reproduction (reprotoxicité) des autres effets toxiques.

Différents organismes internationaux (l'OMS, l'Union Européenne et l'US-EPA) ont classés les effets suscités en catégories ou classes. Celles-ci sont présentées en page suivante. Seule la classification de l'Union Européenne a un caractère réglementaire. C'est également la seule qui classe les substances chimiques quant à leur caractère mutagène et reprotoxique.

Les phrases de risques des substances sont présentées en préambule ainsi que les symboles¹ (T, F, Xn, Xi, N) qui les représentent. Ces phrases de risques sont liées au classement établi par l'Union Européenne. Le classement établi au sein de l'Union Européenne (ECB) par confrontation des avis d'experts, de tous les pays membres, a une portée beaucoup plus générale que les fiches de sécurité, qui reprennent seulement ces classements pour définir les conditions de sécurité sur les lieux de travail.

Classification en terme de cancérogénicité

UE	US-EPA	CIRC
Carc.1 : Substance que l'on sait être cancérogène pour l'homme. (R45 ou R49)	A : Preuves suffisantes chez l'homme	1 : Agent ou mélange cancérogène pour l'homme
Carc.2 : Substance devant être assimilée à des substances cancérogènes pour l'homme. (R45 ou R49)	B1 : Preuves limitées chez l'homme B2 : Preuves non adéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal	2A : Agent ou mélange probablement cancérogène pour l'homme
	C : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal	2B : Agent ou mélange peut-être cancérogène pour l'homme (
Carc.3 : Substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles (R40)	D : Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal	3 : Agent ou mélange inclassables quant à sa cancérogénicité pour l'homme
	E : Indications d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal	4 : Agent ou mélange probablement non cancérogène chez l'homme -

¹ T = toxique, F = facilement inflammable, Xn = Nocif, Xi = Irritant, N = Dangereux pour l'environnement

Classification en terme de mutagénicité

UE
Muta.1 Substances que l'on sait être mutagènes pour l'homme. L'introduction de la substance dans la catégorie 1, repose sur des études épidémiologiques qui établissent l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et les défauts génétiques héréditaires. (R46 : peut causer des altérations génétiques héréditaires)
Muta.2 Substances devant être assimilées à des substances mutagènes pour l'homme. On dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut entraîner des défauts génétiques héréditaires. Cette présomption est en général fondée sur : les études appropriées sur l'animal ; d'autres informations appropriées. (R46 : peut causer des altérations génétiques héréditaires)
Muta. 3 Substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets mutagènes possibles. Des études appropriées de mutagénocité ont fourni des éléments, mais ils sont insuffisants pour classer ces substances dans la deuxième catégorie. (R68 : possibilité d'effets irréversibles)

Classification en terme d'effets reprotoxiques

La toxicité pour la reproduction comprend l'altération des fonctions ou de la capacité de reproduction chez l'homme ou la femme et l'induction d'effets néfastes non héréditaires sur la descendance.

Les effets sur la fertilité masculine ou féminine recouvrent les effets néfastes sur :

- sur la libido,
- le comportement sexuel,
- les différents aspects de la spermatogenèse ou de l'oogenèse,
- l'activité hormonale ou la réponse physiologique qui perturberaient la fécondation
- la fécondation elle même ou le développement de l'ovule fécondé.

La toxicité pour le développement est considérée dans son sens le plus large, perturbant le développement normal aussi bien avant qu'après la naissance.

Les produits chimiques les plus préoccupants sont ceux qui sont toxiques pour la reproduction à des niveaux d'exposition qui ne donnent pas d'autres signes de toxicité.

UE
Repro.1 substances altérant la fertilité ou causant des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine. La classification de substance dans la première catégorie repose sur des données épidémiologiques. On dispose de suffisamment d'éléments pour établir l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à la substance et une altération de la fertilité, ou des effets toxiques ultérieurs sur le développement. (R60 : peut altérer la fertilité et R61 : risque pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant)
Repro.2 Substances devant être assimilées à des substances altérant la fertilité ou causant des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine. On dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption : la nette mise en évidence dans des études sur l'animal, d'une altération de la fertilité ou d'effets sur le développement soit en absence d'effets toxiques, soit à des niveaux de doses proches des doses toxiques, mais qui n'est pas un effet non spécifique secondaire aux effets toxiques. d'autres informations pertinentes. (R60 : peut altérer la fertilité et R61 : risque pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant)
Repro.3 Substances préoccupantes pour la fertilité dans l'espèce humaine ou préoccupantes en raison d'effets toxiques possibles sur le développement, La classification de substance dans la troisième catégorie s'effectue au vu : de résultats d'études appropriées sur l'animal fournissent suffisamment d'éléments pour entraîner une forte suspicion, les preuves étant toutefois insuffisantes pour classer la substance dans la deuxième catégorie, d'autres informations pertinentes. (R62 : risque possible d'altération de la fertilité et R63 : risque possible pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant)

5.2 Relations dose-effet/dose-réponse

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j).

La relation entre une dose et son effet est représentée par une grandeur numérique appelée Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Etablies par diverses instances internationales ou nationales¹ sur l'analyse des connaissances toxicologiques animales et épidémiologiques, ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu et pour des expositions chroniques, deux grands types d'effets sanitaires peuvent être distingués : **les effets à seuil** de dose (effets non cancérogènes et effets cancérogènes à seuil² et **les effets sans seuil** de dose (substances cancérogènes génotoxiques). Une même substance peut produire ces deux types d'effets.

Pour les **effets à seuil de dose**, on dispose en pratique et dans le meilleur des cas :

- d'un niveau d'exposition sans effet observé (NOEL : no observed effect level),
- d'un niveau d'exposition sans effet néfaste observé (NOAEL : no observed adverse effect level),
- d'un niveau d'exposition le plus faible ayant entraîné un effet (LOEL : lowest observed effect level),
- le niveau d'exposition le plus faible auquel un effet néfaste apparaît (LOAEL : lowest observed adverse effect level).

Ces seuils sont issus d'expérimentations animales, d'études épidémiologiques ou d'essais de toxicologie clinique. A partir de ces seuils, des DJT (dose journalière tolérable) ou des CA (concentration admissible) applicables à l'homme sont définies en divisant les seuils précédents par des facteurs de sécurité liés aux types d'expérimentations ayant permis d'obtenir ces données. Les DJT et CA sont habituellement qualifiés de « valeur toxicologiques de références » (VTR).

Les **effets sans seuil de dose** sont exprimés au travers d'un indice représentant un excès de risque unitaire (ERU) qui traduit la relation entre le niveau d'exposition chez l'homme et la probabilité de développer l'effet. Les ERU sont définis à partir d'études épidémiologiques ou animales. Les niveaux d'exposition appliqués à l'animal sont convertis en niveaux d'exposition équivalents pour l'homme.

Pour les toxiques non cancérogènes, les VTR sont exprimées en mg/kg/j pour l'ingestion et l'absorption cutanée et en µg/m³ pour l'inhalation, avec des dénominations variables selon les pays et les organismes, les principales dénominations sont reprises ci-dessous :

- DJT (dose journalière tolérable - France)
- RfD (Reference Dose – US-EPA)
- RfC (Reference Concentration – US-EPA)
- ADI (Acceptable Daily Intake – US-EPA)
- MRL (Minimum Risk Level - ATSDR)
- REL (Reference Exposure Level – OEHHA)
- TDI (Tolerable Daily Intake – RIVM)

¹ ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry), IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency), OMS. Guidelines for drinking-water quality, INCHEM-IPCS (International Program on Chemical Safety, OMS), En France, le conseil supérieur d'Hygiène et de santé publique (CSHSP) et l'AFSSA pour l'alimentation peuvent également produire des VTR.

² Cancérogènes non génotoxiques

- CAA (Concentration dans l'Air Admissible – OMS)
- DJA (Dose journalière admissible – France)
- CT (Concentration tolérable – France)

Pour les toxiques cancérogènes, les VTR seront présentées sous formes d'excès de risque unitaire (ERU). Cet ERU représente la probabilité de survenue d'un effet cancérogène pour une exposition à une unité de dose donnée. Les dénominations proposées les plus classiques sont les suivantes :

- l'excès de risque unitaire lié à la voie d'exposition orale : ERUo en $(\text{mg/kg/j})^{-1}$,
- l'excès de risque unitaire par inhalation : ERUi en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

5.2.1 Organismes consultés pour la recherche de VTR

Les bases de données consultées pour la recherche des VTR sont les suivantes :

- **US EPA** (United States Environmental Protection Agency – Etat Unis) dont dépend la base de données **IRIS** – Integrated Risk Information System).
- **ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – Etat-Unis).

Ces organismes établissent leurs propres VTR à partir d'études expérimentales ou épidémiologiques. Les valeurs issues de ces bases de Données sont des données à caractère national mais elles sont internationalement reconnues. C'est la raison pour laquelle elles seront très souvent préférentiellement choisies.

- **OMS** (Organisation Mondiale de la Santé – Bureau régional de l'Europe).

Viennent ensuite les organismes qui établissent également leurs propres valeurs. Malgré le caractère national de ces valeurs, elles seront prises en compte selon les critères de choix préalablement cités.

- **Health Canada = Santé Canada** (Ministère Fédéral de la Santé – Canada),
- **RIVM** (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National de Santé Publique et de l'Environnement – Pays Bas),
- **OEHHA** (Office of Environmental Health Hazard Assessment of Californie – Etat Unis) qui établit également ces propres VTR. L'OEHHA se base souvent sur les mêmes études que l'US EPA mais les VTR sont souvent plus conservatoires.

Ces trois organismes établissent également leurs propres valeurs. Malgré le caractère national de ces valeurs, elles seront prises en compte selon les critères de choix préalablement cités.

Les recueils de données sont consultés par ailleurs car ils regroupent les VTR des différents organismes cités ci-avant. Ce sont :

- **TERA** (toxicology excellence for risk assessment), base de données **de ITER** (International Toxicity Estimates for Risk Database), établit une synthèse des données toxicologiques issues des autres bases de données.
- **INERIS** (Institut National de l'Environnement Industriel et des risques - France), établit des fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques qui synthétisent notamment l'ensemble des données toxicologiques issues des autres bases de données - à l'heure actuelle ce programme contient une cinquantaine de fiches mais l'INERIS ne préconise aucun choix en terme de VTR.
- **IPCS INCHEM** (International Programme on Chemical Safety) : Portail d'accès à de nombreux sites dont le **CIRC** (Centre International de Recherche sur le Cancer), le **JEFCA** ([Joint Expert Committee on Food Additives](#)) et autres instances internationales.

Le recueil de donnée **RAIS** (Risk Assessment Information System – Etat Unis) reprenant les valeurs des autres organismes américains, en particulier du **NTP** (National Toxicology Program) et de **IRIS**

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL – CLD	
06/05/2008	Page : 62

de l'US EPA, n'est pas considéré compte tenu de l'absence de toute transparence dans les valeurs affichées.

5.2.2 Critères de choix des VTR

Pour chaque substance sélectionnée dans le cadre de cette étude, une description des différentes VTR actuellement disponibles est donnée.

Pour chacune des substances, il est systématiquement pris en compte les effets sans seuil et les effets à seuil, lorsqu'ils existent.

La circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact est prise en compte pour la sélection des VTR.

En complément à ce document de référence, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles ont été recherchées de façon à discuter le choix réalisé sur les critères suivants :

- les valeurs issues d'études chez l'homme par rapport à des valeurs dérivées à partir d'études sur les animaux.
- Par ailleurs, la qualité de l'étude pivot sera également prise en compte (protocole, taille de l'échantillon, ...),
- les valeurs représentatives issues d'organismes reconnus (européens ou autres) comme l'US-EPA (IRIS), l'OMS ou l'ATSDR seront privilégiées par rapport aux organismes comme le RIVM, l'OEHHA ou Santé Canada,
- les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués constitueront également un critère de choix.

5.3 Autres valeurs de comparaison utilisées

L'utilisation d'autres valeurs que les Valeurs Toxicologiques de Référence est réalisée préalablement à la quantification des risques sanitaires si celle-ci est possible. Ces autres valeurs permettent en effet de discuter de l'exposition des individus et d'estimer l'état des milieux, à savoir si un impact est mesuré (ou mesurable) ou non.

Ces valeurs de comparaison regroupent des valeurs réglementaires (France et Europe), des valeurs guide (OMS, INDEX, CHSPF) qui sont généralement des valeurs qui servent de point de départ à l'élaboration de valeurs réglementaires et, dans le contexte particulier du code du travail, des valeurs limites pour l'exposition professionnelle (VLEP) qu'elles soient réglementaires ou indicatives peuvent également être utilisées. Les VLEP peuvent en effet avec les seuils olfactifs être des éléments de l'interprétation de l'état du milieu air en l'absence de toute autre valeur guide.

Ces valeurs ne sont en aucun cas (conformément à la circulaire DGS de mai 2006) utilisées pour évaluer les Indices de risques (IR) et excès de risques individuels (ERI) faisant référence à une évaluation des risques sanitaires. Ces valeurs appelées valeurs de comparaison constituent des critères de gestion.

5.3.1 Valeurs réglementaires

Milieu AIR

En France le décret 2002-213 de février 2002 donne la transposition en droit français des directives 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du parlement européen et du conseil du 16 novembre 2000. Ces valeurs réglementaires françaises sont établies pour l'air atmosphérique extérieur, pour des durées d'exposition (3h, 24h ou vie entière) et sur la base de moyennes horaires, journalières ou annuelles.

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL – CLD	
06/05/2008	Page : 63

Elles regroupent des :

- valeurs limites : niveau maximal dans l'atmosphère à ne pas dépasser pour éviter, prévenir ou réduire les effets nocifs de ces substances ;
- objectifs de qualité : niveau de concentration fixé pour prévenir ou réduire les effets nocifs de ces substances, elles sont à atteindre pour une date donnée ;
- seuils de recommandation et d'information (NO₂ et SO₂ uniquement) : valeurs au-delà desquelles les substances ont des effets limités et transitoires sur la santé des populations sensibles ;
- seuils d'alerte : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée peut générer des effets sur la santé. En cas de dépassement de ces seuils des mesures d'urgence doivent être prises.

Un nombre très limité de substances fait actuellement l'objet de ces valeurs réglementaires, il s'agit du benzène, du dioxyde d'azote, du dioxyde de soufre, du monoxyde de carbone, des particules PM₁₀ et du plomb.

Dans un futur proche, les limites de qualité de la directive européenne 2004/107/CE devront être transposées en droit français. Ces limites concernent les formes particulières de l'arsenic, du cadmium, du nickel et du benzo(a)pyrène.

5.3.2 Valeurs guides

Les valeurs guides peuvent porter sur le milieu eau, air, sol et alimentaire (faune, flore). Dans le présent paragraphe ne sont présentées que les valeurs guides pour le milieu air.

Les valeurs, présentes dans ces guides, bien que reposant sur des critères sanitaires sont considérées comme des valeurs de gestion, et ne constituent pas, stricto sensu, des valeurs toxicologiques de référence.

OMS

Le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé a publié en 2000 un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2000] dans lequel figure des valeurs guides pour la qualité de l'air.

L'objet de ce guide est de fournir une base pour la protection de la santé publique contre les effets néfastes des polluants atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux polluants qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être. Ce guide présente des informations générales et des conseils aux autorités internationales, nationales et locales qui souhaitent évaluer les risques et prendre des décisions concernant leur gestion. Ce guide établit des niveaux de polluants en dessous desquels l'exposition (à vie ou pendant une période donnée) ne représente pas de risque important pour la santé publique.

En ce qui concerne les polluants abordés, les sections relatives à l'évaluation des risques pour la santé et aux valeurs-guides exposent les considérations les plus pertinentes qui ont conduit à l'adoption des valeurs-guides recommandées.

CHSPF

Le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) est une instance d'expertise scientifique et technique, placée auprès du ministre chargé de la santé. Cette instance a un rôle d'évaluation et de gestion des risques pour la santé de l'homme. Le CSHPF peut être consulté lorsque se posent des problèmes sanitaires. Les avis et les recommandations émis par le CSHPF constituent une base essentielle à la prise de décision en santé publique et peuvent également servir d'appui à l'élaboration de textes réglementaires.

Les avis et rapports du CSHPF sont consultables sur le site suivant :

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL – CLD	
06/05/2008	Page : 64

5.3.3 Les valeurs limites du code du travail

Ces valeurs qui sont des valeurs de gestion sont utilisées dans le domaine du travail (par exemple au sein d'une ICPE).

En dehors des ICPE, en derniers recours et en absence totale de VTR et d'autres valeurs guide dans la littérature, l'utilisation de valeurs limites en milieu professionnel (Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle : VLEP) permet une intégration de la substance à l'étude d'impact.

En effet, lorsque la substance présente un potentiel toxique avéré mais que l'on ne dispose pas de valeur repère, un niveau d'exposition peut toutefois être mesuré. Il peut alors être pertinent de comparer cette exposition à d'autres valeurs d'exposition que les VTR, à savoir celles définies comme valeurs limites en milieu professionnel. Les valeurs limites d'exposition en milieu de travail, établies pour protéger les travailleurs, sont des valeurs de référence qui fournissent des repères chiffrés d'appréciation de la qualité de l'air de ces lieux.

Il est important de noter que les VLEP ne garantissent pas l'absence d'effet sur la santé et doivent être considérées comme des objectifs minimaux. En effet, l'INRS définit les VLEP d'un composé chimique comme « la concentration dans l'air que peut respirer une personne pendant un temps déterminé sans risque d'altération pour sa santé, même si des modifications physiologiques réversibles sont parfois tolérées ». De plus, il est communément admis que la fixation des VLEP intègre non seulement des critères scientifiques et techniques, mais également sociaux et économiques voir psychologiques.

Conformément à la circulaire DGS de mai 2006, aucune quantification du risque ne sera réalisée en se basant sur ces valeurs, construites pour une situation professionnelle et ne s'adaptant pas à une population non professionnelle dont la structure est totalement différente (présence d'enfants et de populations fragiles).

Ces niveaux ou valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) sont :

- soit des valeurs limites admises (VL) à caractère indicatif ;
- soit des valeurs limites réglementaires (VR) :
 - o indicatives (VRI) : elles sont fixées par arrêté en application de l'article R232-5-5 du code du travail. L'arrêté du 30 juin 2004 modifié par l'arrêté du 9 février 2006 donne une première liste de valeurs limites réglementaires indicatives en transposant la directive 2000/39/CE.
 - o contraignantes (VRC). Ces valeurs ont un statut différent, en ce sens qu'elles ont fait l'objet de décrets en conseil d'état. Elles concernent les composés suivants : amiante ; silice ; bromométhane, cyanure d'hydrogène et hydrogène phosphoré ; poussières ; et les valeurs fixées par l'article 231-58 du code du travail (14 agents chimiques actuellement – fibres céramiques et 30 autres agents chimiques en préparation).
- Soit des valeurs limites recommandées par la caisse nationale d'assurance maladie (CNAM). Ces valeurs ont été adoptées par un comité technique national (CTN) ou par le comité central de coordination (CCC). Elles concernent le benzo(a)pyrène et l' α -phenylindole.

Lorsqu'ils existent des éléments scientifiques établissant que les effets sur l'organisme de différentes substances peuvent être similaires (notamment lors de l'exposition simultanée à des vapeurs de solvants), on devra utiliser conventionnellement la formule de sommation des concentrations.

5.4 Choix des traceurs de risque

5.4.1 Méthodologie

L'étude des dangers nous a permis dans un premier temps d'écarter les substances considérées comme non toxiques dans les BD consultées, pour lesquelles il n'existe pas de phrase de risque pour la voie d'exposition considérée et pour lesquelles il n'y a pas de VTR disponibles.

Lors de l'émission d'un mélange de composés chimiques à l'atmosphère, il est possible d'effectuer une sélection d'un nombre limité de substances et de réaliser l'évaluation quantitative du risque sanitaire sur ces substances choisies. La philosophie de la démarche implique donc un choix de « traceurs du risque sanitaire » parmi la liste, la plus complète possible, des substances émises. La prise en compte de ces traceurs et non de la liste complète de substance permet toutefois de conclure quant à l'acceptabilité ou non des risques. On entend par polluants « traceurs » les substances qui font l'objet d'une évaluation quantitative de l'exposition et du risque (Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire, 2003).

Ce choix de « traceur » peut être basé sur:

- les quantités émises à l'atmosphère,
- la toxicité des composés,
- l'existence de valeur toxicologique de référence, de valeur guide ou de valeur d'exposition en milieu professionnel
- l'existence de voies de contamination pertinentes,
- la spécificité du produit par rapport à l'activité du site.

Ainsi, un polluant sans valeur toxicologique de référence, sans valeur guide ou sans valeur moyenne d'exposition en milieu professionnel ne présente aucun risque identifié pour la santé humaine. Il ne sera par conséquent pas retenu pour la suite de l'étude.

Pour tous les autres polluants, nous avons effectué un choix de « traceurs du risque » en comparant les substances entre elles. Pour cela, nous avons tenu compte à la fois des quantités émises (en flux annuel) et de la toxicité des composés. Nous avons alors estimé un « ratio brut » pour les substances « à seuil » de la façon suivante :

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} / \text{VTR}$$

Comme toutes les substances ne disposent pas forcément de valeur toxicologique de référence reconnues par un organisme compétant, mais qu'il existe des valeurs guides ou des valeurs moyenne d'exposition en milieu professionnel les concernant pour lesquels des effets sont reconnus, nous avons choisi de garder ces substances dans le calcul des « ratios bruts » en réalisant par défaut, pour une substance ne disposant pas de VTR le calcul suivant :

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} / \text{VG}$$

Puis, par défaut de valeur guide :

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} / \text{VME}$$

En aucun cas, cette VME ne sera dérivée en VT_{vle}p, conformément aux recommandations de la DGS.

On retiendra, par voie d'exposition, **toutes les substances dont le ratio est $\geq 1\%$ du ratio max**, pour l'ensemble des voies d'exposition potentielles, conformément aux indications du guide INERIS

(Évaluation des Risques Sanitaires dans l'Étude d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement – 2003). Par soucis de cohérence, lorsqu'une substance est conservée pour une voie donnée, le calcul des risques se fera pour l'ensemble des voies d'exposition considérées.

Dans le cas où des substances cancérigènes (sans seuil) auraient été exclues à partir de cette méthode de sélection, (par absence de VTR à seuil ou car elles possèdent une VTR à seuil moins pénalisante), ces substances ont été examinées à part et ajoutées à la liste des traceurs de risques sanitaires, si nécessaire.

Les calculs réalisés ont été les suivants :

et

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} * \text{ERUi}$$

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} * \text{ERUo}$$

Une comparaison des ratios à la somme de tous les ratios pour une même voie d'exposition permet de juger des polluants tirant le risque ou non.

Enfin, les produits spécifiques à l'activité de la zone ont été retenus, même si le ratio est < 1% du ratio max.

Le détail des ratios calculés et des polluants retenus comme traceurs de risque est présenté dans le paragraphe suivant.

Le choix des valeurs toxicologiques de référence pour les polluants retenus comme traceurs de risque est détaillé en annexe 6, dans les argumentaires santé.

Pour les autres polluants, le choix respecte tous les principes évoqués au paragraphe relations doses-réponses ci-dessus.

La plupart des VTR ont fait l'objet d'une validation par la CIRE Aquitaine et l'INVS au cours de l'étude des risques sanitaires globale réalisée pour la plateforme industrielle de Lacq.

Les polluants : PM10, 1,3-butadiène, acrylonitrile, chlore, dichloroéthane et oxyde de propylène ont fait l'objet d'une validation par la CIRE sud.

Pour le cas particulier du chrome une hypothèse de répartition 10% chrome VI, 90% chrome III a été retenue.

5.4.2 Traceurs de risque retenus pour les substances à seuil

5.4.2.1 Voie inhalation

Les ratios flux/VTR calculés en 2005 et 2011 sont présentés dans le tableau suivant:

Tableau 18 : Calculs des ratios flux/VTR en 2005 et 2011

Polluants	VTRI (µg/m3)	Année 2005			Année 2011			
		Flux (kg/an)	Flux/VTRI	%	Flux (kg/an)	Flux/VTRI	%	
PM 10 *	VG	40 / 20	27 421 597	585 540	111,1%	26 849 395	1 342 470	224,3%
PM 2,5	RIC	15	9 255 306	617 020	100,0%	8 977 867	598 524	100,0%
NOx	VG	40	10 166 463	254 162	41,2%	10 688 312	267 208	44,6%
SO2	VG	50	15 644 187	312 884	50,7%	12 288 072	245 761	41,1%
Manganèse	MRL	0,04	3 915	97 887	15,9%	3 898	97 450	16,3%
Cadmium	RIC	0,02	647	32 329	5,2%	753	37 630	6,3%
Nickel	MRL	0,09	3 106	34 515	5,6%	3 191	35 453	5,9%
acétaldéhydes	RIC	9	266 183	31 798	5,2%	266 183	31 798	5,3%
Naphtalène	RIC	3	74 033	24 678	4,0%	75 002	25 001	4,2%
Plomb	VG	0,5	9 596	19 191	3,1%	10 452	20 903	3,5%
HF	VG	1	11 807	11 807	1,9%	14 360	14 360	2,4%
Cl2	REL	0,2	2 320	11 600	1,9%	2 320	11 600	1,9%
Aldéhydes/cétones (assimilés acroléine)	RIC	0,02			86	4 300	0,7%	
Antimoine	RIC	0,2	763	3 814	0,6%	847	4 234	0,7%
H2S	RIC	2	7 349	3 675	0,6%	5 687	2 843	0,5%
HCl	RIC	20	29 228	1 461	0,2%	54 296	2 715	0,5%
Cobalt	MRL	0,1	170	1 702	0,3%	269	2 690	0,4%
PM > 10	VLEP	10000	20 843 216	2 084	0,3%	20 005 093	2 001	0,3%
hexane	RIC	700	1 102 863	1 576	0,3%	1 134 262	1 620	0,3%
Chromé VI	RIC	0,1	157	1 566	0,3%	157	1 572	0,3%
Benzène	RIC	30	41 443	1 381	0,2%	38 766	1 292	0,2%
Mercuré	MRL	0,2	135	675	0,11%	247	1 235	0,2%
xylène	RIC	100	67 144	671	0,11%	62 793	628	0,10%
SiO2	REL	3	1 087	362	0,06%	1 087	362	0,06%
Arsenic	RIC	1	310	310	0,05%	328	328	0,05%
PO	RIC	30	9 818	327	0,05%	9 818	327	0,05%
Ammoniac	MRL	70			22 722	325	0,05%	
Toluène	MRL	300	68 136	227	0,04%	60 131	200	0,03%
MTBE	MRL	2500	425 234	170	0,03%	420 834	168	0,03%
Acrylonitrile	RIC	2	193	97	0,02%	193	97	0,02%
Chlorure de vinyle	RIC	100	9 400	94	0,02%	9 444	94	0,02%
1,3 butadiène	RIC	2	159	80	0,013%	150	75	0,013%
Aldéhydes/cétones (assimilés formaldéhyde)	REL	3			212	71	0,0%	
aliphatics nC8-nC12	TPHCWG	1000	88 880	89	0,014%	60 000	60	0,010%
dichloroéthane	MRL	3000	132 328	44	0,007%	132 403	44	0,007%
CO	VLEP	55000	40 390	1	0,000%	1 862 566	34	0,006%
Styrène	MRL	260	6 232	24	0,004%	6 232	24	0,004%
Chromé III recalculé	TCA	60	1 410	23	0,004%	1 415	24	0,004%
Méthanol	REL	4000	64 094	16	0,003%	64 094	16	0,003%
Propylène	REL	3000	42 714	14	0,002%	42 714	14	0,002%
Ethylbenzène	RIC	1000	9 204	9	0,0015%	8 080	8	0,0014%
aliphatic nC5-nC8	TPHCWG	18400	157 435	9	0,0014%	126 233	7	0,0011%
EO	REL	30	167	6	0,0009%	167	6	0,0009%
Cyclohexane	RIC	6000	8 072	1,3	0,0002%	4 336	0,7	0,0001%
CaO	VLEP	2000	1 286	0,6	0,0001%	1 286	0,6	0,0001%
Tétrachloroéthylène	VG	250			112	0,4	0,0001%	
R22 chlorodifluoromethane	RIC	5000	1 590	0,3	0,0001%	1 590	0,3	0,0001%
Mercaptans	VLEP	1000			242	0,2	0,0000%	
Chlorure de méthylène	MRL	1100			210	0,2	0,0000%	
Trichloroéthylène	REL	600			84	0,14	0,0000%	
R134a tetrafluoroethane	RIC	80000	6 860	0,09	0,0000%	6 860	0,09	0,0000%
Acétone	MRL	30900	2 436	0,08	0,0000%	2 576	0,08	0,0000%
M-E-cétone	RIC	5000	257	0,05	0,0000%	257	0,05	0,0000%
TBA	VLEP	300000	13 600	0,05	0,0000%	13 600	0,05	0,0000%
AL2O3	VLEP	10000	321	0,03	0,0000%	321	0,03	0,0000%
MgO	VLEP	10000	230	0,02	0,0000%	230	0,02	0,0000%
Chloroforme	MRL	98			2	0,02	0,0000%	
n-butane	VLEP	1900000	38 987	0,02	0,0000%	38 977	0,02	0,0000%
pentane	VLEP	1800000	28 611	0,02	0,0000%	24 370	0,014	0,0000%
Chlorobenzènes	REL	1000	11	0,011	0,0000%	11	0,011	0,0000%
Tétrachlorure de carbone	MRL	190			1	0,005	0,0000%	
acétate de n-butyle	VLEP	710000	2 685	0,004	0,0000%	2 685	0,004	0,0000%
Octane	VLEP	1450000	6 048	0,004	0,0000%	4 025	0,003	0,0000%
Heptane	VLEP	2850000	10 306	0,004	0,0000%	5 536	0,002	0,0000%
Méthylcyclohexane	VLEP	1600000	5 218	0,003	0,0000%	2 803	0,002	0,0000%
Nonane	VLEP	1050000	2 399	0,002	0,0000%	1 561	0,0015	0,0000%
Isopentane	VLEP	3000000	3 017	0,0010	0,0000%	1 620	0,0005	0,0000%
Ethanol	VLEP	1900000	717	0,0004	0,0000%	717	0,0004	0,0000%
1,1,1-trichloroéthane	REL	1000			0	0,0002	0,0000%	

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f

NFL – OL – CLD

06/05/2008

Page : 68

L'examen de ce tableau montre qu'en première approche, trois polluants semblent déterminants dans le calcul des risques, à savoir les poussières (PM10* et PM2,5), le dioxyde d'azote et le dioxyde de soufre.

Les PM10* ont le plus fort « flux/VTR ». Ce polluant devrait donc être retenu comme référence pour ne garder que les polluants dont le ratio est supérieur ou égal à 1%. Cependant, comme la valeur de référence prise en compte pour ce calcul n'est pas une VTR mais une valeur guide, nous préférons par précaution lever ce maximum et choisir comme valeur maximum de référence les PM2,5 (substance disposant d'une VTR et correspondant au 2ème plus fort « flux/VTR »).

Ainsi, 11 polluants sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude à savoir :

- Poussières
- NO2
- SO2
- Mg
- Cd
- Ni
- Acétaldéhyde
- Naphtalène
- Pb
- HF
- Cl2

On notera que ce choix ne diffère pas pour l'année 2005 et pour l'année 2011.

5.4.2.2 Voie ingestion

Les ratios flux/VTR calculés en 2005 et 2011 sont présentés dans le tableau suivant:

Tableau 19 : Calculs des ratios flux/VTR en 2005 et 2011

Polluants	VTRo (mg/kg/j)		Année 2005			Année 2011		
			Flux (kg/an)	Flux/VTRo	%	Flux (kg/an)	Flux/VTRo	%
Dioxines/Furanes	DJT	1E-09	0	9 972 075	100,0%	0	6 250 688	100,0%
Naphtalène	RfD	0,02	74 033	3 701 630	37,1%	75 002	3 750 102	60,0%
Plomb	DJT	0,0035	9 596	2 741 606	27,5%	10 452	2 986 162	47,8%
Antimoine	RfD	0,0004	763	1 906 965	19,1%	847	2 117 221	33,9%
Arsenic	RfD	0,0003	310	1 034 623	10,4%	328	1 093 283	17,5%
Mercure	RfD	0,0003	135	449 910	4,5%	247	823 209	13,2%
Cadmium	RfD	0,001	647	646 583	6,5%	753	752 604	12,0%
Cobalt	TDI	0,0014	170	121 550	1,2%	269	192 116	3,1%
Nickel	RfD	0,02	3 106	155 317	1,6%	3 191	159 539	2,6%
Manganèse	RfDsol	0,046	3 915	85 120	0,9%	3 898	84 739	1,4%
Chrome VI	RfD	0,003	157	52 213	0,5%	157	52 398	0,8%
Chrome III	RfD	1,5	1 410	940	0,009%	1 415	943	0,02%
Al2O3	MRL	1	321	321	0,003%	321	321	0,005%

L'examen de ce tableau montre qu'en première approche, aucun polluant ne ressort nettement comme étant déterminant du risque. Les « flux/VTR » les plus élevés sont par ordre décroissant ceux des dioxines/furanes, puis celui du naphtalène, du plomb et enfin celui de l'antimoine.

Les dioxines et furanes sont retenues comme polluant de référence pour ne garder que les polluants dont le ratio est supérieur ou égal à 1%.

10 polluants sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude, à savoir :

- dioxines et furanes
- naphtalène
- Pb
- Sb
- As
- Hg
- Cd
- Co
- Ni
- Mg

On notera que ce choix diffère très peu entre l'année 2005 et l'année 2011. Seul, le Manganèse, retenu pour l'année 2011, a un ratio inférieur à 1% (0,9 %) en 2005 et ne devrait donc pas, en toute rigueur, être retenu. Toutefois dans un souci d'homogénéité et compte tenu du ratio calculé proche de 1%, nous avons choisi de conserver cette substance pour les 2 années de référence.

5.4.3 Traceurs de risque retenus pour les substances sans seuil

5.4.3.1 Voie ingestion

Les produits « flux*ERUo » calculés en 2005 et 2011 sont présentés dans le tableau suivant:

Tableau 20 : Calculs des ratios « flux*ERUo » en 2005 et 2011

Polluants	ERUo(mg/kg/j)-1	Année 2005			Année 2011		
		Total (kg/an)	Flux*ERUo	%	Total (kg/an)	Flux*ERUo	%
Arsenic	1,50E+00	310	466	73,7%	328	492	73,9%
Plomb	8,50E-03	9 596	82	12,9%	10 452	89	13,4%
HAP (eqBaP)	2,00E-01	347	69	11,0%	347	69	10,4%
Naphtalène	2,00E-04	74 033	15	2,3%	75 002	15	2,3%

En première approche, l'arsenic semble être le polluant participant majoritairement au risque cancérigène par ingestion.

L'ensemble des polluants présentant un risque cancérigène par ingestion sont retenus pour la suite de l'étude à savoir :

- arsenic
- Pb
- HAP
- Naphtalène

5.4.3.2 Voie inhalation

Les produits « flux*ERUi » calculés en 2005 et 2011 sont présentés dans le tableau suivant:

Tableau 21 : Calculs des ratios « flux*ERUi » en 2005 et 2011

Polluants	ERUi (µg/m3)-1	Année 2005			Année 2011		
		Total (kg/an)	Flux*ERUi	%	Total (kg/an)	Flux*ERUi	%
Chrome VI	4,00E-02	157	6	43,8%	157	6	43,2%
dichloroéthane	2,60E-05	132 328	3	24,1%	132 403	3	23,6%
Cadmium	1,80E-03	647	1,2	8,1%	753	1,4	9,3%
Nickel	3,80E-04	3 106	1,2	8,3%	3 191	1,2	8,3%
acétaldéhydes	2,70E-06	286 183	0,8	5,4%	286 183	0,8	5,3%
Arsenic	1,50E-03	310	0,5	3,3%	328	0,5	3,4%
HAP (eqBaP)	1,10E-03	347	0,4	2,7%	347	0,4	2,6%
Benzène	6,00E-06	41 443	0,2	1,7%	38 766	0,2	1,6%
Plomb	1,20E-05	9 596	0,12	0,8%	10 452	0,13	0,9%
MTBE	2,60E-07	425 234	0,11	0,8%	420 834	0,11	0,8%
Naphtalène	1,10E-06	74 033	0,08	0,6%	75 002	0,08	0,6%
PO	3,70E-06	9 818	0,04	0,3%	9 818	0,04	0,2%
Acrylonitrile	6,80E-05	193	0,013	0,09%	193	0,013	0,09%
Chlorure de vinyle	1,00E-06	9 400	0,009	0,07%	9 444	0,009	0,06%
1,3 butadiène	3,00E-05	159	0,005	0,03%	150	0,004	0,03%
EO	2,30E-05	167	0,004	0,03%	167	0,004	0,03%
Aldéhydes/cétones (assimilés formaldéhyde)	1,30E-05				212	0,003	0,02%
Tétrachloroéthylène	5,90E-06				112	0,0007	0,005%
Chlorure de méthylène	4,70E-07				210	0,00010	0,0007%
Chloroforme	2,30E-05				2	0,00005	0,0003%
Trichloroéthylène	4,30E-07				84	0,00004	0,0002%
Tétrachlorure de carbone	1,50E-05				1	0,00002	0,0001%

L'examen de ce tableau montre que les deux polluants les plus déterminants du risque cancérogène par inhalation semblent être le chrome VI et le dichloroéthane.

De par l'additivité des effets cancérogènes provenant des différentes substances sur la population, il est préférable de garder pour la suite de l'étude le maximum de polluants cancérogènes. Une sélection des seuls polluants dont le ratio est supérieur ou égal à 1% peut conduire à minorer les risques.

Cependant, aux vues des « flux*ERUi » calculés (<0,01%), il apparaît que certains polluants auront un impact négligeable comparé aux autres polluants. C'est le cas notamment des polluants suivants :

- Tétrachloroéthylène
- Chlorure de méthylène
- Chloroforme
- Trichloroéthylène
- Tétrachlorure de carbone

Ces 5 polluants correspondent à des valeurs théoriques de rejets réglementaires et non à des composés réellement émis à l'atmosphère lors de l'activité (On remarquera d'ailleurs que ces polluants n'apparaissent que pour l'année 2011).

Il nous semble donc justifié d'écarter ces 5 polluants de la suite de l'étude. Ce choix sera discuté dans les incertitudes.

Ainsi, 17 polluants sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude à savoir :

- As
- Pb
- HAP
- naphthalène
- Cr VI
- Dichloroéthane
- Cd
- Ni
- acétaldéhyde
- benzène
- MTBE
- PO
- EO
- Acrylonitrile
- Chlorure de vinyle
- 1,3 butadiène
- Aldéhydes/cétones assimilés au formaldéhyde

5.4.4 Traceurs de risque spécifique à une activité

Le recueil des données a pu montrer que la majeure partie des activités de la ZIP sont émettrices d'hydrocarbures dont l'hexane. Ce polluant étant typique de l'activité de la zone, nous avons choisi de le rajouter à la liste des polluants retenus comme traceurs de risque dans la suite de l'étude.

5.4.5 Traceurs de risque retenus pour l'étude

Ainsi, au total 29 polluants traceurs de risque ont été retenus. 28 polluants sont strictement les mêmes pour 2005 et 2011, le formaldéhyde est rajouté pour l'année 2011.

Le tableau suivant récapitule parmi l'ensemble des polluants identifiés ceux qui ont été retenus comme traceurs de risques ainsi que les raisons de leur sélection.

Tableau 22 : Liste des traceurs de risques

Polluants	Traceur de risque	Cancérigène?	Qdbrut > 1%
Antimoine	oui	non	oui
Arsenic	oui	oui	oui
Cadmium	oui	oui	oui
Chrome III	non	non	non
Chrome VI	oui	oui	non
Cobalt	oui	non	oui
Dioxines/Furanes	oui	non	oui
HAP (eqBaP)	oui	oui	oui
HCl	non	non	non
HF	oui	non	oui
Manganèse	oui	non	oui
Mercure	oui	non	oui
Nickel	oui	oui	oui
NOx	oui	non	oui
Plomb	oui	oui	oui
PM	oui	non	oui
PM > 10	non	non	non
PM 10	oui	non	oui
SO2	oui	non	oui
1,1,1-trichloroéthane	non	non	non
1,3 butadiène	oui	oui	non
acétaldéhydes	oui	oui	oui
acétate de n-butyle	non	non	non
Acétone	non	non	non
Acide formique	non	non	non
Acrylonitrile	oui	oui	non
AL2O3	non	non	non
Alcane	non	non	non
Aldéhydes/cétones (assimilés acroléine)	non	non	non
Aldéhydes/cétones (assimilés formaldéhyde)	oui	oui	non
aliphatic nC5-nC8	non	non	non
aliphatics nC8-nC12	non	non	non
Allyl alcool	non	non	non
Ammoniac	non	non	non
Benzène	oui	oui	non
CaO	non	non	non
Chlorobenzènes	non	non	non
Chloroforme	non	non	non
Chlorure de méthylène	non	non	non
Chlorure de vinyle	oui	oui	non
Cl2	oui	non	oui
CO	non	non	non
dichloroéthane	oui	oui	non
Dméthyl-1,3 cyclopentane +Diméthyl-2,2 hexane	non	non	non

Polluants	Traceur de risque	Cancérigène?	Qdbrut > 1%
Diméthyl-3,3but-1-ène + ETBE	non	non	
EO	oui	oui	non
ETBE	non	non	
Ethane	non	non	
Ethanol	non	non	non
Ethylbenzène	non	non	non
éthylène	non	non	non
H2S	non	non	non
HCFC R123	non	non	non
Heptane	non	non	non
hexane	oui car spécifique à l'activité de la ZIF	non	non
i-butane	non	non	
i-butène	non	non	
i-formiates/acétates	non	non	
Isobutyl Oxyde	non	non	
Isopentane	non	non	non
M-E-cétone	non	non	non
Mercaptans	non	non	non
Méthane	non	non	non
Méthanol	non	non	non
Méthyl cyclopentane	non	non	
Méthyl-2 butène	non	non	
Méthyl-2 heptane	non	non	
Méthyl-3 Hexane	non	non	
Méthyl-3 Pentane	non	non	
Méthylcyclohexane	non	non	non
MgO	non	non	non
MPG	non	non	
MTBE	oui	oui	non
Naphtalène	oui	oui	oui
n-butane	non	non	non
Nonane	non	non	non
Octane	non	non	non
pentane	non	non	non
PO	oui	oui	non
propane	non	non	
Propylène	non	non	non
R134a tetrafluoroethane	non	non	non
R22 chlorodifluoromethane	non	non	non
SiO2	non	non	non
Styrène	non	non	non
TBA	non	non	non
TBHP	non	non	non
Tétrachloroéthylène	non	non	non
Tétrachlorure de carbone	non	non	non
Toluène	non	non	non
Trichloroéthylène	non	non	non
xylyène	non	non	non
Cyclohexane	non	non	non

5.5 Synthèse des VTR chroniques retenues pour l'inhalation

L'ensemble des argumentaires santé sont disponibles en annexe 6. Le tableau ci-après présente la synthèse du choix des VTR.

Tableau 23 : VTR retenues pour l'inhalation

Substance	Effet	Cible	Espèce	Valeur	Source
Benzène (71-43-2)	Non Cancérogène	Système sanguin	homme	RfC = 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (2003)
	Cancérogène	Leucémies	homme	ERU _i = $6.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (1997)
Chlorure de vinyle (75-01-4)	Non Cancérogène	Système hépatique	rat	RfC = 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (2000)
	Cancérogène	Tous types de tumeurs	homme	ERU _i = $1,0 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
Benzo(a)Pyrène (50-32-8)	Cancérogène	Tractus respiratoire	hamster	ERU _i = $1,1 10^{-3} (\mu\text{g}.\text{m}^{-3})^{-1}$	OEHHA (2002)
Naphtalène (91-20-3)	Non Cancérogène	Système respiratoire	souris	RfC = 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1998)
	Cancérogène	Tractus respiratoire	hamster	ERU _i = $1,1 10^{-6} (\mu\text{g}.\text{m}^{-3})^{-1}$	OEHHA (2002)
Antimoine (Sb)	Non Cancérogène	Système respiratoire	rat	RfC = 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1995)
Arsenic ¹ (As)	Non Cancérogène	Système respiratoire	homme	TCA = 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM (2001)
	Cancérogène	Cancer pulmonaire	homme	ERU _i = $1,5.10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
Cadmium (Cd)	Non Cancérogène	Système rénal	homme	REL = 0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHA (2003)
	Cancérogène	Cancer pulmonaire	homme	ERU _i = $1,8.10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US-EPA (1992)
Chrome VI (Cr) (particulaire)	Non Cancérogène	Bronches, Poumon	rat	RfC = 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US-EPA (1998)
	Cancérogène	Cancer pulmonaire	homme	ERU _i = $4.10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
Cobalt (Co)	Non Cancérogène	Système respiratoire	homme	MRL = 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2001)
Manganèse (Mn)	Non Cancérogène	Système nerveux	homme	MRL = 0,04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2000)
Mercure (Hg)	Non Cancérogène	Système nerveux	homme	MRL = 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (1999)
Nickel (Ni)	Non Cancérogène	Système respiratoire	homme	MRL = 0,09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2003)
	Cancérogène	Cancer du poumon et larynx	homme	ERU _i = $3,8.10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
Plomb (Pb)	Cancérogène	Tumeurs rénales	rat	ERU _i = $1,2.10^{-5} (\mu\text{g}.\text{m}^{-3})^{-1}$	OEHHA (2002)

¹ La VTR retenue pour l'arsenic est sous sa forme inorganique

PM2,5	Non Cancérogène	Système respiratoire	-	RfC = 15 µg/m³	US EPA
Hexane (110-54-3)	Non Cancérogène	Système nerveux	rat	RfC = 700 µg/m³	US EPA (2005)
Acétaldéhyde (75-07-0)	Non Cancérogène	Système respiratoire	rat	RfC = 9 µg/m³	US EPA (1991)
	Cancérogène	Cancer nasal	rat	ERUi = 2,7.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹	OEHHA (2002)
Ether de Méthyl Butyl tertiaire (MTBE) (1634-04-4)	Non Cancérogène	Système rénal	rat	MRL = 2 500 µg/m³	ATSDR (1996)
	Cancérogène	Tumeur rénale et testiculaire	Rat, souris	ERUi = 2,6.10⁻⁷ (µg.m⁻³)⁻¹	OEHHA (2002)
Oxyde d'éthylène (75-21-8)	Non Cancérogène	Système nerveux	rat	REL = 30 µg/m³	OEHHA (2000)
	Cancérogène	Leucémies	rat	ERUi = 2,3.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	Santé Canada (2004)
1,3-butadiène (106-99-0)	Non Cancérogène	Système reproducteur	souris	RfC = 2 µg/m³	US EPA (2002)
	Cancérogène	Leucémies	homme	ERUi = 3.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (2002)
Oxyde de propylène (75-56-9)	Non Cancérogène	respiratoire	rat	RfC = 30 µg/m³	US EPA (1990)
	Cancérogène	Tumeur nasale	souris	ERUi = 3,7.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (1994)
1,2-Dichoroéthane (107-06-2)	Non Cancérogène	Enzymes sériques hépatiques	rat	REL = 400 µg/m³	OEHHA (2003)
	Cancérogène	hémangiosarcomes	rat	ERUi = 2,6.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (1991)
Acrylonitrile (107-06-2)	Non Cancérogène	Système respiratoire	rat	RfC = 2 µg/m³	US EPA (1991)
	Cancérogène	Tumeur système nerveux central	rat	ERUi = 6,8.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (1991)
Chlore (7782-50-5)	Non Cancérogène	Système respiratoire	rat	REL = 0,2 µg/m³	OEHHA (2003)
Formaldéhyde (50-00-0)	Non cancérogène	Système respiratoire	homme	REL = 3 µg/m³	OEHHA (2003)
	Cancérogène	Cancer nasal	rat	ERUi = 1,3.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (1991)

5.6 Synthèse des VTR chronique retenues pour l'ingestion

Tableau 24 : VTR retenues pour l'ingestion

Substance	Effet	Cible	Espèce	Valeur	Source
Benzo(a)Pyrène (50-32-8)	Cancérogène	Cancer multi-site	Rats, souris	ERUo = 0,2 (mg/kg/j)⁻¹	RIVM (2001)
Naphtalène (91-20-3)	Non Cancérogène	Diminution poids corporel	rat	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (1998)
	Cancérogène	Cancer multi-site	Rats, souris	ERUo = 0,0002 (mg/kg/j)⁻¹	RIVM (2001)
As	Non Cancérogène	Système cutané	homme	RfD = 0,0003 mg/kg/j	US EPA (1993)
	Cancérogène	Cancer peau	homme	ERUo = 1,5 (mg/kg/j)⁻¹	US EPA (1998)
Pb	Non Cancérogène	Système nerveux central	homme	RfD = 0,0035 mg/kg/j	OMS (1993)
	Cancérogène	Tumeurs rénales	rats	ERUo = 0,0085 (mg/kg/j)⁻¹	OEHHA (2002)
Sb	Non Cancérogène	Longévité	rat	RfD = 0,0004 mg/kg/j	US EPA (1991)
Ni	Non Cancérogène	Diminution poids organes	rat	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (1996)
Mn vx	Non Cancérogène	Système nerveux central	homme	RfD = 0,14 mg/kg/j	US EPA (1996)
Mn sol	Non Cancérogène	Système nerveux central	homme	RfD = 0,046 mg/kg/j	US EPA (1996)
Hg	Non Cancérogène	Système nerveux	rat	RfD = 0,0003 mg/kg/j	US EPA (1995)
Cr VI	Non Cancérogène	Système digestif	rat	RfD = 0,003 mg/kg/j	US EPA (1998)
Co	Non Cancérogène	Système sanguin	homme	TDI = 0,0014 mg/kg/j	RIVM (2001)
Cd	Non Cancérogène	Système rénal	homme	RfD = 0,001 mg/kg/j	US EPA (1994)
Dioxines	A seuil d'effet et cancérogène	Système pulmonaire et hépatique	homme	DJT = 0,000000001 mg/kg/j	OMS (1999)

5.7 Synthèse des autres valeurs repères retenues pour l'inhalation – Valeurs Guides (VG)

Tableau 25 : Autres valeurs retenues pour l'inhalation

Substance	Effet	Cible	Espèce	Valeur	Source
Dioxyde d'azote (10102-44-0)	Non Cancérogène	Système respiratoire	animale	Objectif qualité de l'air = 40 µg/m³	CSHPF (2001)
Dioxyde de soufre (7446-09-05)	Non Cancérogène	Système respiratoire	homme	VG= 50 µg/m³	OMS (2000)
Acide fluorhydrique (7664-39-3)	Non Cancérogène	Système respiratoire	-	VG = 1 µg/m³	OMS (2000)
Plomb	Non Cancérogène	Système sanguin; effets reprotoxiques	homme	VG = 0,5 µg/m³	OMS (2000)
PM10	Non Cancérogène	Système respiratoire	homme	VG = 20 µg/m³	OMS (2005)

6 Phase 4 : Caractérisation des risques sanitaires

6.1 Estimation des niveaux d'exposition

Cette phase nous permet de déterminer les doses journalières d'exposition pour les populations riveraines. Elles sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les concentrations d'exposition (permet le calcul par inhalation) et en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les doses journalières d'exposition (DJE, estimées à partir des dépôts secs et humides et permettant le calcul par ingestion).

6.1.1 Modèle de dispersion ADMS Urban

Le système de gestion de la qualité de l'air ADMS-Urban repose sur le modèle de dispersion atmosphérique ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System), utilisé, reconnu et validé internationalement. Considéré par l'INERIS1 comme la nouvelle génération des modèles de dispersion atmosphérique, il a été validé grâce au « Model Validation Kit »2, outil européen d'évaluation des modèles de dispersion. Il se base en effet sur les technologies et les connaissances les plus récentes dans le domaine, et remplace l'ancienne génération des modèles de dispersion. Parmi les utilisateurs français, on compte des instituts et organismes nationaux (CETE de l'Est, CETE Normandie-Centre, CETE de Lyon, CETE Méditerranée, CETE Nord-Picardie, INERIS, Météo France, l'Ecole Centrale de Lyon...), des industriels (TOTAL FINA ELF, RHODIA, SOLVAY,...) ainsi que des associations pour la surveillance de la qualité de l'air (AIRPARIF, ASPA, ATMO PACA, ATMO Poitou Charentes, AIR Languedoc Roussillon, ATMO Nord Pas de Calais, ORAMIP,...).

Le modèle ADMS est développé depuis 1993 par le Cambridge Environmental Research Consultant (CERC), groupe de chercheurs de Cambridge (Royaume-Uni). Les versions sont régulièrement réactualisées, afin de tenir compte des dernières avancées technologiques et de l'évolution du cadre réglementaire. Le logiciel est distribué de façon exclusive en France par la société NUMTECH, qui en assure également la maintenance technique et les développements spécifiques.

Outre un modèle de dispersion, ADMS intègre de nombreux modules permettant la gestion de bases de données telles que les inventaires d'émissions, ainsi que des liaisons directes avec des Systèmes d'information géographiques SIG (ARCVIEW et MAPINFO). Il permet par ailleurs de prendre en compte la dispersion simultanée de nombreux polluants (NO_x , CO, SO_2 , COV, métaux, HAP,...), pouvant provenir de plus de 6000 sources différentes (jusqu'à 7500 brins routiers).

Il est par ailleurs utilisé par de nombreuses agglomérations du monde entier : Strasbourg, Paris, Lille, Nancy, La Rochelle, Lyon, Londres, Budapest, Rome, Pékin, Shanghai... et a été utilisé sur des études similaires à celle qui nous intéresse ici (Z.I. de Lacq, Z.I. de Port Jérôme).

Le modèle ADMS-Urban est décrit de façon plus complète en annexe 9.

6.1.2 Phénomènes physiques pris en compte par le modèle

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

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL - CLD	
06/05/2008	Page : 78

Tableau 26 : Phénomènes pris en compte dans la modélisation

Phénomène physique	Pris en compte par le modèle dans l'étude	Commentaires
Météorologie locale	oui	Données horaires sur 5 ans
Description verticale de la turbulence atmosphérique	oui	Analyse d'échelle de Monin-Obukhov
Cycle diurne du développement de la couche de mélange atmosphérique	oui	Les données météorologiques ne sont pas traitées de façon indépendante
Surélévation des panaches à l'émission	oui	Modèle intégral de trajectoire 3D en sortie de cheminée pour les sources canalisées
Nature des sols rencontrés	oui	Hauteur de rugosité variable sur le domaine
Nature particulière des poussières	oui	Prise en compte du dépôt sec (chute par gravité) et humide (lessivage par les précipitations)
Evolution chimique des rejets gazeux dans l'environnement	non	équations non paramétrées pour tous les polluants dans le modèle
Variabilité temporelle des émissions	oui	Les fonctionnements variables ont été pris en compte
Effet aérodynamique des obstacles les plus proches des sources sur la dispersion des panaches	non	Par manque d'informations précises sur les dimensions des bâtiments les plus proches des sources, et compte-tenu des enjeux de l'étude, ceux-ci n'ont pas été intégrés dans les modélisations
Effet de la topographie (relief) sur la dispersion des panaches	non	Le relief étant peu marqué sur la zone d'étude, son impact n'a pas été pris en compte dans l'étude

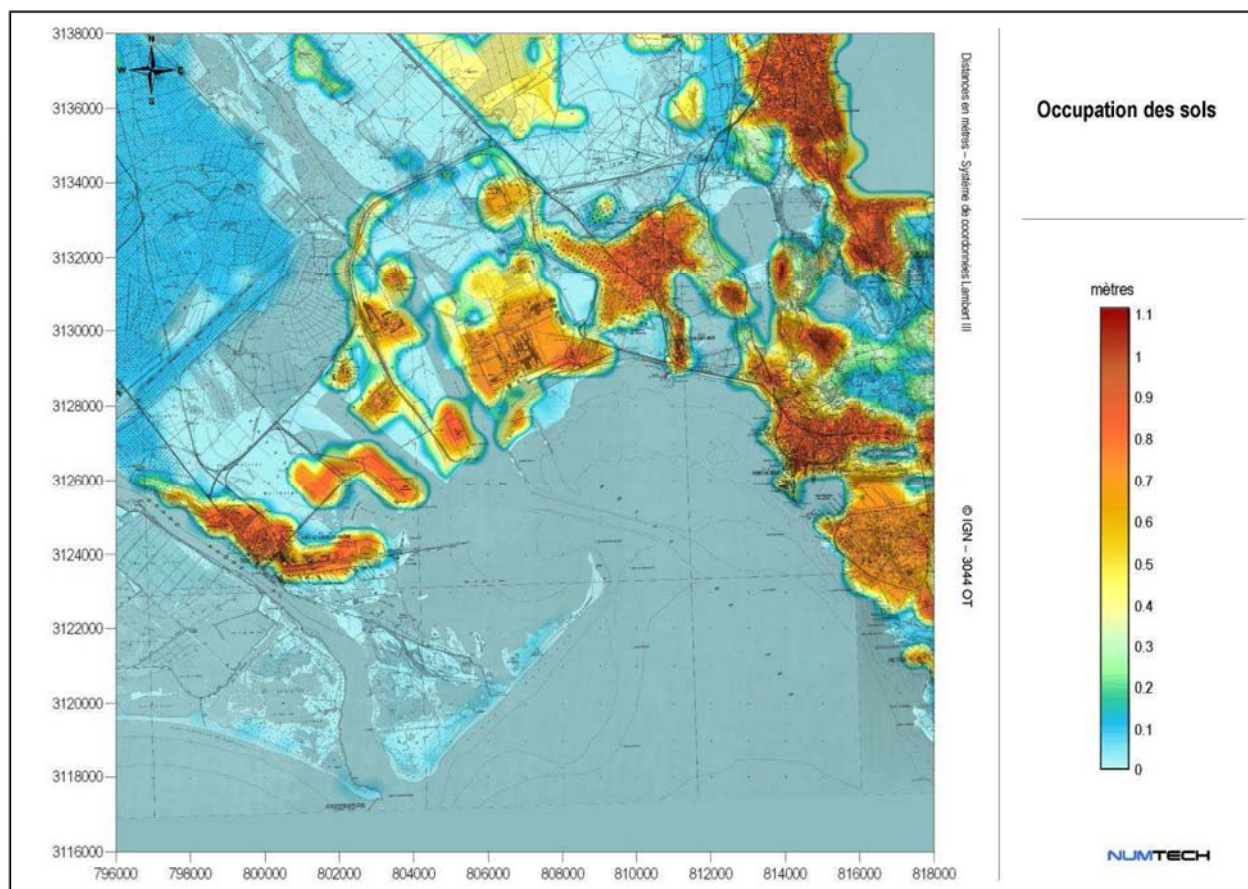
6.1.3 Description des conditions météorologiques

Cette partie a déjà été développée dans le paragraphe : 4.3.1 : Validation des données météorologiques .

6.1.4 Description de la topographie et nature des sols

La nature des sols, pouvant influencer la progression des panaches, a été caractérisée grâce à un paramètre de rugosité. Ce paramètre, couramment utilisé dans les modèles de dispersion atmosphérique, représente la nature rugueuse des obstacles occupant le sol. Il a la dimension d'une longueur variant entre 10^{-3} mètres (surface désertique) et environ 1.5 mètre pour les sols urbains les plus denses. Pour cette étude, une hauteur de rugosité variable sur le domaine a été utilisée. Elle permet de tenir compte de la présence de la mer Méditerranée, des zones de marais, ainsi que des zones urbaines ou industrielles. La figure suivante illustre la rugosité utilisée sur le domaine pour cette étude.

Figure 20 : Occupation des sols



6.1.5 Données d'émission

Toutes ces données sont récapitulées dans le §3 : Phase 1 : Quantification des émissions et sont détaillées en annexe 2 et 3 pour les rejets industriels et en annexe 8 pour les rejets routiers et maritimes.

Les métaux, les poussières, les HAP, le naphtalène et les dioxines et furanes ont été assimilés à des espèces particulières. A défaut de valeurs sur la taille des particules émises, leur diamètre a été fixé à $2,5 \mu\text{m}$ (à l'exception des PM pour lesquelles plusieurs diamètres ont été modélisés), et leur densité à 5000 kg/m^3 , suivant les recommandations de l'INERIS et du Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans l'étude d'impact d'une UIOM réalisé par l'ASTEE en novembre 2003.

6.1.6 Résultats de la modélisation atmosphérique

Nous avons, à l'aide du logiciel ADMS Urban, modélisé la dispersion atmosphérique des polluants gazeux et particuliers potentiellement émis par les différentes sources recensées sur le site.

Dans les simulations, tous les gaz ont été assimilés à des gaz passifs (pas de transformations chimiques ni de changement de phase).

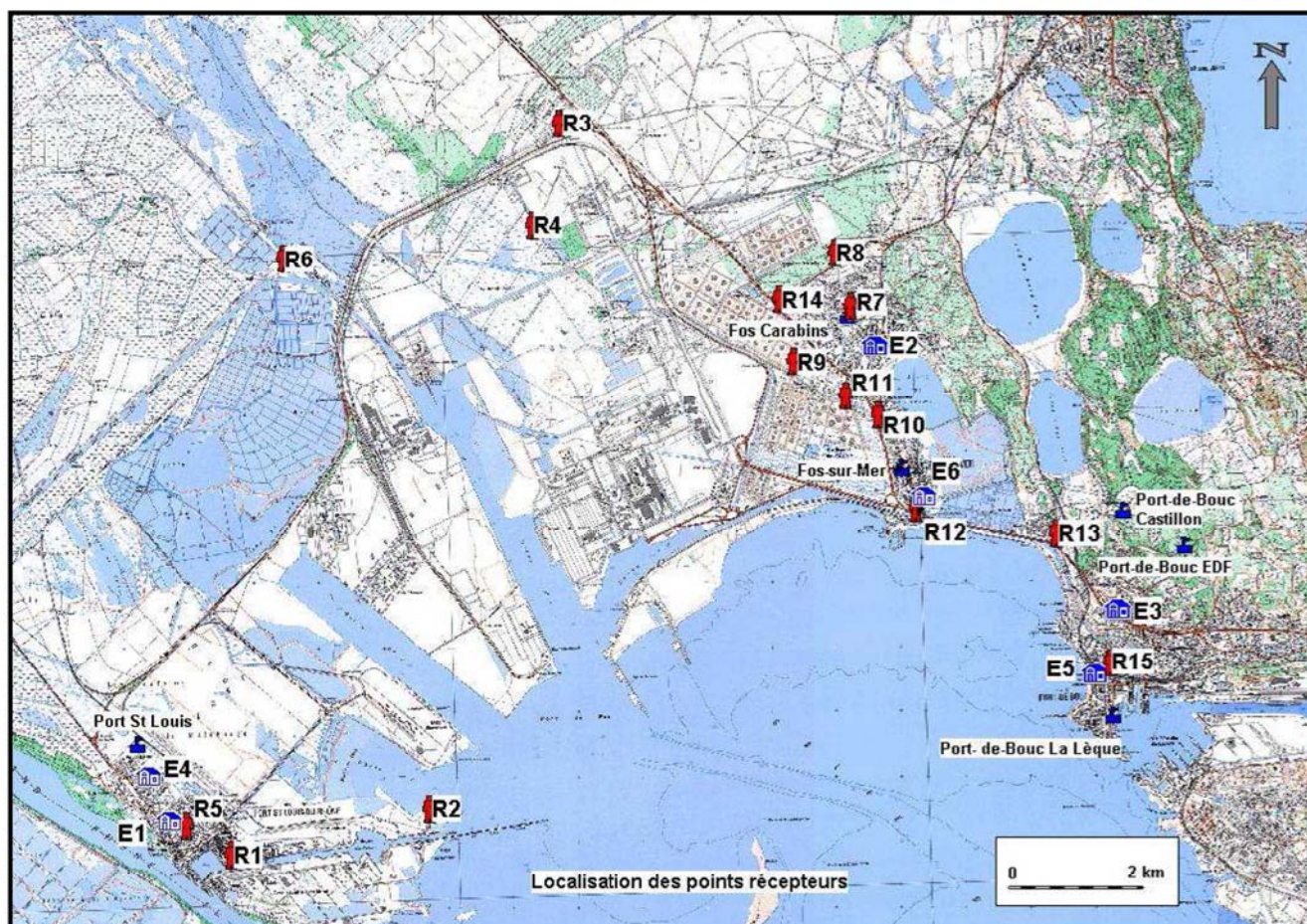
Tous les résultats de la modélisation, concentrations et dépôts, en moyenne annuelle, aux récepteurs ainsi que les cartes de modélisation sont présentés respectivement en annexe 10 et annexe 11 pour les années 2005 et 2011.

Les récepteurs pris en compte dans l'étude sont des populations sensibles (écoles) et des riverains habitants à proximité des installations industrielles ou en plein cœur des villes de Port-Saint-Louis-du-Rhône, Port-de-Bouc et Fos-sur-Mer. Ils ont été présentés dans les §4.4 : Caractérisation de la population présente sur le domaine d'étude.

En complément de ces récepteurs, nous avons également positionnés des points particuliers au niveau des capteurs AIRFOBEP surveillant la qualité de l'air (carte de localisation présentée au §6.3 : Comparaison aux mesures du réseau de qualité de l'air : AIRFOBEP).

Au total, 27 points particuliers ont été positionnés autour de la zone industrielle portuaire de Fos-sur-Mer. Ils sont rappelés sur la figure suivante :

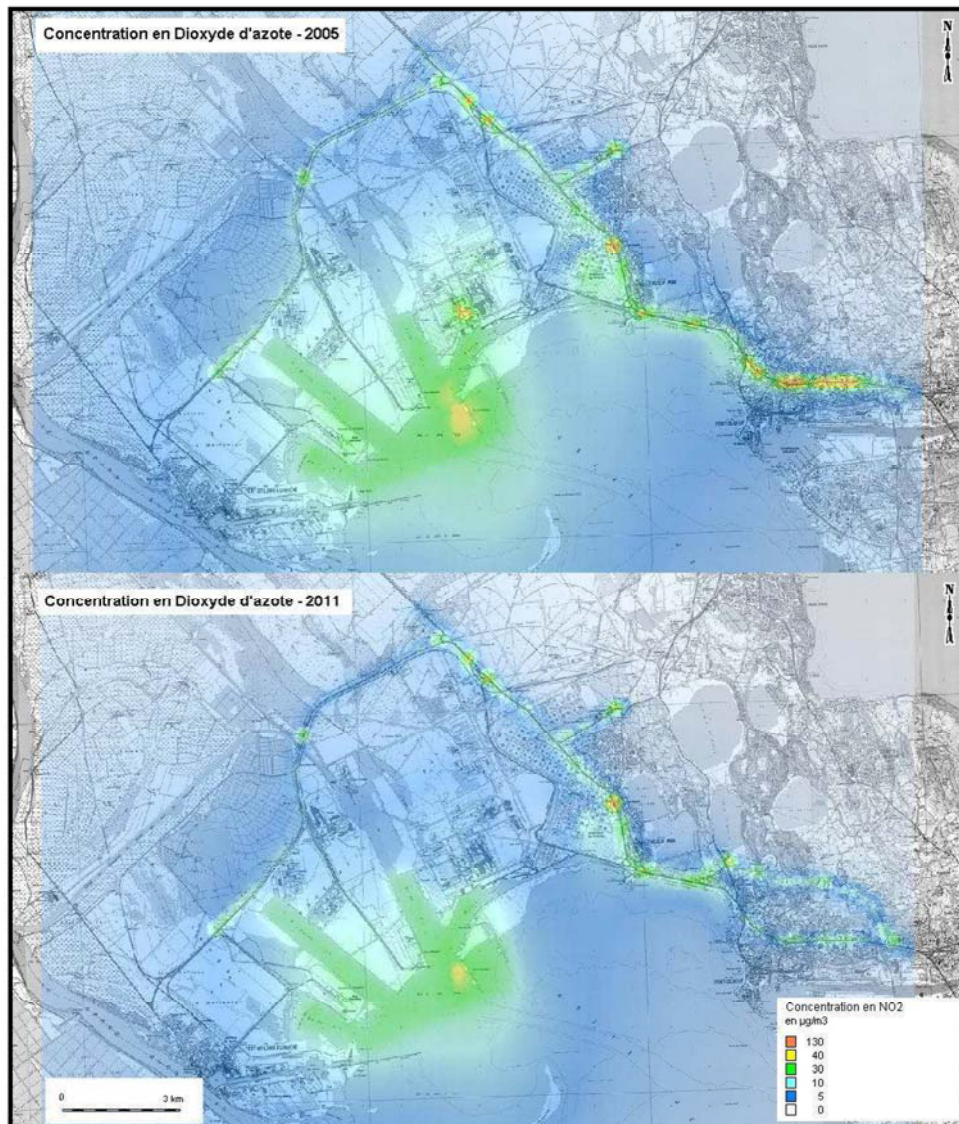
Figure 21 : Localisation des points récepteurs



Les points récepteurs travailleurs sont positionnés sur la Figure 17.

A titre d'exemple, la figure suivante présente la carte de modélisation obtenue pour le NO₂.

Figure 22 : Concentration en NO₂ obtenue par modélisation (2005/2011)



On note une légère diminution des concentrations dans l'environnement. La concentration maximum en 2005 est de 133 µg/m³ pour 118 µg/m³ en 2011. Les zones d'impact maximum restent les mêmes.

6.1.7 Quantification des expositions par inhalation

L'ensemble des paramètres d'exposition pris en compte dans cette étude sont présentés en annexe 7.

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

Pour la voie respiratoire, la dose d'exposition est généralement remplacée par la concentration inhalée. Lorsque l'on considère des expositions de longue durée, on s'intéresse à la concentration moyenne inhalée par jour, retranscrite par la formule suivante :

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

Avec :

- CI : concentration moyenne inhalée
- C_i : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en mg/m^3)
- t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée
- T : durée d'exposition (en années)
- F : fréquence ou taux d'exposition (nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours – sans dimension)
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années)

Les doses journalières d'exposition par inhalation aux récepteurs, pour 2005 et 2011 sont présentées en annexe 12.

Les doses d'exposition par inhalation au récepteur le plus impacté pour chacun des polluants cancérigènes et non cancérigènes sont présentées dans les tableaux suivants.

Une exposition d'un travailleur travaillant 22% de son temps sur son lieu de travail et résidant sur la zone d'étude (la mairie de Port-Saint-Louis-du-Rhône ayant été prise comme point de référence) a également été calculée. Les résultats sont présentés en annexe 13.

Tableau 27 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets non cancérogènes au récepteur le plus impacté

Polluants	DJE inhalation, non cancérogène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		récepteur le plus impacté
	2005	2011	
NO ₂	1,64E+01	1,39E+01	R2
SO ₂	1,39E+01	1,31E+01	R2
PM2,5	4,96E+00	5,30E+00	R2
PM10*	3,49E-01	3,10E-01	R4
HF	1,21E-03	4,68E-03	R4 / R2
Butadiène	3,57E-04	3,36E-04	R2
Acetaldehyde	2,66E-02	2,63E-02	R4
Acrylonitrile	6,14E-04	5,96E-04	R2
Benzene	1,28E-01	1,23E-01	R9
Chlorure de Vinyle	1,85E-02	1,87E-02	R2
Dichloroethane	2,69E-01	2,68E-01	R2
Oxyde d ethylene	5,30E-04	5,30E-04	R2
MTBE	1,16E+00	1,10E+00	R2
Oxyde de propylene	2,61E-02	2,61E-02	R2
Formaldehyde		9,38E-04	R2
Hexane	4,46E+00	4,41E+00	R9
Antimoine	3,00E-04	4,07E-04	R2
Arsenic	1,68E-04	1,86E-04	R1 / R2
Cadmium	1,46E-04	2,53E-04	R2
Chrome VI ¹	8,65E-05	9,25E-05	R2
Cobalt	4,55E-05	1,60E-04	R2
Mn	2,11E-03	2,13E-03	R2
Mercure	6,82E-05	1,83E-04	R2
Nickel	1,55E-03	1,57E-04	R9
Plomb	8,99E-04	1,47E-03	R4 / R2
Cl ₂	2,91E-03	2,91E-03	R2
HAP (benzo(a)pyrene)	2,75E-05	2,75E-05	R4
Naphtalene	3,64E-02	3,68E-02	R2
dioxines	7,82E-10	8,10E-10	R4

¹ Le chrome VI représente 10% du chrome total

Tableau 28 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets cancérogènes au récepteur le plus impacté

Polluants	DJE inhalation, cancérogène (µg/m³)				récepteur le plus impacté
	2005		2011		
	Adulte / Vie entière	Enfant	Adulte / Vie entière	Enfant	
Butadiene	1,53E-04	3,57E-05	1,44E-04	3,36E-05	R2
Acetaldehyde	1,14E-02	2,66E-03	1,13E-02	2,63E-03	R4
Acrylonitrile	2,63E-04	6,14E-05	2,56E-04	5,96E-05	R2
Benzene	5,50E-02	1,28E-02	5,25E-02	1,23E-02	R9
Chlorure de Vinyle	7,91E-03	1,85E-03	8,01E-03	1,87E-03	R2
Dichloroethane	1,15E-01	2,69E-02	1,15E-01	2,68E-02	R2
Oxyde d ethylene	2,27E-04	5,30E-05	2,27E-04	5,30E-05	R2
MTBE	4,96E-01	1,16E-01	4,70E-01	1,10E-01	R2
Oxyde de propylene	1,12E-02	2,61E-03	1,12E-02	2,61E-03	R2
Formaldehyde	-	-	4,02E-04	9,38E-05	R2
Arsenic	7,22E-05	1,68E-05	7,95E-05	1,86E-05	R1 / R2
Cadmium	6,27E-05	1,46E-05	1,08E-04	2,53E-05	R2
Chrome VI ¹	3,71E-05	8,65E-06	3,96E-05	9,25E-06	R2
Nickel	6,64E-04	1,55E-04	6,73E-05	1,57E-05	R9
Plomb	3,85E-04	8,99E-05	6,31E-04	1,47E-04	R4 / R2
HAP (benzo(a)pyrene)	1,18E-05	2,75E-06	1,18E-05	2,75E-06	R4
Naphtalene	1,56E-02	3,64E-03	1,58E-02	3,68E-03	R2

¹ Le chrome VI représente 10% du chrome total

6.1.8 Quantification des expositions par ingestion

6.1.8.1 Quantification par modélisation

L'ensemble des paramètres d'exposition pris en compte dans cette étude sont présentés en annexe 7.

Afin de déterminer les concentrations dans les aliments (végétaux, viande, œufs, lait) produits localement, BURGÉAP a fait le choix de ne pas utiliser de logiciels commerciaux du type RBCA, HESP, RISC ou Caltox pour deux raisons présentées ci-dessous, raisons basées sur les études de l'INERIS (téléchargeables sur internet : « les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées – 20/12/2001 » et « étude d'intercomparaison de modèles multimédia d'exposition - 18/12/2003 »):

- Ces « logiciels couramment utilisés pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués sont mal adaptés à la problématique des émissions atmosphériques »
- « un utilisateur ne peut pas se contenter d'entrer des données dans une boîte noire. Un tel comportement conduit nécessairement à une interprétation erronée du résultat obtenu ».

Comme **recommandé par le rapport INERIS** dans sa conclusion, BURGÉAP a développé son propre module de calcul basé sur les équations des « seuls outils de modélisation aujourd'hui disponibles qui ont été conçus pour évaluer les risques liés aux émissions atmosphériques des installations industrielles [...] ». Il s'agit de deux guides méthodologiques produits par l'US-EPA en 1998, à savoir :

- The methodology for assessing Health Risks associated with Multiple Pathways of Exposure to combustor (MPE),
- Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (HHRAP)".

Le code de calcul de BURGÉAP a été développé sous Excel qui est un outil simple mais suffisant d'après l'INERIS et qui présente les avantages suivants :

- Parfaite maîtrise des équations et des paramètres pris en compte,
- Possibilité de variabilité spatiale des données, notamment prise en compte d'un dépôt surfacique variable en fonction des coordonnées géographiques (ce qui ne peut pas être pris en compte par exemple par Caltox),
- Possibilité d'interfaçage aisé du modèle avec les cartes de dépôts sous SIG afin d'éditer des cartes de concentrations modélisées que ce soit dans les sols ou dans les végétaux.

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

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

En ce qui concerne le risque par ingestion, le comportement des enfants étant différent de celui des adultes (et même différent en fonction de leur âge) et étant donné leur plus faible poids corporel, ils sont généralement soumis à une dose journalière d'exposition plus importante que celle d'un adulte, pour un même niveau de concentration environnementale. Ainsi, conformément au cahier des charges, des doses d'exposition ont été calculées pour **4 classes d'âge** (0-6 mois ; 2-7 ans ; 7-12 ans et adulte), selon **2 scénarios d'autoconsommation** : un scénario « majorant » intégrant les

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL – CLD	
06/05/2008	Page : 86

taux d'autoconsommation de familles d'agriculteurs et un scénario « moyen » intégrant ceux de la population française générale.

Les données de consommation sont adaptées au contexte local, par la prise en compte des données issues de la base de données **CIBLEX** pour la **ZEAT Méditerranée** (ADEME et IRSN).

L'ensemble des équations et des paramètres pris en compte pour les calculs de doses d'exposition sont répertoriés en annexe 7.

Les doses journalières d'exposition par ingestion de sol, de végétaux, de viande de mouton et d'œuf sont présentées en annexe 12.

Les doses d'exposition totales par ingestion de sol, végétaux, viande de mouton et œufs pour chaque scénario au récepteur le plus impacté et pour chacun des polluants sont présentées dans les tableaux suivant :

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL - CLD	
06/05/2008	Page : 87



Tableau 29 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j par polluant pour les effets non cancérogènes, pour les différents scénarios, et au récepteur le plus impacté

Polluants	DJE ingestion sol+végétaux+mouton+œuf, non cancérigène – Scénario moyen (mg/kg/j)						récepteur le plus impacté adulte
	2005			2011			
	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	
Antimoine	7,60E-08	7,90E-07	3,98E-07	1,06E-07	1,11E-06	5,56E-07	R2
Arsenic	3,87E-08	4,48E-07	2,25E-07	4,44E-08	5,13E-07	2,57E-07	R2
Cadmium	5,69E-08	4,76E-07	2,42E-07	1,02E-07	8,55E-07	4,37E-07	R2
Chrome VI	1,88E-08	2,20E-07	1,10E-07	2,02E-08	2,37E-07	1,18E-07	R2
Cobalt	9,16E-09	1,09E-07	5,46E-08	3,69E-08	4,39E-07	2,20E-07	R2
Mn sol	4,22E-07	5,06E-06	2,53E-06	4,22E-07	5,06E-06	2,53E-06	R2
Mn vx	1,90E-06	4,84E-06	2,98E-06	1,90E-06	4,84E-06	2,98E-06	R2
Mercure	1,64E-08	1,75E-07	8,81E-08	5,25E-08	5,58E-07	2,82E-07	R2
Nickel	4,41E-07	5,07E-06	2,54E-06	4,44E-08	5,11E-07	2,56E-07	R9
Plomb	2,41E-07	2,73E-06	1,36E-06	4,55E-07	5,16E-06	2,59E-06	R2
dioxines	6,80E-12	1,86E-11	1,27E-11	8,34E-12	2,28E-11	1,57E-11	R2
Naphtalene	1,98E-05	1,03E-04	5,49E-05	2,01E-05	1,04E-04	5,55E-05	R4
HAP Benzo(a)pyrene	8,99E-09	9,10E-08	4,63E-08	8,99E-09	9,10E-08	4,63E-08	R4



Polluants	DJE ingestion sol + végétaux + mouton + œuf, non cancérigène– Scénario majorant (mg/kg/j)			récepteur le plus impacté adulte
	2005			
	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	
Antimoine	1,09E-07	8,73E-07	4,49E-07	R2
Arsenic	4,32E-08	4,59E-07	2,32E-07	R2
Cadmium	1,14E-07	6,08E-07	3,21E-07	R2
Chrome VI	2,02E-08	2,24E-07	1,12E-07	R2
Cobalt	9,40E-09	1,10E-07	5,51E-08	R2
Mn sol	4,22E-07	5,06E-06	2,53E-06	R2
Mn vx	6,81E-06	1,71E-05	1,05E-05	R2
Mercuré	2,25E-08	1,91E-07	9,86E-08	R2
Nickel	5,03E-07	5,22E-06	2,63E-06	R9
Plomb	2,84E-07	2,83E-06	1,43E-06	R2
dioxines	4,38E-11	1,06E-10	7,61E-11	R2
Naphtalène	5,68E-05	1,90E-04	1,07E-04	R4
HAP Benzo(a)pyrene	1,36E-08	1,04E-07	5,47E-08	R4



Tableau 30 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j par polluant pour les effets cancérigènes, pour les différents scénarios, et au récepteur le plus impacté

Polluants	DJE ingestion sol+végétaux+mouton+œuf, cancérigène – Scénario moyen (mg/kg/j)								récepteur le plus impacté adulte
	2005				2011				
	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7- 12 ans	Vie entière	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	Vie entière	
Arsenic	1,66E-08	4,48E-08	3,53E-08	8,67E-08	1,91E-08	5,13E-08	4,04E-08	9,94E-08	R2
Plomb	1,03E-07	2,73E-07	2,15E-07	5,30E-07	1,95E-07	5,16E-07	4,06E-07	1,00E-06	R2
Naphtalene	8,49E-06	1,03E-05	8,62E-06	2,23E-05	8,59E-06	1,04E-05	8,72E-06	2,26E-05	R4
HAP Benzo(a)pyrene	3,85E-09	9,10E-09	7,27E-09	1,79E-08	3,85E-09	9,10E-09	7,27E-09	1,79E-08	R4

Polluants	DJE ingestion cancérigène sol+végétaux+mouton+œuf – Scénario majorant (mg/kg/j)				récepteur le plus impacté adulte
	2005				
	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	Vie entière	
Arsenic	1,85E-08	4,59E-08	3,64E-08	8,98E-08	R2
Plomb	1,22E-07	2,83E-07	2,25E-07	5,57E-07	R2
Naphtalene	2,44E-05	1,90E-05	1,68E-05	4,54E-05	R4
HAP Benzo(a)pyrene	5,81E-09	1,04E-08	8,58E-09	2,13E-08	R4

Les doses journalières d'exposition totales par ingestion de sol, végétaux, viande de mouton et œufs pour les différents scénarios et les deux années 2005 et 2011 sont présentées en annexe 12.

Ingestion de lait maternel

La DJE est calculée de la façon suivante :

$$DJE_{ij} = (DJE_{fa} \times P_{fa} \times B_{lm} \times t_{MGlm}) \times \frac{Q_j * T * F}{P * T_m}$$

Avec : DJE_{ij} : dose journalière d'exposition au dioxines liée à une exposition par ingestion de lait maternel (en mg/kg/j)
 DJE_{fa} : Dose Journalière d'Exposition aux dioxines de la femme allaitante (µg 2,3,7,8-TCDD/kg/j), calculée pour le scénario adulte
 P_{fa} : poids de la femme allaitante (65 kg)
 B_{lm} : facteur de biotransfert dans les lipides du lait maternel (j/kg taux de matière grasse dans le lait maternel)
 t_{MGlm} : taux de lipides dans le lait maternel (3,01%)
 Q_j : taux d'ingestion de lait maternel (l/j)
 T : durée d'exposition (années)
 F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an)
 P : poids corporel de la cible (kg)
 T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jours)

Au récepteur le plus impacté par les dioxines, soit R4, la DJE dioxines liée à l'exposition par ingestion de lait maternel d'un nourrisson entre 0 et 6 mois est de 0,001 pg/kg/j.

6.1.8.2 Quantification par métrologie

On rappelle que l'ensemble des paramètres d'exposition pris en compte dans cette étude sont présentés en annexe 7.

Ingestion de poissons et coquillages

Les quantités de polluant administrées par la consommation de poisson et de coquillage, exprimées en dose journalière d'exposition, sont définies par l'équation générique suivante (guide EDR MEDD/BRGM/INERIS, 2000) :

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

avec :

DJE_{ij} : dose journalière d'exposition liée à une exposition au milieu i par la voie d'exposition j (en mg/kg/j)

C_i : concentration d'exposition relative au milieu i (ici les poissons ou les coquillages)

Q_j : taux d'ingestion par la voie j (l/j) – Données CIBLEX

T : durée d'exposition (années)

F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an)

P : poids corporel de la cible (kg)

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jours)

➤ *Concentration dans les coquillages*

Les données des suivis environnementaux effectués par les cabinets Ramade/Creoclean pour les industriels de la ZI permettent de déterminer l'exposition des populations locales via la consommation de coquillage et plus particulièrement, la consommation de moules.

Les rapports consultés concernent les industriels : Arcelor, Lyondell, Arkema, Evere, Esso et GDF Cycofos.

La teneur en métaux lourds dans les coquillages retenue pour la suite de l'étude, correspond au percentile 90 de l'ensemble des mesures effectuées par les cabinets RAMADE et CREOCLEAN. Cette hypothèse est majorante.

Pour le chrome total, l'hypothèse majorante d'une répartition 10% Cr VI et 90% Cr III a été prise en compte. Nous nous intéressons pour la suite de l'étude aux effets du chrome VI, composé le plus toxique.

Pour l'arsenic, principalement bio-accumulable dans les poissons et coquillages sous forme d'arsenic organique, la forme la moins toxique pour l'homme, nous avons retenu l'hypothèse majorante de la présence de 10% d'arsenic inorganique. Nous nous intéressons pour la suite de l'étude aux effets de l'arsenic inorganique, composé le plus toxique.

Les doses journalières d'exposition calculées sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 31 : doses journalières d'exposition par ingestion de coquillage

DJE à seuil (mg/kg/j)	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	Adulte	Vie entière
As inorg	4,54E-06	2,73E-06	1,63E-06	2,71E-06
Cd	2,12E-06	1,28E-06	7,62E-07	1,27E-06
Pb	5,73E-06	3,44E-06	2,06E-06	3,42E-06
Hg	1,03E-06	6,19E-07	3,70E-07	6,15E-07
Ni	8,26E-06	4,96E-06	2,96E-06	4,93E-06
Cr VI	6,77E-07	4,07E-07	2,43E-07	4,04E-07

DJE sans seuil (mg/kg/j)	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	Adulte	Vie entière
As inorg	4,54E-07	4,29E-07	6,98E-07	1,30E-06
Pb	5,73E-07	5,41E-07	8,81E-07	1,64E-06

➤ *Concentration dans les poissons*

Comme pour les coquillages, les données des suivis environnementaux effectués par les cabinets Ramade/Creoclean pour les industriels de la ZI permettent de déterminer l'exposition des populations locales via la consommation de poisson et plus particulièrement la consommation de raies, soles ou turbos.

Pour ne pas démultiplier les calculs des risques selon les différentes espèces pêchées, nous nous placerons pour cette étude dans le cas majorant d'une concentration d'exposition maximum, quelque soit l'espèce ingérée.

De même que pour les coquillages, les hypothèses de 10% de chrome VI et 10% d'arsenic inorganique ont été prises en compte.

Les doses journalières d'exposition calculées sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 32 : doses journalières d'exposition par ingestion de poisson

DJE à seuil (mg/kg/j)	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	Adulte	Vie entière
Cr VI	3,84E-07	2,31E-07	1,38E-07	2,30E-07
Ni	4,45E-06	2,67E-06	1,60E-06	2,66E-06
As inorg	1,92E-04	1,15E-04	6,89E-05	1,15E-04
Cd	5,03E-07	3,02E-07	1,80E-07	3,00E-07
Pb	2,16E-06	1,30E-06	7,74E-07	1,29E-06
Hg	9,23E-06	5,54E-06	3,31E-06	5,51E-06

DJE sans seuil (mg/kg/j)	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-12 ans	Adulte	Vie entière
As inorg	1,92E-05	1,81E-05	2,95E-05	4,91E-05
Pb	2,16E-07	2,04E-07	3,32E-07	5,52E-07

6.2 Comparaison des concentrations environnementales avec les valeurs repères

Certaines substances conservées "comme traceur de risque sanitaire" ne disposent pas de Valeur Toxicologique de référence mais peuvent toutefois induire des effets toxiques pour la santé. Seule une valeur guide publiée par le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé dans un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2005] est disponible. L'objet de ce guide est de « fournir une **base pour la protection de la santé publique** contre les effets néfastes des polluants atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux polluants qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être.

Ces valeurs guides correspondent à des niveaux de polluants au-dessous desquels l'exposition (à vie ou pendant une période donnée) ne représente pas de risque important pour la santé publique »¹. Ces valeurs, bien que reposant sur des critères sanitaires sont considérées comme des valeurs de gestion, et ne constituent pas, stricto sensu, des valeurs toxicologiques de référence.

Pour ces substances, une comparaison de la concentration environnementale avec la valeur guide peut toutefois être menée afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population.

Il est à noter **qu'aucune caractérisation du risque** ne sera réalisée en se basant sur ces valeurs, conformément à la circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

Le tableau suivant présente le ratio entre les concentrations environnementales et la valeur guide pour le récepteur le plus impacté.

Les résultats pour tous les récepteurs sont présentés en annexe 14 et les cartes de comparaison en annexe 17.

Tableau 33 : Ratio entre concentrations environnementales et valeur guide pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	Année 2005			Année 2011	Récepteur le plus impacté
	Concentration environnementale (µg/m³)	Valeur Guide (µg/m³)	Ratio (concentration environnementale /VG)	Ratio (concentration environnementale /VG)	
NO ₂	16,4	40	0,41	0,35	R2
SO ₂	13,9	50	0,28	0,26	R2
PM10	0,35	20	0,017	0,016	R4
HF	1,21E-03	1	1,2E-03	4,7E-03	R4/R2
Pb	8,99E-04	0,5	1,8E-03	2,9E-03	R4/R2

Les concentrations environnementales, en moyennes annuelles, sont toutes inférieures aux valeurs guides de l'OMS. Elles diminuent entre 2005 et 2011 pour les 3 polluants généraux : NO₂, SO₂ et PM10.

Les concentrations en SO₂ et NO₂ sont proches de leur valeur repère avec un écart d'un facteur 3 environ.

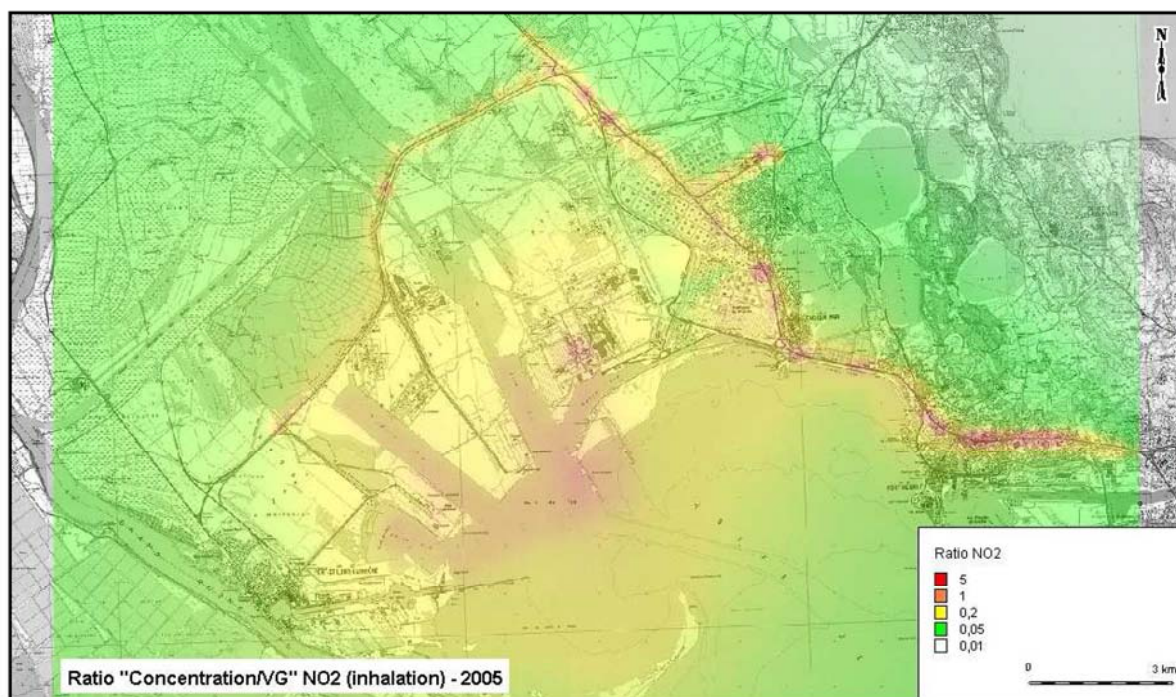
¹ WHO. Air Quality Guidelines. Second edition WHO Regional Publications, European Series, No. 91.2000, 273 pages.

La valeur guide, du SO₂, a été revue par un groupe de travail OMS en 2005 (WHO air quality guidelines, global update, 2005)¹. Dans cette révision, qui s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment), l'OMS ne propose plus qu'une seule valeur guide pour le SO₂ : **20 µg/m³ en moyenne journalière**. Les risques liés au SO₂ ne sont pas en rapport avec la survenue de pics de pollution mais résultent de variations journalières des niveaux de pollution atmosphérique de fond couramment observés en milieu urbain. C'est la raison pour laquelle l'OMS précise qu'il apparaît inutile d'édicter une valeur guide annuelle, dans la mesure où le respect de la valeur guide journalière permettra d'assurer un bas niveau d'exposition des populations.

Ainsi, pour le SO₂, la prise en compte de la valeur guide revue par l'OMS de 20 µg/m³ en moyenne journalière, montre que les concentrations en moyenne annuelle aux récepteurs sont inférieures mais du même ordre de grandeur que la valeur guide, ce qui peut laisser supposer un dépassement possible en moyenne journalière. Les risques liés au SO₂ feront par conséquent l'objet d'une étude plus approfondie.

La carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide de 40 µg/m³ pour le NO₂ est présentée sur la figure suivante :

Figure 23 : Carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide pour le NO₂



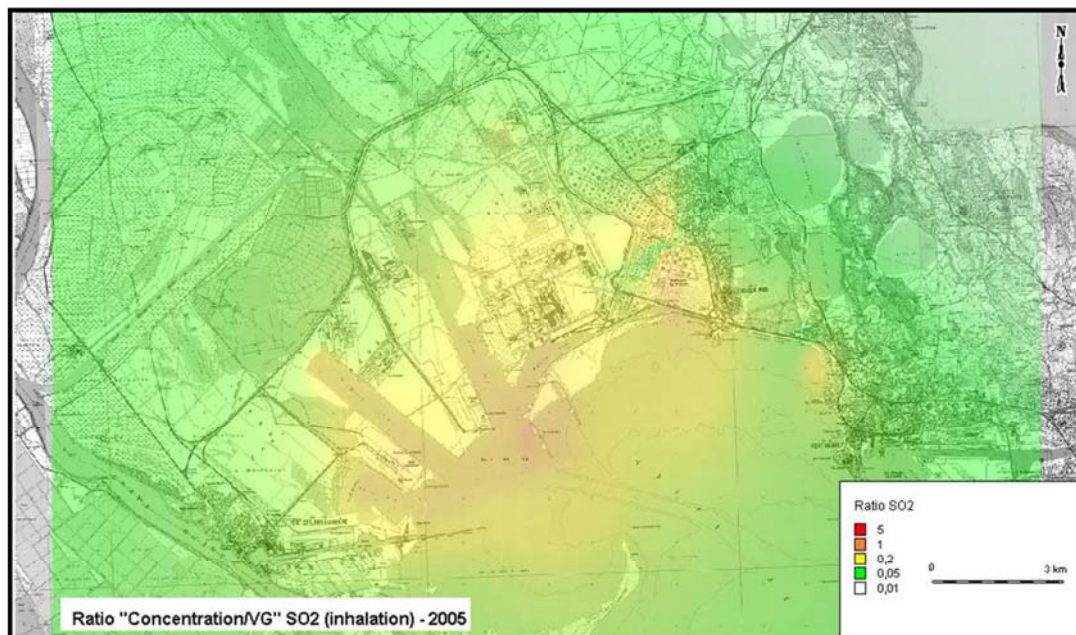
La concentration en NO₂ retrouvée dans l'environnement dépasse la valeur repère de 40 µg/m³, à proximité des routes, sur quelques sites industriels et sur le golfe de Fos.

Les émissions liées au trafic maritime sont non négligeables mais leur impact reste très local.

La carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide de 50 µg/m³ pour le SO₂ est présentée sur la figure suivante.

¹ WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

Figure 24 : Carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour le SO_2



Pour le SO_2 , les dépassements de la valeur repère de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, n'ont lieu que très localement sur le golfe de Fos.

Avec la valeur repère de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, les dépassements ont lieu sur le golfe de Fos et sur les sites industriels, mais aucun dépassement n'est identifié sur des zones habitées.

6.3 Comparaison aux mesures du réseau de qualité de l'air : AIRFOBEP

Les concentrations modélisées ont été comparées aux mesures AIRFOBEP disponibles sur l'année 2005, à savoir :

- Les concentrations en moyenne annuelle au niveau des capteurs permanents de la zone d'étude : Port-Saint-Louis-du-Rhône, Fos carabin, Fos-sur-Mer, Port-de-Bouc Castillon, Port-de-Bouc la Lègue et Port-de-Bouc EDF.
- Les concentrations en moyenne obtenues dans le cadre d'une surveillance du PAM sur l'année 2005.

Les comparaisons sont présentées dans les tableaux suivants :

Tableau 34 : Comparaison des concentrations modélisées aux capteurs permanents AIRFOBEP

	Concentrations en moyennes annuelles "Mesurées par AIRFOBEP" / "Modélisées" ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)											
	Port-St-Louis		Fos-Carabins		Fos-sur-Mer		Port-de-Bouc Castillon		Port-de-Bouc La Lègue		Port-de-Bouc EDF	
SO₂	6,0	5,0	6,0	5,4	17,0	16,2 ¹	11,0	3,5	16,0	5,2	11,0	3,0
NO₂	-	-	15,0	4,7	-	-	-	-	-	-	36,0	2,8
PM10	-	-	26,0	0,6	-	-	-	-	27,0	0,5	-	-
Benzène	-	-	1,3	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
As	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0013	0,0001	-	-
Ni	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0098	0,0005	-	-
Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0004	0,0000	-	-
Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0177	0,0007	-	-

Comme présenté dans le § 4.3.2 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées avec celles mesurées au niveau des stations AIRFOBEP, les concentrations en SO₂, sont bien restituées au niveau des stations : Port-Saint-Louis, Fos Carabins et Fos-sur-Mer. Pour les trois stations restantes, les concentrations simulées sont nettement inférieures aux mesures du réseau AIRFOBEP. Cette différence s'explique par le fait que ces trois stations sont toutes situées à l'est des sources étudiées, au niveau d'une zone impactée par d'autres émissaires importants, localisés au sud-est : Plate-forme pétrochimique de Martigues Lavéra.

Pour les mesures en NO₂ et benzène au niveau de Fos Carabin, les concentrations modélisées sont plus faibles que les concentrations mesurées. Cette différence s'explique par l'implantation de la station de mesure Fos carabin, située au cœur de la ville de Fos-sur-Mer, à 4 mètres de hauteur, significativement influencée par les émissions du trafic routier. On rappelle que seules les émissions liées au trafic routier sur les routes nationales ont été prises en compte dans cette étude.

La comparaison modèle mesure pour les poussières est difficile à réaliser compte tenu des nombreuses sources « naturelles » de poussières (réenvol de la terre, embruns de la mer, poussières du Sahara...) ou anthropiques (activité de chauffage, agriculture, ..)², non prises en compte dans cette étude. De plus, comme pour le NO₂, le réseau secondaire du trafic routier n'est pas pris en compte.

¹ Valeur corrigée après modélisation, cf § 4.3.2 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées avec celles mesurées au niveau des stations AIRFOBEP

² Colloque Primequal-Prédit, Rouen, octobre 2007

Comme pour le SO₂, la comparaison modèle/mesure pour les métaux au capteur de Port-de-Bouc la Lègue est difficilement réalisable compte tenu des nombreuses sources d'émissions localisées au sud-est du domaine d'étude.

Tableau 35 : Comparaison des concentrations modélisées aux capteurs temporaires AIRFOBEP positionnés sur le PAM

	Concentrations en moyennes annuelles "Mesurées" / "Modélisées" (µg/m ³)							
	Base arrière Darse 1		Minéralier		Conteneurs		Pétroliers	
SO ₂	4	10,8	-	-	5	12,3	8,0	19,8
NO ₂	16	14,1	-	-	14	14,6	17,0	19,0
PM10	31	259	-	-	30	8,9	102,0	11
As	-	-	0,0015	0,0003	0,0008	0,0002	0,0047	0,0003
Ni	-	-	0,0100	0,0025	0,0103	0,0022	0,0171	0,0012
Cd	-	-	0,0004	0,0003	0,0002	0,0002	0,0012	0,0003
Pb	-	-	0,0490	0,0010	0,0125	0,0007	0,1125	0,0034
Mesuré Cr total / Modélisé Cr VI			0,0266	0,0002	0,0105	0,0001	0,0284	0,0001

Pour le SO₂, les concentrations modélisées sont deux fois plus importantes que les concentrations mesurées. Cette différence pourrait provenir de l'estimation des émissions de SO₂ du trafic maritime, dont la dispersion reste très locale. L'erreur au niveau du PAM est par conséquent beaucoup plus importante qu'au niveau des capteurs permanents AIRFOBEP, plus éloignés du golfe de Fos.

Pour le NO₂, les concentrations au niveau du PAM sont beaucoup mieux restituées. Les capteurs sont plus à l'écart du trafic routier, mais sous l'influence du trafic maritime. Il est donc difficile d'évaluer la sous-estimation ou la surestimation de chacun des termes sources.

Malgré la non prise en compte dans cette étude des nombreuses sources « naturelles » de poussières, les concentrations modélisées au niveau de la Darse 1 sont fortement surévaluées. Cette différence provient de la forte incertitude (majorante) concernant l'estimation des émissions de poussières du terminal minéralier.

La comparaison modèle/mesure sur les métaux montre une nette sous-estimation des concentrations de métaux modélisés dans l'environnement. Cette différence pourrait provenir de la non prise en compte de termes sources tels que les métaux contenus dans les poussières des tas de stockage.

6.4 Caractérisation des risques sanitaires

La caractérisation du risque sanitaire proprement dite a été réalisée pour les polluants disposant d'une VTR.

6.4.1 Méthodologie du calcul des risques

Les risques chroniques sont en rapport avec une exposition prolongée à une faible dose (non létale). Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire même des décennies et sont habituellement irréversibles en l'absence de traitement.

Estimation du risque pour les substances à effet de seuil

On définit un quotient de danger (QD) ou un indice de risque (IR) pour chaque voie d'exposition de la manière suivante :

$$QD_{i,INH} = \frac{CI_{i,INH}}{VTR_{inh}}$$

$$QD_{i,ING} = \frac{DJE_{i,ING}}{VTR_{ing}}$$

Avec :

- QDi,inh ou ing : quotient de danger par inhalation ou ingestion, pour la substance i
- CIi,inh : concentration inhalée pour la substance i
- DJEi,ing : dose journalière d'exposition par ingestion, pour la substance i
- VTRinh ou ing : Valeur Toxicologique pour la voie d'exposition par inhalation ou ingestion

Les QD ou IR doivent être inférieurs à 1.

Conformément à la méthodologie préconisée par l'INERIS, des regroupements de QD seront effectués en fonction des organes cibles des différentes substances. Il est à noter que cette démarche reste raisonnablement majorante dans la mesure où les mécanismes d'action toxiques mis en œuvre ne sont pas toujours les mêmes.

Notons que le risque par inhalation est calculé pour tous les polluants traceurs de risque retenus (gazeux et particulaires) alors que le risque par ingestion est calculé uniquement pour les polluants particulaires.

Ces regroupements de QD n'intégreront pas les substances qui ne disposent pas de VTR.

Estimation du risque pour les substances sans effet de seuil

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

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

$$ERI (ing^{\circ}) = DJE (ing^{\circ}) \times ERUo$$

Avec :

- ERI : Excès de Risque Individuel
- DJE : Dose journalière d'exposition
- ERUi ou ERUo : Excès de Risque Unitaire pour la voie d'exposition par inhalation ou ingestion

CAvA061299 – A.17689 – Rav01880f	
NFL – OL – CLD	
06/05/2008	Page : 99

Les ERI s'expriment sous la forme mathématique suivante 10^{-n} . Par exemple, 10^{-5} représente un cancer supplémentaire pour 100 000 personnes exposées. Il n'existe pas de niveau d'excès de risque individuel universellement accepté.

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

Nous proposons pour la discussion des niveaux de risque la grille de lecture suivante :

ERI < 10^{-6}: risque jugé non significatif 10^{-6} < ERI < 10^{-4} : discussion sur les incertitudes ERI > 10^{-4}: risque jugé significatif
--

Pour les zones dont le niveau de risque est supérieur à 10^{-4} , nous proposons de regarder le nombre de personnes concernées.

6.4.2 Caractérisation du risque chronique pour les polluants à effet de seuil

6.4.2.1 Exposition par inhalation

Les effets toxiques non cancérogènes par inhalation des polluants émis par la ZIP de Fos-sur-Mer sont présentés dans les figures et tableaux suivants.

L'ensemble des résultats aux récepteurs par polluants et par organes cibles sont présentés en annexe 15.

Les cartes de résultats des quotients de danger par organe cible et des quotients de danger des polluants déterminants du risque sont présentées en annexe 17.

Le tableau suivant rappelle pour chaque organe cible la liste des polluants générant des effets et pris en compte dans le cadre des regroupement de QD :

Tableau 36 : Synthèse des effets toxiques non cancérogènes – Inhalation

Organes cibles	Substances
Système respiratoire	PM2,5, Acétaldéhyde, Acrylonitrile, Oxyde d'éthylène, Oxyde de propylène, Formaldéhyde, Antimoine, Arsenic, Chrome VI, Cobalt, Nickel, Cl ₂ , Naphtalène
Système sanguin	Benzène, Naphtalène
Effets sur le développement	Butadiène
Système nerveux	Acétaldéhyde, Oxyde d'éthylène, Hexane, Mn, Mercure
Système hépatique	Chlorure de Vinyle, Dichloroéthane
Système rénal	Acétaldéhyde, MTBE, Cadmium

Les résultats aux récepteurs les plus impactés sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 37 : Quotients de danger pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	QD inhalation		récepteur le plus impacté
		2005	2011	
PM2,5	15	0,331	0,353	R2
Butadiène	2	0,000179	0,000168	R2
Acétaldéhyde	9	0,00296	0,00293	R4
Acrylonitrile	2	0,000307	0,000298	R2
Benzène	30	0,00428	0,00408	R9
Chlorure de Vinyle	100	0,000185	0,000187	R2
Dichloroéthane	400	0,000674	0,000669	R2
Oxyde d'éthylène	30	0,0000177	0,0000177	R2
MTBE	2500	0,000463	0,000438	R2
Oxyde de propylène	30	0,000869	0,000869	R2
Formaldéhyde	3	-	0,000313	R2
Hexane	700	0,00638	0,00631	R9
Antimoine	0,2	0,0015	0,00203	R2
Arsenic	1	0,000168	0,000186	R1 / R2
Cadmium	0,02	0,00732	0,0126	R2
Chrome VI	0,1	0,000865	0,000925	R2
Cobalt	0,1	0,000455	0,0016	R2
Manganèse	0,04	0,0528	0,0533	R2
Mercure	0,2	0,000341	0,000915	R2
Nickel	0,09	0,0172	0,00174	R9
Cl ₂	0,2	0,0145	0,0145	R2
Naphtalène	3	0,0121	0,0123	R2
Valeur Repère				
QD Système respiratoire	1	0,38	0,39	R2
QD Système sanguin	1	0,01	0,01	R2
QD Effets sur le développement	1	0,0002	0,0002	R2
QD Système nerveux	1	0,06	0,06	R2
QD Système hépatique	1	0,001	0,001	R2
QD Système rénal	1	0,01	0,01	R6 / R2
QD sommé	1	0,45	0,46	R2

Les récepteurs les plus impactés sont selon les polluants et les organes cibles : R2, R9, R4, R1 ou R6. La majeure partie d'entre eux se situent sur la commune de Port-Saint-Louis-du-Rhône, à proximité de la ZIP.

Toutes les substances ont un quotient de danger inférieur à 1.

Le quotient de danger par substance, pour l'année 2005, au récepteur le plus impacté, varie de 0,3 à 0,00002 respectivement pour les PM2,5 et l'oxyde d'éthylène.

D'une manière générale, les quotients de danger pour l'année 2011 sont du même ordre de grandeur. Les variations les plus importantes sont observées sur les métaux. Leurs quotients de danger augmentent pour la plupart mais restent toujours inférieurs à 0,1. Le quotient de danger maximum est de 0,35 pour les PM2,5 au récepteur R2.