

# LACQ (64)

## Fiche de synthèse des produits

Annexe 17

---

BURGÉAP – Agence de Bordeaux

Rue des Terres Neuves -Bât 51-

**33130 Bègles**

Téléphone : 33 (0) 5 56 49 38 22      Télécopie : 33 (0) 5 56 49 89 69

e-mail : [agence.de.bordeaux@burgeap.fr](mailto:agence.de.bordeaux@burgeap.fr)

## SOMMAIRE

<b>Dioxyde de soufre - SO<sub>2</sub></b>	<b>3</b>
<b>Dioxyde d'azote - NO<sub>2</sub></b>	<b>6</b>
<b>Mercaptan méthylique</b>	<b>8</b>
<b>Acide thioglycolique - ATG</b>	<b>10</b>
<b>Toluène</b>	<b>12</b>
<b>Oxyde d'éthylène</b>	<b>14</b>
<b>Acétaldéhyde</b>	<b>17</b>
<b>Benzène</b>	<b>20</b>
<b>Dichlorométhane</b>	<b>24</b>
<b>Chrome VI particulaire</b>	<b>26</b>
<b>Dioxane</b>	<b>28</b>
<b>Formaldéhyde</b>	<b>30</b>
<b>Acétate de Vinyle Monomère - AVM</b>	<b>33</b>
<b>Hexane</b>	<b>35</b>
<b>Diméthylformamide</b>	<b>37</b>
<b>Acroléine</b>	<b>39</b>
<b>Poussières (PM)</b>	<b>41</b>
<b>Hydrogène Sulfuré - H<sub>2</sub>S</b>	<b>43</b>
<b>Ammoniac - NH<sub>3</sub></b>	<b>45</b>
<b>Tétrahydrofuranne</b>	<b>47</b>
<b>Dioxines</b>	<b>49</b>

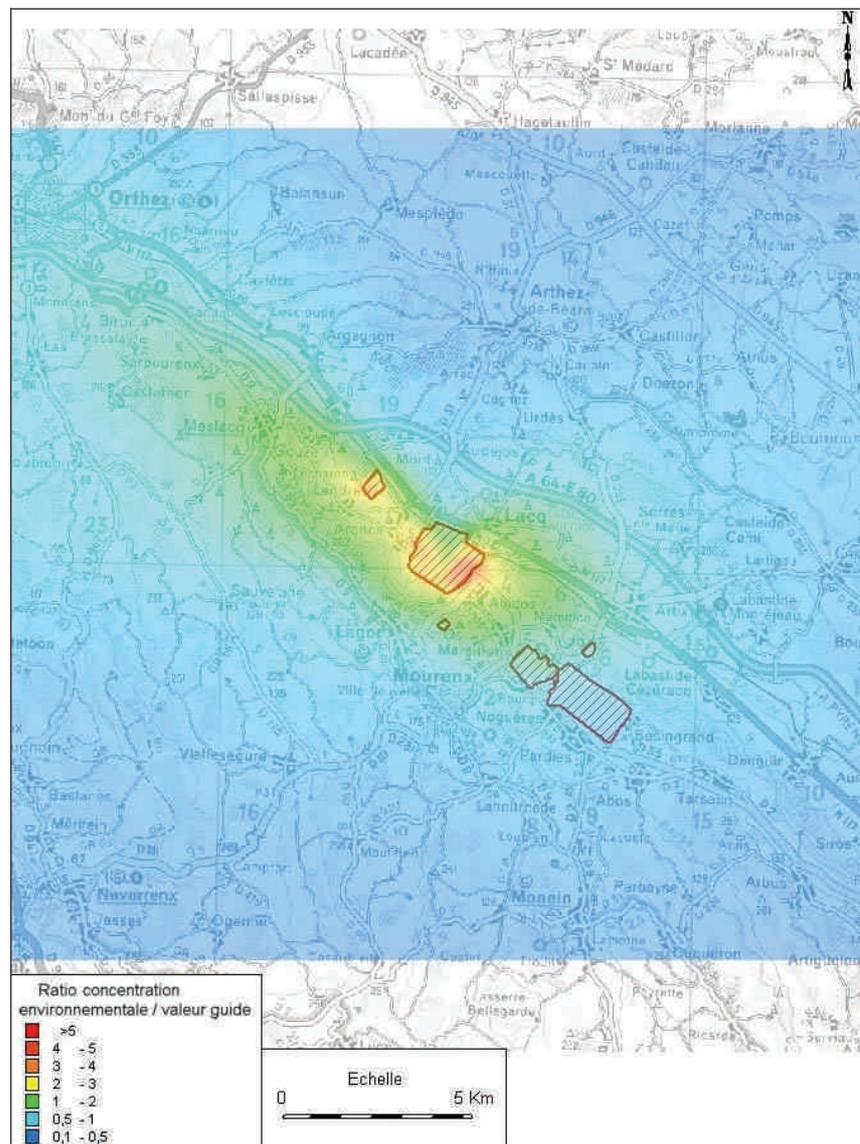
## Dioxyde de soufre - SO<sub>2</sub>

### 1) Caractérisation du risque lié au SO<sub>2</sub>

La concentration environnementale modélisée est au maximum de 67 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté.

Concentration environnementale	Valeur repère	Ratio des niveaux d'exposition
C = 66,6 µg/m <sup>3</sup>	VG = 50 µg/m <sup>3</sup>	1,3
	VG = 20 µg/m <sup>3</sup>	3,3

La superficie où la concentration environnementale est supérieure à la valeur guide de 20 µg/m<sup>3</sup> est d'environ 30 km<sup>2</sup> (sites compris). La carte de comparaison entre concentration environnementale et la valeur guide de 20 µg/m<sup>3</sup> pour le SO<sub>2</sub> sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous.



## 2) Qualité des paramètres influençant le risque

### Terme source

Les émissions atmosphériques de dioxyde de soufre sont de type canalisé. Au total, environ 13 000 tonnes de dioxyde de soufre par an sont émises à l'atmosphère.

Le terme source représentant plus de 80 % du flux émissif est évalué par métrologie au moyen de capteurs qui mesurent en continu les concentrations à l'émission.

La confiance accordée à ce paramètre est considérée comme très satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

La source émissive est de type canalisée. La prise en compte par le modèle d'une source de type canalisée avec des hauteurs d'émissions importantes assurant une bonne dispersion du panache est généralement satisfaisante.

La source prépondérante en terme de flux de SO<sub>2</sub>, correspondant à plus de 80 % du flux émissif, est une source canalisée dont la hauteur d'émission est de 100 m. Par conséquent, la qualité de ce paramètre est jugée satisfaisante.

Remarque : une comparaison modèle/mesure a montré un écart relatif au maximum de 15 % entre les concentrations modélisées et mesurées. Ce résultat valide à la fois le terme source et la prise en compte de la source par le modèle.

### Choix de la Valeur Repère

Le risque pour cette substance a été estimé non pas à partir d'une valeur toxicologique de référence, mais à partir d'une valeur guide publiée par le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé en 2000 dans un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2000]. 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 »<sup>1</sup>. 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.

Les valeurs repères prises en compte sont les valeurs guides de l'OMS de 50 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle et 20 µg/m<sup>3</sup> en moyenne journalière. La valeur guide, du SO<sub>2</sub>, a été revue par un groupe de travail OMS en 2005 (WHO air quality guidelines, global update, 2005)<sup>2</sup>. 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 SO<sub>2</sub> : **20 µg/m<sup>3</sup> en moyenne journalière**.

Selon les résultats de l'étude APHEA (Air Pollution and Health : a European Approach)<sup>3</sup>, concernant les admissions hospitalières pour asthme, une augmentation de 50 µg/m<sup>3</sup> de l'indicateur de pollution SO<sub>2</sub> est statistiquement associés à un excès d'admission chez les enfants, de l'ordre de 8%.

Cette étude a également permis de mettre en évidence la persistance d'effets néfastes sur la santé pour de faibles niveaux de SO<sub>2</sub><sup>4</sup>. Ces risques 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.

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

<sup>2</sup> WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

<sup>3</sup> Quénel P., Zmirou D., Le Tertre A., Balducci F., Le Moulec Y., Ritter P., Barumandzadeh T., Dab, W. Impact sur la santé de la pollution atmosphérique en milieu urbain : synthèse des résultats de l'étude APHEA (Air Pollution and Health : an European Approach). BEH n°2/98. 1998. p5 à 7.

<sup>4</sup> Sunyer J., Atkinson R., Ballaster F., Le Tertre A., Ayres J.G., Forastiere F., Forsberg B., Vonk J.M., Bisanti L., Anderson R.H., Schwartz J., Katsouyanni K. Respiratory effects of sulphur dioxide : a hierarchical multicity analysis in the APHEA 2 study. Occupational and Environmental Medicine 2003 ; 60 :e2.

### **3) Conclusion sur le risque lié au SO<sub>2</sub>**

La comparaison modèle/mesure a permis de valider à la fois le terme source et la prise en compte de la source par le modèle. Par conséquent, la confiance accordée aux résultats de modélisation est très satisfaisante.

Les concentrations environnementales (au maximum de 67 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté) sont supérieures aux 2 valeurs guides de l’OMS, prises comme valeurs repères. **Nous sommes donc dans des gammes de concentration ou des risques sanitaires peuvent se produire.**

Les dernières études épidémiologiques montrent que les principaux effets du SO<sub>2</sub> s’observent à l’échelle de la journée.

Afin de s’assurer que les concentrations environnementales en SO<sub>2</sub> liées aux rejets atmosphériques de la zone industrielle de Lacq ne sont pas responsables d’un effet sanitaire délétère, une étude de modélisation des rejets atmosphériques de SO<sub>2</sub> du site le plus contributeur va prochainement débiter ; **cette étude fournira les fréquences annuelles de dépassement de la moyenne journalière de 20 µg/m<sup>3</sup>.**

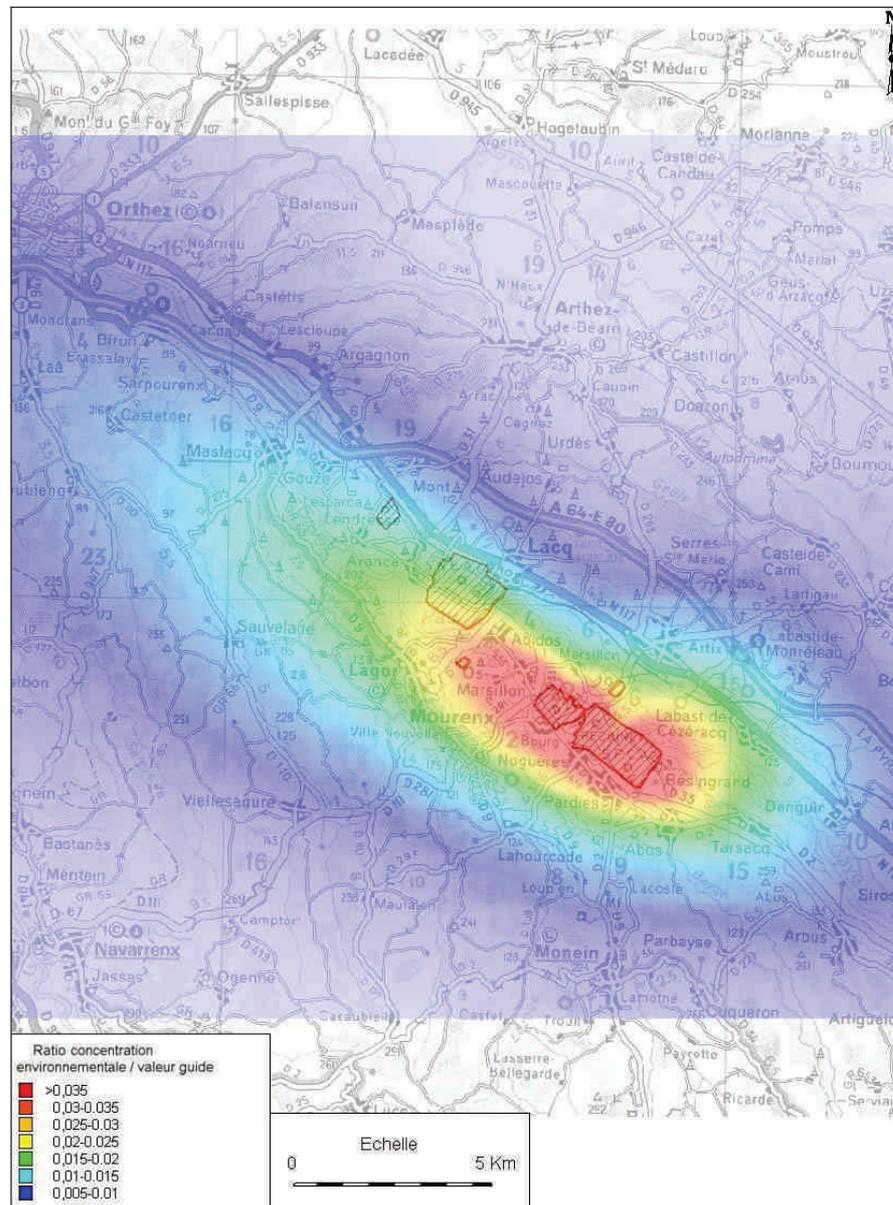
## Dioxyde d'azote - NO<sub>2</sub>

### 1) Caractérisation du risque lié au NO<sub>2</sub>

La concentration environnementale modélisée est au maximum de 2,4 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté.

Concentration environnementale	Valeur repère	Ratio des niveaux d'exposition
C = 2,4 µg/m <sup>3</sup>	VG= 40 µg/m <sup>3</sup>	0,06

La carte de comparaison entre les concentrations environnementales et la valeur guide du dioxyde d'azote de 40 µg/m<sup>3</sup> sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de dioxyde d'azote sont de type canalisé. Au total, environ 1 400 tonnes par an de dioxyde d'azote sont émises à l'atmosphère. Le terme source est évalué par calcul théorique (bilan matière) pour les 2/3 des émissions et par métrologie (mesures ponctuelles) pour le 1/3 restant. La qualité du paramètre est moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la Valeur Repère

L'OMS (2000) a fixé une valeur guide de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle, sur la base des résultats d'études en air intérieur chez des enfants et sur la base des concentrations en  $\text{NO}_2$  dans l'air extérieur correspondant à une augmentation des affections respiratoires chez les enfants et correspondant aussi à une augmentation des admissions hospitalières pour troubles respiratoires.

Ainsi, pour le dioxyde d'azote, on ne dispose pas de VTR pour des durées d'exposition chroniques. Pour l'ensemble de la population (dont population sensible), une comparaison avec la valeur guide de l'OMS (2005) et recommandée comme objectif de qualité par le CHSPF (2001) de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  peut toutefois être conduite afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population.

Cette valeur est justifiée par le recoupement de plusieurs types d'observations, ce qui lui confère un niveau de sécurité élevé. En effet, beaucoup d'observations proviennent d'études réalisées sur des populations sensibles et notamment des enfants. Des observations réalisées lors d'études épidémiologiques ainsi que d'études en atmosphère fermée ont généralement permis de valider cette valeur de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De plus, les observations sur les populations sensibles ont été réalisées sans variables de confusion.

## **3) Conclusion sur le risque lié au $\text{NO}_2$**

Les concentrations environnementales (au maximum de  $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté) sont inférieures (plus de 15 fois) à la valeur guide de l'OMS, prise comme valeur repère. Le ratio entre la concentration environnementale et la valeur guide du  $\text{NO}_2$  est inférieur à 1.

Les incertitudes liées tant au terme source qu'à sa prise en compte par le modèle ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats de la modélisation.

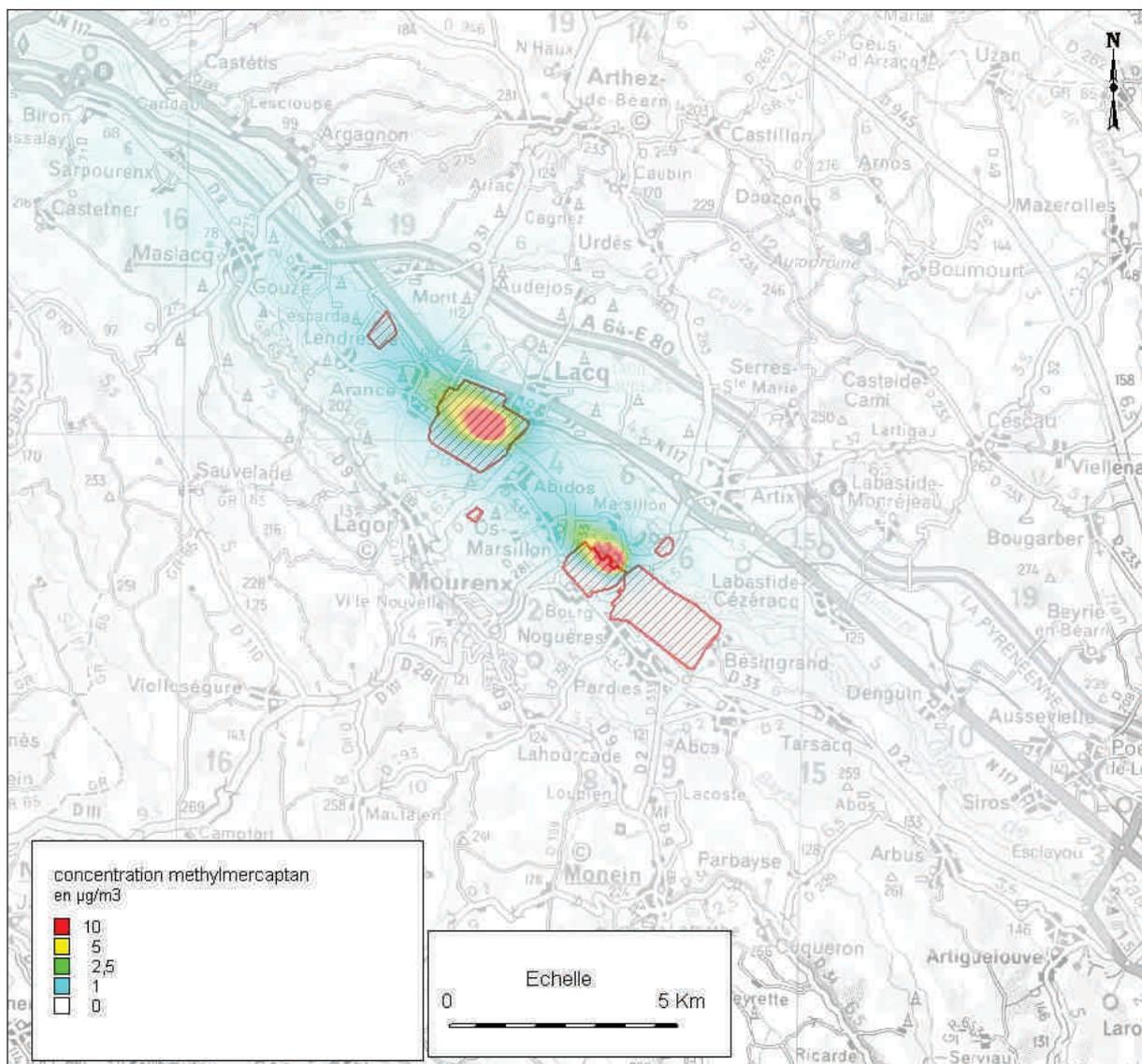
## Mercaptan méthylique

### 1) Caractérisation du risque lié aux Mercaptan méthylique

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté.

Concentration environnementale	Valeur de comparaison
$C = 3,83$	VLEP = $1\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La carte des concentrations environnementales pour le mercaptan méthylique sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques du mercaptan méthylique sont de type fugitif. Au total, environ 32 tonnes par an du mercaptan méthylique sont émises à l'atmosphère. Le terme source est évalué par calcul théorique selon la méthode reconnue de l'EPA 21. Cette méthode est utilisée depuis plusieurs années par les pétroliers pour quantifier leurs émissions fugitives. Tout le monde s'accorde pour dire que les facteurs d'émissions utilisés surestiment les émissions. La qualité de ce paramètre est moyenne.

Il est à noter que le mercaptan méthylique a été choisi comme traceur pour le thioglycolate de méthyl, le tertiobutylmercaptan et l'éthylmercaptan, en se basant sur leur analogie de structure et l'organe cible de ces composés. L'ensemble du flux pour ces substances tracées représente 16 tonnes par an. Cette approche permet de ne pas ignorer le risque lié à ces substances, dont l'effet toxique est avéré mais pour lesquelles on ne dispose pas de valeur repère. La qualité de ce paramètre est considérée comme moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

La source émissive est de type volumique. La prise en compte par le modèle de source de type volumique surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la valeur repère

La valeur de comparaison utilisée est une VLEP. Il est important de noter que les VLEP sont construites pour une situation professionnelle et ne s'adaptent pas à une population non professionnelle dont la structure est totalement différente (présence d'enfants et de populations fragiles).

Par ailleurs, il est à noter que la valeur limite d'exposition professionnelle est basée sur des critères olfactifs et non sur des critères purement toxicologiques.

A partir d'une étude sub-chronique sur des rats déterminant un NOAEL de 34,8 mg/m<sup>3</sup> et en appliquant les facteurs d'incertitude définis par le Technical Guidance Document, ARKEMA détermine une VTR de 80 µg/m<sup>3</sup>. Cette VTR ne provenant pas d'un organisme reconnu, il est impossible de la prendre en compte dans la présente étude. L'utilisation de cette valeur conduirait à des niveaux de risque de l'ordre de 0,05 pour le récepteur le plus impacté.

## **3) Conclusion sur le risque lié au mercaptan méthylique**

La concentration environnementale modélisée est au maximum de 3,83 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté, soit 260 fois inférieur à la Valeur Limite d'Exposition Professionnelle.

Pour information, le seuil olfactif du mercaptan méthylique est de 2,1 µg/m<sup>3</sup> (source ADEME).

Cependant, **pour estimer les niveaux d'odeurs dans l'environnement et ainsi évaluer la gêne olfactive, il est nécessaire de travailler à partir de mesures olfactométriques** (mesures d'odeurs normalisées exprimées en UO<sup>1</sup>/m<sup>3</sup>) car c'est la seule méthode qui permet de prendre en compte les éventuelles interactions des composés odorants constituant le mélange. De plus, pour tenir compte des "pics olfactifs", les résultats s'expriment en fréquence de dépassement et non en moyenne annuelle (résultats lissés).

**Ainsi, compte tenu des manques d'information concernant les valeurs repères, il ne nous est pas possible de conclure sur les niveaux de risque liés au mercaptan méthylique.**

---

<sup>1</sup> Unité d'odeur

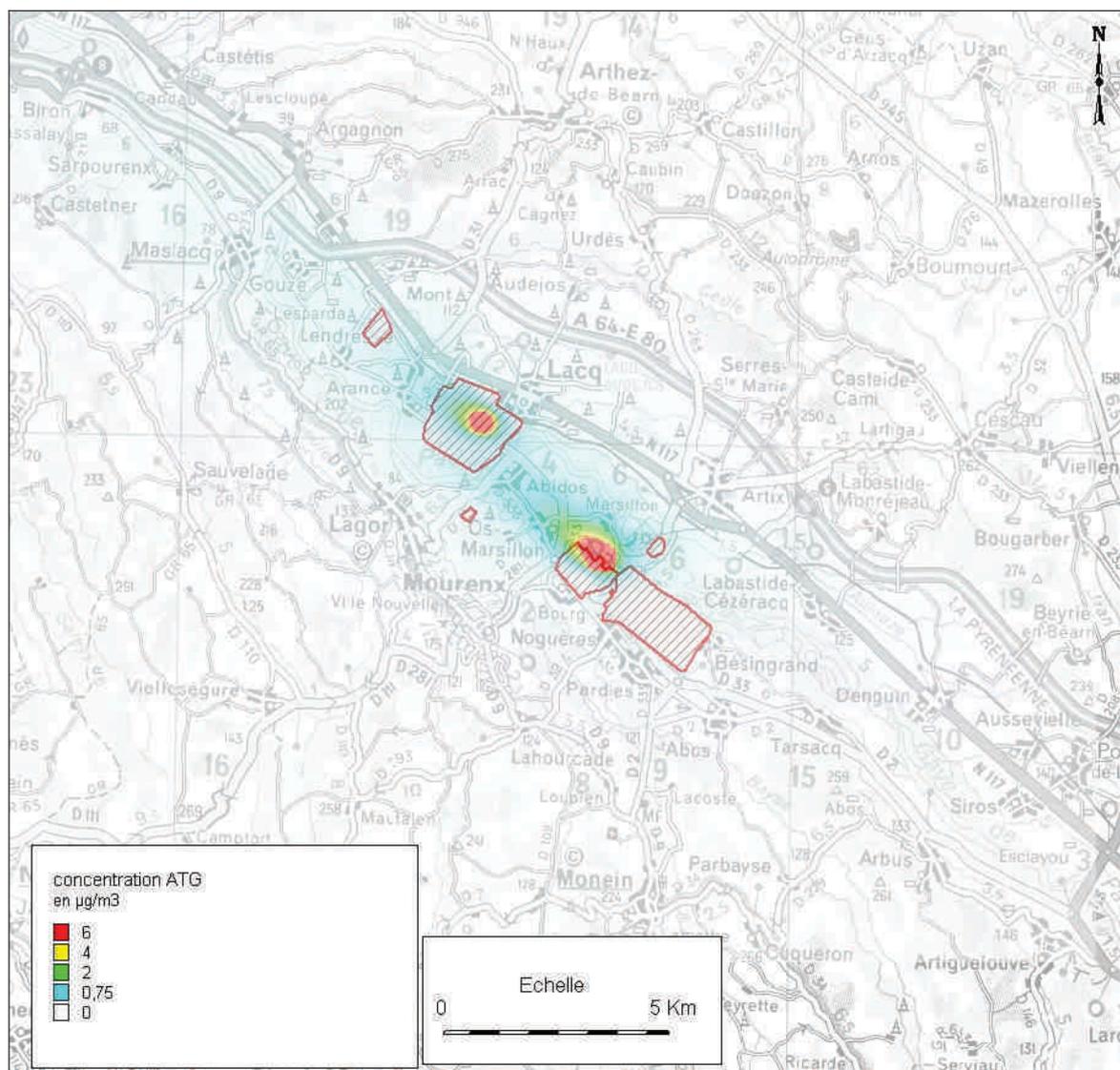
## Acide thioglycolique - ATG

### 1) Caractérisation du risque lié à l'ATG

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté.

Concentration environnementale	Valeur de comparaison
$C = 3,78 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{VLEP} = 3\ 800 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La carte des concentrations environnementales de l'acide thioglycolique sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques d'acide thioglycolique sont de type fugitif. Au total, environ 16 tonnes par an d'acide thioglycolique sont émises à l'atmosphère. Le terme source est évalué par calcul théorique selon la méthode reconnue de l'EPA 21. Cette méthode est utilisée depuis plusieurs années par les pétroliers pour quantifier leurs émissions fugitives. Tout le monde s'accorde pour dire que les facteurs d'émissions utilisés surestiment les émissions. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type volumique. La prise en compte par le modèle de source de type volumique surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la valeur repère

La valeur de comparaison utilisée est une VLEP. Il est important de noter que les VLEP sont 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).

A partir d'une étude sub-chronique sur des rats déterminant un NOAEL de 22,5 mg/kg/j et en appliquant les facteurs d'incertitude définis par le Technical Guidance Document, ARKEMA détermine une VTR de 600 µg/m<sup>3</sup>. Cette VTR ne provenant pas d'un organisme reconnu, il est impossible de la prendre en compte dans la présente étude. L'utilisation de la VTR déterminée par Arkema entraînerait un niveau de risque de l'ordre de 0,006.

## **3) Conclusion sur le risque lié à l'ATG**

La concentration environnementale modélisée est au maximum de 3,8 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté, soit 1 000 fois inférieur à la Valeur Limite d'Exposition Professionnelle.

Par ailleurs, bien que la confiance accordée dans l'estimation du terme source et la modélisation des rejets atmosphérique soient moyenne, les incertitudes sur ces paramètres ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

**Ainsi, compte tenu des manques d'information concernant les valeurs repères, il ne nous est pas possible de conclure sur les niveaux de risque liés à l'acide thioglycolique.**

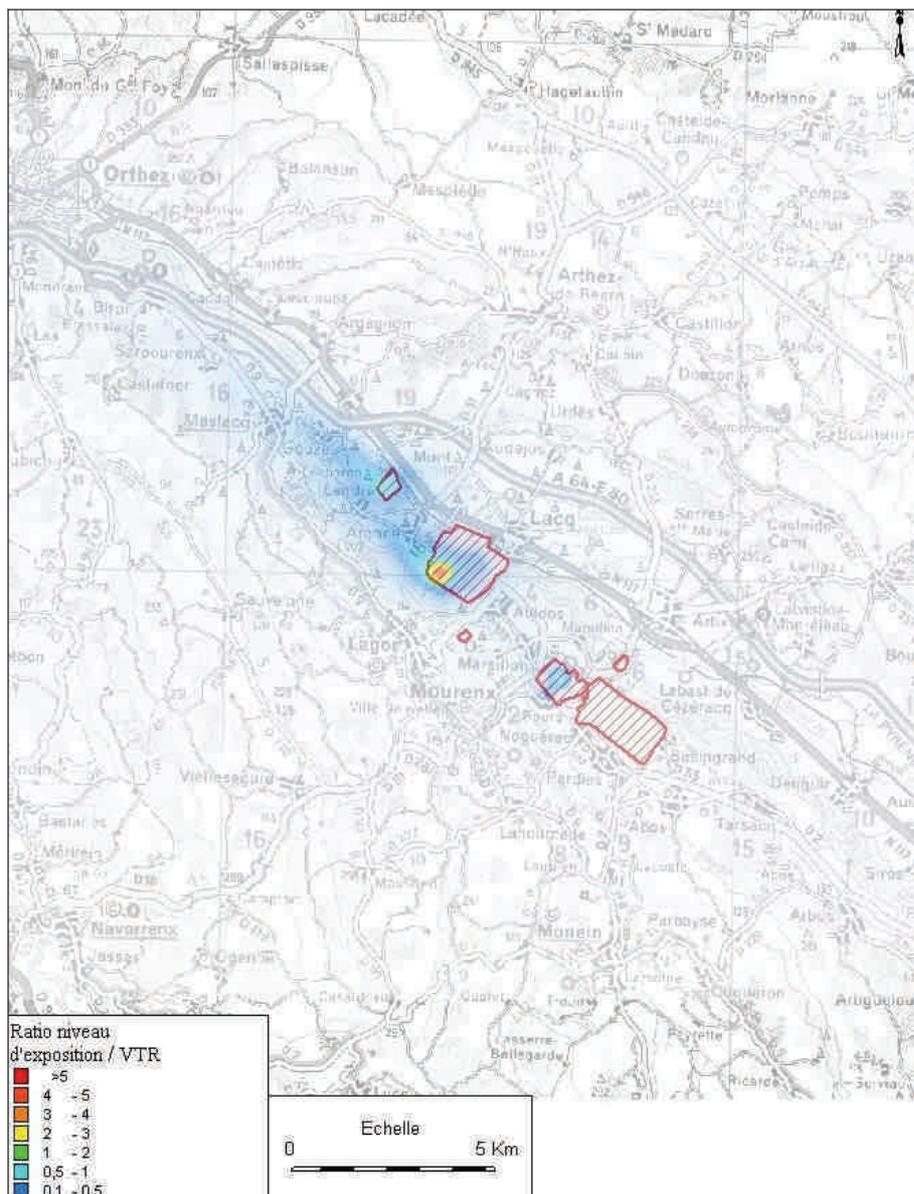
## Toluène

### 1) Caractérisation du risque lié au Toluène

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté.

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveaux de risque
Scénario max.	$C = 61,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_i = 61,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{MRL} = 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,21
Scénario moyen		$C_i = 59,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$		0,20

La carte de quotient de danger relatif au toluène sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Sur l'ensemble du domaine, hors périmètre des sites, le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) est inférieur à la valeur repère de 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de toluène sont de type canalisé et diffus. Au total, environ 900 tonnes par an de toluène sont émises à l'atmosphère (500 tonnes d'émission canalisées et 400 tonnes d'émissions diffuses). Le terme source pour les émissions de type canalisé est évalué par calcul théorique (bilan matière). Le terme source pour les émissions de type diffuse (surfactive) est évalué par métrologie. Cette quantification est basée sur une rétromodélisation. L'évaluation de ce terme source nous a conduits certainement à une surestimation des émissions. La qualité de ce paramètre est considérée comme médiocre pour les émissions diffuses et moyenne pour les émissions canalisées.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé et de type surfactive. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La prise en compte par le modèle de source de type surfactive surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

La valeur proposée par l'OMS soit  $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est recommandée par cette instance pour la qualité de l'air en Europe, vis-à-vis de l'ensemble des effets toxiques du toluène. Cette valeur a été établie à partir de la même étude cas témoins que celle retenue par l'US-EPA en 1992 (Foo et coll., 1990) en retenant une LOAEL pour une exposition continue plus faible en raison du facteur d'ajustement adopté.

L'ATSDR a établi un MRL de 0,08 ppm ( $0,3 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) pour une exposition chronique par inhalation (2000). Cette valeur est établie dans le cadre d'expositions chroniques chez les salariés de l'industrie de la chaussure (Zavalic et al., 1998a). Dans cette étude un LOAEL de 35 ppm ( $134 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) pour des dysfonctionnements de vision de la couleur est définie. Un facteur de 100 est appliqué pour tenir compte du fait que le MRL est établi à partir d'un LOAEL (facteur de 10) et de la variabilité intra-espèce (facteur de 10). Pour notre étude, nous avons retenu la valeur de l'ATSDR, avec un niveau de confiance moyen.

Cependant, le choix de la valeur de l'ATSDR paraît très conservatoire au regard de la nouvelle valeur proposée par l'US-EPA. En effet, l'US-EPA (IRIS) propose une nouvelle valeur (2005) de RfC de  $5 \text{ mg}/\text{m}^3$  de l'ordre de 10 fois plus élevée que celle proposée en 1992. IRIS inclut l'ensemble des études ayant permis d'obtenir des NOAEL et LOAEL pour les travailleurs exposés et ayant conduit à des effets sur le système neurologique. Le NOAEL utilisé de  $128 \text{ mg}/\text{m}^3$  est la moyenne arithmétique des NOAEL des différentes études. Le facteur de sécurité appliqué est de 10 tenant compte de la variabilité au sein de la population (âge et sensibilité). La confiance accordée à cette valeur par l'US-EPA est élevée. Le choix de cette VTR nous conduirait à des niveaux de risque de l'ordre de 0,012.

## **3) Conclusion sur le risque lié au Toluène**

Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) au récepteur le plus impacté est de 0,2, inférieur à la valeur repère de 1.

La quantification du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduisent très certainement à une surestimation des concentrations environnementales. De même, le choix de la valeur repère a été réalisé dans une approche protectrice de la santé.

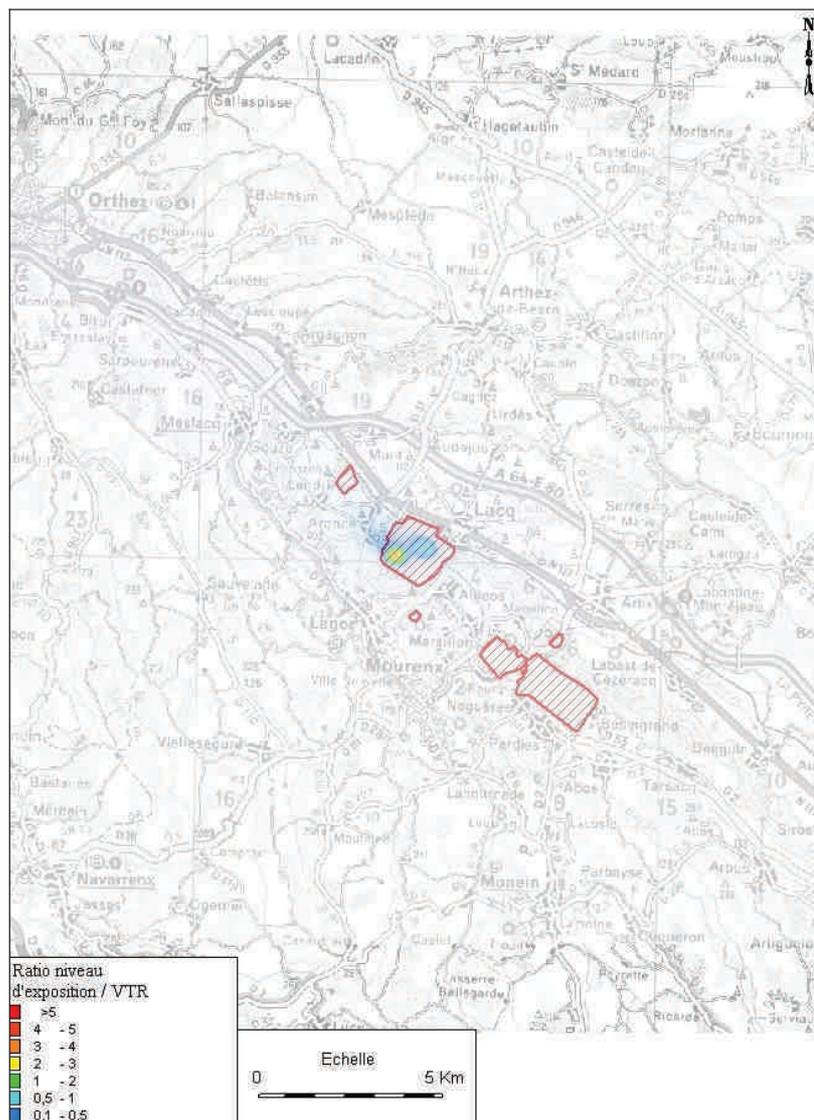
## Oxyde d'éthylène

### 1) Caractérisation du risque lié à l'Oxyde d'éthylène

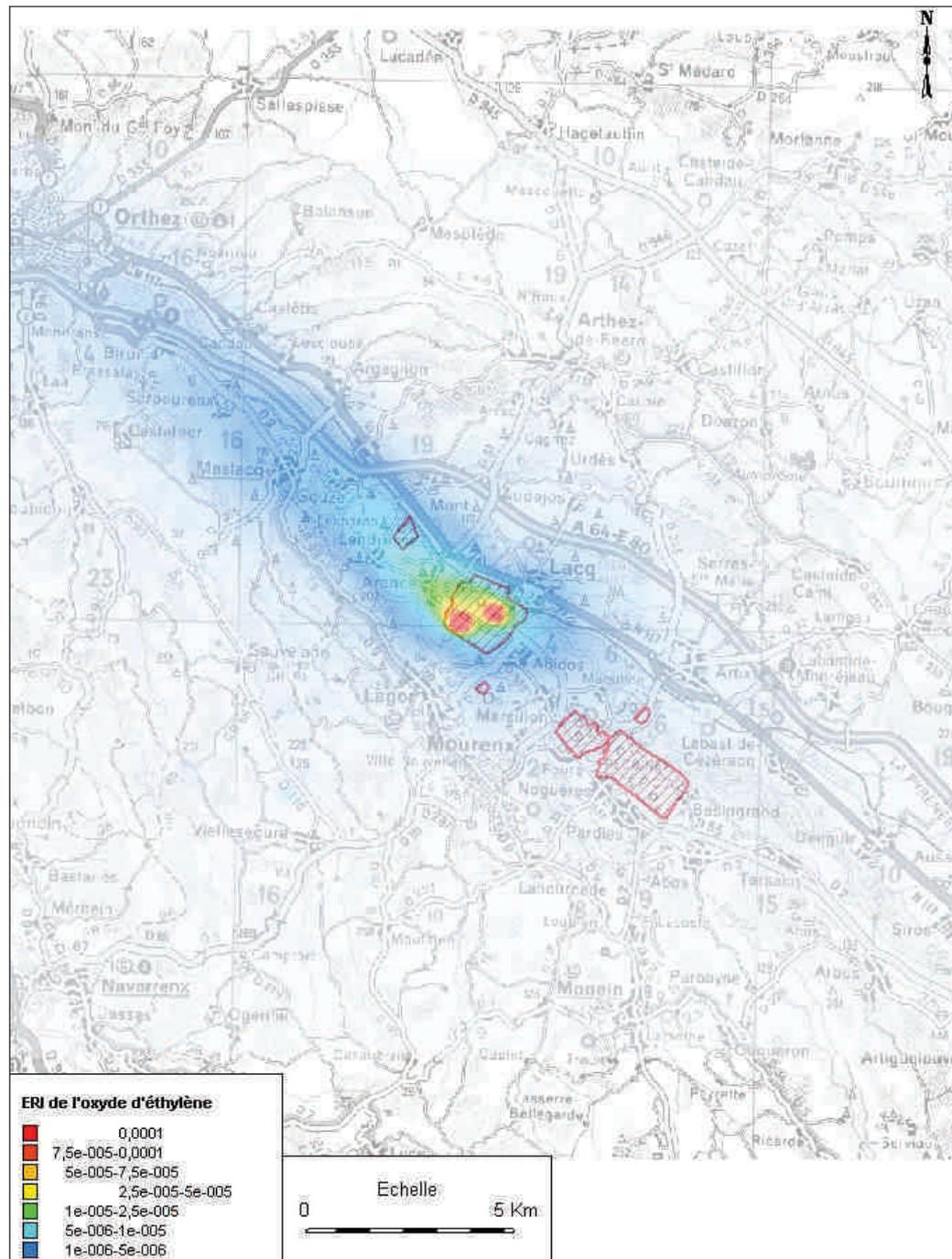
La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 1,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_i = 1,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$	REL = $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,035
		$C_i = 0,46 \mu\text{g}/\text{m}^3$	ERUi = $2,3 \cdot 10^{-7}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$
Scénario moyen		$C_i = 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$	REL = $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,034
		$C_i = 0,44 \mu\text{g}/\text{m}^3$	ERUi = $2,3 \cdot 10^{-7}$	$1,01 \cdot 10^{-5}$

La carte de quotient de danger relatif à l'oxyde d'éthylène sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur l'ensemble du domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



La carte d'excès de risque individuel relatif à l'oxyde d'éthylène sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. La zone où l'ERI est compris entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  concerne environ 902 habitants.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques d'oxyde d'éthylène sont de type surfacique et fugitif. Au total, environ 11 tonnes par an d'oxyde d'éthylène sont émises à l'atmosphère (7 tonnes d'émissions surfaciques et 4 tonnes d'émissions fugitives). Pour la source de type fugitif, le terme source est évalué par calcul théorique. Pour la source de type diffuse, le terme source est évalué par métrologie. La quantification est basée sur une rétromodélisation. L'évaluation de ce terme source a certainement conduit à une surestimation des émissions. La qualité de ce paramètre est médiocre.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type volumique et de type surfacique. La prise en compte par le modèle de ce type de source surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

La VTR retenue pour l'exposition chronique par inhalation de l'oxyde d'éthylène est la REL de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  établie par l'OEHHA (2000), seule valeur dont nous disposons à l'heure actuelle. Cette valeur a été établie à partir d'une étude chronique menée par Snelling *et al.*, en 1984, sur des rats. Un LOAEL de 500 ppm a été déterminé et a servi, après correction des doses effectivement administrées, à calculer une MRL de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les expositions chroniques par inhalation.

Pour les effets cancérogènes, nous retiendrons la valeur proposée par Santé Canada soit un ERU<sub>i</sub> de  $2,3 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une exposition par inhalation.

Sur cinq études épidémiologiques publiées (Hogstedt (1979a, 1979b, 1986), Morgan et al. (1981)), trois ont mis en évidence une augmentation du nombre des leucémies. Lors de deux études par inhalation où des rats ont été exposés à des doses de 0, 10 et 100 ppm 7h/jour, une augmentation significative de leucémies mononucléaires, de tumeurs cérébrales et de lésions prolifératives du cortex surrénalien a été mise en évidence.

Les données utilisées par Santé Canada convenant à l'analyse de la relation exposition/réponse découlent d'essais biologiques de la cancérogenèse chez des rats (Lynch *et al.*, 1984; Snellings *et al.*, 1984; Garman *et al.*, 1985; Garman et Snellings, 1986) et d'une étude avec des souris (NTP, 1987). Un certain nombre d'études ont examiné le pouvoir cancérogène de l'oxyde d'éthylène pour l'être humain, la plus vaste ayant porté sur une cohorte de plus de 18 000 personnes. Cependant, les limites entourant ces enquêtes empêchent de prendre convenablement en considération les critères traditionnels de causalité (particulièrement pour ce qui concerne la longueur du suivi après les enquêtes les plus sensibles).

Ce paramètre nous paraît satisfaisant au regard des informations disponibles.

## **3) Conclusion sur le risque lié à l'Oxyde d'éthylène**

Le quotient de danger sur l'ensemble du domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de 0,035, inférieur à la valeur repère de 1.

L'excès de risque individuel au récepteur le plus impacté est de  $1 \cdot 10^{-5}$ , valeur d'ERI comprise dans l'intervalle  $10^{-6}$ - $10^{-4}$ , intervalle où les incertitudes ont été discutées.

La quantification du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduit très certainement à une surestimation des concentrations environnementales. Mais cette surestimation ne peut être clairement estimée. Le choix de la VTR ne constitue pas une source d'incertitude majeure.

**En conclusion, les niveaux de risque de l'oxyde d'éthylène dépassent des valeurs repères avec un terme source entaché d'une grande incertitude. Une nouvelle quantification du terme source est alors nécessaire.**

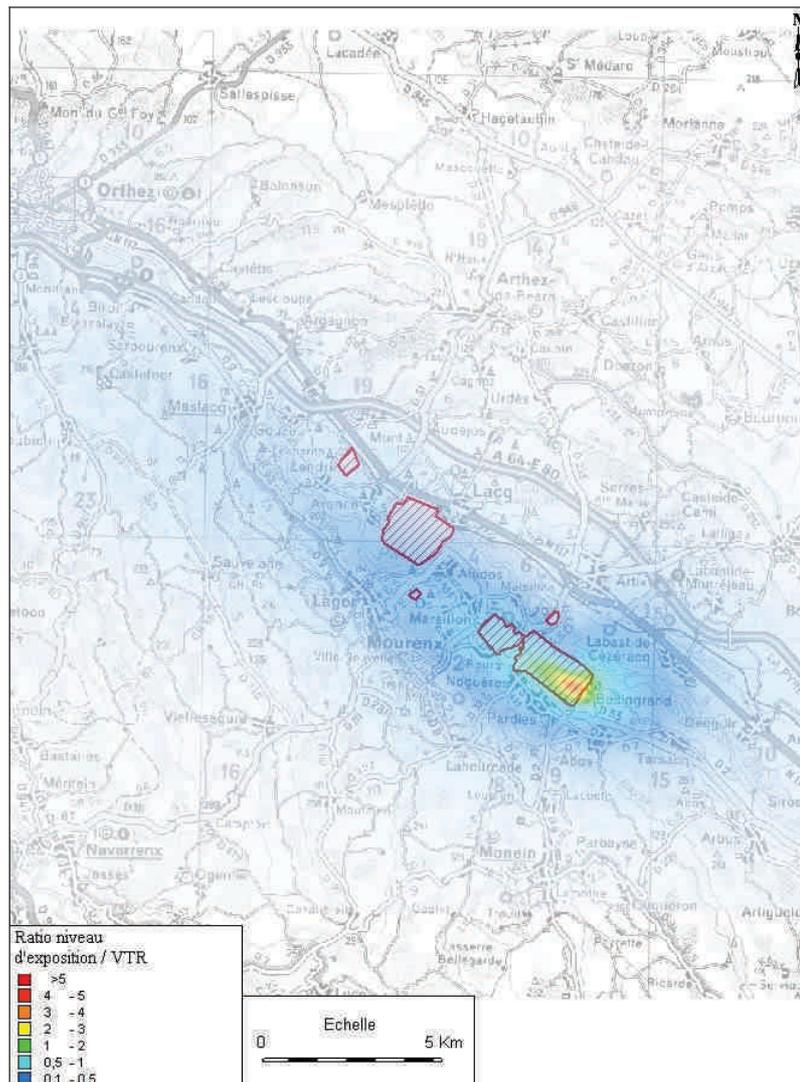
## Acétaldéhyde

### 1) Caractérisation du risque lié à l'Acétaldéhyde

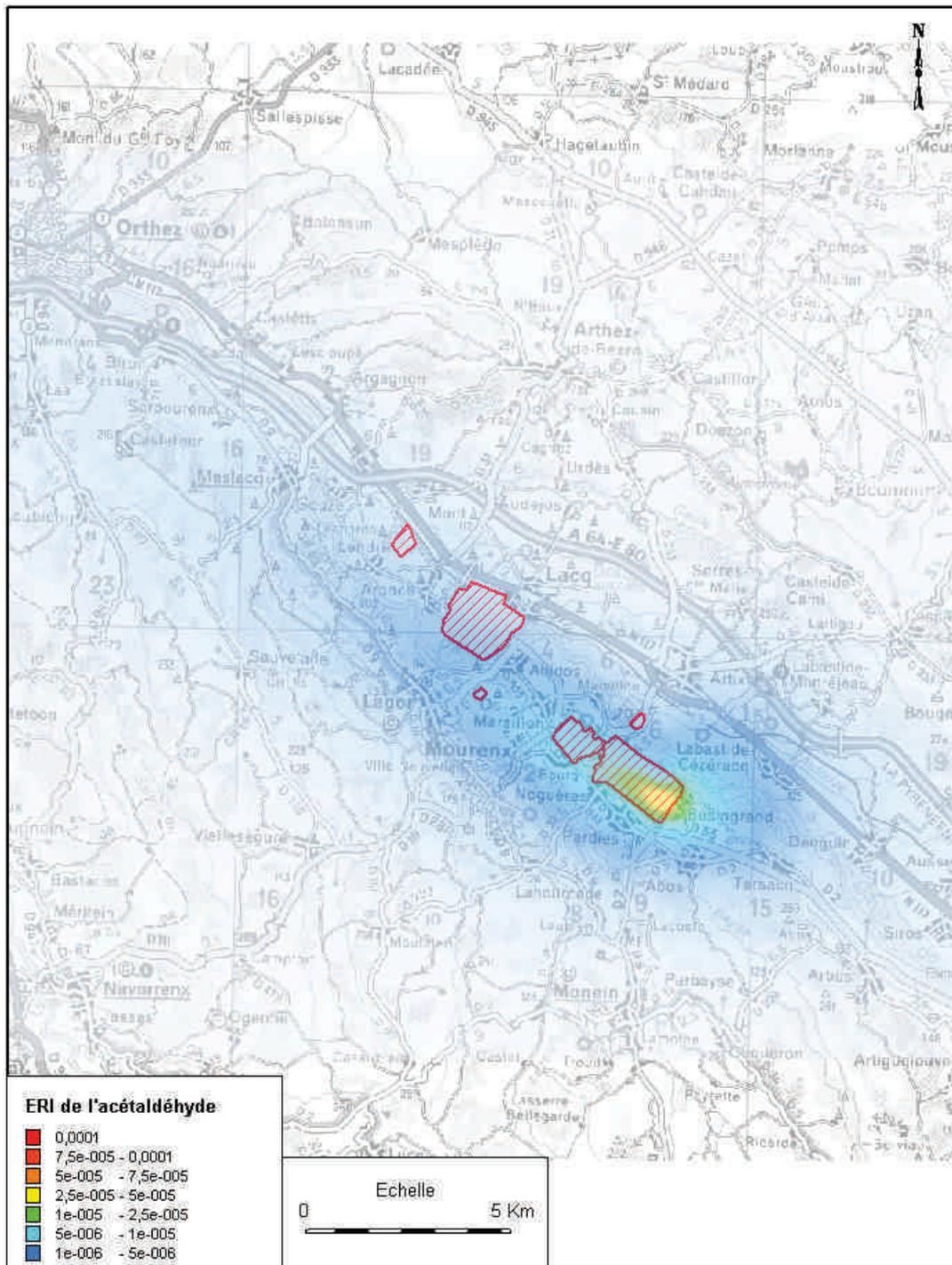
La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants:

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 5,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_i = 5,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 9 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,64
		$C_i = 2,46 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$ERU_i = 2,7 \cdot 10^{-6}$	$6,6 \cdot 10^{-6}$
Scénario moyen		$C_i = 5,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 9 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,61
		$C_i = 2,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$ERU_i = 2,7 \cdot 10^{-6}$	$6,4 \cdot 10^{-6}$

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1 avec un dépassement de la valeur repère de 1 sur une zone très peu étendue (environ  $0,35 \text{ km}^2$ ) en limite de propriété de site au Sud du complexe industriel de Pardies. La carte de quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) relatif à l'acétaldéhyde sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous.



La zone où l'ERI est compris entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  concerne environ 4 432 habitants. La carte d'excès de risque individuel relatif à l'acétaldéhyde sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques d'acétaldéhyde sont de type diffus et fugitif. Au total, environ 250 tonnes par an d'acétaldéhyde sont émises à l'atmosphère (180 tonnes émises par un seul réservoir et 70 tonnes d'émissions fugitives liés aux équipements). Le terme source est évalué par calcul théorique. Les émissions diffuses (réservoir) ont été estimées à partir du guide ADEME FIPEC (2000). Les émissions fugitives ont été estimées par la méthode de stratification des mesures (méthode EPA 453 de novembre 2005). Nous ne savons pas si les émissions sont surestimées ou pas. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type volumique. La prise en compte par le modèle de ce type de source surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérogènes par inhalation est la valeur établie par l'US-EPA (1991) de  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  par rapport aux effets sur le système respiratoire, identique à celle de l'OEHHA avec cependant un degré de confiance médiocre. Les RfC et REL, équivalentes, sont basées sur des études toxicologiques mettant en évidence les effets de l'acétaldéhyde sur le système respiratoire chez les rats. Cette valeur a été reprise par l'OEHHA de l'évaluation des CAPCOA (California Air Pollution Control Officers Association Air Toxics « Hot Spots » Program).

La VTR retenue pour les effets cancérogènes par inhalation est la valeur de l'ERUi proposée par l'US-EPA (1991) par rapport aux probabilités d'apparition de cancer nasal de  $2,2 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , avec un degré de confiance satisfaisant. L'OEHHA propose un ERUi de  $2,7 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , valeur proche de celle proposée par l'US-EPA. Les deux ERUi (US-EPA et OEHHA) ont été calculées à partir de l'étude Woutersen and Appleman (1986).

## **3) Conclusion sur le risque lié à l'Acétaldéhyde**

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1 avec un dépassement de la valeur repère de 1 sur une zone très peu étendue (environ  $0,35 \text{ km}^2$ ) en limite de propriété de site au Sud du complexe industriel de Pardies. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de 0,6, inférieur à la valeur repère de 1.

L'excès de risque individuel au récepteur le plus impacté est de l'ordre de  $7 \cdot 10^{-6}$ , valeur d'ERI comprise dans l'intervalle  $10^{-6}$ - $10^{-4}$ , intervalle où les incertitudes ont été discutées.

Le terme source est évalué par calcul théorique. Nous ne savons pas si les émissions sont surestimées ou pas.

**En conclusion, compte tenu des incertitudes sur le terme source, un complément d'information est nécessaire.**

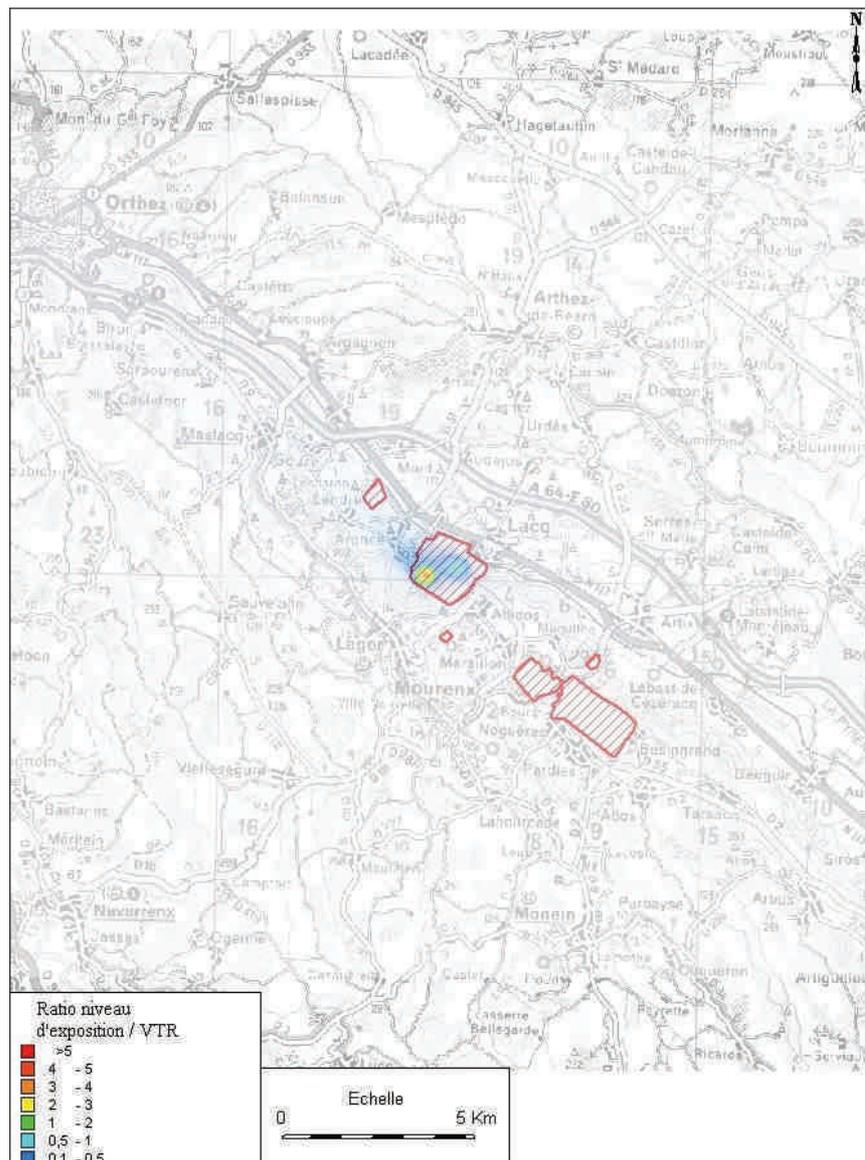
## Benzène

### 1) Caractérisation du risque lié au Benzène

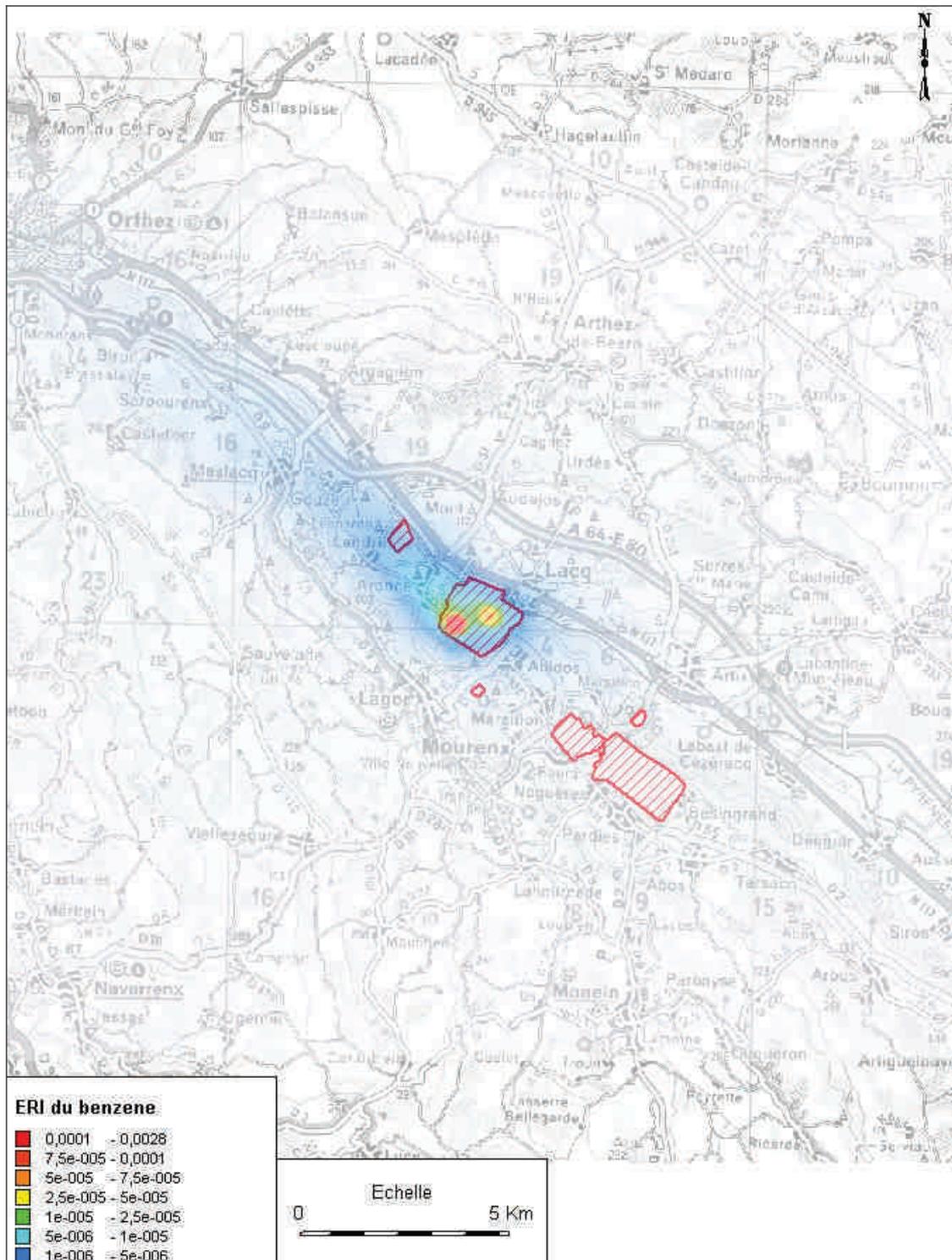
La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 1,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_i = 1,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,045
		$C_i = 0,58 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$ERU_i = 6,0 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$
Scénario moyen		$C_i = 1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,043
		$C_i = 0,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$ERU_i = 6,0 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$

La carte de quotient de danger relatif au benzène sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



La zone de ERI comprise entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  concerne environ 149 habitants. La carte d'excès de risque individuel relatif au benzène sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de benzène sont de type diffus. Au total, environ 10 tonnes par an de benzène sont émises à l'atmosphère (9 tonnes d'émissions surfaciques). Le terme source est évalué par métrologie. La quantification est basée sur une rétro-modélisation. L'évaluation de ce terme source a certainement conduit à une surestimation des émissions. La qualité de ce paramètre est médiocre.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type surfacique. La prise en compte par le modèle de ce type de source surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

La RfC de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de l'US-EPA (2003), a été établie à partir d'une étude en ambiance professionnelle (Rothman et al., 1996), portant sur des travailleurs exposés aux vapeurs de benzène dans 3 entreprises différentes, entre 6 mois et 16 ans (durée moyenne 6 ans), en retenant comme effet critique la diminution du nombre de lymphocytes circulants et la concentration limite correspondant à un excès de risque de cette diminution de 10% par rapport à la normale, déterminée selon la méthode Benchmark. Après ajustement à une exposition continue il a été appliqué un facteur de sécurité de 300 (extrapolation du niveau d'effet (3), variation de la sensibilité humaine (10), prise en compte d'une étude subchronique (3) et données d'observations incomplètes (3), et il a été attribué un degré de confiance moyen à la RfC ainsi obtenue. La REL de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de l'OEHHA (2002), a été établie à partir d'une étude en ambiance professionnelle (Tsai et al., 1983), portant sur des travailleurs exposés aux vapeurs de benzène dans une raffinerie durant 1 à 16 ans (durée moyenne 7,4 ans). Le facteur de sécurité de 10 appliqué tient compte uniquement de la variabilité au sein de la population.

La fourchette de valeurs ( $\text{ERU}_i = 2,2 \text{ à } 7,8 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ) proposée pour la voie respiratoire par l'US-EPA a été déterminée à partir de diverses observations chez l'homme et de diverses interprétations de ces observations (Rinsky et al., 1981, 1987, Crump et Allen, 1984 ; Paustenbach et al., 1993, Crump, 1992, 1994) chaque auteur appliquant des modèles de relations dose-réponse différents, ce qui conduit aux valeurs extrêmes de la fourchette. La position de l'US-EPA est de considérer que ceci représente les incertitudes actuelles sur le mécanisme de cancérogénèse du benzène et aussi les insuffisances des études disponibles, notamment l'absence de précision sur les concentrations et les durées d'exposition, ce qui au total ne permet pas de sélectionner un modèle de relation dose-réponse pertinent.

L'OMS, au contraire, à partir des mêmes études a fait un choix différent en sélectionnant uniquement l'interprétation effectuée en 1994 par Crump (Journal of Toxicology and environmental health, 42 : 219-242), ce qui conduit à un  $\text{ERU}_i$  de  $6,0 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . La confiance accordée à la valeur de l'OMS est considérée comme moyenne. Par ailleurs, cette valeur a été retenue en France sur recommandation du CSHPF, pour définir l'objectif de qualité de l'air fixé par le décret 2002-213 de février 2002 à  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  valeur considérée par le CSHPF<sup>1</sup> comme non différente de la concentration de  $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans l'air ambiant, susceptible de conduire à une probabilité d'excès de risque  $1 \cdot 10^{-5}$ . »

Le RIVM et Santé Canada proposent des  $\text{ERU}_i$  respectivement de  $5 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  et  $3 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ , dans la gamme des valeurs de l'US-EPA. L'OEHHA propose un  $\text{ERU}_i$  de  $2,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  établi à partir d'études épidémiologiques portant sur la survenue de leucémies et d'études expérimentales sur les animaux, cette valeur proposée en 1988 se situait dans la gamme des valeurs proposées par l'US-EPA (1979, 1985). Compte tenu de la mise à jour des données de l'US-EPA, la valeur de l'OEHHA n'est pas jugée pertinente.

## **3) Conclusion sur le risque lié au Benzène**

Le quotient de danger sur l'ensemble du domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de 0,045, inférieur à la valeur repère de 1.

<sup>1</sup> CSHPF : Conseil supérieur d'Hygiène Publique de France

L'excès de risque individuel au récepteur le plus impacté est de  $3,5 \cdot 10^{-6}$ , valeur d'ERI comprise dans l'intervalle  $10^{-6}$ - $10^{-4}$ , intervalle où les incertitudes ont été discutées.

La quantification du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduisent très certainement à une surestimation des concentrations environnementales.

Par ailleurs, la confiance accordée au choix des VTR est moyenne. L'utilisation de la valeur « haute » de la fourchette de l'US-EPA conduirait à un excès de risque de l'ordre de  $4,5 \cdot 10^{-6}$  pour le récepteur le plus impacté.

**En conclusion, compte tenu des incertitudes sur le terme source, un complément d'information est nécessaire.**

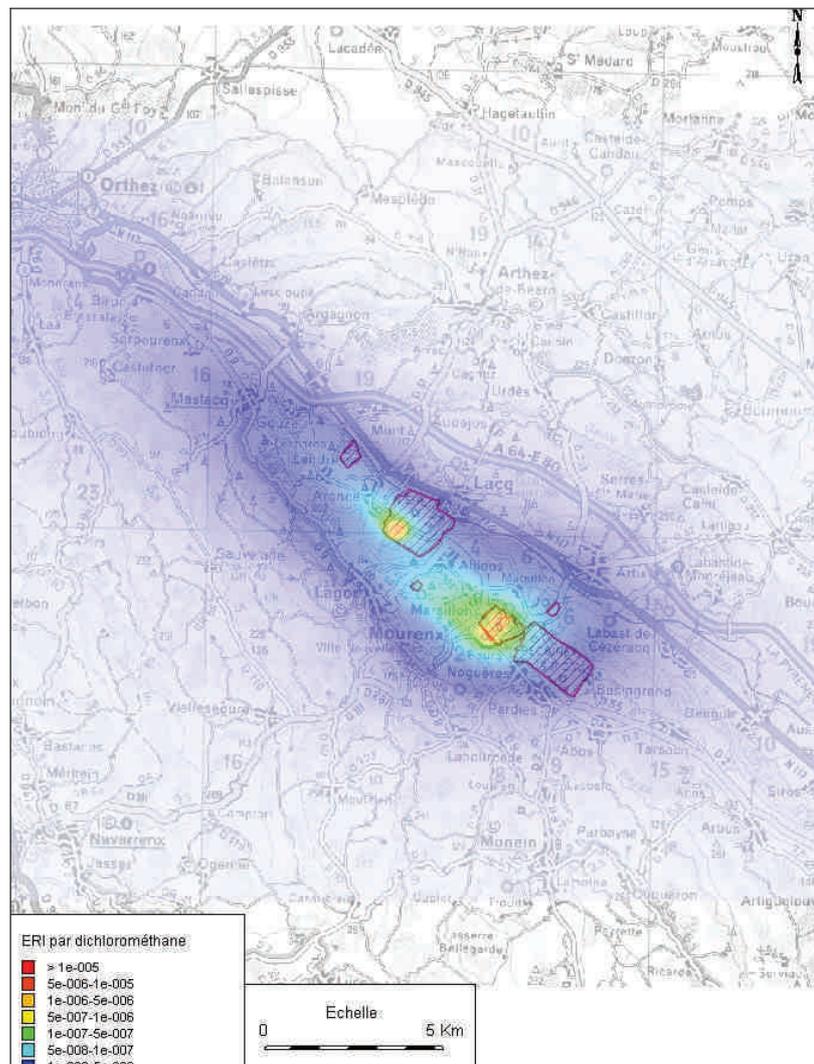
## Dichlorométhane

### 1) Caractérisation du risque lié au Dichlorométhane

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C_i = 2,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$C_i = 2,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$	REL = $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,0063
		$C_i = 1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	ERUi = $1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$
Scénario moyen		$C_i = 2,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$	REL = $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,0061
		$C_i = 1,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$	ERUi = $1,0 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$

La carte d'excès de risque individuel relatif au dichlorométhane sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. La zone de ERI comprise entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  concerne environ 47 habitants.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de dichlorométhane sont de type canalisé et surfacique. Au total, environ 6 tonnes par an de dichlorométhane sont émises à l'atmosphère (3 tonnes d'émissions surfaciques et 3 tonnes d'émissions canalisées). L'évaluation du terme source est théorique. La qualité du paramètre est moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé et de type surfacique. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La prise en compte par le modèle de source de type volumique surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

L'ATSDR a dérivé une MRL chronique pour l'inhalation de 0.3 ppm (soit 1,06 arrondi à 1,1 mg/m<sup>3</sup>). Le RIVM a adopté la valeur guide de l'OMS comme la concentration tolérable dans l'air basée sur l'augmentation du taux de COHb dans le sang de travailleurs exposés. L'étude retenue par l'OMS pour établir sa valeur guide a également été retenue par l'OEHHA pour l'établissement de son REL de 0,4 mg/m<sup>3</sup>, on notera que le facteur de sécurité employé de 100 (10 pour l'utilisation d'un LOAEL de 40 ppm et 10 pour la variabilité intra-espèce) peut paraître élevé compte tenu que l'étude pivot a été réalisée sur l'homme. La confiance accordée à cette valeur est considérée comme moyenne.

Health Canada n'a pas dérivé de VTR inhalation pour les effets à seuil considérant que les effets sans seuil sont les plus préoccupants.

Pour les effets cancérogènes par inhalation, dans une approche prudente et conservatoire pour la santé humaine, nous avons retenu la valeur de l'OEHHA, soit  $1.10^{-6}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>, avec un degré de confiance moyen.

Arkema s'appuie sur des recommandations de l'INERIS pour retenir la valeur proposée par Santé Canada correspondant à un ERUI de  $2,3.10^{-8}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>. En effet, il semblerait que la voie métabolique via la GST qui conduit au développement de tumeurs du foie et des poumons observés chez la souris est beaucoup moins activée chez les autres rongeurs et chez l'homme par rapport aux souris, ceci indiquant que l'homme serait beaucoup moins sensible que la souris.

Santé Canada, retient l'ensemble des données concernant la pharmacocinétique, le métabolisme et le mécanisme d'action cancérogène du dichlorométhane observés dans les différentes espèces et chez l'homme. L'US-EPA et l'OEHHA ont correctement pris en compte la différence métabolique du dichlorométhane, mais uniquement pour la voie GST. Or, la voie oxydative, considérée comme secondaire, pourrait jouer un rôle prépondérant dans l'effet cancérogène du dichlorométhane. Ceci n'a pas été intégré par l'US-EPA et l'OEHHA, contrairement à Santé Canada. En prenant en compte cette valeur, les niveaux d'excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté serait de l'ordre de  $2,5.10^{-8}$ .

## **3) Conclusion sur le risque Dichlorométhane**

L'excès de risque individuel au récepteur le plus impacté est au maximum de  $1,1.10^{-6}$ , valeur d'ERI comprise dans l'intervalle  $10^{-6}$ - $10^{-4}$ , intervalle où les incertitudes ont été discutées.

Environ la moitié des émissions est de type diffus. La quantification de cette partie du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduit très certainement à une surestimation des concentrations environnementales. L'autre moitié des émissions est de type canalisé avec une estimation et une prise en compte par le modèle jugées satisfaisantes.

Le choix de la VTR s'est fait dans une approche prudente et conservatoire pour la santé humaine.

**En conclusion, compte tenu des incertitudes sur le terme source, un complément d'information est nécessaire.**

## Chrome VI particulaire

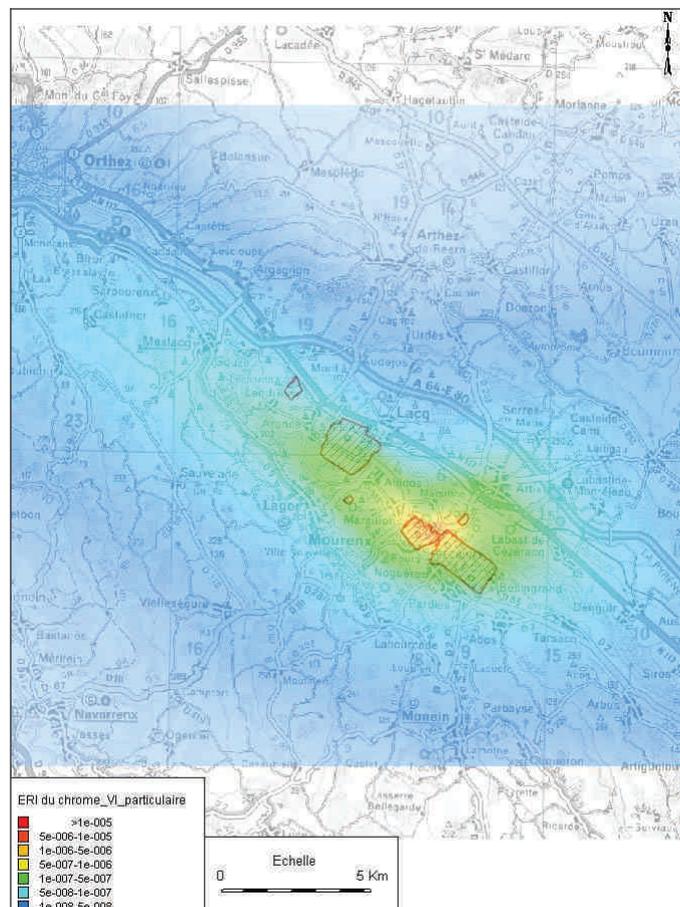
### 1) Caractérisation du risque lié au Chrome VI particulaire

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $2,5 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Le flux de dépôt au sol est au maximum de  $3 \cdot 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté.

Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 2,47 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{CI} = 2,47 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,00025
		$\text{CI} = 1,1 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{ERU}_i = 4 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$
		$\text{DJE} = 1,52 \cdot 10^{-8} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	$\text{RfD} = 0,003 \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	0,000005
Scénario moyen		$\text{CI} = 2,37 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,00024
		$\text{CI} = 1 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{ERU}_i = 4 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	$4,1 \cdot 10^{-7}$
		$\text{DJE} = 1,46 \cdot 10^{-8} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	$\text{RfD} = 0,003 \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	0,0000049

La carte d'excès de risque individuel relatif au chrome VI particulaire sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. La zone de ERI comprise entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  concerne environ 26 habitants.



## **2) Contribution de la voie d'exposition à la dose moyenne d'exposition**

La contribution de la voie d'exposition à la dose moyenne d'exposition exprimée en pourcentage au récepteur le plus impacté est la suivante :

<b>Voie d'exposition</b>	<b>Sol</b>	<b>Végétaux</b>
Chrome VI particulaire	98 %	2 %

## **3) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de chrome VI sont de type canalisé. Au total, environ 0,5 kg par an de chrome VI sont émis à l'atmosphère. La quantification du terme source est basée sur la métrologie (mesures ponctuelles). La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de ce type de source est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

L'US-EPA a placé les composés du chrome VI dans le groupe A pour la voie respiratoire et dans le groupe D pour la voie orale.

L'US-EPA (1998), Santé Canada (1993) et l'OEHHA (2002) ont établis des ERUi différents à partir de la même étude épidémiologique de Mancuso (1975) portant sur 332 salariés. Dans cette étude la mort par cancer pulmonaire est corrélée avec l'exposition aux dérivés solubles du chrome (VI). L'US-EPA établi un ERUi de  $0,012 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  tandis que santé Canada établi une CT(0,05) de  $0,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$  correspondant à un ERUi de  $0,075 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  et l'OEHHA un ERUi de  $0,15 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Les divergences de valeurs retenues reposent sur différentes interprétations de l'étude épidémiologique.

La VTR retenue pour les effets toxiques cancérigènes du chrome VI par inhalation est celle de l'OMS datant de 2000 qui est de  $4.10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Cette valeur a été établie à partir de plusieurs études épidémiologiques (Hayes *et al.*, 1979 ; Langard, 1980 ; Langard *et al.*, 1990), dont certaines assez récentes complètent celle retenue par l'US EPA. Dans ces études l'effet retenu est la survenue de cancer pulmonaire, l'OMS a retenu la moyenne géométrique des ERUi de ces études. Le choix de retenir la valeur établie par l'OMS repose sur le nombre d'études prises en compte (les autres organismes ne retenant que l'étude épidémiologique de Mancuso, 1975). La confiance accordée à cette valeur est satisfaisante.

Cette valeur se situe dans la gamme d'ERUi synthétisée par l'OMS de  $1,1 10^{-2}$  à  $1,3 10^{-1} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Le risque pour le récepteur le plus impacté se situerait alors dans une gamme comprise entre  $1,4.10^{-6}$  et  $1,2.10^{-7}$ .

## **4) Conclusion sur le risque lié au Chrome VI particulaire**

L'excès de risque individuel au récepteur le plus impacté est de  $4.10^{-7}$ , inférieur aux valeurs repères.

Les émissions atmosphériques de chrome VI sont de type canalisé. Les incertitudes liées tant au terme source qu'au choix de la VTR ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

En conclusion, les niveaux de risque lié au chrome VI particulaire sont inférieurs aux valeurs repères.

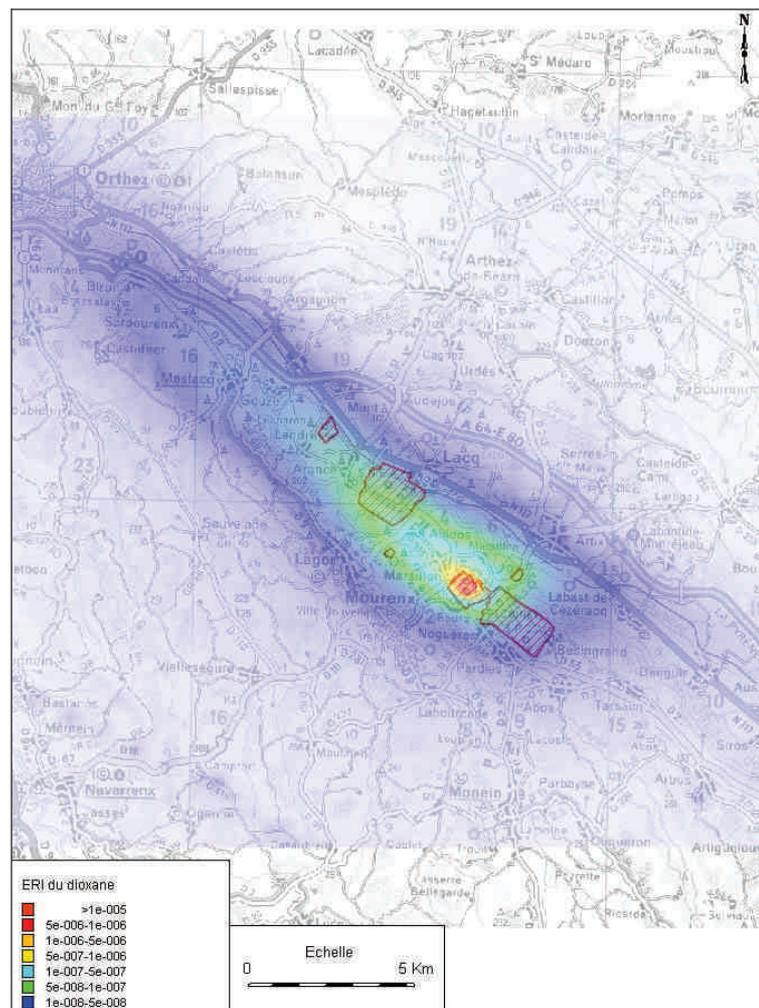
## Dioxane

### 1) Caractérisation du risque lié au Dioxane

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 0,097 \mu\text{g}/\text{m}^3$	CI = $0,097 \mu\text{g}/\text{m}^3$	REL = $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,000032
		CI = $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$	ERUi = $7,7 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$
Scénario moyen		CI = $0,093 \mu\text{g}/\text{m}^3$	REL = $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,00003
		CI = $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$	ERUi = $7,7 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-7}$

La carte d'excès de risque individuel relatif au formaldéhyde sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. La zone de ERI comprise entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  concerne environ 31 habitants.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de dioxane sont de type canalisé. Au total, environ 900 Kg par an de dioxane sont émis à l'atmosphère. La quantification du terme source est basée sur des calculs théoriques. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de ce type de source est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérogènes par inhalation est la valeur de 3000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  établie par l'OEHHA (2002). Cette valeur a été établie à partir d'une étude de 1974 sur des rats exposés par inhalation au dioxane pendant deux ans.

Pour les effets cancérogènes par inhalation, l'OEHHA a établi une ERUi de  $7,7 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Cette valeur a été estimée en dérivant l'ERIo de  $2,7 \cdot 10^{-2} (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$  de l'OEHHA, obtenue à partir d'une étude du National Cancer Institute réalisée en 1978 sur des rats males et femelles ingérant pendant 90 semaines de l'eau contenant 0, 0,1 ou 1% de dioxane. La confiance accordée à ces valeurs reste moyenne du fait du manque d'information complémentaire sur les autres bases de données.

## **3) Conclusion sur le risque lié au Dioxane**

L'excès de risque individuel au récepteur le plus impacté est de  $3 \cdot 10^{-7}$ , inférieurs aux valeurs repères.

Les incertitudes liées tant au terme source qu'au choix de la VTR ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

En conclusion, les niveaux de risque lié au dioxane sont inférieurs aux valeurs repères.

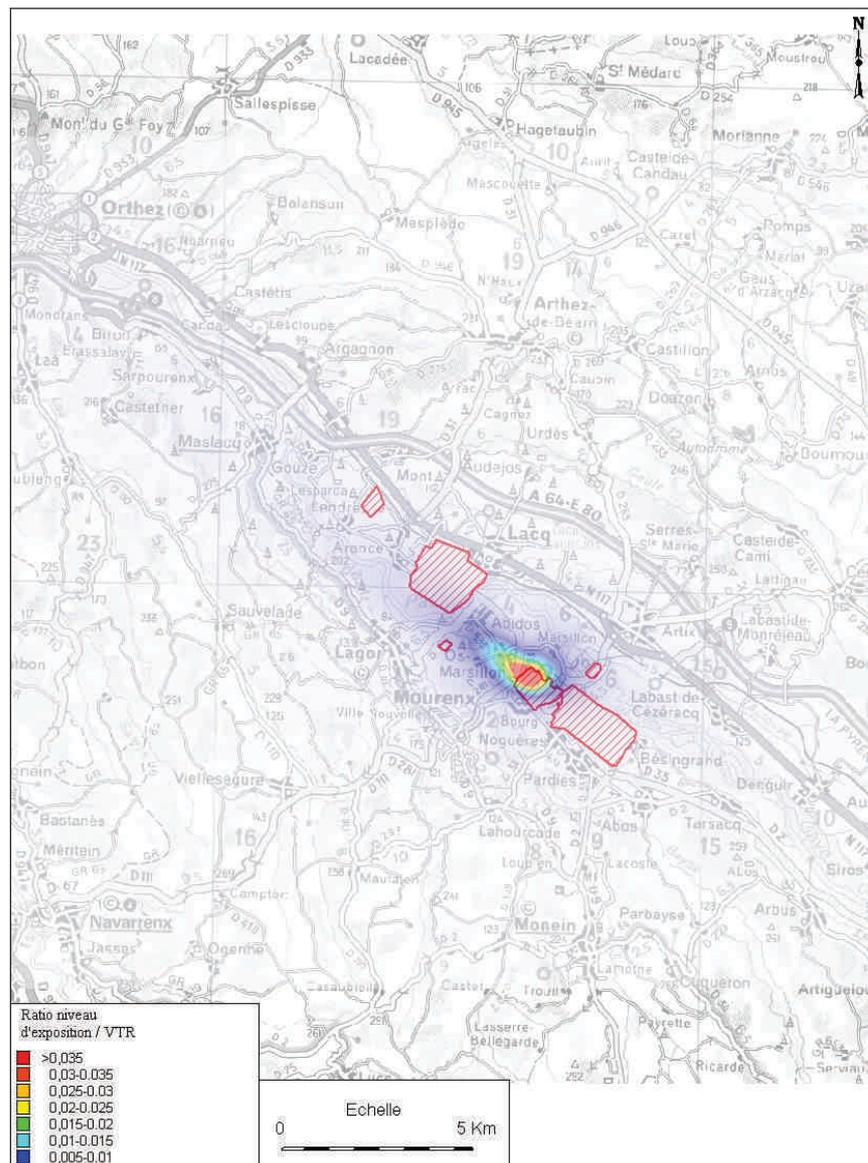
## Formaldéhyde

### 1) Caractérisation du risque lié au Formaldéhyde

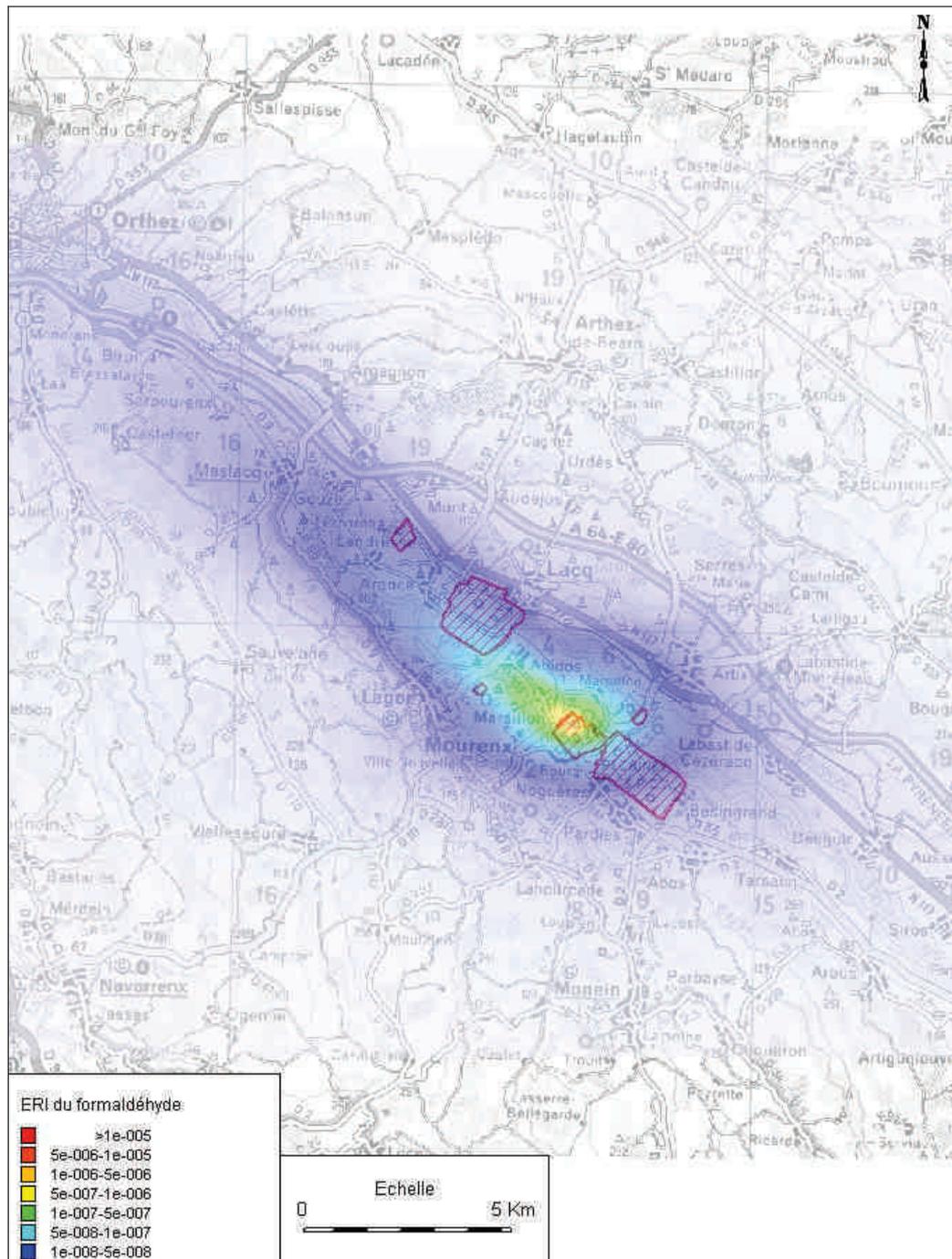
La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C_i = 0,049 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$CI = 0,049 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$REL = 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,016
		$CI = 0,021 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$ERU = 1,3 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-7}$
Scénario moyen		$CI = 0,047 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$REL = 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,016
		$CI = 0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$ERU = 1,3 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-7}$

La carte de quotient de danger relatif au formaldéhyde sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



La carte d'excès de risque individuel relatif au formaldéhyde sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. La zone de ERI comprise entre  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  concerne environ 32 habitants.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques du formaldéhyde sont de type canalisé. Au total, 350 kg par an de formaldéhyde sont émis à l'atmosphère (rejet unique). La quantification du terme source est basée sur la métrologie (mesures ponctuelles). La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de ce type de source est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

L'ATSDR propose un MRL de 0,008 ppm (0,01 mg/m<sup>3</sup>) pour une exposition chronique par inhalation. Le MRL est dérivé d'un LOAEL de 0,24 ppm (0,3 mg/m<sup>3</sup>) défini à partir d'une étude sur l'homme mettant en évidence l'augmentation de lésions de l'épithélium nasal en atmosphère professionnel (Holmstrom *et al.*, 1989). Un facteur de 30 est retenu (3 pour l'utilisation d'un LOAEL, 10 pour la variabilité au sein de la population). Arkema s'appuie sur des recommandations de l'INERIS pour retenir cette valeur.

L'OEHHA propose un REL de 3 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition chronique par inhalation. Le MRL est dérivé d'un NOAEL de 0,032 mg/m<sup>3</sup> défini à partir d'une étude sur l'homme mettant en évidence l'augmentation de lésions de l'épithélium nasal en atmosphère professionnel (Holmstrom *et al.*, 1992). Dans ce cas, seul un facteur de 10 est retenu pour la variabilité au sein de la population. Dans une approche protectrice de la santé c'est la valeur que nous avons choisi de retenir.

## **3) Conclusion sur le risque Formaldéhyde**

Le quotient de danger sur l'ensemble du domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de  $2 \cdot 10^{-2}$ , soit 50 fois inférieur à valeur repère de 1.

L'excès de risque individuel au récepteur le plus impacté est au maximum de  $3 \cdot 10^{-7}$  inférieur aux valeurs repères.

La quantification du terme source ainsi que la prise en compte de ce terme source par le modèle conduit sont considérées comme satisfaisantes.

La confiance accordée à la VTR est considérée comme moyenne. Cependant le choix a été réalisé dans une approche protectrice de la santé.

En conclusion, les niveaux de risque liés au formaldéhyde sont inférieurs aux valeurs repères.

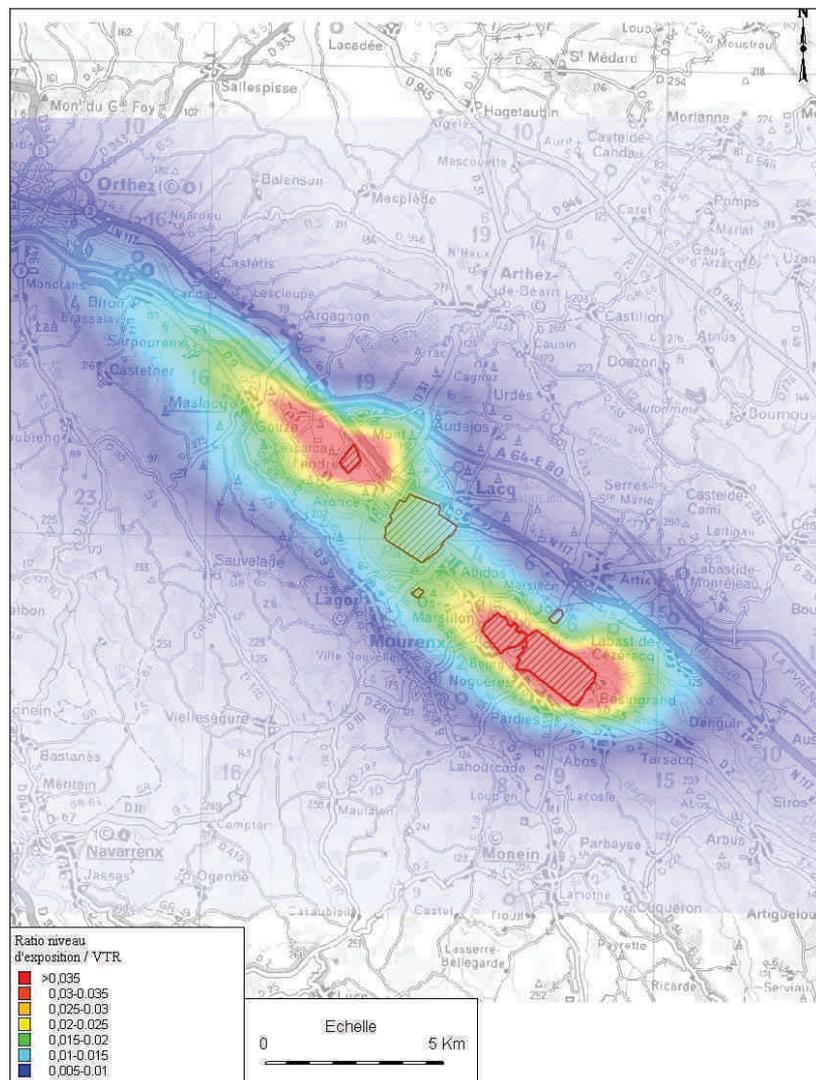
## Acétate de Vinyle Monomère - AVM

### 1) Caractérisation du risque lié à l'acétate de vinyle monomère

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 31,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{CI} = 31,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,16
Scénario moyen		$\text{CI} = 30,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,15

La carte de quotient de danger relatif à l'acétate de vinyle sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de l'acétate de vinyle sont de type canalisé et diffus. Au total, environ 500 tonnes par an d'acétate de vinyle sont émises à l'atmosphère (250 tonnes d'émissions canalisées et 250 tonnes d'émissions diffuses). Le terme source pour les émissions diffuses est évalué par calcul théorique (guide ADEME FIPEC 2000). Le terme source pour les émissions canalisées est évalué par métrologie (mesures ponctuelles). La qualité du paramètre est moyenne.

Lorsque l'émission considérée est composée d'un ensemble de substances (Ex : Acide acétique, AVM) il a été décidé de placer le flux sous la substance majoritaire en terme de quantité et non pas en terme de toxicité, de façon à rester dans une approche réaliste. Ainsi, l'Acétate de vinyle Monomère (AVM) est considéré comme traceur de "Acide acétique, AVM", "acétaldéhyde, acétylène, acide acétique, acétate de vinyle monomère" et "acide acétique, AVM".

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type volumique. La prise en compte par le modèle de source de type volumique surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

Pour des effets chroniques par inhalation, L'US-EPA comme l'OEHHA établissent une RfC de 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à partir d'une étude sur des rats et des souris. L'effet critique observé est une infiltration des tissus épithéliaux du nez ainsi que des troubles respiratoires. C'est la valeur que nous retenons pour l'étude.

Le degré de confiance accordé à cette valeur est satisfaisant, du fait que l'étude pivot permet de déterminer à la fois un NOAEL et un LOAEL. Par ailleurs il s'agit d'une étude chronique, mettant en œuvre un nombre suffisant d'animaux. La confiance accordée aux données de base est ainsi très élevée.

## **3) Conclusion sur le risque lié à l'AVM**

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de l'ordre de 0,2, soit 5 fois inférieur à la valeur repère de 1.

L'estimation du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduit certainement à une surestimation des concentrations environnementales obtenues par modélisation. Le choix de la VTR ne constitue pas une source d'incertitude majeure.

En conclusion, les niveaux de risque lié l'acétate de vinyle monomère sont inférieurs à la valeur repère.

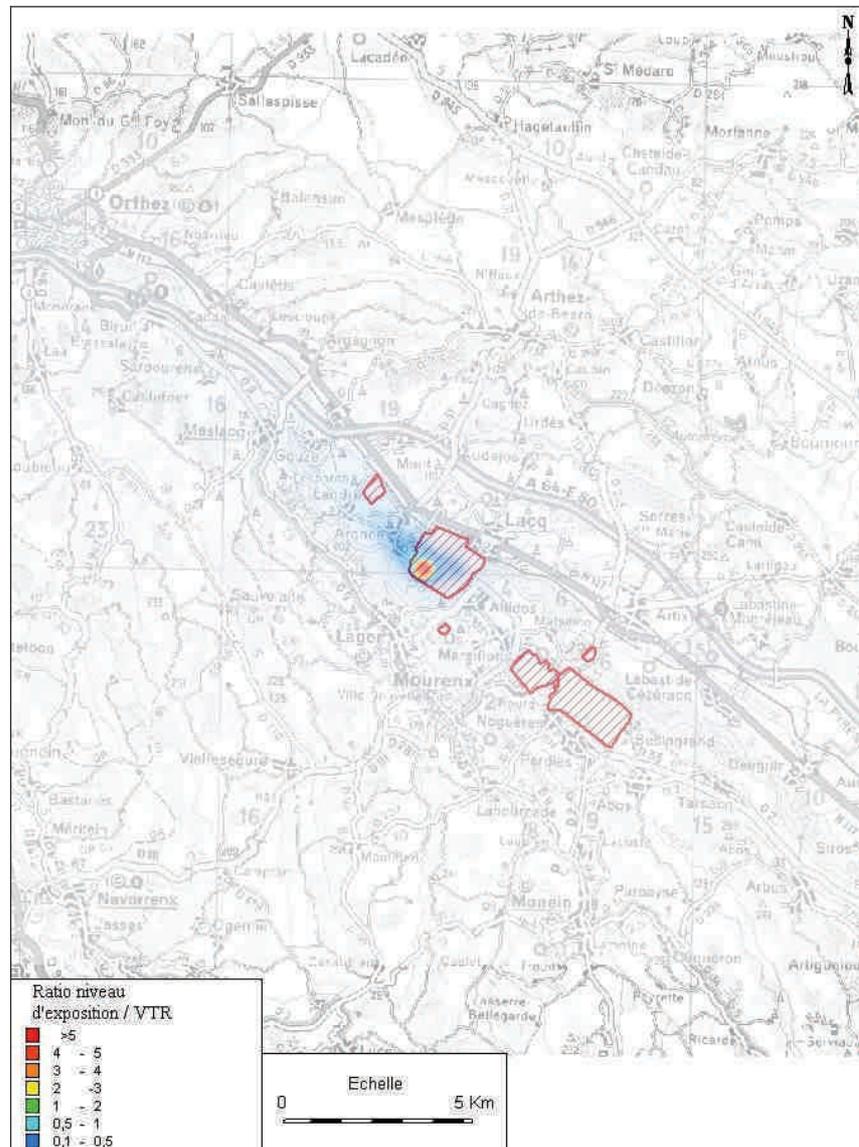
## Hexane

### 1) Caractérisation du risque lié à l'Hexane

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C_i = 64,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$CI = 64,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 700 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,09
Scénario moyen		$CI = 61,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$		0,084

La carte de quotient de danger relatif à l'hexane sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de toluène sont de type canalisé et diffus. Au total, environ 800 tonnes par an d'hexane sont émises à l'atmosphère (500 tonnes de diffus surfacique et 300 tonnes d'émissions de type canalisé). Par ailleurs, l'hexane est un traceur des COV sans spéciation.

Le terme source pour les émissions de type canalisé est évalué par calcul théorique (bilan matière).

Le terme source pour les émissions de type diffus (surfacique) est évalué par métrologie. Cette quantification est basée sur une rétro-modélisation. L'évaluation de ce terme source nous a conduits certainement à une surestimation des émissions.

La qualité de ce paramètre est médiocre.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé et de type surfacique. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La prise en compte par le modèle de source de type surfacique surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

L'US-EPA a déterminé une RfC de  $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le n-Hexane à partir d'études réalisées en conditions expérimentales et notamment celle de Huang et al., 1989. Le principal organe cible est le système nerveux (neuropathies périphériques) même si des effets ont également été observés sur le rein, le foie et le développement fœtal. C'est cette valeur qui est retenue pour cette évaluation avec toutefois un niveau de confiance moyen en raison du nombre faible (mais acceptable) d'animaux testés par groupe. Par ailleurs, la base de données paraît faible concernant les données en exposition chronique et concernant des effets reprotoxiques en études multigénération.

Une valeur de  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  avait précédemment été élaborée par l'US-EPA (1990) sur la base d'études réalisées en exposition humaine. Mais l'étude principale ayant permis d'élaborer cette valeur suggérait une co-exposition avec de l'acétone. Et des études récentes suggèrent que l'acétone potentialise l'effet du n-Hexane.

## **3) Conclusion sur le risque lié à l'Hexane**

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de l'ordre de 0,09, soit 10 fois inférieur à la valeur repère.

Environ 2/3 des émissions d'hexane sont de type diffus. La quantification de cette partie du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduit très certainement à une surestimation des concentrations environnementales. 1/3 des émissions sont de type canalisé avec une estimation et une prise en compte par le modèle jugées satisfaisantes.

Le choix de la VTR ne constitue pas une source d'incertitude majeure.

En conclusion, les niveaux de risque lié à l'hexane sont inférieurs à la valeur repère.

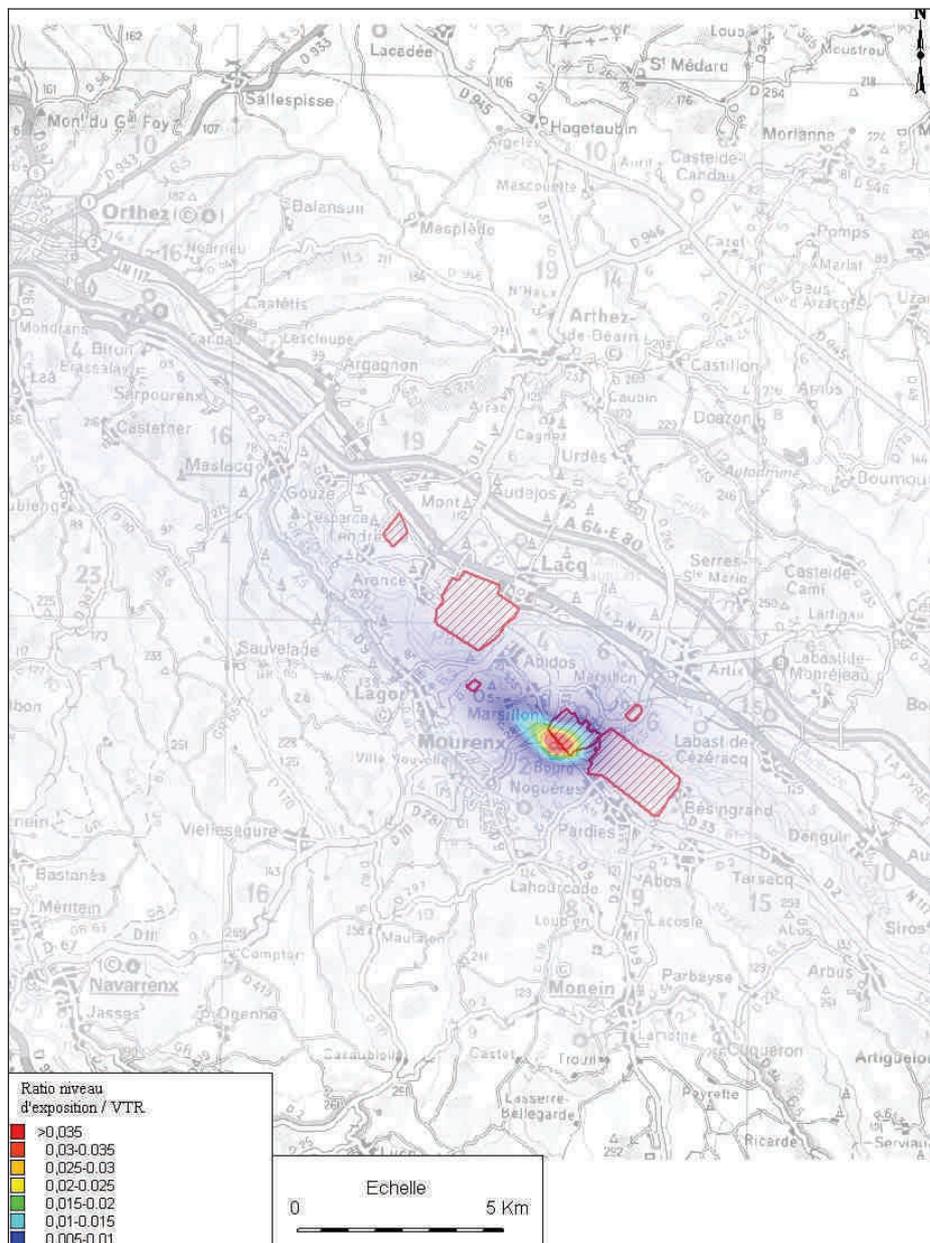
## Diméthylformamide

### 1) Caractérisation du risque lié au Diméthylformamide

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 2,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$CI = 2,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,09
Scénario moyen		$CI = 2,62 \mu\text{g}/\text{m}^3$		0,087

La carte de quotient de danger relatif au diméthylformamide sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de diméthylformamide sont de type canalisé et diffus. Au total, environ 5 tonnes par an de diméthylformamide sont émises à l'atmosphère (3 tonnes d'émissions diffuses et 2 tonnes d'émissions canalisées). L'évaluation du terme source est théorique. La qualité du paramètre est moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé et de type volumique. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La prise en compte par le modèle de source de type volumique surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

L'ensemble des organismes se base sur la même étude pour établir leurs valeurs de référence. L'US-EPA applique un facteur de sécurité supplémentaire en raison d'un manque de données relatives aux effets reprotoxiques. Ce facteur de sécurité n'a pas été repris par l'OEHHA, qui a préféré appliquer un facteur de sécurité intermédiaire pour l'utilisation d'un LOAEL et pour l'utilisation de données en mode subchronique. Il est à noter que l'UE classe le N,N-diméthylformamide dans la **catégorie 2** des agents reprotoxiques (substance devant être assimilée à une substance causant des effets toxiques sur le développement de l'espèce humaine). La valeur retenue pour les effets toxiques hors cancer par inhalation est la valeur de l'US-EPA soit **30 µg/m<sup>3</sup>**. La confiance accordée à cette valeur reste cependant moyenne.

## **3) Conclusion sur le risque lié au Diméthylformamide**

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de l'ordre de 0,09, soit 10 fois inférieur à la valeur repère.

Environ la moitié des émissions est de type diffus. La quantification de cette partie du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduit très certainement à une surestimation des concentrations environnementales. L'autre moitié des émissions est de type canalisé avec une estimation et une prise en compte par le modèle jugées satisfaisantes.

La confiance accordée à la VTR est considérée comme moyenne. Cependant le choix a été réalisé dans une approche protectrice de la santé.

En conclusion, les niveaux de risque lié au diméthylformamide sont inférieurs à la valeur repère.

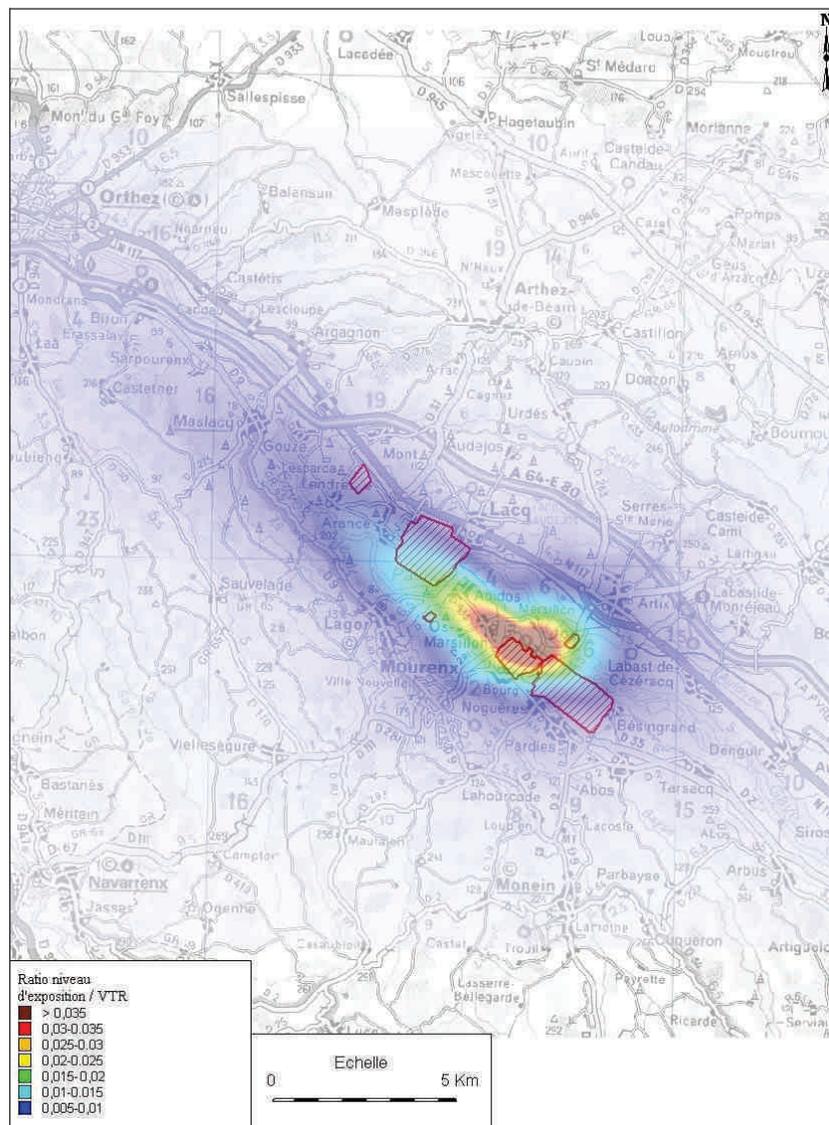
## Acroléine

### 1) Caractérisation du risque lié à l'acroléine

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $1.10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 1,05.10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{CI} = 1,05.10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,052
Scénario moyen		$\text{CI} = 1.10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,05

La carte de quotient de danger relatif à l'acroléine sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques d'acroléine sont de type canalisé. Au total, environ 21 kg par an d'acroléine sont émis à l'atmosphère (rejet unique). Le terme source est évalué par calcul théorique. La qualité du paramètre est satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

La valeur de Health Canada a été déterminée à partir de l'étude de Cassee et al., 1996, étude par inhalation à court terme chez le rat. Un facteur d'incertitude supplémentaire de 10 pour le fait qu'il s'agisse d'une étude à court terme n'a pas été jugé utile car il n'existe pas de preuve que la gravité des effets critiques s'accroît avec la durée d'exposition.

Concernant la valeur de l'US-EPA, la dernière révision du rapport date de 1993. La concentration de référence retenue est basée sur l'étude de Kutzman, 1981, étude subchronique en inhalation chez le rat. Cette valeur plus conservatrice de l'US-EPA est basée sur un facteur d'incertitude considérable de 1000, et les doses auxquelles des effets ont été observés (0,14 mg/m<sup>3</sup> pour Health Canada et 0,917 mg/m<sup>3</sup> pour l'US-EPA) ne sont pas très éloignées. C'est le facteur supplémentaire de 10 pour les effets chroniques, retenu par l'US-EPA, qui entraîne cet écart important entre 0,4 et 0,02 µg/m<sup>3</sup>. La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérogènes par inhalation est la valeur de 0,02 µg/m<sup>3</sup> établie par l'US-EPA (2003), dans une approche protectrice de la santé humaine, avec toutefois un degré de confiance moyen.

## **3) Conclusion sur le risque lié à l'acroléine**

Le quotient de danger sur l'ensemble du domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de 0,05, soit 20 fois inférieur à la valeur repère de 1.

Les incertitudes liées tant au terme source qu'au choix de la VTR ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

En conclusion, les niveaux de risque lié à l'acroléine sont inférieurs à la valeur repère.

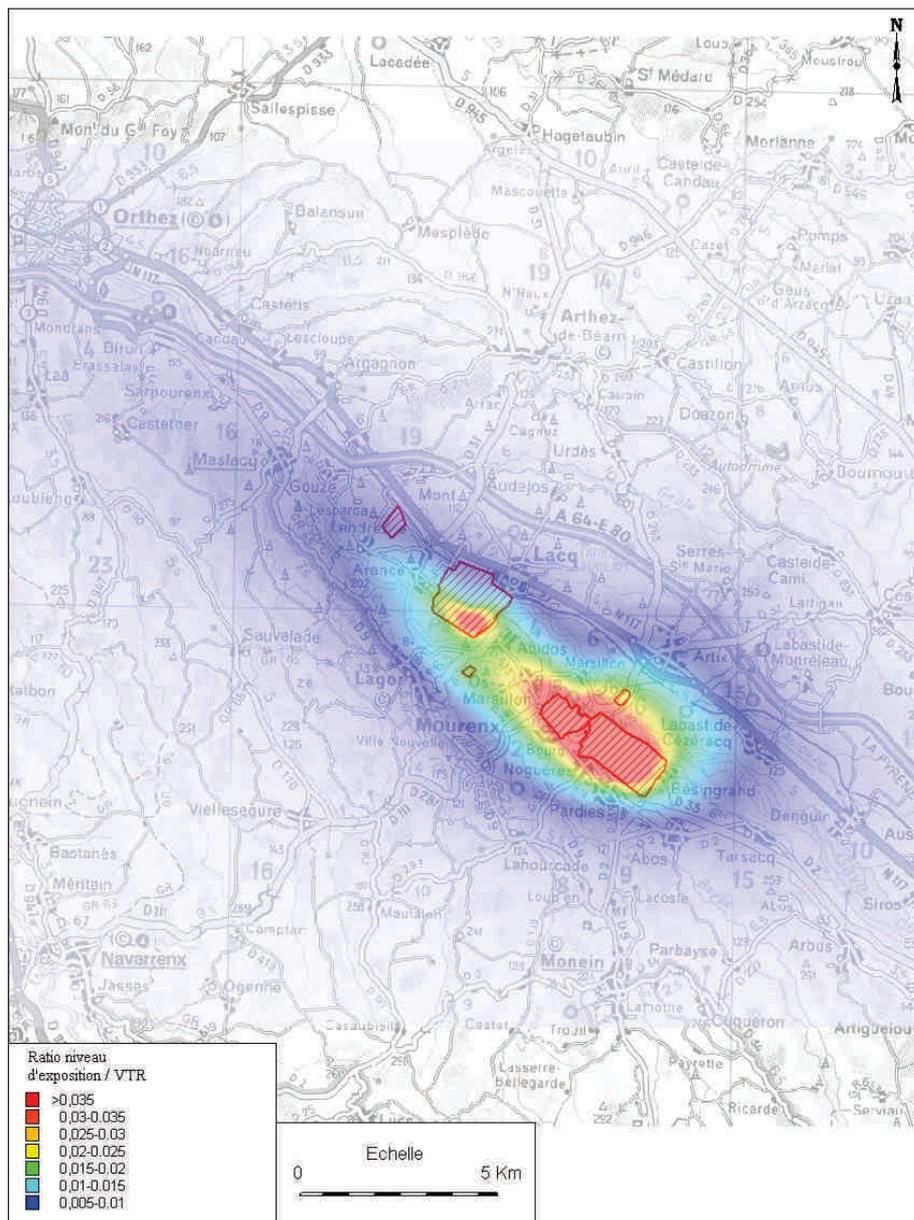
## Poussières (PM)

### 1) Risque Poussières (PM)

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 0,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$CI = 0,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,035
Scénario moyen		$CI = 0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$RfC = 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,034

La carte de quotient de danger relatif aux poussières sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de poussières sont de type canalisé. Au total, environ 35 tonnes par an de poussières sont émises à l'atmosphère. Le terme source est évalué par métrologie (mesures ponctuelles). La qualité du paramètre est satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

Pour les  $PM_{2,5}$ , l'OMS fixe une valeur guide de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle et  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne journalière (Air Quality Guidelines – Global Update 2005). Le 26 septembre 2006, les eurodéputés ont voté pour une «valeur cible» annuelle de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $PM_{2,5}$ . Cependant, les  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ne sont définis que comme une «valeur cible», et non pas une «valeur limite».

Pour information, Sylvia Médina coordinatrice du programme européen Apehis, a comparé différents scénarios d'exposition pour la population âgée de plus de 30 ans de 26 villes européennes (41,5 millions d'habitants). Le nombre de morts évitables chaque année a été évalué à 4.400 pour une teneur en  $PM_{2,5}$  de  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , à 7.300 pour  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , à 13.200 pour  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et à 22.000 pour  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .<sup>1</sup>

L'US-EPA propose, pour une exposition chronique par inhalation, une valeur de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pour les particules fines ( $PM_{2,5}$ ). Cette valeur correspond à un facteur d'abattement de 200 par rapport aux valeurs retenues en France et aux Etats-Unis pour l'exposition professionnelle (VLE de  $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Compte tenu que des études montrent des d'effets sur la santé pour des concentrations annuelles moyennes inférieures à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de particules ( $PM_{2,5}$ ) nous accordons un degré de confiance moyen à cette valeur.

## **3) Conclusion sur le risque Poussières (PM)**

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de 0,035, soit près de 30 fois inférieur à la valeur repère de 1.

Les incertitudes liées tant au terme source qu'au choix de la VTR ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

En conclusion, les niveaux de risque lié aux poussières sont inférieurs à la valeur repère.

<sup>1</sup> Sylvia Médina, département santé et environnement de l'Institut de veille sanitaire (InVS) - coordinatrice du programme européen Apehis (Air pollution and health european information system)

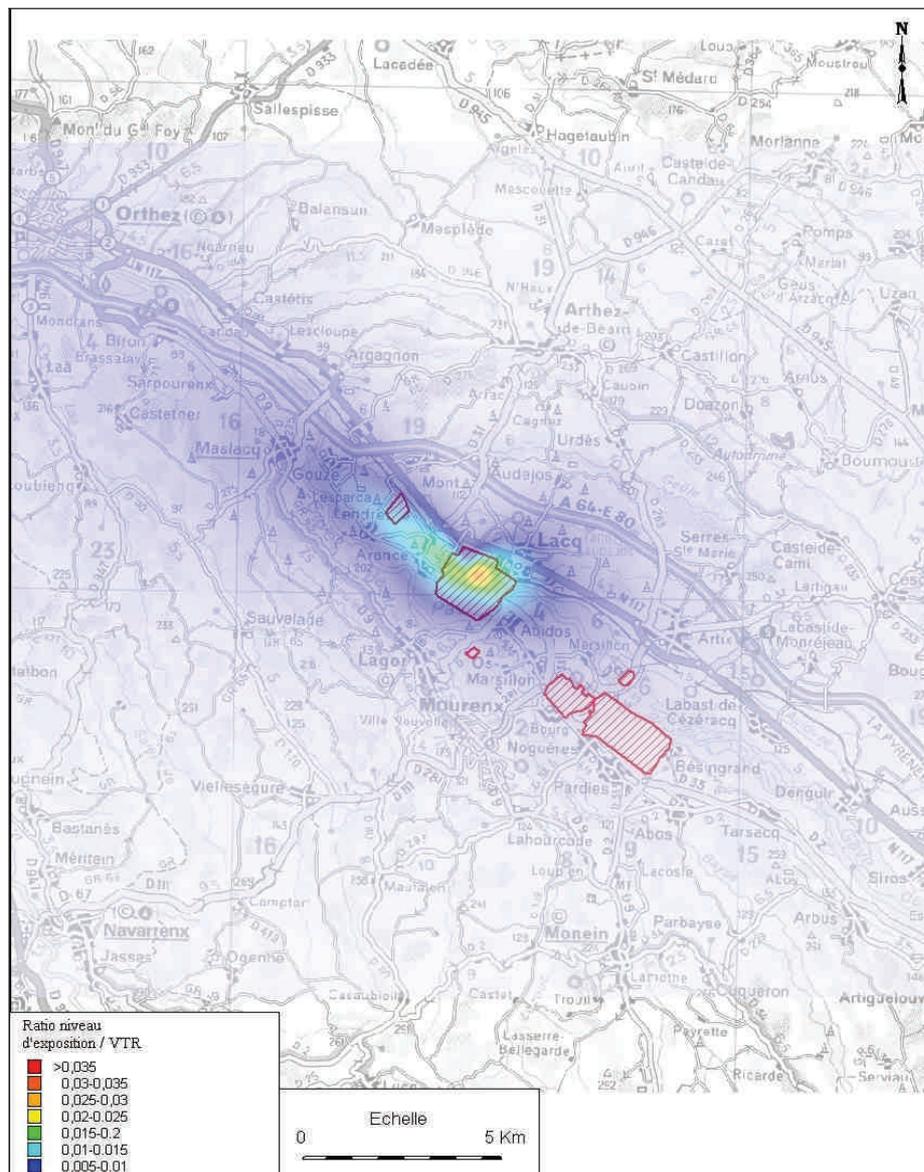
## Hydrogène Sulfuré - H<sub>2</sub>S

### 1) Caractérisation du risque lié au H<sub>2</sub>S

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $2,5 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	$C = 2,46 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{CI} = 2,46 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,0123
Scénario moyen		$\text{CI} = 2,36 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{RfC} = 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,0118

La carte de quotient de danger relatif à l'hydrogène sulfuré sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de l'hydrogène sulfuré sont de type canalisé. Au total, environ 5 tonnes par an d'hydrogène sulfuré sont émises à l'atmosphère. Le terme source est évalué par métrologie (mesures ponctuelles). La qualité du paramètre est satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

L'US-EPA a révisé, en Juin 2003, la valeur toxicologique pour une exposition chronique au sulfure d'hydrogène. Cette nouvelle valeur toxicologique de référence, de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a été établie à partir de l'étude de Brenneman et al. (2000) rapportant des effets sur les muqueuses nasales. Cette valeur a été établie en divisant le  $\text{NOAEL}_{\text{HEC}}$  de  $0,64 \text{ mg}/\text{m}^3$  par un facteur de sécurité de 300. Ce facteur de sécurité de 300 a été élaboré de la façon suivante : 3 pour l'extrapolation interespèces, 10 pour l'ajustement dosimétrique du rat à l'homme, 10 pour les populations sensibles et 10 pour ajuster les résultats d'études subchroniques à une exposition chronique. La confiance accordée à cette valeur est satisfaisante.

L'ATSDR propose une MRL provisoire (draft d'octobre 2004) pour les expositions subchroniques par voie inhalation de 0.02 ppm (soit  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), un facteur de sécurité de 30 a été retenu les effets portant sur le système respiratoire.

## **3) Conclusion sur le risque lié au H<sub>2</sub>S**

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de  $10^{-2}$ , soit près de 100 fois inférieur à la valeur repère de 1.

Les incertitudes liées tant au terme source qu'au choix de la VTR ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

En conclusion, les niveaux de risque lié à l'hydrogène sulfuré sont inférieurs à la valeur repère.

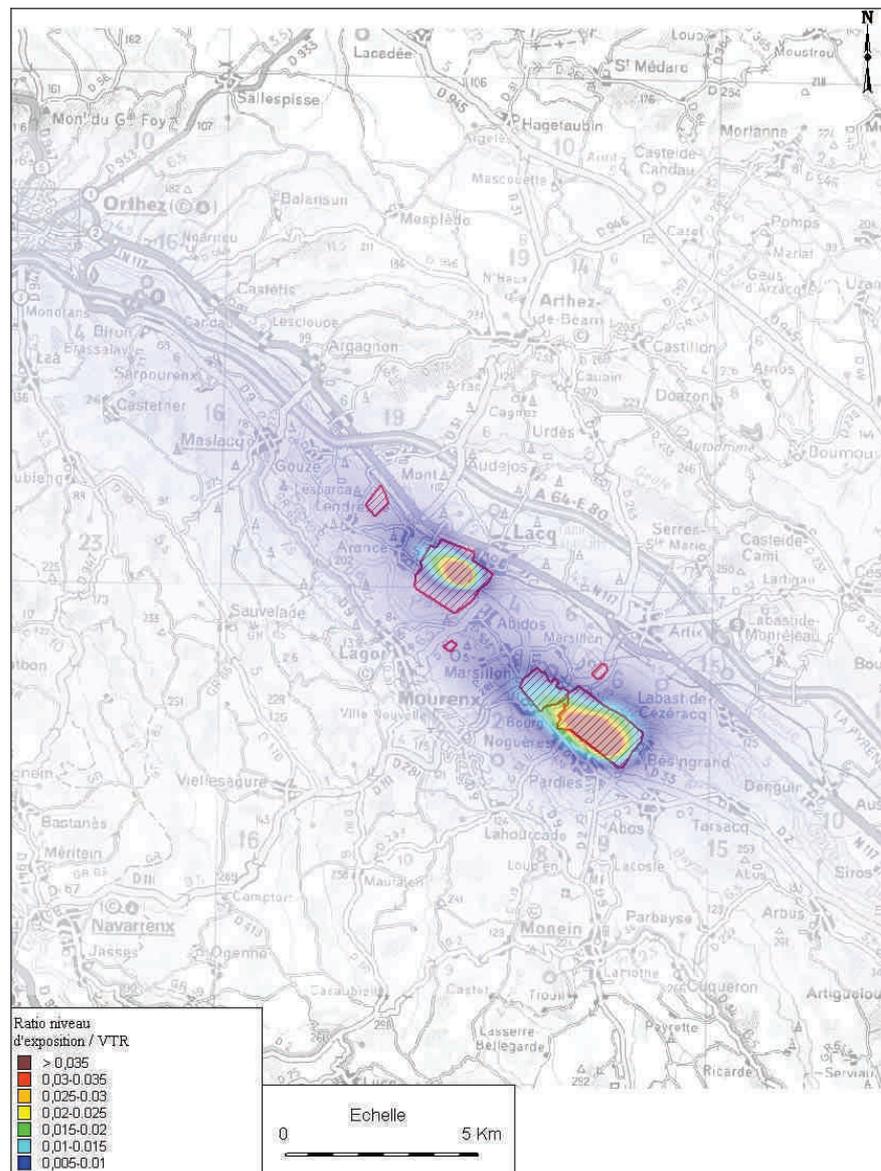
## Ammoniac - NH<sub>3</sub>

### 1) Caractérisation du risque lié au NH<sub>3</sub>

La concentration environnementale modélisée est au maximum de 1,2 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	C = 1,21 µg/m <sup>3</sup>	CI = 1,21 µg/m <sup>3</sup>	MRL = 70 µg/m <sup>3</sup>	0,017
Scénario moyen		CI = 1,16 µg/m <sup>3</sup>	MRL = 70 µg/m <sup>3</sup>	0,0166

La carte de quotient de danger relatif à l'ammoniac sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques d'ammoniac sont de type canalisé. Au total, environ 20 tonnes par an d'ammoniac sont émises à l'atmosphère. Le terme source est évalué par calcul théorique et par métrologie environnementale (mesures environnementales par capteurs passifs sur une durée de 15 jours). La qualité du paramètre est moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

Pour les effets chroniques non cancérigène par inhalation, nous retiendrons la valeur de  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  proposée par la base de données de l'ATSDR. Cette valeur se base sur la même étude que celles utilisées par l'US EPA et l'OEHHA, la différence reposant sur la méthode d'extrapolation et le facteur de sécurité appliqué. Concernant les facteurs de sécurité, les trois organismes ont appliqué un facteur de sécurité de 10 pour la variabilité intra-espèce. L'US-EPA et l'ATSDR ont rajouté un facteur de sécurité de 3 pour certains manques dans la base de données, notamment sur des études de reprotoxicité. Nous retenons la valeur la plus contraignante avec un degrés de confiance moyen.

Les trois organismes se sont basés sur la même étude : Holness et al. (1989), réalisée en milieu professionnel et ont considérés un NOAEL de 9,2 ppm.

L'US EPA a extrapolé cette valeur à la population générale en ajustant le NOAEL par le ratio du volume d'air respiré durant la journée de travail entière ( $10 \text{ m}^3/\text{j} / 20 \text{ m}^3/\text{j}$ ).

L'OEHHA a extrapolé le NOAEL en ajustant la valeur par le ratio du volume d'air respiré durant la journée de travail entière ( $10 \text{ m}^3/\text{j} / 20 \text{ m}^3/\text{j}$ ) et le nombre de jour d'exposition dans la semaine (5j / 7j).

L'ATSDR a extrapolé le NOAEL en ajustant la valeur par le nombre d'heure d'activité sur la journée (8h/j / 24h/j).

## **3) Conclusion sur le risque lié au $\text{NH}_3$**

Le quotient de danger sur l'ensemble du domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de l'ordre de 0,02, soit plus de 50 fois inférieur à la valeur repère de 1.

Les incertitudes liées tant au terme source qu'au choix de la VTR ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

En conclusion, les niveaux de risque lié à l'ammoniac sont inférieurs à la valeur repère.

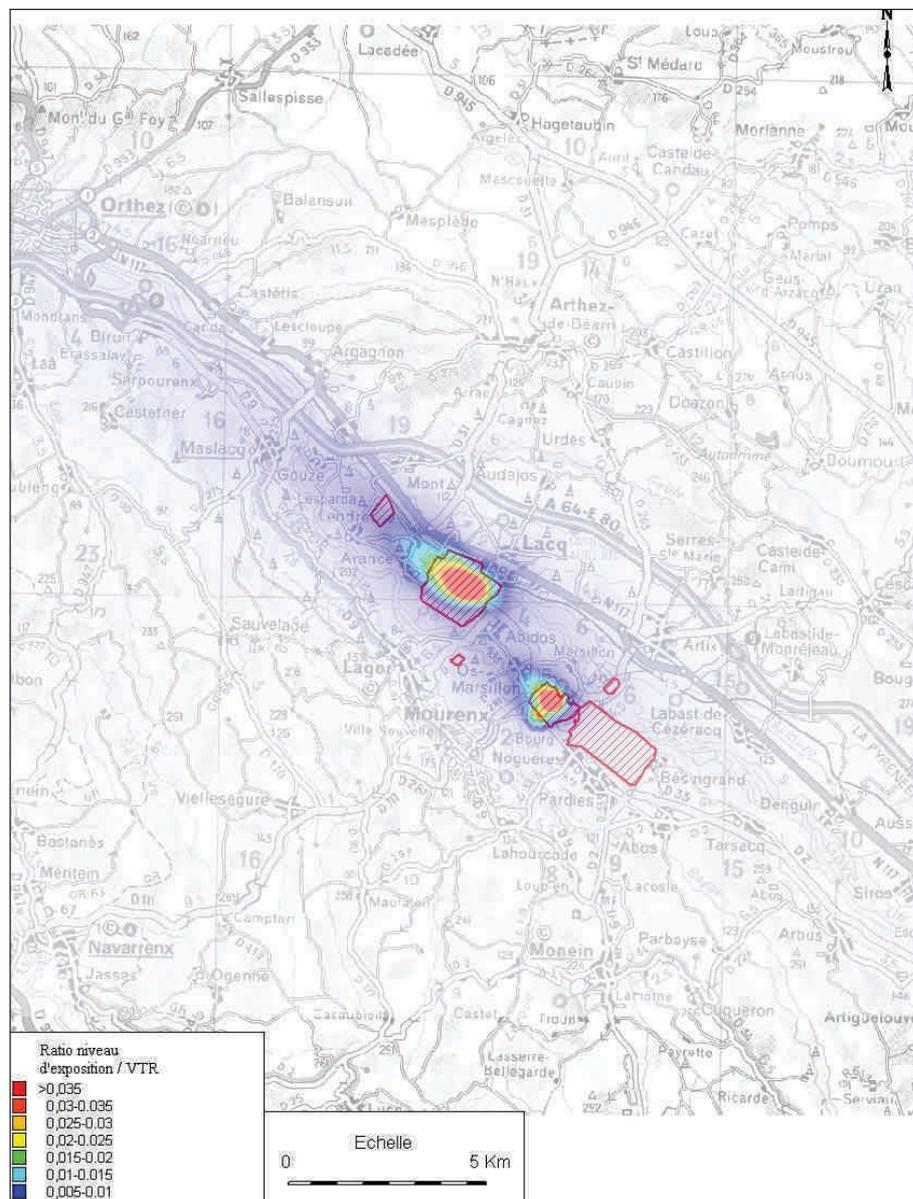
## Tétrahydrofuranne

### 1) Caractérisation du risque lié au Tétrahydrofuranne

La concentration environnementale modélisée est au maximum de  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Concentration environnementale	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	C = $0,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$	CI = $0,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$	TCA = $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,016
Scénario moyen		CI = $0,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$		0,015

La carte de quotient de danger relatif au tétrahydrofuranne sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## **2) Qualité des paramètres influençant le risque**

### Terme source

Les émissions atmosphériques de tétrahydrofurane sont de type canalisé et de type diffus. Au total, environ 14 tonnes par an de tétrahydrofurane sont émises à l'atmosphère (7 tonnes d'émissions canalisées et 7 tonnes d'émissions diffuses). Le terme source est évalué par calcul théorique. La qualité du paramètre est moyenne.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé et volumique. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La prise en compte par le modèle de source de type volumique surestime en règle générale les niveaux d'exposition surtout à proximité de la source. Cette surestimation n'est pas connue. La qualité de ce paramètre est moyenne.

### Choix de la VTR

Pour les effets toxiques hors cancer par inhalation, le RIVM a établi une TCA de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , à partir des travaux de Vermeire et al. (1991). C'est cette valeur que nous avons retenu pour la présente étude pour les effets toxiques chroniques du tétrahydrofurane sur le système respiratoire, avec un degré de confiance moyen.

A partir d'une étude de cancérogenèse sur des rats déterminant un NOAEL de  $590 \text{mg}/\text{m}^3$  et en appliquant les facteurs d'incertitude définis par le Technical Guidance Document, ARKEMA détermine une VTR de  $2600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cette VTR ne provenant pas d'un organisme reconnu, il est impossible de la prendre en compte dans la présente étude.

L'utilisation de la VTR déterminée par Arkema entraînerait un niveau de risque de l'ordre de 0,0002.

## **3) Conclusion sur le risque Tétrahydrofurane**

Le quotient de danger sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de l'ordre de 0,02, soit 50 fois inférieur à la valeur repère de 1. Environ la moitié des émissions est de type diffus. La quantification de cette partie du terme source ainsi que sa prise en compte par le modèle conduit très certainement à une surestimation des concentrations environnementales. L'autre moitié des émissions est de type canalisé avec une estimation et une prise en compte par le modèle jugées satisfaisantes. Le degré de confiance accordé à la VTR est moyen, mais semble surestimer le risque.

En conclusion, les niveaux de risque lié au tétrahydrofurane sont inférieurs à la valeur repère.

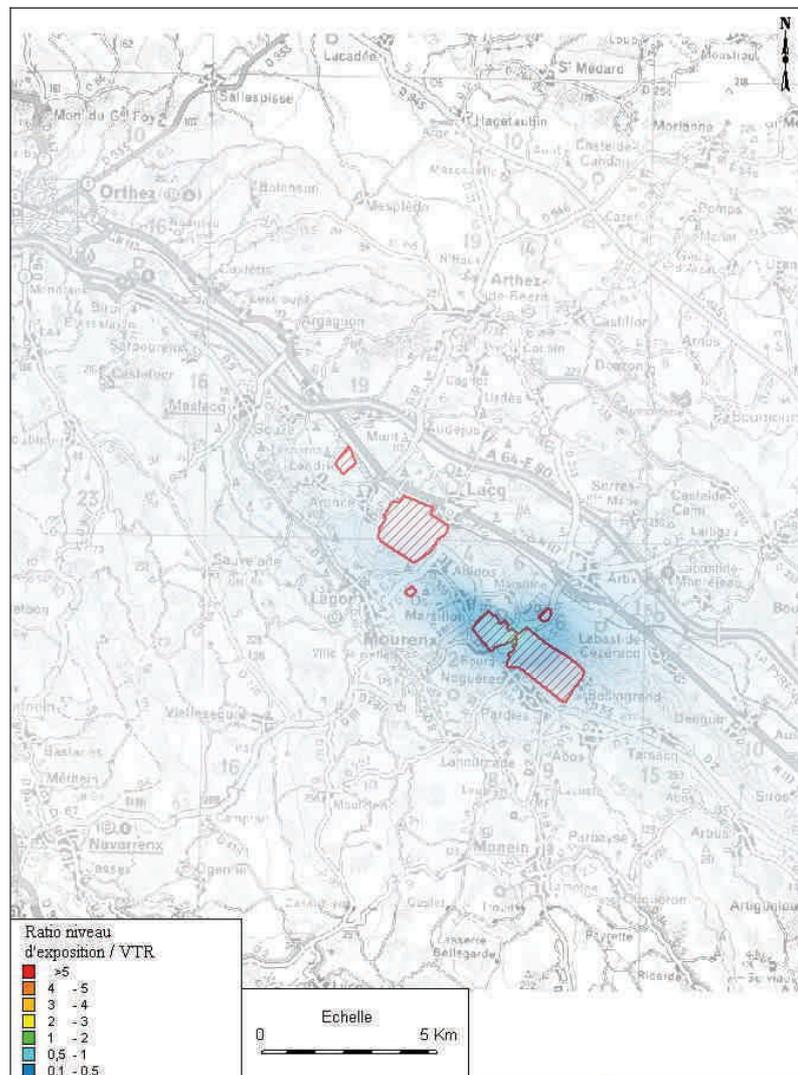
## Dioxines

### 1) Caractérisation du risque lié aux Dioxines

Les flux de dépôt au sol modélisés sont au maximum de  $1,4 \cdot 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$  en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Les niveaux de risques estimés sont les suivants :

	Niveau d'exposition	Valeur repère	Niveau de risque
Scénario max.	DJE = 0,121 pg/kg/j	$1 \cdot 10^{-9}$ mg/kg/j	0,121
Scénario moyen	DJE = 0,116 pg/kg/j	$1 \cdot 10^{-9}$ mg/kg/j	0,116

La carte de quotient de danger relatif aux dioxines sur l'ensemble du domaine d'étude est présentée ci-dessous. Le quotient de danger (ratio niveau d'exposition/VTR) sur le domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1.



## 2) Contribution de la voie d'exposition à la dose moyenne d'exposition

La contribution de la voie d'exposition à la dose moyenne d'exposition exprimée en pourcentage au récepteur le plus impacté est la suivante :

Voie d'exposition	Sol	Végétaux	Lait	Oeuf	Volaille
Dioxines	1 %	1 %	0 %	14 %	84 %

## 3) Qualité des paramètres influençant le risque

### Terme source

Les émissions atmosphériques de dioxines sont de type canalisé. Au total, environ  $1,6 \cdot 10^{-4}$  kg par an de dioxines sont émises à l'atmosphère. Le terme source est évalué par métrologie (mesures ponctuelles). La qualité du paramètre est satisfaisante.

### Prise en compte par le modèle du terme source

Les sources émissives sont de type canalisé. La prise en compte par le modèle de source de type canalisé est satisfaisante. La qualité de ce paramètre est satisfaisante.

### Choix de la VTR

L'OMS a fixé en 1998, une dose journalière tolérable (DJT) de 1 à 4 pg/kg/j, 4 étant la DJT à respecter et 1 l'objectif à atteindre. Cette valeur est basée sur une dose sans effets nocif (NOAEL : dose déterminée expérimentalement à partir d'étude chez l'animal et pour laquelle aucun effet délétère n'a été observé) de 1 ng/kg/j auquel a été appliqué un facteur de sécurité de 1000.

En toute rigueur également, à côté de la VTR de l'OMS, il serait possible de sélectionner une ou plusieurs VTR présente dans d'autres bases de données officielles et dont la construction est solide ; par exemple l'ATSDR. On notera que nombre d'organismes ont fixé une VTR de même valeur numérique : 1 pg/kg/j, reflétant une grande cohérence d'analyse. C'est la valeur que nous retiendrons pour l'ensemble des risques liés à l'ingestion de Dioxines (risques à seuil d'effet et risque cancérigène)

L'US-EPA a déterminé en 2000 un ERU<sub>0</sub> pour les dioxines de  $1 \cdot 10^{-3}$  (pgTEQ/kg/jour)<sup>-1</sup>. Cette estimation est basée sur une approche stochastique qui induit des incertitudes importantes sur la valeur proposée (Information Sheet 1 et 2, May 25, 2001). On notera que l'US-EPA référence dans sa base de données IRIS une VTR pour les seules hexachlorodibenzodioxines qui ne comprennent pas la dioxine de Seveso considérée comme la plus toxique.

Le mécanisme d'action cancérigène des dioxines est non génotoxique. Il est alors logique de construire une VTR à seuil pour l'ensemble des effets toxiques liés à ces substances. Par conséquent, nous n'avons pas retenu cette valeur d'ERU<sub>0</sub> dans la présente étude. C'est également l'approche préconisée par l'OPERSEI<sup>1</sup>.

### Utilisation d'un modèle de transfert multi-compartiment

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. Le code de calcul de BURGÉAP a été développé sous Excel qui est un outil simple mais suffisant d'après l'INERIS.

Les concentrations en dioxines via la chaîne alimentaire ont été évaluées en prenant des facteurs de bioconcentration (BCF) issus de la littérature. Ces derniers présentent une variabilité importante en fonction de la teneur en matière organique des sols, du pH, etc. et on note des variations parfois de plusieurs ordres de grandeur entre les valeurs présentées. En l'absence de mesures spécifiques sur le site, le choix réalisé se base sur les valeurs par défaut des modèles intégrés.

<sup>1</sup> Observatoire de pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact - [http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud\\_impact/634\\_ei.htm](http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/634_ei.htm)

Pour les dioxines, l'ingestion de viande (volaille) contribue à 84 % de la dose moyenne d'exposition. Ces données semblent cohérentes avec les informations fournies par l'AFSSA dans son dernier avis du 9 janvier 2006 relatif à l'évaluation de l'exposition de la population française aux dioxines, furanes et PCB de type dioxine. En effet, hormis les poissons et autres produits de la mer, les niveaux les plus élevés en dioxines sont retrouvés dans les produits carnés. La contamination des légumes est de l'ordre de 100 fois inférieur à celle de la viande.

#### **4) Conclusion sur le risque Dioxines**

Le quotient de danger sur l'ensemble du domaine d'étude hors périmètre des sites est inférieur à 1. Le quotient de danger au récepteur le plus impacté est de  $10^{-1}$ , inférieur à la valeur repère de 1.

Les incertitudes liées tant au terme source qu'au choix de la VTR ne sont pas de nature à modifier de façon considérable les résultats du risque.

Concernant le choix des BCF, l'approche retenue suit le principe de prudence et de proportionnalité (écartant les facteurs de bioconcentrations extrêmes).

En conclusion, les niveaux de risque lié aux dioxines sont inférieurs à la valeur repère.