

RAPPORT D'ÉTUDE  
N° DRA-10-109949-12423A

30/11/2010

**DRC27- Opération e**

**Bonnes pratiques pour l'utilisation des seuils de toxicité aiguë par inhalation dans le cadre des études réglementaires**

**Rapport final**

**INERIS**

maîtriser le risque |  
pour un développement durable |



DRC27- Opération e

# **Bonnes pratiques pour l'utilisation des seuils de toxicité aiguë par inhalation dans le cadre des études réglementaires**

Verneuil en Halatte, Oise

Liste des personnes ayant participé à l'étude :

F. Antoine, T. Pénélon, J.M. Vincent

## PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Étant donnée la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

	<b>Rédaction</b>	<b>Vérification</b>	<b>Approbation</b>
<b>NOM</b>	Thibault PENELON	Marie-Astrid SOENEN	Bernard PIQUETTE
<b>Qualité</b>	Ingénieur Unité Explosion-Dispersion Direction des Risques Accidentels	Déléguée Appui aux Pouvoirs Publics Direction des Risques Accidentels	Directeur Adjoint Direction des Risques Accidentels
<b>Visa</b>			

## TABLE DES MATIÈRES

<b>1. GLOSSAIRE</b> .....	<b>5</b>
<b>2. INTRODUCTION</b> .....	<b>9</b>
<b>3. APPROCHES UTILISEES POUR LA DETERMINATION DE DISTANCES D'EFFETS</b> .....	<b>11</b>
3.1 NOTION DE DOSE TOXIQUE.....	11
3.2 ÉVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU CHAMP DE CONCENTRATION .....	13
<b>4. BONNES PRATIQUES POUR LA DETERMINATION DE DISTANCES D'EFFETS DE TOXICITE AIGUË PAR INHALATION</b> .....	<b>17</b>
4.1 COMMENT DETERMINER LA DUREE D'EXPOSITION ?.....	18
4.2 COMMENT CHOISIR LE SEUIL DE CONCENTRATION TOXIQUE ASSOCIE A UNE DUREE DONNEE ? .....	19
4.3 COMMENT DETERMINER ET UTILISER UNE DOSE TOXIQUE SEUIL ?.....	22
4.4 COMMENT OBTENIR DES VALEURS SEUILS (DOSE OU CONCENTRATION) EN L'ABSENCE DE SEUILS TOXIQUES REGLEMENTAIRES FRANÇAIS ? .....	26
4.5 QUELLE VALEUR DE DUREE DE MOYENNAGE (« AVERAGING TIME ») RETENIR POUR LES CALCULS ? .....	27
4.6 À QUELLE HAUTEUR DOIT-ON DETERMINER LES DISTANCES D'EFFETS TOXIQUES ?	29
4.7 COMMENT DETERMINER LA TOXICITE D'UN MELANGE DE SUBSTANCES TOXIQUES ?	30
<b>5. CONCLUSION</b> .....	<b>33</b>
<b>6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>37</b>



## 1. GLOSSAIRE

**AEGL** : valeurs développées par l'US EPA pour divers temps d'exposition. Elles se décomposent en trois niveaux dont les définitions sont rappelées ci-dessous :

- **AEGL<sub>1</sub>** : Acute Exposure Guideline Level - concentration d'une substance chimique dans l'air (exprimée en ppm ou mg/m<sup>3</sup>) au-dessus de laquelle la population générale, individus sensibles inclus, pourrait présenter des signes d'inconfort notable, d'irritation ou tout autre signe non-sensoriel et asymptomatique. Ces effets sont transitoires, non-invalidants et réversibles après cessation de l'exposition.
- **AEGL<sub>2</sub>** : Acute Exposure Guideline Level - concentration d'une substance chimique dans l'air (exprimée en ppm ou mg/m<sup>3</sup>) au-dessus de laquelle des effets irréversibles, des effets nocifs sévères ou des effets adverses à long terme pourraient être observés au sein de la population générale, individus sensibles inclus.
- **AEGL<sub>3</sub>** : Acute Exposure Guideline Level - concentration d'une substance chimique dans l'air (exprimée en ppm ou mg/m<sup>3</sup>) au-dessus de laquelle des effets potentiellement mortels ou des décès pourraient survenir au sein de la population générale, individus sensibles inclus

**Averaging time** : Il s'agit d'une *durée de moyennage* employée dans les modèles de dispersion de type gaussien. Ce temps correspond à une correction numérique des concentrations moyennes calculées sur l'axe du nuage en fonction de la durée effective d'observation du nuage (= durée d'exposition pour les toxiques). Cette correction permet de tenir compte en particulier des fluctuations réelles de direction du vent autour de sa direction moyenne pendant la durée d'observation. Il est à noter que cette correction n'intervient dans les modèles de type intégral que dans la phase de dispersion passive (emploi d'un modèle gaussien)

**CFD** : "Computational Fluid Dynamics". Un code de calcul de type CFD est un outil de calcul basé sur la résolution numérique des équations de la mécanique des fluides.

**CL1(%)** : Concentration létale supposée provoquer la mort pour 1% de la population considérée exposée pendant un temps d'exposition donné

**CL5(%)** : Concentration létale supposée provoquer la mort pour 5% de la population considérée exposée pendant un temps d'exposition donné

**CL50(%)** : Concentration létale supposée provoquer la mort pour 50% de la population considérée exposée pendant un temps d'exposition donné

**ERPG** : valeurs développées par l'US AIHA pour un temps d'exposition d'une heure. Elles se décomposent en trois niveaux dont les définitions sont rappelées ci-dessous :

- **ERPG<sub>1</sub>** : Emergency Response Planification Guidelines - concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque

tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir davantage que des légers effets transitoires ou détecter d'une odeur

- **ERPG<sub>2</sub>** : Emergency Response Planification Guidelines - concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir ou développer d'effets irréversibles ou incapacitants
- **ERPG<sub>3</sub>** : Emergency Response Planification Guidelines - concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir ou développer d'effet menaçant sa vie

**GT** : Groupe de Travail dont l'initiative revient au Ministère de l'Écologie

**IDLH** : valeurs développées par le NIOSH (US) pour un temps d'exposition de 30 minutes. A noter que la définition a été modifiée en 1994, mais que toutes les valeurs n'ont pas été revues, aussi les deux séries de valeurs « coexistent » :

- **IDLH (1987)** : Immediately Dangerous to Life or Health – Définition de 1987 - Concentration maximale dans l'air jusqu'à laquelle une personne exposée pendant au plus 30 minutes peut fuir sans risquer d'effets irréversibles pour la santé
- **IDLH (1994)** : Immediately Dangerous to Life or Health – Définition de 1994 - Concentration maximale dans l'air jusqu'à laquelle un travailleur peut s'échapper sans risquer de mourir ou de ressentir des effets irréversibles sur la santé à la suite d'irritation respiratoire ou oculaire sévère et d'autres effets délétères (désorientation ou incoordination)

**LCLo** : Lethal Concentration Low - La plus faible concentration d'une substance dans l'air, autre que la CL50, qui a été relevée pour avoir provoqué la mort sur l'homme ou l'animal pour un temps d'exposition déterminé (c'est à dire inférieur à 24 heures dans le cas d'une toxicité aiguë ou supérieur à 24 heures dans le cas des autres types de toxicité) (ppm ou mg/m<sup>3</sup>)

**MEEDDAT** : Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (jusqu'en octobre 2010)

**MEDDTL** : Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (depuis octobre 2010)

**Modèle** : on parle ici de « modèle » (en particulier de « modèle de dispersion atmosphérique ») pour désigner le modèle numérique dérivé du modèle mathématique de représentation de la réalité physique (en particulier des mécanismes de dispersion atmosphérique)

**Outil de calcul/logiciel** : on parle ici indifféremment d'« outil de calcul » ou de « logiciel » pour désigner les outils numériques interfacés qui intègrent un ou plusieurs modèles permettant de représenter un phénomène physique donné (et ses effets, dans le cadre de la problématique des phénomènes dangereux)

**SEI** : Seuils des Effets Irréversibles - Concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer des effets irréversibles au sein de la population exposée

**SELS** : Seuil des Effets Létaux Significatifs - Concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer des effets létaux significatifs au sein de la population exposée (correspond à une CL<sub>5%</sub>)

**SPEL** : Seuil des Premiers Effets Létaux - Concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer les premiers effets létaux au sein de la population exposée (correspond à une CL<sub>1%</sub>).

**SER** : Seuil des Effets Réversibles - concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer des effets réversibles au sein de la population exposée.

.



## **2. INTRODUCTION**

Le présent guide fait suite au rapport INERIS « État des lieux et éléments critiques sur les méthodes d'utilisation des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation en France » paru en juillet 2008 [2].

Ce précédent rapport présente un état des lieux des pratiques d'utilisation des seuils de toxicité aiguë par inhalation dans le cadre de l'évaluation réglementaire des risques industriels en situation accidentelle (études de dangers).

À travers ce précédent rapport, il a été mis en lumière une grande partie des différentes pratiques, utilisées par les acteurs du domaine, pour quantifier les effets toxiques, générés sur d'éventuelles cibles humaines, lors de la dispersion dans l'atmosphère d'une ou plusieurs substances toxiques. Parmi ces pratiques identifiées, certaines sont valides d'un point de vue scientifique et technique ou acceptables d'un point de vue pragmatique parce qu'elles conduisent à des résultats prudents, d'autres en revanche sont à éviter, voire à proscrire.

Le présent guide complète le rapport d'état des lieux précédent dans l'analyse critique des différentes pratiques identifiées. Il se veut pragmatique, en indiquant clairement les bonnes pratiques d'utilisation des seuils de toxicité aiguë dans le domaine de l'évaluation des risques industriels en situation accidentelle, dans l'état actuel des connaissances. Ce document est à considérer comme une aide à l'utilisation appropriée des seuils de toxicité aiguë par inhalation plutôt que comme un guide contraignant.

Le document se décompose en deux parties.

En premier lieu, sont rappelées les deux approches possibles, pour déterminer des distances d'effets à partir d'un champ de concentration d'une substance toxique et des seuils de toxicité aiguë par inhalation, déjà identifiées dans le rapport d'état des lieux.

La deuxième partie traite des bonnes pratiques concernant les points suivants :

- le choix d'une concentration toxique seuil adaptée à une durée d'exposition donnée,
- la détermination et l'utilisation d'une dose toxique seuil,
- le choix de valeurs seuils (dose ou concentration) en l'absence de seuils toxiques réglementaires français,
- la détermination d'une durée d'exposition,
- le choix d'une valeur de *durée de moyennage* (« Averaging Time ») pour les calculs de dispersion atmosphérique,
- le choix de la hauteur de détermination des distances d'effets toxiques,
- l'évaluation de la toxicité d'un mélange de gaz toxiques.

Les approches exposées dans le document font ressortir 17 bonnes pratiques numérotées de **[BP1]** à **[BP17]**. Ces bonnes pratiques sont reportées en conclusion dans un tableau récapitulatif.



### **3. APPROCHES UTILISEES POUR LA DETERMINATION DE DISTANCES D'EFFETS**

Dans le cadre des études réglementaires, les outils de simulation de la dispersion dans l'atmosphère des substances toxiques sont capables de fournir un champ spatial de concentration moyenné dans le temps – c'est-à-dire qu'ils ne permettent pas en général de modéliser les fluctuations de concentration induites par la turbulence de jet et la turbulence atmosphérique. Certains outils de calcul de dispersion atmosphérique permettent en outre de représenter l'évolution temporelle du champ de concentration liée au transport du nuage toxique par le champ de vent moyen défini en entrée du modèle employé. C'est le cas des outils 3D complexes (CFD) mais aussi de quelques outils plus simples basés sur des modèles de type intégral.

Dans ce chapitre, sont abordées les approches qui permettent d'estimer des distances d'effets toxiques à partir :

- de l'évolution spatio-temporelle d'un champ de concentration d'une substance toxique donnée,
- des seuils de toxicité aiguë de la substance considérée.

En préalable, la notion de « dose toxique » est rappelée.

#### **3.1 NOTION DE DOSE TOXIQUE**

Lorsqu'une personne respire une atmosphère polluée par un produit toxique, les effets toxiques possibles sont définis comme étant l'apparition par exemple de la létalité (à faible probabilité), des malaises, de la toux...

Les effets toxiques résultant de l'émission dans l'atmosphère d'un produit toxique dépendent de la concentration ( $C$ ) du polluant émis dans l'atmosphère et de la durée d'exposition ( $t_{exp}$ ) à cette concentration.

Les effets varient également selon la sensibilité de la personne (âge, état de santé, facultés d'accoutumance...). Ainsi, pour un effet donné, les seuils de toxicité aiguë sont établis pour une population représentative<sup>1</sup>.

On admet *en première approximation* que les effets létaux et irréversibles suivent généralement la loi de Haber étendue, de la forme :

$$\text{Effet} = f(C^n \times t)$$

---

<sup>1</sup> Selon la méthodologie française, c'est la population « générale » qui est prise en compte pour la détermination des seuils de toxicité aiguë, c'est-à-dire que les populations hypersensibles ne sont pas incluses dans la population de référence (cf. [1]).

Cela revient à dire que pour :

- un effet toxique ( $E$ ) donné (létal ou irréversible),
- une substance toxique donnée,

il existe un nombre réel  $n$  tel que, quelle que soit la durée d'exposition ( $t_{exp}$ ) considérée, on peut trouver une concentration seuil  $C_{seuil}$  telle que  $C_{seuil}^n \times t_{exp} = cste = D_{Eseuil}$ . Cette quantité  $D_{Eseuil}$  est appelée « dose toxique seuil pour l'effet ( $E$ ) ».

Mathématiquement, la loi de Haber se traduit dans le plan  $(\ln(t_{exp}), \ln(C_{seuil}))$  par une droite de pente  $-1/n$ .

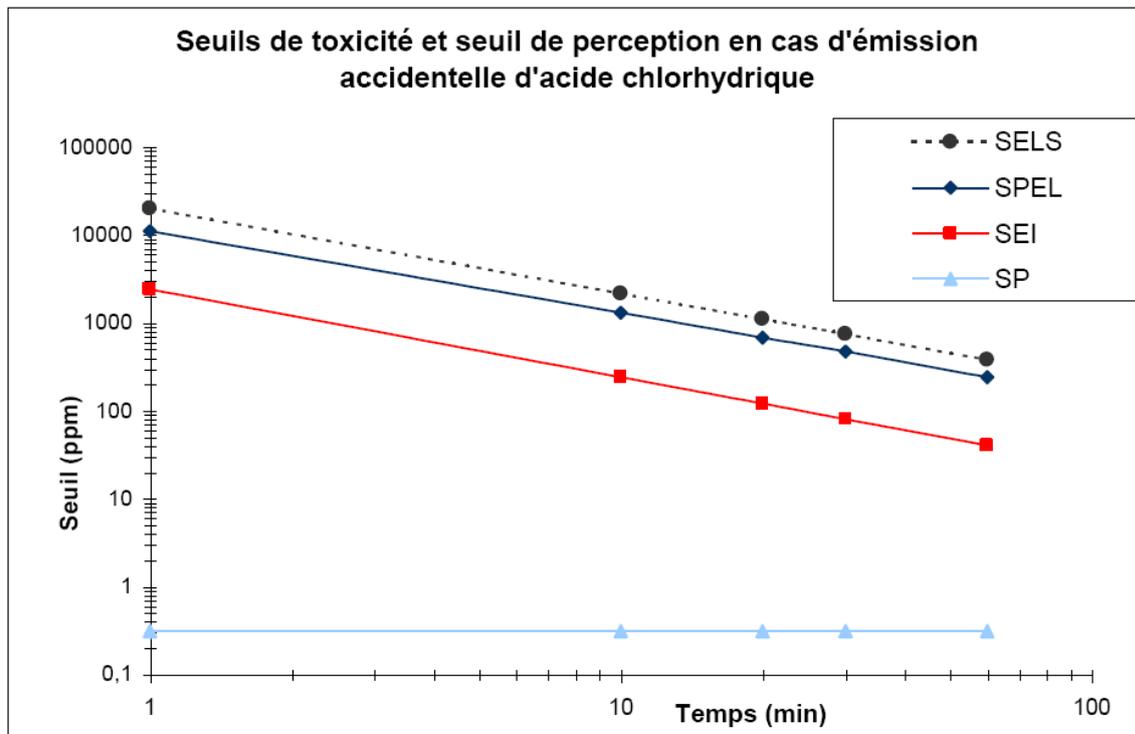


Figure 1. Illustration : droite de Haber dans le plan  $[\ln(t_{exp}), \ln(C_{seuil})]$  pour l'acide chlorhydrique entre 1 min et 60 min d'exposition (SP = seuil de perception. Il ne dépend pas de la durée d'exposition)

De façon schématique, plus la valeur de  $n$  est grande, plus la dose toxique est indépendante de la durée d'exposition  $t$  et à la limite, pour un  $n$  infini, la dose ne dépend plus que de la concentration.

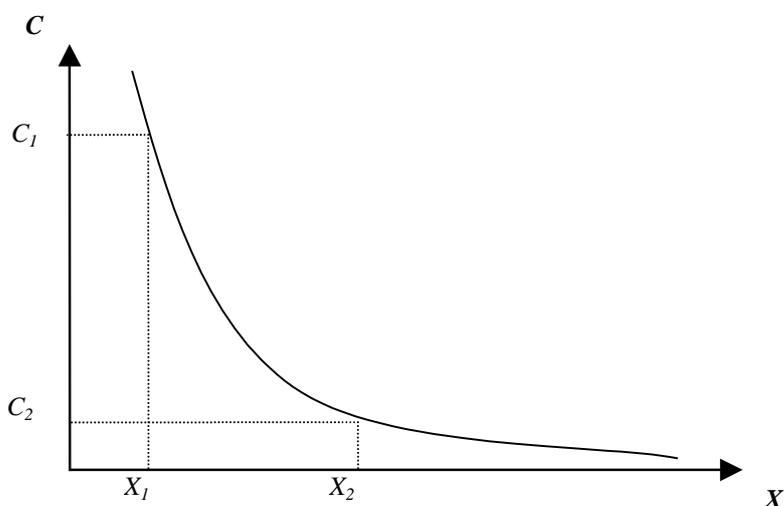
Il est à noter qu'en France, les seuils de toxicité aiguë par inhalation ont été déterminés par le passé pour des durées d'exposition entre 10 minutes et 60 ou 120 minutes, en général. Aujourd'hui, des seuils sont disponibles en France pour des durées entre 1 et 480 minutes d'exposition. Il est à noter que les valeurs en dessous de 10 minutes ont une validité toxicologique discutable du fait de la physiologie respiratoire et des apnées réflexes mises en jeu en cas d'exposition à des substances irritantes par inhalation.

Enfin, **il convient de préciser que les seuils de toxicité aiguë de certaines substances définis au niveau français ne vérifient pas la loi de Haber pour toutes les durées d'exposition.** Par exemple, les valeurs seuils déterminées en

2003 pour l'ammoniac à 1 minute et 3 minutes ne se situent pas sur la droite de Haber passant par les valeurs-seuils de 10 minutes à 60 minutes. Les valeurs seuils du phosgène pour 5% de létalité s'écartent également significativement de la loi de Haber<sup>2</sup>. Cependant, pour la plupart des substances, on peut trouver une droite qui passe au travers des points ( $\ln t_{exp}$ ,  $\ln C_{seuil}$ ), mais qui passe rarement exactement par tous les points, compte tenu des arrondis et avis d'experts qui peuvent « lisser » les valeurs seuils.

### 3.2 ÉVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU CHAMP DE CONCENTRATION

Pour déterminer des distances d'effets toxiques, il est donc nécessaire d'estimer les niveaux de concentrations dans l'espace et les durées d'exposition des cibles. Les différents champs de concentration calculés par un modèle simple de dispersion atmosphérique tel qu'employé dans les études réglementaires peuvent se représenter schématiquement par les figures 2 à 5 ci-dessous, selon que le rejet est de suffisamment longue durée pour que le nuage soit pratiquement établi (cf. figures 2 et 3) ou que le rejet soit de courte durée, de type « bouffée » (cf. figures 4 et 5).



**Figure 2. Évolution spatiale schématique de la concentration  $C$  en fonction de la distance  $X$  à la source d'émission, pour un rejet suffisamment long pour former un nuage établi.**

<sup>2</sup> Ne vérifient pas non plus la loi de Haber les valeurs-seuils disponibles à ce jour pour les substances suivantes, entre autres :

- Monoxyde de carbone (SEI, rupture de pente à 30', mais valeurs seuils en révision)
- Styène (SEL au-delà de 120', SEI)
- Acide acrylique (SEI : rupture de pente à 120')...

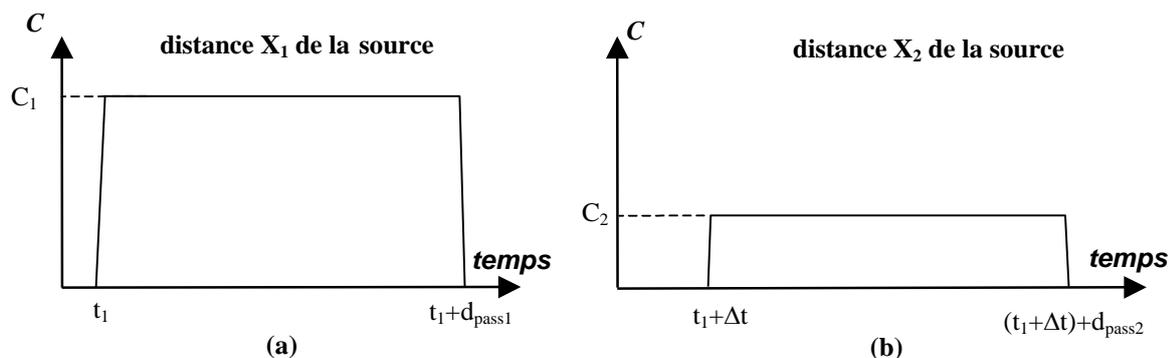


Figure 3. Évolution temporelle schématique de la concentration  $C$  aux distances (a)  $X_1$  et (b)  $X_2$  de la source ( $X_1 < X_2$ ), pour un rejet suffisamment long pour former un nuage établi.  $d_{pass1}$  et  $d_{pass2}$  représentent la durée de passage du nuage en  $X_1$  et  $X_2$ , respectivement.

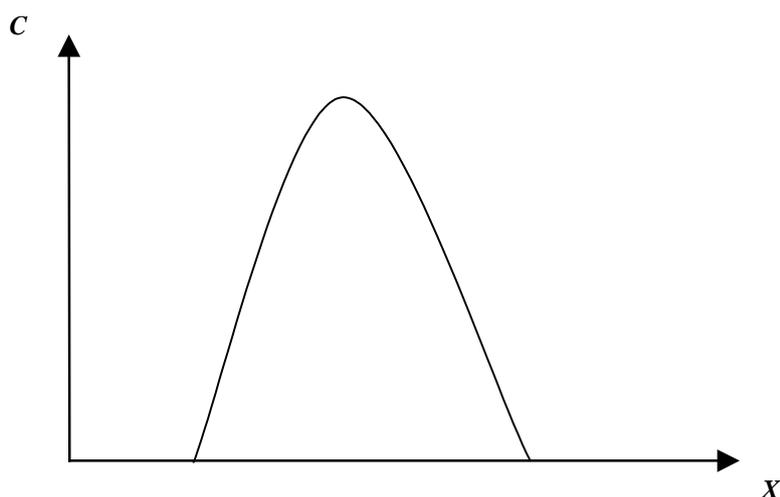


Figure 4. Évolution spatiale schématique de la concentration  $C$  en fonction de la distance  $X$  à la source d'émission, à un instant  $t$  donné, pour un rejet court (voire instantané) formant une bouffée.

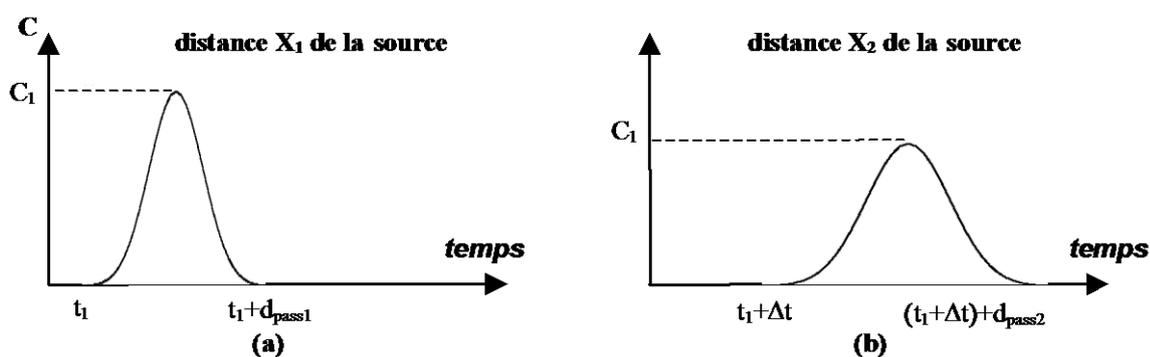


Figure 5. Évolution temporelle schématique de la concentration  $C$  aux distances (a)  $X_1$  et (b)  $X_2$  ( $X_1 < X_2$ ) de la source, pour un rejet court (voire instantané) formant une bouffée.

À partir de ces évolutions du champ de concentration de la substance toxique dans l'air, deux approches sont utilisables :

- si l'on a estimé la concentration moyenne et la durée d'exposition en un point de l'espace, l'approche la plus simple consiste à comparer la concentration moyenne estimée à une concentration seuil correspondant à

une durée d'exposition égale à la durée d'exposition estimée. Cette approche est particulièrement adaptée pour des rejets continus (panaches établis) ;

- lorsque la concentration calculée varie en fonction du temps à une distance donnée de la source (cf Figure 5), il est fréquent de faire appel au calcul de la dose toxique reçue par une cible pour la comparer à la dose toxique seuil pour un effet ( $E$ ) considéré. Cette seconde approche, cohérente avec la première, peut aussi être appliquée pour des rejets continus.

Le chapitre suivant détaille les bonnes pratiques destinées à appliquer ces deux méthodes de manière appropriée.



#### **4. BONNES PRATIQUES POUR LA DETERMINATION DE DISTANCES D'EFFETS DE TOXICITE AIGUË PAR INHALATION**

Le présent chapitre répertorie l'ensemble des bonnes pratiques (BP) qu'il convient d'appliquer pour, au final, évaluer correctement les distances d'effets toxiques générées par la dispersion dans l'atmosphère d'une ou plusieurs substances chimiques. Les bonnes pratiques, décrites ci-dessous, concernent :

- la détermination d'une durée d'exposition (4.1),
- le choix d'une concentration toxique seuil adaptée à une durée d'exposition donnée (4.2),
- la détermination et l'utilisation d'une dose toxique seuil (4.3),
- le choix de valeurs seuils (dose ou concentration) en l'absence de seuils toxiques réglementaires français (4.4),
- le choix d'une valeur de *durée de moyennage* (« Averaging Time ») pour les calculs de dispersion atmosphérique (4.5),
- le choix de la hauteur de détermination des distances d'effets toxiques (4.6),
- et enfin, l'évaluation de la toxicité d'un mélange de gaz toxiques (4.7).

#### 4.1 COMMENT DETERMINER LA DUREE D'EXPOSITION ?

Compte tenu du principe d'action toxique selon une relation dose-effet, une des deux grandeurs fondamentales à déterminer est la durée d'exposition de la cible à un ou plusieurs niveaux de concentration. Suivant le type de rejet, cette durée d'exposition est estimée de façon différente.

##### Rejet continu (cf. Figure 3) ou semi-continu

Considérer que la durée d'exposition d'une cible à un nuage toxique est égale à la durée de rejet est une approche acceptable pour des émissions de ce type **[BP1]**.

Cette méthode repose sur le principe

- qu'un rejet continu met autant de temps à se former qu'à disparaître, et qu'après la fin du rejet, le nuage dérive en se diluant suffisamment à son front pour que le niveau de concentration en tout point de l'espace ne dépasse jamais le niveau de concentration atteint lors de l'établissement du nuage,
- qu'une émission semi-continue est un rejet de durée insuffisante pour que s'établisse le nuage mais conduisant à former tout de même un nuage étendu longitudinalement plutôt qu'une bouffée.

##### Rejet instantané ou de très courte durée (cf. Figure 5)

Le nuage peut être assimilé à une bouffée de substance toxique. La bouffée se dilue de telle manière que sa durée de passage peut varier en fonction de la distance à la source. Pour ce type de rejet, il convient de prendre une durée d'exposition de la cible égale à la durée de passage du nuage toxique en un point de l'espace situé à une distance donnée du point de rejet **[BP2]**.

L'évolution de la concentration en fonction du temps en un point de l'espace implique l'utilisation de l'approche par la dose toxique plutôt que de l'approche par concentration seuil.

Il n'y a pas à notre connaissance d'approche forfaitaire permettant simplement, sans outil de calcul analytique ou numérique adéquat, d'estimer la durée de passage des bouffées en cours de dilution.

##### Rejets limités à une durée de 30 minutes

On se réfèrera à la Circulaire du 10 mai 2010 [5] sur ce sujet. Elle indique qu'un scénario de fuite de produit toxique dont la durée de rejet peut être physiquement supérieure à 30 minutes ne peut être écarté *a priori* de l'étude de dangers.

## 4.2 COMMENT CHOISIR LE SEUIL DE CONCENTRATION TOXIQUE ASSOCIE A UNE DUREE DONNEE ?

Entre deux valeurs de concentration seuil, définies dans la fiche ou le rapport de seuils de toxicité aiguë<sup>3</sup>

Lorsque la durée d'exposition évaluée est très proche d'une durée d'exposition citée dans la fiche de seuils de toxicité aiguë, l'utilisation de la concentration toxique seuil, associée à la durée d'exposition citée, est la méthode la plus immédiate **[BP3]**. Elle permet, en outre, d'éviter de déterminer :

- un paramètre supplémentaire, l'exposant « n » intrinsèque à une substance toxique et des effets toxiques identifiés, qui caractérise le poids de la concentration d'exposition par rapport à la durée d'exposition dans la toxicité de la substance, et dont la valeur n'est pas définie de manière officielle,
- un calcul de dose toxique seuil dépendant du paramètre « n » et des concentrations seuils.

De façon prudente, il convient de choisir un seuil toxique associé à une durée d'exposition, citée dans la fiche de seuils de toxicité aiguë, plus élevée que la durée d'exposition évaluée.

Cette méthode doit, par ailleurs, être adoptée lorsque la substance toxique ne vérifie pas la loi de Haber.

Si la durée d'exposition évaluée n'est pas réellement proche d'une durée d'exposition citée dans la fiche de toxicité aiguë, l'estimation par interpolation « en loi de puissance » d'une valeur de concentration seuil pour une durée d'exposition intermédiaire correspondant à la durée d'exposition évaluée, est pertinente **[BP4]**. Cette pratique revient à déterminer le point adéquat sur la droite de Haber  $\ln(C) = f(\ln(t_{exp}))$  par interpolation linéaire. Il faut s'assurer, néanmoins, que la substance mise en jeu suit la loi de Haber.

### En dessous de 1 ou 10 minutes

De façon générale, quelle que soit la substance, aucun seuil toxique n'a été défini pour des durées d'exposition inférieures à 1 minute. Par ailleurs, pour certaines substances toxiques, il n'existe pas de seuils de toxicité aiguë définis pour des durées d'exposition inférieures à 10 minutes<sup>4</sup>.

L'absence de définition de ces valeurs pose problème en cas de rejets de courte durée, voire très courts (ruine de petites capacités, ...) qui, même en champ

---

<sup>3</sup> Fiches et rapports disponibles sur le site internet de l'INERIS [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr) ou sur le site du MEDDTL <http://www.ecologie.gouv.fr/Seuils-de-toxicite-aigue-de.html>)

<sup>4</sup> À ce jour, on ne dispose pas de valeurs seuils en dessous d'une durée d'exposition de 10 minutes pour les substances suivantes notamment :

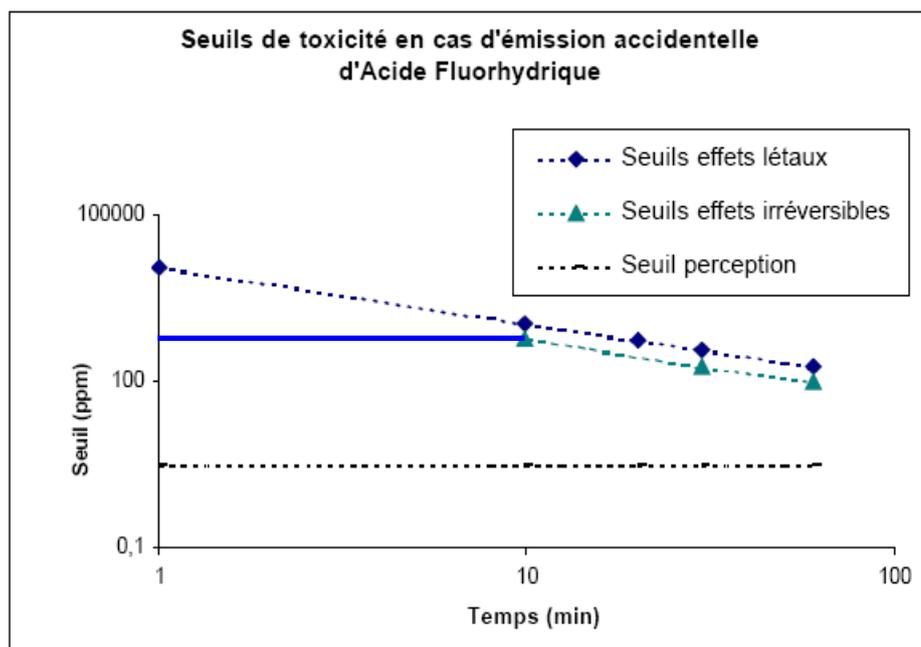
- Fluorure d'hydrogène (SEI, seuils de 2003),
- Formol (SEL/SEI, seuils de 2004 reprenant ceux de 1998),
- Monoxyde de carbone (SEL/SEI, seuils de 1998),
- Phénol (SEL/SEI, seuils de 2008 reprenant ceux de 1998),
- Phosphine (SEL/SEI, seuils de 2008),
- Styrène (SEL/SEI, seuils de 2003, durée minimale 15 min)
- TDI (SEL/SEI, seuils de 1998)...

lointain, peuvent générer des nuages toxiques dont la durée de passage à une distance donnée de la source reste inférieure à 1 ou 10 minutes.

Dans ce cas, il faut envisager de définir des valeurs seuils à retenir pour des durées inférieures, à partir des valeurs seuils définies pour 1 ou 10 minutes.

Pour ce faire, il est préconisé que les valeurs seuils soient « extrapolées » selon une droite horizontale. Cette approche assurément prudente revient à considérer qu'une exposition à la concentration seuil définie pour 1 minute ou 10 minutes d'exposition conduit aux mêmes effets qu'une exposition moindre à cette même concentration [BP5].

La figure suivante illustre la démarche décrite ci-dessus :



**Figure 6 : Extrapolation des concentrations seuils toxiques pour des durées d'exposition pour lesquelles il n'existe pas de concentrations seuils définies**

Par ailleurs, déterminer des concentrations toxiques seuils pour des durées d'exposition inférieures à la durée minimale pour laquelle une concentration seuil est disponible sur une fiche de seuils de toxicité aiguë, en extrapolant la loi de Haber, avec une valeur de  $n$  identique à la valeur utilisée pour des durées d'exposition plus longue, n'est pas acceptable.

En effet, l'absence de seuils toxiques pour des durées d'exposition inférieures résulte du fait d'un manque de données toxicologiques concernant la substance considérée. Or, dans certains cas comme l'ammoniac, il s'avère que la loi de Haber observe une rupture de pente ayant pour résultat deux valeurs différentes du paramètre  $n$ . Ainsi  $n$  peut être estimé égal à 4.2 pour des durées inférieures à 10 minutes et vaut 2 pour des durées supérieures [4]. Cet exemple montre clairement que l'extrapolation de la loi de Haber, pour des durées d'exposition plus courtes, avec une même valeur de  $n$  n'est pas nécessairement une démarche prudente.

L'extrapolation par une droite horizontale pour des durées d'exposition courtes n'est pas complètement satisfaisante, mais elle est préconisée faute de mieux car c'est la seule approche généralisable qui soit assurément prudente.

### Au-dessus de 60 ou 120 minutes

La méthodologie de détermination définie en 2007 conduit à estimer les valeurs-seuils jusqu'à 480 minutes (8 heures). Pour certaines substances dont les valeurs-seuils n'ont pas été révisées suite à la mise en place de cette nouvelle méthodologie, aucune valeur-seuil officielle au niveau national au-delà d'une heure ou deux heures d'exposition n'est disponible.

Dans ce cas, il n'est pas légitime d'extrapoler *a priori* la loi d'Haber – si tant est qu'elle soit vérifiée en-dessous d'une heure – sans connaissance toxicologique permettant d'évaluer la pertinence d'une telle démarche relativement à la substance considérée.

En l'absence de connaissances toxicologiques, il est conseillé de se tourner vers les seuils internationaux, par exemple les AEGL, déterminés en général pour 4 h et 8 h d'exposition. **[BP6]**.

Enfin, pour les substances dont la toxicité vérifie une relation dose-effet, et en l'absence d'arguments toxicologiques permettant de définir une valeur de « n » adaptée, on pourra retenir par défaut une valeur de « n » égale à  $\min(n_H, 1)$  pour extrapoler les valeurs vers des durées longues (où  $n_H$  est l'exposant de Haber pour les durées d'exposition inférieures).

### 4.3 COMMENT DETERMINER ET UTILISER UNE DOSE TOXIQUE SEUIL ?

Dans le cas de rejets atmosphériques toxiques impliquant une variation importante en fonction du temps de la concentration dans l'air, tels que les rejets instantanés, les rejets de courte durée, les rejets entraînant la formation d'une flaque ou des rejets à débit variable dans le temps, l'utilisation de seuils toxiques fixes est rendue difficile. Une approche, par calcul de dose toxique, est utilisée.

#### Utilisation de la loi de Haber

La prise en compte de la dose toxique reçue par la cible, à l'aide de la formule suivante (loi de Haber) :

$$I = \int C(t)^n \cdot dt$$

*I* : Intensité des effets (SEI ou SPEL ou SELS)

*C* : concentration d'exposition (ppm)

*n* : paramètre intrinsèque à une substance toxique et des effets recherchés

permet ainsi de tenir compte de la variation, en fonction du temps, de la concentration à laquelle est exposée la cible. Cette méthode s'avère, en effet, plus fine que l'utilisation d'une concentration toxique seuil associée à une durée d'exposition, pour estimer les distances d'effets [BP7].

Cependant, contrairement à l'approche **BP3**, l'application de cette méthode nécessite d'une part, que la substance vérifie correctement la loi de Haber et d'autre part, que l'on fasse appel à :

- un paramètre supplémentaire, l'exposant « n » intrinsèque à une substance toxique et des effets toxiques recherchés, qui caractérise le poids de la concentration d'exposition par rapport à la durée d'exposition dans la toxicité de la substance, et dont la valeur n'est pas définie de manière officielle,
- un calcul de dose toxique seuil dépendant du paramètre « n » et des concentrations seuils.

D'autre part, l'utilisation de cette démarche n'est pertinente que pour une durée d'exposition supérieure à la durée d'exposition minimale pour laquelle est défini un seuil d'effets toxiques et inférieure à la durée d'exposition maximale pour laquelle est défini un seuil d'effets toxiques.

En effet, l'utilisation de l'approche en dose toxique **BP7**, en-deçà et au-delà des durées d'exposition minimale et maximale pour lesquelles sont définies des concentrations toxiques seuils, **équivaut à réaliser implicitement une extrapolation par prolongement de la droite de Haber, ce qui n'est pas une démarche prudente.**

Ainsi, pour des durées courtes de passage de nuage toxique, il convient de retenir la distance d'effet la plus grande entre celle calculée sur la base du calcul de la dose toxique et celle calculée sur la base de la concentration-seuil (maximale) définie pour la durée d'exposition la plus courte (en général, 1 minute ou 10 minutes) [BP8].

### Exemple :

Soit un rejet de CO, formant une bouffée dont la durée de passage est estimée à environ 2 minutes.

La distance obtenue en calculant la dose toxique pour les effets irréversibles est de 210 m.

La distance à la concentration-seuil (maximale) pour la durée d'exposition la plus courte (10 min), soit 2600 ppm, est 240 m.

La distance à retenir finalement est 240 m, puisque le seuil de 2600 ppm est atteint à cette distance, même s'il n'est pas atteint assez longtemps pour induire que la dose reçue soit égale à la dose-seuil.

### Calcul du paramètre $n$

Le paramètre «  $n$  » n'étant pas défini sur les fiches toxiques officielles, il convient de l'estimer pour pouvoir réaliser des calculs de dose toxique **BP7**. Deux méthodes peuvent être utilisées :

- Soit est tracée la droite de régression à partir des points ( $\ln t_{exp}$ ,  $\ln C_{seuil}$ ) de la durée minimale à la durée maximale pour lesquelles une valeur seuil est disponible (par exemple, entre 1 minute et 60 minutes) **[BP9]**,
- Soit, si la durée d'exposition  $t_{exp}$  pour le scénario considéré est connue (approximativement), est tracée la pente locale de la droite entre les points correspondants aux durées d'exposition encadrant la durée d'exposition  $t_{exp}$  **[BP10]**.

Ces deux approches **BP9** et **BP10** donnent des résultats très similaires si la droite de Haber est bien vérifiée. L'approche **BP10** est acceptable mais n'est pas plus précise d'un point de vue toxicologique, du fait de la méthode de détermination des valeurs seuils et de ses incertitudes. En outre, la pratique **BP10** ne permet pas d'appliquer l'approche par dose toxique, car alors «  $n$  » peut varier en fonction des durées d'exposition choisies pour le déterminer. Néanmoins, la pratique **BP10** s'avère utile lorsque la loi de Haber n'est pas vérifiée et qu'une valeur-seuil intermédiaire doit être estimée.

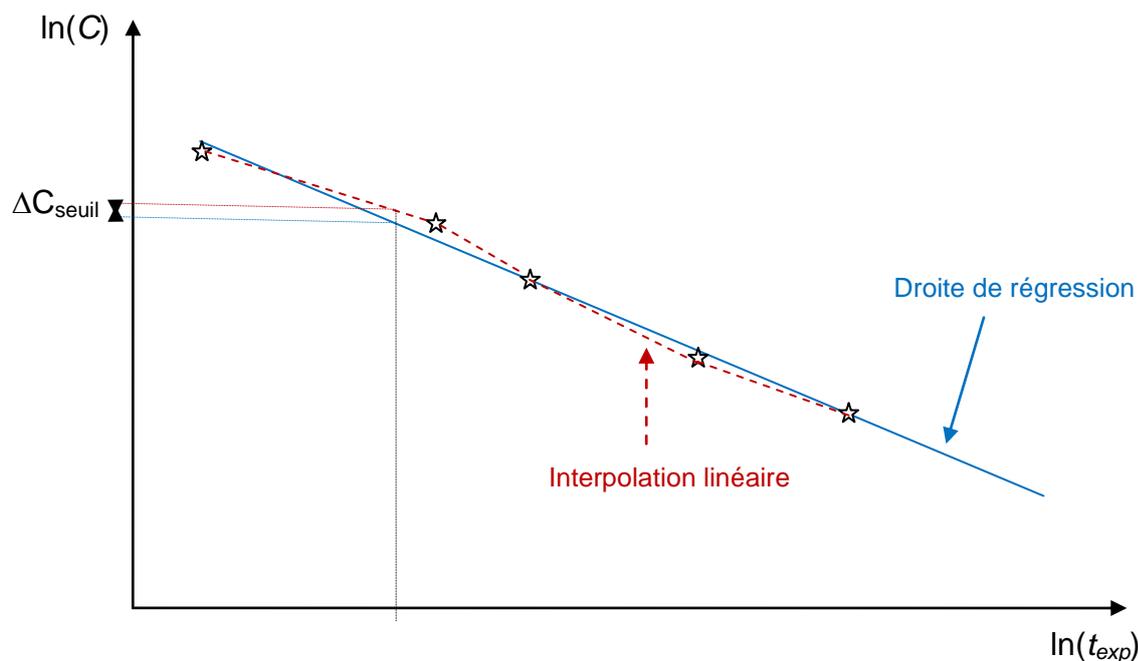


Figure 7. Illustration des pratiques BP9 (trait continu bleu) et BP10 (trait pointillé rouge).  $\Delta C_{seuil}$  indique l'écart entre les valeurs seuils interpolées selon l'une ou l'autre pratique. Cet écart est d'autant plus faible que les valeurs seuils officielles suivent la loi de Haber.

### Calcul de la dose toxique D

Une fois « n » déterminé, il faut alors calculer la dose toxique seuil  $D = C_{seuil}^n \times t_{exp}$ , de sorte que la droite ainsi définie passe au plus proche des valeurs seuils officielles. Si les seuils suivent bien la loi de Haber, la valeur de la dose toxique seuil est la même quelle que soit la durée d'exposition pour laquelle on la calcule. En revanche, les points sont rarement strictement alignés dans le plan  $(\ln t_{exp}, \ln C_{seuil})$ . Ainsi, il faut déterminer la dose seuil à partir de plusieurs valeurs possibles ( $C_{1min}^n \times 1$ ,  $C_{10min}^n \times 10$ ,  $C_{20min}^n \times 20$ ,  $C_{30min}^n \times 30$ , etc.). Deux méthodes de détermination de la dose toxique D sont acceptables :

- Soit est retenue la valeur minimale de l'ensemble des valeurs calculées. C'est l'approche la plus prudente **[BP11]**,
- Soit est conservée la valeur moyenne de l'ensemble des valeurs calculées **[BP12]**.

Il est à noter toutefois que dans bien des cas, l'impact du choix de la valeur parmi celles-ci sur les distances d'effets sera relativement faible au regard des autres incertitudes.

En cas de faible variabilité de la valeur de dose toxique seuil estimée à toutes les durées d'exposition, l'utilisation des approches **BP11** et **BP12** aboutit à des résultats similaires. Pour la plupart des produits toxiques pour lesquels sont définis des seuils de toxicité aiguë réglementaires français (SEI, SPEL et SELS), la variabilité concernant le calcul de la dose toxique seuil est très faible pour des durées d'exposition pouvant aller jusqu'à 120 minutes. En effet, la méthodologie

française de détermination des seuils de toxicité aiguë pour ces substances est fondée généralement sur l'hypothèse que la loi de Haber est vérifiée.

En cas de relativement forte variabilité, les pratiques **BP11** et **BP12** pourraient être toutes deux acceptables même si la première **BP11** reste la plus prudente. Une démarche au cas par cas serait à adopter. À ce jour, très peu de substances pour lesquelles il existe des seuils officiels français ne respectent pas ou peu la loi de Haber. Dans deux cas identifiés qui sont l'ammoniac (seuils de 2003) et le monoxyde de carbone (seuils de 1998), il convient de considérer qu'il n'y a pas de droite de Haber qui soit applicable à toutes les durées d'exposition mais qu'il y a une voire deux ruptures de pente pour un ou plusieurs effets toxiques possibles (cf. [4] pour l'ammoniac).

Il est également à noter que le cas des substances, liquides en conditions ambiantes, dernièrement évaluées (trichlorotoluène, méthacrylate d'allyle [MALLYL], alcool allylique, acrylate de 2-diméthylaminoéthyle [ADAME] et acrylate d'éthyle) qui présentent une rupture de pente – ou plutôt un « palier » – imposée par le choix des experts toxicologues de plafonner les valeurs de concentration seuil à la concentration de vapeur saturante de la substance à 20°C, selon la méthodologie française de détermination des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation.

N.B. : L'approche qui vise à retenir la valeur maximale de l'ensemble des valeurs de doses calculées constitue une démarche moins prudente. Cette dernière revient à se baser sur des valeurs seuils supérieures à celles validées par le groupe d'experts en toxicologie pour les durées d'exposition autres que celle avec laquelle on a calculé la dose toxique seuil. Cette approche peut conduire à s'écarter sensiblement des valeurs officielles existantes, dans le sens d'une réduction artificielle des distances d'effet ; **elle est, par conséquent, déconseillée.**

#### 4.4 COMMENT OBTENIR DES VALEURS SEUILS (DOSE OU CONCENTRATION) EN L'ABSENCE DE SEUILS TOXIQUES REGLEMENTAIRES FRANÇAIS ?

Il existe actuellement environ une quarantaine de substances toxiques pour lesquelles des valeurs officielles de seuils de toxicité aiguë sont établies selon la méthodologie française.

Cependant, parmi ces substances, les valeurs pour les trois seuils réglementaires (SEI, SPEL et SELS) ne sont parfois pas toutes déterminées. En outre, au-delà de cette quarantaine de substances, se pose le problème d'associer des valeurs de seuil de toxicité aux autres substances toxiques, dont les valeurs de seuils de toxicité aiguë ne sont pas déterminées au niveau français, pour les différents niveaux d'effets.

Différentes pratiques existent quant à la détermination de ces seuils de toxicité, que ce soit pour les effets irréversibles ou pour les effets létaux, à partir des valeurs de seuils de toxicité aiguë disponibles au niveau international (AEGL, ERPG, TEEL, IDLH). L'ensemble des bonnes pratiques liées à ce sujet est détaillé dans le *Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises* [3], disponible sur le site Internet de l'INERIS. Par conséquent, elles ne sont pas reprises dans ce document.

Seuls les deux points suivants sont ajoutés ici :

- en ce qui concerne l'utilisation des seuils IDLH pour estimer un équivalent du seuil des effets irréversibles (SEI), il n'est pas toujours pertinent de proscrire les valeurs d'IDLH révisées (1994-1995) au profit des valeurs d'origine (1987). En effet, les valeurs révisées l'ont été en général sur la base d'études plus récentes et mieux documentées. Dans tous les cas, l'avis d'un toxicologue peut permettre de trancher entre les deux valeurs. Les valeurs d'IDLH ont été conçues pour les situations d'urgence, avec des marges très importantes. Par conséquent, les valeurs retenues sont a priori très pénalisantes,
- retenir la valeur seuil CL<sub>50</sub> (*concentration létale 50%*), valeur calculée à partir de la concentration de produit supposée provoquer par inhalation (pour les mammifères) la mort de 50% de la population expérimentée pendant un temps d'exposition déterminé, comme « équivalent » des seuils d'effets létaux (SEL1% ou SEL5%) est une approche potentiellement très minorante en termes de distance d'effet. Cette approche n'est donc pas à retenir. L'utilisation de valeurs internationales est à privilégier.

#### 4.5 QUELLE VALEUR DE DUREE DE MOYENNAGE (« AVERAGING TIME ») RETENIR POUR LES CALCULS ?

La deuxième grandeur fondamentale à déterminer, compte tenu du même principe d'action toxique selon une relation dose-effet, concerne le niveau de concentration moyen ou l'évolution moyenne de concentration à laquelle est soumise la cible.

Pour l'évaluation des conséquences d'une émission de produits toxiques, les modèles couramment employés permettent de calculer uniquement des concentrations moyennes<sup>5</sup>. Cette limitation des modèles conduit généralement au calcul de dose suivant :  $I_{\text{moy}} = \bar{C}^n t_{\text{exp}}$ . Cette valeur, qui a le mérite d'exister, peut toutefois conduire à une estimation par défaut de la dose réellement reçue par la personne exposée, compte tenu des fluctuations spatio-temporelles de concentration qui existent au sein d'un nuage toxique au cours de sa dilution.

Certains modèles, en particulier les modèles de dispersion de type gaussien, permettent de prendre en compte de manière simplifiée les variations temporelles de concentrations au moyen du paramètre *durée de moyennage* (« Averaging Time »). Ce paramètre correspond à une correction des concentrations moyennes sur l'axe du nuage en fonction de la durée effective d'observation du nuage (donc de la durée d'exposition pour les toxiques), afin de tenir compte notamment des fluctuations de direction du vent<sup>6</sup> pendant la durée d'observation. Lorsque la *durée de moyennage* tend vers zéro, la valeur calculée tend en principe vers la valeur maximale qui pourrait être rencontrée en un point donné de l'espace. Si cette dernière valeur est retenue pour le calcul de la dose, cette méthode conduit plutôt à une majoration de la dose réellement reçue :  $I_{\text{max}} = C_{\text{max}}^n t_{\text{exp}}$ . A l'inverse, plus la valeur du paramètre est grande, plus la concentration moyenne estimée est faible.

Le choix de la *durée de moyennage* dans les modèles de type gaussien peut ainsi influencer significativement sur les distances d'effet.

Dans un outil de type intégral, la simulation de la phase passive de la dispersion atmosphérique est réalisée au moyen d'un modèle gaussien. Le paramètre de *durée de moyennage* aura donc une influence à partir du moment où la dispersion est traitée de manière passive, mais pas dans les phases de jet et de comportement de gaz dense.

##### Rejet continu ou semi-continu

Pour ce type de rejet, il convient d'adapter la *durée de moyennage* (« averaging time ») à la durée de passage du nuage, donc approximativement la durée de rejet jusqu'à une valeur limite au-delà de laquelle la méthode d'application de l'« averaging time » n'est plus considérée comme adaptée et risque de conduire à une sous-estimation des distances d'effet **[BP13]**. De façon prudente, l'INERIS préconise d'utiliser 600 secondes comme valeur limite maximale de *durée de*

<sup>5</sup> c'est-à-dire qu'ils ne calculent pas les fluctuations de concentration liées à la turbulence locale.

<sup>6</sup> car en réalité, le vent tend à battre autour d'une direction moyenne, ce qui induit une dilution supplémentaire par rapport au cas où le vent est orienté strictement dans une seule direction.

*moyennage* – en particulier lors de l’usage du logiciel PHAST<sup>7</sup>. Ce choix repose sur le fait que la plupart des modèles gaussiens ont été calés sur des essais de rejets d’une durée de l’ordre d’une dizaine de minutes, et que la méthode de lissage par le paramètre d’« averaging time » est artificielle et qu’elle est reconnue comme n’étant pas complètement satisfaisante ([6], [7]).

Cette question d’ajustement du paramètre d’« averaging time » au-delà de 10 minutes a été évoquée au sous-Groupe de Travail sur la modélisation des rejets d’ammoniac mais n’a pas fait l’objet d’un consensus entre les participants (cf. [4]). Certains proposent en effet, suivant en cela la proposition du concepteur du logiciel PHAST – qui reconnaît néanmoins que la formulation employée dans ce logiciel n’est pas pleinement satisfaisante [6] –, d’ajuster le paramètre d’« averaging time » à la durée d’exposition au nuage jusqu’à une valeur limite de 3600 secondes [9] (qui correspond à la durée d’exposition pour laquelle les valeurs d’ERPG sont définies).

Les distances d’effets seront d’autant plus influencées à ce choix que la phase passive de la dispersion atmosphérique sera longue.

N.B. : Sur quelques cas de rejets d’une heure (ammoniac et chlore) simulés avec le logiciel PHAST 6.4 [10], il a été observé que la distance d’effet peut être réduite de l’ordre de 15 à 20 % si l’on choisit comme limite haute de *durée de moyennage* la durée de 3600 secondes plutôt que de retenir 600 secondes.

#### Rejet instantané ou de courte durée

Dans ce cas, il convient d’adapter la *durée de moyennage* à la durée de passage du nuage toxique au point de l’espace où est située la cible, sans dépasser la valeur maximale préconisée (cf. 4.1 pour la détermination de la durée d’exposition). On pourra considérer comme limite inférieure de *durée de moyennage* la durée d’exposition minimale pour laquelle une valeur-seuil officielle française est déterminée pour la substance considérée (typiquement 1 minute).

De façon générale, il est fortement déconseillé d’utiliser une *durée de moyennage* supérieure à la durée de rejet pour une émission continue ou semi-continue ou supérieure au temps de passage du nuage/temps d’exposition pour un rejet instantané ou de courte durée. En effet, cette démarche aurait pour effet de sous-estimer la concentration toxique d’exposition à laquelle est soumise la cible.

N.B. : Cette sous-estimation a d’autant plus d’influence sur les distances d’effets que la valeur du paramètre  $n$ , associée à la substance et aux effets toxiques recherchés, est élevée.

Pour les substances dont la toxicité aiguë se traduit par  $n \gg 1$  (par exemple une substance à effet foudroyant), l’effet de toxicité induit dépend moins de la durée d’exposition que de la concentration d’exposition, donc la démarche d’ajustement de l’« averaging time » au temps de passage du nuage n’est plus adaptée. Il convient alors d’utiliser une *durée de moyennage* courte (typiquement 1 minute).

<sup>7</sup> Pour les versions du logiciel disponibles à fin 2009.

#### 4.6 À QUELLE HAUTEUR DOIT-ON DETERMINER LES DISTANCES D'EFFETS TOXIQUES ?

Selon la hauteur du rejet par rapport au sol et la densité du nuage par rapport à l'air ambiant (due à la température du produit rejeté, au taux d'aérosols entraînés ou à la densité intrinsèque du gaz), l'axe du panache est plus ou moins proche du sol. Ainsi, la concentration moyenne maximale dans le nuage, (située sur l'axe du panache) peut être atteinte à différentes hauteurs du sol sans être nécessairement à hauteur d'homme. Suivant le cas, il convient d'adopter différentes démarches de détermination des distances d'effets pour les cibles.

Dans le cas de dispersion de **nuage lourd** (par la nature des substances rejetées ou par effet de température faible) ou de dispersion de nuage **neutre à proximité du sol**, déterminer les distances d'effets à environ 1,5 m au-dessus du sol (soit approximativement à hauteur d'homme) est raisonnable [BP14]. Cependant, compte tenu de l'effondrement au sol d'un nuage lourd, les concentrations les plus élevées, donc les distances les plus élevées seront obtenues au niveau du sol. Ainsi, l'estimation de la distance d'effet à partir des concentrations au sol [BP15] est à privilégier par prudence dans le cas de nuages lourds. Notons néanmoins que l'écart de distance entre les pratiques **BP14** et **BP15** pour un nuage lourd sera très faible dans la plupart des cas..

Dans le cas de dispersion de **nuage moins dense que l'air** (par la nature des substances rejetées ou par effet de température élevée) ou de dispersion de **nuage neutre en hauteur**, il convient d'indiquer a minima les distances d'effets maximales atteintes tout en précisant la hauteur de l'axe du panache toxique lorsque ces distances sont atteintes [BP16]. Le fait d'indiquer seulement qu'aucun effet toxique n'est attendu au sol est en effet très réducteur : des enjeux particuliers à des hauteurs supérieures à 1.5 m peuvent être présents à proximité du site. A ce sujet, on pourra se référer à la Circulaire du 10 mai 2010 [5].

Par ailleurs, malgré l'absence d'enjeux particuliers en hauteur, dans le cas de rejets aboutissant à :

- un panache qui s'élève à quelques mètres au-dessus du sol (typiquement < 10 m),
  - des distances d'effets horizontales très grandes devant l'altitude du panache,
- il paraît plus prudent d'adopter la démarche **BP16**.

Considérons par exemple le cas d'une simulation de dispersion de toxique indiquant une distance d'effet toxique de l'ordre d'un kilomètre, avec un panache situé à une altitude de quelques mètres seulement, et une concentration au sol inférieure à celle recherchée. Il peut alors être jugé imprudent d'affirmer qu'un tel rejet ne puisse pas donner d'effets toxiques au sol en réalité, compte tenu des incertitudes liées à la modélisation. Une telle analyse ne pourra être menée qu'au cas par cas.

#### 4.7 COMMENT DETERMINER LA TOXICITE D'UN MELANGE DE SUBSTANCES TOXIQUES ?

En cas de mélanges de différentes substances toxiques, se pose le problème de la prise en compte de l'ensemble des effets toxiques. Ce domaine n'ayant pas fait l'objet d'avancées scientifiques particulières, il n'y a pas réellement de méthodes éprouvées dédiées à la résolution de ce genre de cas. Cependant, certaines approches existent.

##### Loi d'additivité [BP17]

Lorsque plusieurs substances chimiques toxiques sont en mélange, la loi d'additivité est recommandée, faute de mieux, pour déterminer un seuil « équivalent ». Cette loi est mieux adaptée *a priori* pour un mélange de toxiques ayant le même principe d'action (irritant local ou effet systémique). Toutefois, même s'il n'est pas recommandé sur le principe de « mélanger » des effets différents qui ne se cumulent pas toujours, il apparaît qu'elle donne des résultats conservatifs lorsqu'elle est appliquée à des mélanges de toxiques n'ayant pas le même principe d'action [8].

Ainsi, pour un mélange composé de  $m$  gaz différents avec une fraction massique ou volumique  $x_i$  (en %, avec  $\sum_{i=1}^m x_i = 100$ ) ayant respectivement une valeur-seuil  $Seuil_{i(E)}$  pour un effet  $E$  donné (grandeur respectivement massique [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] ou volumique [ppm]),

pour une durée d'exposition donnée,

un seuil « équivalent »  $Seuil_{eq(E)}$  pour cette même durée d'exposition peut être estimé à partir de la formulation suivante :

$$\frac{100}{Seuil_{eq(E)}} = \sum_{i=1}^m \frac{x_i}{Seuil_{i(E)}}$$

Cette expression permet, de manière simplifiée, d'une part de prendre en compte la toxicité spécifique à chaque gaz et d'autre part de « sommer » leurs toxicités respectives.

Cela revient à considérer qu'un effet toxique  $E$  est atteint si

$$\sum_{i=1}^m \left( \frac{C_i}{Seuil_{i(E)}} \right) \geq 1$$

où  $C_i$  désigne la concentration dans l'air de la substance indiquée  $i$ .

Bien que très utile, cette approche ne permet toutefois pas de prendre en compte les effets de synergie ou d'antagonisme éventuels, induits par la présence simultanée des différents gaz.

Le seuil « équivalent » calculé est une concentration massique ou volumique à comparer avec les champs de concentration calculés pour le mélange, qui est alors considéré comme un produit pur « équivalent » de masse volumique égale à la masse volumique moyenne du mélange. Cela suppose que le mélange reste homogène et de composition constante au cours de la dispersion.

De plus, il est important de se souvenir que le seuil « équivalent » ainsi déterminé n'est valable que pour une durée d'exposition donnée, qu'il convient de préciser dans les dossiers d'études. Si besoin, on pourrait imaginer d'effectuer le calcul pour plusieurs durées d'exposition pour définir une nouvelle loi de type  $C^n \cdot t = E$ , en calculant notamment un nouvel exposant  $n$  pour le mélange si la courbe  $\ln(C) = f(\ln(t))$  est une droite... Dans le cas contraire, il est nécessaire de calculer le seuil équivalent spécifiquement pour les durées d'exposition calculées.

On trouvera dans [8] une analyse approfondie sur ce sujet de la toxicité des mélanges.

**Attention** : sommer les rapports de doses toxiques  $\sum_{i=1}^m \left( \frac{D_i}{D_{Si(E)}} \right)$  n'est pas équivalent à sommer les rapports de concentrations, sauf si l'exposant de Haber « n » est égal à 1, auquel cas les deux expressions sont strictement identiques.

#### Peut-on ne retenir que la substance la plus toxique ?

La démarche qui consiste à ne considérer que la plus toxique des substances pose plusieurs questions : est-on certain qu'il s'agit de la plus toxique ? Qu'en est-il de la toxicité supplémentaire induite par les autres substances toxiques du mélange ? L'approche ne conduit-elle pas à trop sous-estimer le risque toxique ? Ou à le surestimer en négligeant la dilution initiale du plus toxique dans le panache (pour les fumées, cela peut s'observer) ? Une solution majorant le risque est de considérer que le mélange de toxiques n'est constitué que de la substance la plus toxique. Toutefois, dans certains cas, une telle démarche est bien trop pénalisante pour être retenue.

Signalons que ne retenir qu'une seule de ces substances réellement émises dès la phase de dispersion dans l'air peut modifier le comportement du nuage dans l'air, si les propriétés de densité de la substance « équivalente » retenue s'écartent significativement de celles du mélange réel.

#### Peut-on prendre en compte d'éventuelles réactions chimiques ?

Considérant les réactions chimiques avec des constituants de l'atmosphère, une approche prudente consiste à considérer que la réaction est complète si le produit de la réaction est plus toxique que le réactif, et que la réaction est négligeable si le réactif est plus toxique que le produit (exemples de réactions chimiques :  $\text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$ ,  $\text{BF}_3 \rightarrow \text{HF}$ ,  $\text{UF}_6 \rightarrow \text{HF}$ ,  $\text{HNO}_3 \rightarrow \text{NO}_2$ ...). Dans ce cas, il faut être attentif encore une fois aux modifications de comportement du nuage selon la substance retenue pour estimer la dispersion atmosphérique.

Notamment pour cette raison, il s'avère pertinent d'affiner l'approche en prenant en compte dans l'analyse la cinétique chimique des réactions. En cas de forte incertitude sur la cinétique de la réaction et les quantités de réactifs disponibles, il convient de s'assurer que les hypothèses retenues ne tendent pas à sous-estimer fortement le risque toxique. Par exemple, il serait imprudent de considérer que l'intégralité d'un réactif toxique réagit pour produire une substance moins toxique si en réalité une partie du réactif pourrait subsister dans l'atmosphère et augmenter ainsi la toxicité du nuage formé. La question est délicate et ne peut être traitée qu'au cas par cas.

Le cas des fumées d'incendie conduit à émettre des hypothèses sur les taux de conversion de certaines substances en d'autres substances par oxydation, ainsi que sur un taux de pré-dilution avec l'air ambiant.

## 5. CONCLUSION

Le présent rapport a répertorié un ensemble de bonnes pratiques visant à aider les acteurs de la maîtrise des risques industriels accidentels dans l'évaluation des risques liés à la toxicité aiguë par inhalation. Ces bonnes pratiques permettent de déterminer de manière appropriée des distances d'effets toxiques à partir d'un calcul de dispersion atmosphérique de substances toxiques émises accidentellement et des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation disponibles.

L'ensemble des bonnes pratiques concerne les points suivants :

- le choix d'une concentration toxique seuil adaptée à une durée d'exposition donnée,
- la détermination et l'utilisation d'une dose toxique seuil,
- le choix de valeurs seuils (dose ou concentration) en l'absence de seuils toxiques réglementaires français,
- la détermination d'une durée d'exposition,
- le choix d'une valeur de *durée de moyennage* (« Averaging Time ») pour les calculs de dispersion atmosphérique,
- le choix de la hauteur de détermination des distances d'effets toxiques,
- et enfin, l'évaluation de la toxicité d'un mélange de gaz toxiques.

Les bonnes pratiques indiquées dans ce document sont discutées et complétées, tout au long du rapport, par des remarques faisant état de certaines démarches, parfois régulièrement utilisées par certains acteurs du domaine, désormais à proscrire pour différentes raisons.

Ce guide vient en complément du rapport INERIS « État des lieux et éléments critiques sur les méthodes d'utilisation des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation en France » [2] accessible en ligne sur le site [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr).

En outre, le *Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises* » [3], également disponible sur [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr) depuis mai 2008, apporte des réponses aux questions concernant le choix de valeurs seuils en l'absence de seuils toxiques réglementaires français.

**Tableau de synthèse des bonnes pratiques identifiées dans le guide**

Thème	BP n°	Description	§	Remarques
Détermination des distances d'effets				
- Détermination de la durée d'exposition	<b>BP1</b>	Durée d'exposition = durée de rejet pour les rejets continus ou semi-continus	§ 4.1	Pratique couramment acceptée et acceptable.
	<b>BP2</b>	Durée d'exposition = durée de passage pour les bouffées (rejets instantanés)	§ 4.1	
- Détermination des distances d'effets par comparaison aux valeurs-seuils existantes	<b>BP3</b>	Comparaison du champ de concentration calculé à la valeur seuil correspondant à la durée d'exposition la plus proche de la durée d'exposition évaluée.	§ 4.2	Approximation : il vaut mieux majorer la durée d'exposition dans ce cas.
	<b>BP4</b>	Comparaison du champ de concentration calculé à la valeur seuil calculée par interpolation en « loi de puissance » de type $C^n t = cste$ (par interpolation linéaire entre les durées d'exposition encadrant la durée d'exposition effective sur la courbe $\ln(C) = f(\ln(t))$ )	§ 4.2	La loi de Haber doit être respectée par les valeurs seuils (attention aux ruptures de pente).
	<b>BP5</b>	Extrapolation avec une droite horizontale des valeurs seuils à des durées d'exposition inférieures à la durée minimale pour laquelle une valeur seuil officielle est disponible	§ 4.2	Approche prudente
	<b>BP6</b>	Extrapolation pour des durées d'exposition plus longues que la durée maximale pour laquelle une valeur seuil officielle est disponible : voir les AEGL par exemple	§ 4.2	-

Thème	BP n°	Description	§	Remarques	
Détermination des distances d'effet à partir d'un calcul de dose toxique	<b>BP7</b>	Approche par comparaison de la dose toxique calculée à la dose toxique seuil évaluée à partir des valeurs seuils disponibles	§ 4.3	Approche la plus adaptée en cas de débit variable ou de bouffée.	
	<b>BP8</b>	Choix de la distance maximale entre la distance calculée à partir de la dose toxique et la distance au seuil pour durée d'exposition la plus courte (1 min ou 10 min)	§ 4.3		
	- Calcul de l'exposant "n"	<b>BP9</b>	Calcul de la pente de la droite de régression sur tous les points disponibles ( $\ln(t_{exp})$ , $\ln(C_{seuil})$ )	§ 4.3	A priori, méthode la plus appropriée.
		<b>BP10</b>	Calcul de la pente locale autour de la durée d'exposition effective	§ 4.3	Méthode applicable, moins pertinente d'un point de vue toxicologique que BP6
	- Calcul de la dose toxique seuil	<b>BP11</b>	On retient la valeur minimale calculée parmi la distribution de valeurs de doses seuils calculées pour chaque durée d'exposition	§ 4.3	Approche prudente
		<b>BP12</b>	On retient la valeur moyenne calculée parmi la distribution de valeurs de doses seuils calculées pour chaque durée d'exposition	§ 4.3	Adapté si faible variabilité des doses calculées
Détermination du champ de concentration et de la durée d'exposition					
- Détermination du niveau de concentration ( <i>averaging time</i> )	<b>BP13</b>	Choix de la valeur d' <i>averaging time</i> égale à la durée d'exposition, (avec limite maximale $t_{avmax}$ )	§ 4.5	Limite maximale préconisée par INERIS : 600 s	
- Hauteur d'exposition	<b>BP14 à BP16</b>	Choix de la hauteur d'exposition : au sol, à 1,5 m ou sur l'axe du panache	§ 4.6	Selon densité du gaz, hauteur de rejet et enjeux.	
Mélanges de toxiques	<b>BP17</b>	Utilisation de la loi d'additivité classique	§ 4.7	Approche acceptée "faute de mieux".	



## 6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[1] INERIS, 2007

Méthodologie de détermination des valeurs seuils de toxicité aiguë françaises en cas d'émission accidentelle de substances chimiques dans l'atmosphère

*Rapport référencé INERIS – DRC-07-82347-07520A, disponible sur [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr).*

[2] INERIS, 2008

État des lieux et éléments critiques sur les méthodes d'utilisation des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation en France

*Rapport référencé INERIS – DRA-07-86409-13475A, disponible sur [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr)*

[3] INERIS, 2008

Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises

*Rapport référencé INERIS – DRC-08-94398-02798A, disponible sur [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr)*

[4] MEEDDAT, 2008

Recueil de bonnes pratiques liées à l'utilisation de logiciels de modélisation de la dispersion d'ammoniac

*Produit de sortie du groupe de travail national « Ammoniac », disponible sur <http://www.ecologie.gouv.fr/sites-a-hauts-risques-.html>*

[5] MEEDDM, 2010

Circulaire du 10 mai 2010 récapitulant les règles méthodologiques applicables aux études de dangers, à l'appréciation de la démarche de réduction du risque à la source et aux plans de prévention des risques technologiques (PPRT) dans les installations classées en application de la loi du 30 juillet 2003

*BO du MEEDDM n° 2010/12 du 10 juillet 2010*

[6] DNV SOFTWARE, 2005

UDM Theory document.

[7] Wilson D., 1995

Concentration fluctuations and averaging time in vapour clouds.

*CCPS, New York.*

[8] Commission Européenne, 2009

State of the Art Report on Mixture Toxicity – Final report

*Rapport établi pour la Commission Européenne, contrat No. 070307/2007/485103/ETU/D.1, 22 décembre 2009, 50 p.*

*[http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report\\_Mixture%20toxicity.pdf](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf)*

[9] Witlox H. W. M. (2005)

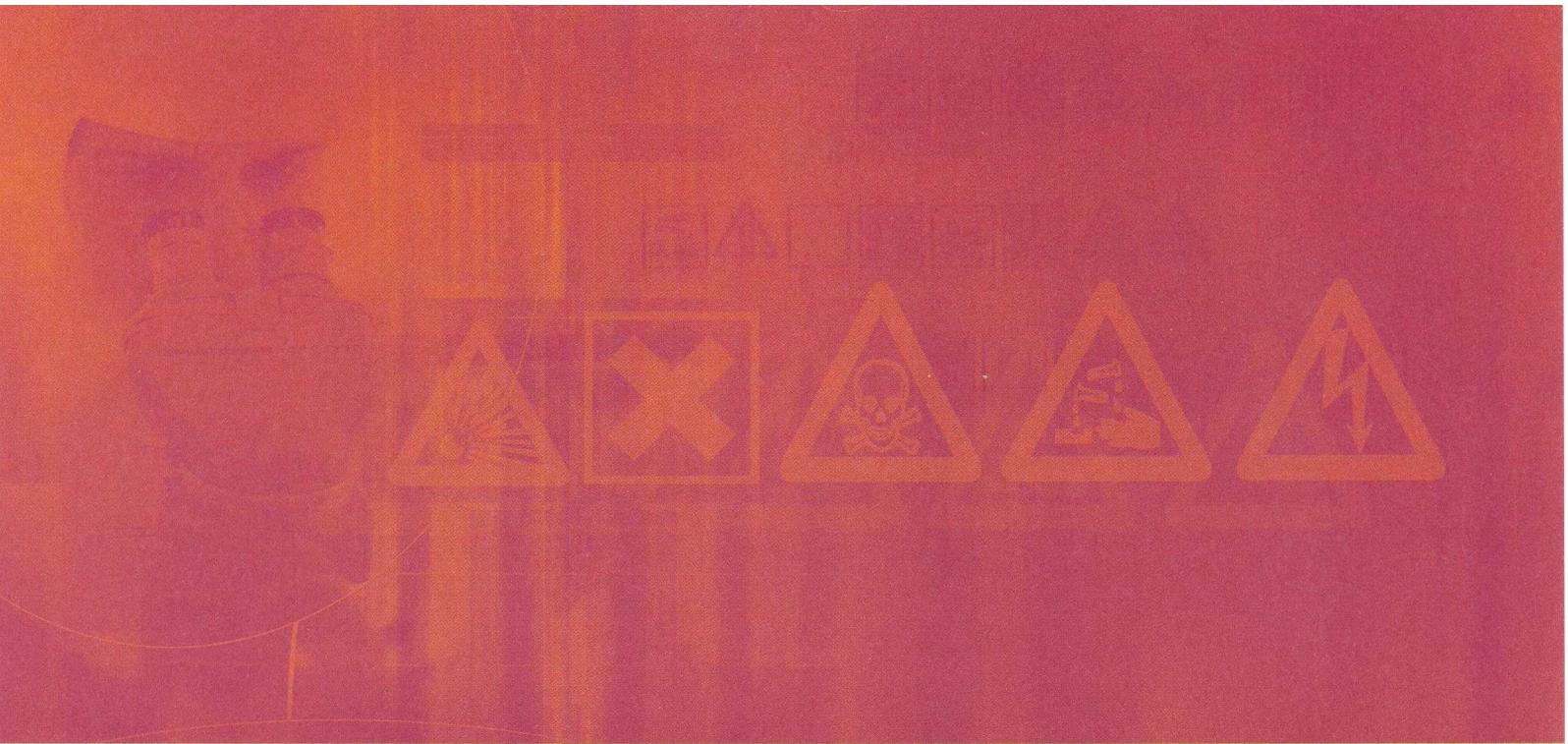
Averaging-time effects for toxic releases

*Rapport DNV, 12 p.*

[10] INERIS, 2010

Identification et quantification de l'influence des incertitudes, liées aux données et aux modèles utilisés, sur la détermination de distances d'effets toxiques – Programme EAT-DRC27.

*Rapport non publié à cette date.*



*maîtriser le risque  
pour un développement durable*

**Institut national de l'environnement industriel et des risques**

Parc Technologique Alata  
BP 2 - 60550 Verneuil-en-Halatte

Tél. : +33 (0)3 44 55 66 77 - Fax : +33 (0)3 44 55 66 99

**E-mail** : [ineris@ineris.fr](mailto:ineris@ineris.fr) - **Internet** : <http://www.ineris.fr>