

RAPPORT D'ÉTUDE  
N°DRA-07-86409-13475A

04/07/2008

**DRC27- Opération b**

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

**Rapport final**



## **DRC27- Opération b**

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

Verneuil en Halatte, Oise

Client : MEEDDAT

Liste des personnes ayant participé à l'étude :

T. Pénelon, A. Baulig, S. Tissot, G. Vincent

## PRÉAMBULE


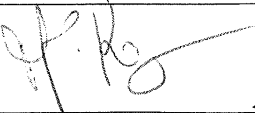
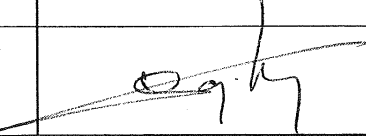
Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

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 équivalent 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>	T. PENELON	M.-A. KORDEK	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 MATIERES

<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 .....	12
3.3 Approche par comparaison des concentrations .....	14
3.4 Approche par la détermination d'une dose toxique .....	15
3.5 Comparaison des approches et analyse des pratiques.....	16
3.5.1 L'approche « concentration » et l'approche « dose » (Pr1 à Pr5).....	16
3.5.2 Estimation de l'exposant « n » de la loi de Haber.....	17
3.5.3 Calcul de la dose toxique seuil <i>D</i> .....	18
3.5.4 Extrapolation pour des durées inférieures à la durée minimale pour laquelle une valeur seuil est disponible .....	21
<b>4. CHOIX DES VALEURS DE SEUILS DE TOXICITE AIGUË PAR INHALATION</b> .....	<b>25</b>
4.1 Pratiques rencontrées .....	25
4.1.1 L'IDLH : le principal recours, historiquement .....	25
4.1.2 Seuils d'effets létaux.....	26
4.2 Critique des pratiques Pr14 à Pr19 .....	27
<b>5. DETERMINATION DE L'EXPOSITION DES CIBLES : DUREE ET CONCENTRATION</b> .....	<b>29</b>
5.1 Détermination de la durée d'exposition .....	29
5.2 Fluctuations de concentrations et exposition moyenne .....	30
5.3 Hauteur considérée pour l'exposition .....	31
5.4 Critique des pratiques Pr20 à Pr28 .....	31
<b>6. MELANGES DE SUBSTANCES TOXIQUES, REACTIONS CHIMIQUES</b> ....	<b>35</b>
6.1 Loi d'additivité et autres pratiques.....	35
6.2 Critique des pratiques Pr29 à Pr32 .....	36
<b>7. CONCLUSION</b> .....	<b>37</b>
<b>8. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>43</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'un temps de moyennage employé 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), afin 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 Guideline - 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 Guideline - 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>** : 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 MEEDDAT

**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 supérieure 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

**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**

Les seuils de toxicité aiguë sont nécessaires pour estimer, à partir du champ de concentrations d'une substance toxique dispersée dans l'atmosphère, des distances limites en deçà desquelles un effet toxique donné (effet léthal, effet irréversible ou effet réversible) est susceptible de survenir dans une population exposée.

Ce rapport, réalisé dans le cadre du programme EAT-DRC27, 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).

Cet état des lieux est basé sur :

- l'expérience de l'INERIS dans le domaine de l'évaluation des risques liés à la dispersion accidentelle de substances toxiques issue de sites industriels,
- des dossiers de tierce-expertise,
- des informations et des pratiques issues d'échanges dans des groupes de travail (GT) sectoriels.

Une analyse critique des pratiques exposées dans le rapport est proposée en parallèle, afin d'apporter les éléments de réflexion sur ce que pourraient être les meilleures pratiques de détermination et d'utilisation des seuils de toxicité aiguë dans le domaine de l'évaluation des risques industriels en situation accidentelle.

Le rapport se décompose en quatre parties.

En premier lieu sont exposées 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.

Ensuite, sont présentées quelques pratiques de choix des seuils de toxicité aiguë à retenir en l'absence de seuils officiels en France, rencontrées dans des études réglementaires

La troisième partie traite de la détermination de la durée d'exposition et de son utilisation pour déterminer si des effets toxiques peuvent survenir à une distance donnée de la source d'émission. Dans ce chapitre sont évoqués en particulier quelques paramètres intervenant dans la détermination des champs de concentrations et de leur évolution spatiale et temporelle.

Enfin, dans la dernière partie, nous abordons la question des mélanges de substances toxiques, en particulier pour estimer la toxicité des fumées d'incendie.

Pour plus de clarté, dans chacune des parties, les pratiques rencontrées sont identifiées sous la forme **Pr<sub>k</sub>**, où  $k = 1, 2, \dots$



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

Dans le cadre des études réglementaires, les outils de simulation de la dispersion 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, nous abordons 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 recherchés sont définis comme étant l'apparition 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 prises comme référence. *On entend par sujets « hypersensibles », un groupe de la population générale qui peut être considérée comme plus sensible qu'une population « normale » caractérisée par des adultes d'âge moyen en bonne santé. Chaque sous-population (ainsi que chaque individu au sein d'une sous-population) présente une sensibilité dépendante du produit chimique considéré :*

- ♦ pour les substances à effet local (par exemple les irritants) : asthmatiques, sujets atteints de broncho-pneumopathie chronique obstructive,
- ♦ pour les substances à effet systémique : nouveaux nés, enfants de moins de 2 ans (extrait de [1])

Cela revient à dire que pour :

- un effet toxique ( $E$ ) donné (léthal 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 ( $\ln(C)$ ,  $\ln(t_{exp})$ ) par une droite de pente  $-1/n$ .

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, les seuils sont disponibles officiellement pour des durées entre 1 et 480 minutes d'exposition. Ajoutons que les valeurs en dessous de 10 minutes ont une validité toxicologique discutable du fait de la physiologie respiratoire et les 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 de l'ammoniac à 1 minute et 3 minutes ne se situent pas sur la droite de Haber passant par les seuils de 10 min à 60 min. 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 ( $\ln C_{seuil}$ ,  $\ln t_{exp}$ ), qui passe toutefois 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 1 à 4 ci-dessous, selon que le rejet est de suffisamment longue durée pour que le nuage soit pratiquement établi (cf. figures 1 et 2) ou que le rejet soit de courte durée, de type « bouffée » (cf. figures 3 et 4).

---

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

- Monoxyde de carbone (SEI, rupture de pente à 30', mais valeurs seuils en révision)
- Styrène (SEL au-delà de 120 minutes, SEI)

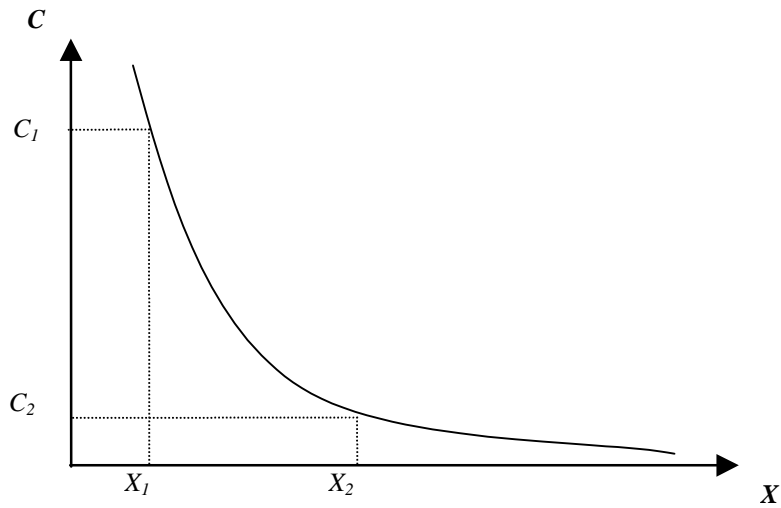


Figure 1. Évolution spatiale schématique de la concentration  $C$  en fonction de la distance  $X$  à la source d'émission, pour un rejet suffisamment long pour former un nuage établi.

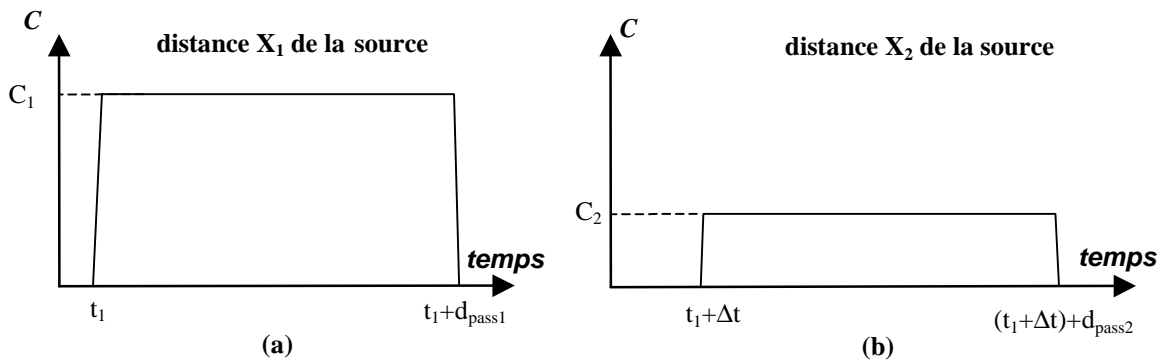


Figure 2. Évolution temporelle schématique de la concentration  $C$  aux distances (a)  $X_1$  et (b)  $X_2$  de la source, pour un rejet suffisamment long pour former un nuage établi.

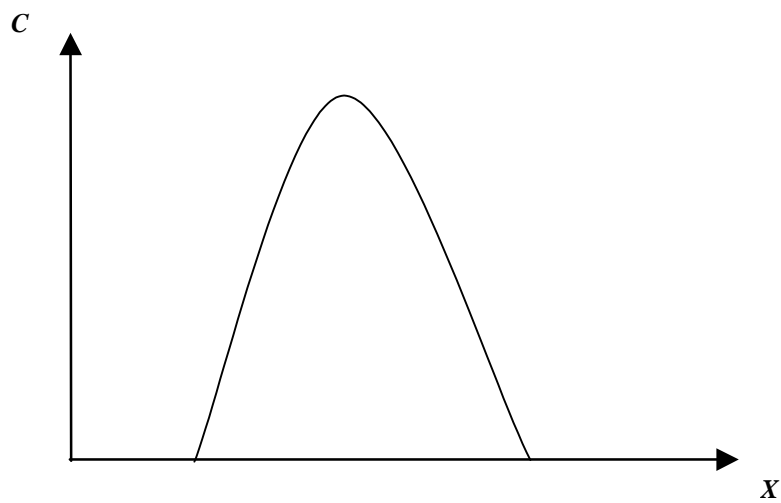


Figure 3. Évolution spatiale schématique de la concentration  $C$  en fonction de la distance  $X$  à la source d'émission, à un instant  $t$  donné, pour un rejet court (voire instantané) formant une bouffée.

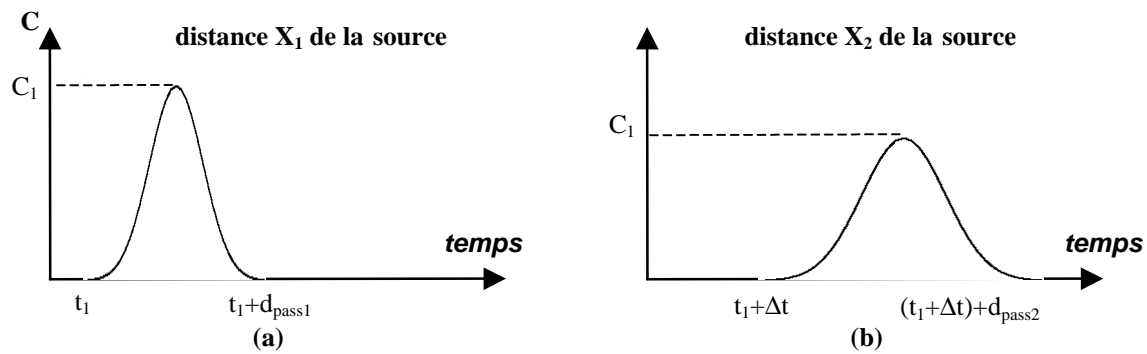


Figure 4. Évolution temporelle schématique de la concentration  $C$  aux distances (a)  $X_1$  et (b)  $X_2$  ( $X_1 < X_2$ ) de la source, pour un rejet court (voire instantané) formant une bouffée.

À partir de ces évolutions du champ de concentration de la substance toxique dans l'air, deux approches sont employées. Elles sont exposées dans les deux sous-chapitres suivants.

### 3.3 Approche par comparaison des concentrations

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



Si la durée d'exposition calculée ne correspond pas à une durée d'exposition pour laquelle une concentration seuil est disponible (par exemple, pour les seuils officiels français, en dehors de 1/10/20/30/60... minutes), quatre pratiques, notées Pr<sub>i</sub>, ont été rencontrées :

- **Pr1** : l'estimation par **interpolation linéaire** d'une valeur de concentration seuil pour la durée d'exposition intermédiaire correspondant à la durée d'exposition estimée. Cette pratique revient à interpoler « en loi de puissance » (Cf. Pr2) mais avec un n fixé arbitrairement à 1.
- **Pr2** : l'estimation par **interpolation « en loi de puissance »** (du type  $C^n t = \text{cte}$ ) d'une valeur de la concentration seuil pour la durée d'exposition intermédiaire correspondant à la durée d'exposition. Cette pratique revient à interpoler linéairement selon la courbe  $\ln(C) = f(\ln(t_{\text{exp}}))$  ;
- **Pr3** : la comparaison à la concentration seuil correspondant à **la durée d'exposition la plus proche de la durée d'exposition évaluée**. Il est souvent précisé dans ce cas-là que *l'on aurait les effets (E) si la durée d'exposition réelle était égale à la durée d'exposition pour laquelle le seuil est défini*.  
La pratique Pr3 est en particulier appliquée lorsque la durée d'exposition n'est connue que de manière très approximative.
- **Pr4** : La pratique Pr2 est parfois retenue pour **extrapoler des valeurs seuils à des durées d'exposition inférieures à la durée minimale** pour laquelle une concentration seuil est disponible (typiquement en dessous d'une minute, voire en dessous de 10 minutes, pour les seuils français).

Si le niveau de concentration en un point de l'espace varie au cours du temps d'après les calculs (exemple : rejet à débit variable, dilution d'une bouffée), l'approche par le calcul d'une dose toxique est souvent utilisée. Cette seconde approche, cohérente avec la première, est présentée au sous-chapitre qui suit. Notons toutefois que l'approche "dose toxique" peut aussi être appliquée pour des rejets continus (voir paragraphe 3.5.1).

### 3.4 Approche par la détermination d'une dose toxique

Lorsque la concentration calculée varie en fonction du temps à une distance donnée de la source (cf Figure 4, par exemple), il est désormais 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 (cf. sous-chapitre 3.1).

**Pr5** : La dose toxique reçue se calcule à partir de l'évolution de la concentration à une distance donnée de la source par l'expression :

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

On compare alors  $I$  et  $D_{E\text{seuil}} = C_{\text{seuil}}^n t_{\text{exp}}$  (qui ne dépend pas de la durée d'exposition si les seuils de la substance vérifient la loi de Haber, cf. sous-chapitre 3.1). Les effets (E) sont considérés atteints quand  $I > D_E$ .

Les cas où la concentration est susceptible d'évoluer dans le temps autrement que suivant un unique échelon de concentration sont les suivants :

- un rejet instantané (ruine de capacité, ...),
- un rejet de durée courte (typiquement jusqu'à quelques dizaines de secondes, avant que le nuage s'établisse),
- un rejet entraînant la formation d'une flaque qui contribue à son tour l'émission de toxique à l'atmosphère (on peut alors avoir une évolution schématique comme présenté dans la Figure 5),
- un débit de rejet variable dans le temps (effet de décompression, phase liquide suivie d'une phase gaz, ...).

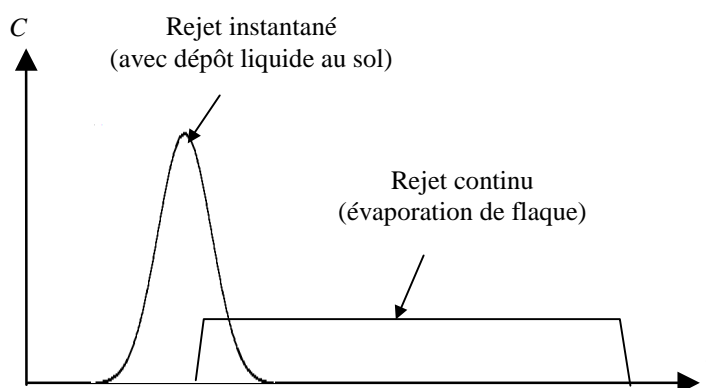


Figure 5. Évolution temporelle schématique de la concentration C à une distance X de la source, pour un rejet liquide ou de gaz liquéfié sous pression formant une flaque au sol.

### 3.5 Comparaison des approches et analyse des pratiques

#### 3.5.1 L'approche « concentration » et l'approche « dose » (Pr1 à Pr5)

La pratique **Pr1** consistant à obtenir une valeur seuil pour une durée d'exposition intermédiaire par interpolation linéaire entre deux valeurs seuil validées officiellement n'est pas correcte mathématiquement si « n » est différent de 1, puisque les seuils suivent alors une loi plutôt « en puissance » que linéaire. Il est plus pertinent, pour  $n \neq 1$ , d'interpoler linéairement dans le plan  $(\ln C_{seuil}, \ln t_{exp})$ , selon la méthode **Pr2**.

Dans le cas d'une évolution dans le temps de la concentration à laquelle une cible est exposée, la seconde approche (**Pr5**) s'avère plus fine pour estimer les distances d'effets, car elle permet de prendre en compte l'évolution du niveau de concentration dans l'air.

Dès lors que la cible est considérée soumise à un échelon de concentration constante pendant une durée pour laquelle un seuil est disponible (cf. Figure 2), l'approche par la dose toxique reçue et l'approche par comparaison des concentrations doivent fournir des distances d'effets semblables. Toutefois, dans un tel cas, l'approche par comparaison de la concentration estimée à la valeur seuil pour la durée de l'échelon de concentration est alors la méthode la plus immédiate et la plus fiable.

En effet, l'application de l'approche par la dose toxique 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, 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 (cf. 3.5.2)
- un calcul de dose toxique seuil dépendant du paramètre « n » et des concentrations seuils. (cf. 3.5.3)

Enfin, indépendamment du raisonnement en calcul ou en dose, se pose le problème de l'extrapolation à des durées inférieures à la durée minimale pour laquelle une valeur seuil est disponible. Ce point est développé au 3.5.4.

### 3.5.2 Estimation de l'exposant « n » de la loi de Haber

#### Calcul de $n$

Comme cela a été vu au sous-chapitre 3.1, pour une substance dont les seuils de toxicité vérifient la loi de Haber, la pente de la droite de Haber  $\ln(C_{seuil}) = \ln(t_{exp})$  vaut  $-1/n$ .

Compte tenu du fait que, pour une substance toxique donnée, les valeurs seuils ne sont jamais strictement alignées sur la droite « log/log », on peut déterminer « n » de plusieurs façons, l'objectif étant que la droite de Haber passe au plus près des valeurs seuils :

- **Pr6** : la droite de régression est tracée à partir des points ( $\ln C$ ,  $\ln t$ ) de la durée minimale à la durée maximale pour lesquelles une valeur seuil est disponible (par exemple, entre 1 minute et 60 minutes voire 480 minutes quand les données sont disponibles) ;
- **Pr7** : Si la durée d'exposition  $t_{exp}$  pour le scénario considéré est connue (approximativement), la pente locale de la droite est calculée entre les points correspondants aux durées d'exposition encadrant la durée d'exposition  $t_{exp}$ .

Les deux approches Pr6 et Pr7 donnent des résultats d'autant plus proches l'un de l'autre que la droite de Haber sera bien vérifiée par les valeurs-seuils disponibles pour la substance considérée. L'approche Pr7 est acceptable mais n'est souvent pas plus précise d'un point de vue toxicologique du fait des incertitudes attachées à la détermination des valeurs-seuil. En outre, elle ne permet pas une application de l'approche par dose toxique, car alors « n » varie en fonction de la durée d'exposition. Enfin, elle représente un raffinement de calcul plutôt fastidieux à mettre en œuvre s'il est systématique. Néanmoins, la pratique Pr7 s'avère utile lorsque la loi de Haber n'est pas vérifiée et qu'une valeur-seuil intermédiaire doit être estimée.

### 3.5.3 Calcul de la dose toxique seuil D

Une fois « n » calculé, il faut alors calculer la dose toxique seuil  $C_{seuil}^n \times t_{exp}$ , 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 ( $\ln C_{seuil}$ ,  $\ln t_{exp}$ ). 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.). En fonction du résultat de ces différents calculs, trois pratiques ont été identifiées :

- **Pr8** : la valeur minimale de l'ensemble des valeurs calculées est retenue. C'est l'approche la plus pénalisante ;
- **Pr9** : la valeur moyenne de l'ensemble des valeurs calculées est retenue ;
- **Pr10** : la valeur maximale de l'ensemble des valeurs calculées est retenue : cette approche est la moins prudente, car elle 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. Aussi cette approche est-elle à déconseiller car elle peut conduire à s'écarter sensiblement des valeurs officielles existantes.

Le choix le plus pertinent entre la Pr8 et la Pr9 dépend de la variabilité des valeurs obtenues pour la dose seuil (i.e. des résultats des différents calculs ( $C_{1min}^n \times 1$ ,  $C_{10min}^n \times 10$ ,  $C_{20min}^n \times 20$ ,  $C_{30min}^n \times 30$ , etc.)). Il semble pertinent d'opter pour la pratique Pr8 en cas de faible variabilité, tandis qu'il serait plus prudent d'opter pour la pratique Pr9 en cas de plus forte variabilité.

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.

#### **Exemple**

Pour l'ammoniac, les seuils de toxicité aiguë officiels sont indiqués dans le Tableau 1.

Durée d'exposition (min)	1	3	10	20	30	60
SELS (ppm)	28033	-	8833	6267	5133	3633
SPEL (ppm)	25300	14700	8200	5833	4767	3400
SEI (ppm)	1500	1000	866	612	500	354

Tableau 1. Seuils de toxicité aiguë officiels pour l'ammoniac (Rapport INERIS référencé INERIS-DRC-03-47021-ETSC- STi - 03DR035, août 2003)

Considérons les seuils des effets irréversibles. Si l'on calcule la droite de régression (Pr6), comme indiqué dans le Tableau 2, on trouve  $n \approx 3$  (avec un coefficient de détermination  $R^2$  de 0,96).

durée (s)	1	3	10	30	60
Conc. (ppm)	1500	1000	866	500	354
Régression linéaire	<b>nREG</b>	<b>R<sup>2</sup></b>			
	<b>2.9684</b>	<b>0.959698</b>			

Tableau 2. Calcul de « n » pour les valeurs seuils des effets irréversibles de l'ammoniac, par régression linéaire sur les valeurs seuils dans le plan ( $\ln C_{\text{seuil}}$ ,  $\ln t_{\text{exp}}$ )

En choisissant  $n = 3$ , on peut calculer la dose toxique à partir des valeurs seuils et des durées d'exposition. La relation de Haber n'étant pas strictement vérifiée, la valeur de la dose varie en fonction de la durée d'exposition choisie pour le calcul, comme l'indique le Tableau 3.

durée (s)	1	3	10	30	60	moyenne
Dose (ppm^n.min) avec n=3	3.4E+09	3.0E+09	6.5E+09	3.8E+09	2.7E+09	<b>3.9E+09</b>
			maximum		minimum	

Tableau 3. Calcul des valeurs de dose toxique seuil selon la durée d'exposition, avec  $n=3$

Le Tableau 4 présente les valeurs seuils calculées avec les Pr8 (cas1 : valeur minimale), Pr9 (cas 2 : valeur moyenne) et Pr10 (cas 3 : valeur maximale). La Figure 6 présente graphiquement ces mêmes résultats.

	Dose (ppm^n.min)	durée (s)	1	3	10	30	60
Cas 1	2.7E+09	Conc. (ppm)	<b>1392</b>	<b>965</b>	<b>646</b>	<b>448</b>	<b>356</b>
		erreur relative	-7.2%	-3.5%	-25.4%	-10.4%	0.5%
Cas 2	3.9E+09	Conc. (ppm)	<b>1574</b>	<b>1091</b>	<b>731</b>	<b>507</b>	<b>402</b>
		erreur relative	4.9%	9.1%	-15.6%	1.3%	13.6%
Cas 3	6.5E+09	Conc. (ppm)	<b>1866</b>	<b>1294</b>	<b>866</b>	<b>601</b>	<b>477</b>
		erreur relative	24.4%	29.4%	0.0%	20.1%	34.7%

Tableau 4. Calcul des valeurs seuils par lesquelles passe la loi de Haber définie par  $n=3$  et trois choix distincts de dose toxique seuil (Cas 1 : valeur minimum (Pr8), Cas 2 : valeur moyenne (Pr9), Cas 3 : valeur maximum (Pr10), en référence au Tableau 3).

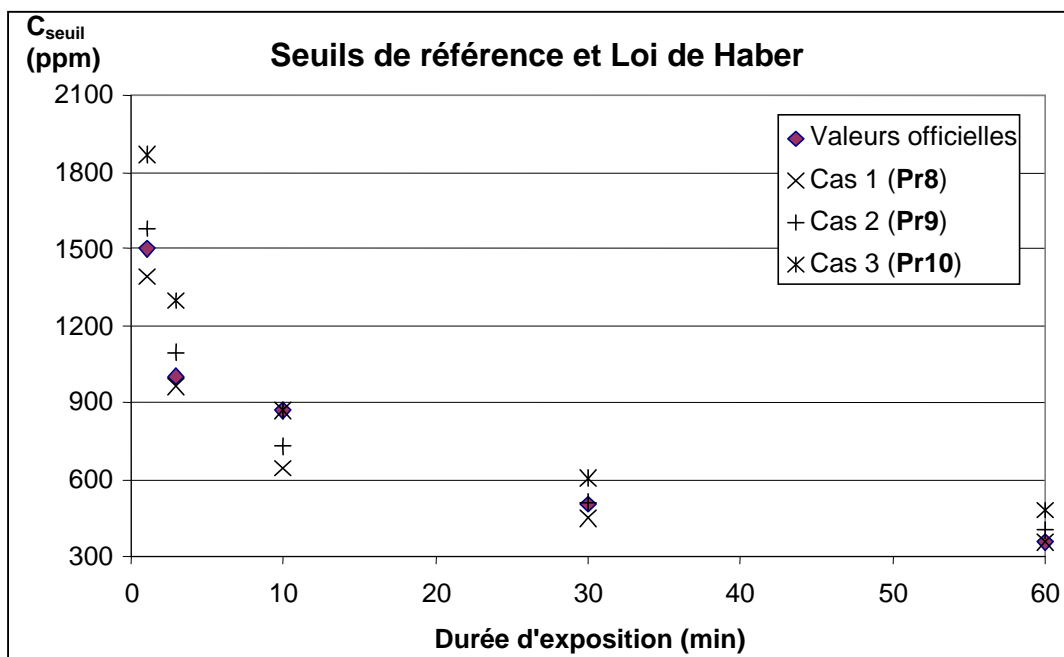


Figure 6. Graphe  $C_{seuil} = f(t_{exp})$  pour les valeurs officielles et les valeurs calculées selon les lois de Haber du Tableau 4 (cas 1 à 3)

Considérons l'exemple d'un rejet d'ammoniac lié à une rupture guillotine d'une canalisation de soutirage de wagon d'ammoniac liquéfié sous pression.

Le Tableau 5 présente les distances d'effets calculées avec le logiciel PHAST.6.4, pour une durée de rejet de 1 min, 10 min et 30 min, en utilisant l'approche par calcul de la dose reçue. Les doses toxiques seuils retenues sont celles présentées dans le Tableau 4 : valeur minimale (Pr8, cas 1), valeur moyenne (Pr9, cas 2) et valeur maximale (Pr10, cas 3). Dans ces trois cas, les durées d'exposition au nuage toxique sont considérées par le logiciel égales aux durées de rejet<sup>3</sup>. Les distances affichées pour le cas de référence ont été obtenues par comparaison de la concentration d'exposition avec la concentration seuil correspondant à la durée d'exposition au nuage toxique (en l'occurrence, 1 min, 10 min ou 30 min).

On voit ici l'importance du choix du couple {« n », dose toxique seuil}. Un choix mal adapté peut avoir une importance sensible sur les distances d'effets évaluées (près de 20% d'écart dans cet exemple).

	« n » / dose toxique seuil	1 min	écart	10 min	écart	30 min	écart
	<b>Référence</b>	<b>1480</b>	<b>/</b>	<b>1640</b>	<b>/</b>	<b>2680</b>	<b>/</b>
Cas 1/Pr8	3 / $2,7 \cdot 10^9$	1600	+8%	2150	+31%	2970	+11%
Cas 2/Pr9	3 / $3,9 \cdot 10^9$	1420	-4%	1900	+16%	2650	-1%
Cas 3/Pr10	3 / $6,5 \cdot 10^9$	1200	-19%	1640	0%	2270	+15%

Tableau 5. Distances d'effets calculées pour un rejet d'ammoniac avec l'approche par calcul de la dose toxique reçue, dans les cas 1, 2 et 3 exposés dans le Tableau 4. Sont indiqués les écarts entre la distance calculée dans les trois cas et la distance de référence.

<sup>3</sup> Cela sera discuté au chapitre 5.

Il est à noter que pour l'ammoniac, il est généralement considéré qu'il y a de fait une « rupture de pente » entre les valeurs seuils pour les effets irréversibles en dessous de 10 min et les valeurs au-dessus de 10 min. Ainsi, il conviendrait plutôt de considérer deux valeurs de « n », une pour des durées d'exposition inférieures à 10 minutes et une autre pour des durées d'exposition supérieures à 10 minutes, avec deux valeurs de doses toxiques seuils correspondantes, afin de s'assurer que la loi de Haber retenue ne s'écarte pas significativement des valeurs seuils officielles. À titre indicatif, retenir les couples [ $n=4,2$  ;  $D_{SEI} = 2,15.10^{13}$ ] entre 1 et 10 min et [ $n=2$  ;  $D_{SEI} = 7,5.10^6$ ] au-dessus de 10 min permet de respecter de manière satisfaisante les valeurs seuils officielles.

NB : La rupture de pente dans le cas de l'ammoniac s'explique par la manière dont les valeurs seuils ont été déterminées par le Groupe d'Experts en Toxicologie. En effet, les seuils à 1 et 3 min sont fondés sur une étude différente de l'étude sur laquelle a été déterminée la valeur seuil à 30 minutes, à partir de laquelle les valeurs seuils à 10, 20 et 60 minutes ont été extrapolées avec  $n=2$ . (cf. rapport INERIS "Seuils de toxicité aiguë –Ammoniac", référencé INERIS-DRC-03-47021-ETSC- STi - 03DR035, disponible sur [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr)).

#### **3.5.4 Extrapolation pour des durées inférieures à la durée minimale pour laquelle une valeur seuil est disponible**

Le besoin d'extrapoler se présente pour des cas de rejets (rejets de courte durée, typiquement inférieure à la minute, et rejets instantanés de type ruine) conduisant à la formation de nuages toxiques dont la durée de passage à une distance donnée de la source reste inférieure à la minute.

En effet, au niveau français, le Groupe d'experts en Toxicologie s'est efforcé à définir des valeurs seuils à une minute d'exposition pour la plupart des substances dont la toxicité aiguë a été évaluée depuis 2003, afin de faciliter les études de dangers et les décisions qui en découlent en termes de risques et de maîtrise de l'urbanisation. Rappelons toutefois que les valeurs en dessous de 10 minutes ont une validité toxicologique discutable du fait de la physiologie respiratoire et les apnées réflexes mises en jeu en cas d'exposition à des substances irritantes par inhalation.

Néanmoins, pour un certain nombre de substances toxiques, on ne dispose pas de valeurs seuils en dessous d'une durée d'exposition de 10 minutes, soit par exemple, à ce jour :

- 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),
- Styène (SEL/SEI, seuils de 2003, durée minimale 15 min)
- TDI (SEL/SEI, seuils de 1998).

Partons d'un exemple : le HF. Les seuils de toxicité aiguë du HF pour les effets irréversibles sont disponibles à partir de 10 minutes jusqu'à 60 minutes (cf. Tableau ).

Concentration	Temps (min.)				
	1	10	20	30	60
Seuil des effets létaux SEL · mg/m <sup>3</sup>	9 102	921	462	309	155
· ppm	11 100	1 123	563	377	189
Seuil des effets irréversibles SEI · mg/m <sup>3</sup>	ND	492	ND	164	82
· ppm	ND	600	ND	200	100

Tableau 6. Seuils de toxicité aiguë par inhalation du Fluorure d'hydrogène (Fiche INERIS – 03DR002.doc/Septembre2003)

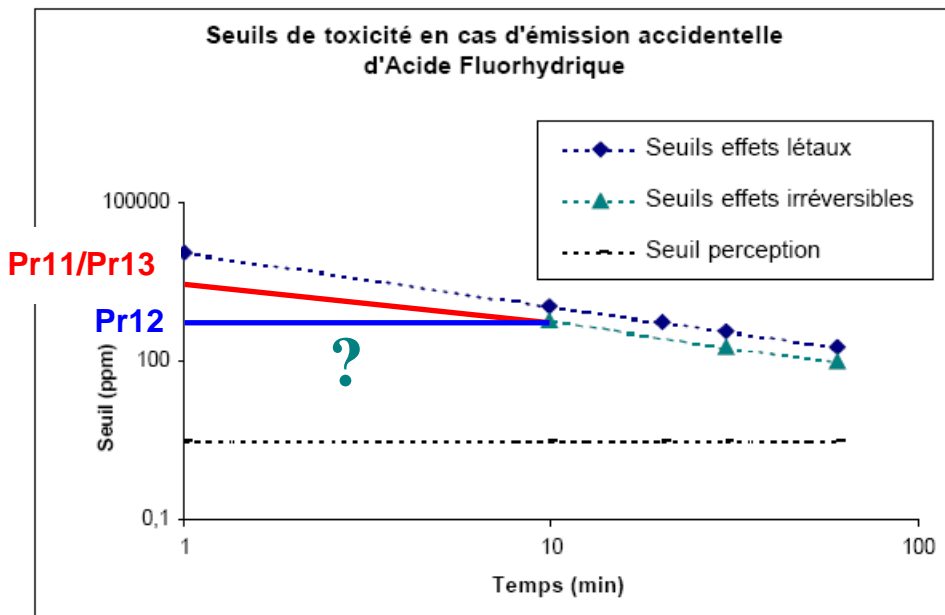
Quelle est alors la démarche à adopter pour des durées d'exposition plus courtes que 10 minutes ?

Les pratiques recensées sont (cf. schéma ci-dessous) :

**Pr11** : les valeurs seuils sont extrapolées selon la droite de Haber prolongée pour des durées inférieures (avec « n » déterminé par exemple par régression linéaire entre les points ( $\ln C_{\text{seuil}}$ ,  $\ln t_{\text{exp}}$ )). Pour l'exemple considéré, on retiendrait selon cette démarche une valeur seuil de 6000 ppm pour une minute d'exposition, avec  $n=1$  (calculé sur les trois points 10 min, 30 min et 60 min).

**Pr12** : les valeurs seuils sont extrapolées avec « n » infini, c'est-à-dire selon une droite horizontale. Pour l'exemple considéré, on retiendrait selon cette démarche une valeur seuil de 600 ppm pour une minute d'exposition. Cette approche assurément prudente revient à considérer qu'une exposition à la concentration seuil définie pour 10 minutes d'exposition (600 ppm) pendant  $\Delta t < 10$  min conduit aux mêmes effets qu'une exposition de 10 minutes à cette même concentration.

**Pr13** : l'approche « dose toxique » est appliquée en comparant la dose toxique reçue  $C^n t_{\text{exp}}$  estimée avec la dose toxique seuil calculée à partir des seuils disponibles (pour le HF,  $D_{\text{SEI}} = 6000 \text{ ppm}\cdot\text{min}$ ). L'application de cette démarche pour des durées d'exposition plus courtes que la durée d'exposition minimale pour laquelle un seuil est défini par le groupe d'experts en toxicologie revient strictement à extrapoler les valeurs seuils selon la droite de Haber (cf. **Pr11**).





Quel est l'impact de ces différentes options sur la distance aux effets irréversibles ?

Considérons un rejet de HF gazeux à 40°C dans l'atmosphère, avec un débit à la brèche de 0,4 kg/s pendant une minute. Le nuage concentré au-dessus de 600 ppm s'établit en moins d'une minute. La durée d'exposition des cibles aux concentrations au-dessus de 600 ppm est alors de l'ordre de la minute.

Les distances obtenues selon les différentes pratiques exposées précédemment sont les suivantes :

- **Pr11&Pr13** ( $C_{\text{seuil}}=6000$  ppm pour 1 min ou  $D_{SEI} = 6000$  ppm.min) : **40 m**,
- **Pr12** ( $C_{\text{seuil}}=600$  ppm pour 1 min) : **90 m**.

Ce cas illustre le fait qu'extrapoler les valeurs seuils pour des durées d'exposition faibles selon la droite de Haber (Pr11/Pr13) peut conduire à des distances significativement plus faibles qu'extrapoler avec «  $n$  infini » (Pr12). Dans le cas présenté, on constate un écart de plus d'un facteur 2. Pour des débits plus importants, les écarts peuvent s'avérer encore plus grands entre les deux approches.

Notons que lorsqu'une valeur seuil est définie pour une durée d'exposition d'une minute, l'écart entre les distances obtenues selon Pr11/Pr13 et Pr12 pour des durées d'exposition inférieures à la minute peut être sensible, mais il n'est plus nécessairement significatif au regard de l'ensemble des incertitudes entachant la démarche de simulation.

De fait, l'écart est d'autant plus grand entre les deux approches que la durée de passage estimée du nuage est courte par rapport à la plus courte durée d'exposition pour laquelle une valeur seuil est définie. En particulier, l'approche Pr12 peut paraître particulièrement pénalisante pour les cas de rejets de courte durée de substances toxiques dont les valeurs seuils ne sont pas définies en dessous d'une durée d'exposition de 10 minutes.

Cependant, d'un point de vue toxicologique, il n'est pas pertinent de dériver et d'utiliser des valeurs seuils pour des durées d'exposition courtes, en particulier en dessous de dix minutes d'exposition. En effet, l'exposition réelle pendant des durées courtes est extrêmement variable en fonction des réflexes physiologiques des individus et de leur rythme respiratoire pendant cette durée (inspiration consécutive à une apnée réflexe...), par conséquent la notion de seuil d'effet toxique pour une durée d'exposition inférieure ou de l'ordre de la minute n'a pas beaucoup de sens d'un point de vue scientifique. Enfin, les essais toxicologiques sur des durées courtes sont complexes à mettre en œuvre.

Ainsi, d'une manière générale, en l'absence de seuil officiel pour les courtes durées d'exposition dans le cadre de la démarche de maîtrise des risques accidentels, les toxicologues ne peuvent pas se prononcer d'une manière générale sur la méthode « la plus juste » pour prendre en compte les cas de courte exposition. Sans connaissance toxicologique particulière permettant de justifier une autre approche au cas par cas, l'approche visant à extrapoler avec une droite horizontale (Pr12) est a priori la seule qui soit assurément prudente pour toutes les substances.

Vis-à-vis de la maîtrise des risques accidentels dans le cadre réglementaire, il serait toutefois utile de confirmer quelle approche serait non pas "la plus juste" mais "la plus raisonnablement prudente" pour considérer la toxicité en cas d'expositions courtes à des nuages toxiques, suite par exemple à une concertation entre l'administration et les toxicologues du groupe d'experts en toxicologie.

## **4. CHOIX DES VALEURS DE SEUILS DE TOXICITE AIGUË PAR INHALATION**

Au niveau français, on recense actuellement une trentaine de substances pour lesquelles des seuils de toxicité aiguë par inhalation validés sont disponibles. Les seuils les mieux renseignés sont les seuils d'effets létaux. Par exemple, le chlorure de vinyle dispose de valeurs seuils pour les effets létaux tandis qu'aucune valeur française n'est disponible pour les effets irréversibles. Cela s'explique aisément par la plus grande difficulté d'observation des effets irréversibles par rapport aux effets létaux lors des campagnes expérimentales d'essais sur des animaux, conduisant à un manque de données statistiques pour la détermination de seuils représentatifs pour les effets irréversibles.

Ainsi, dans le cadre des études réglementaires, il arrive que l'analyse des risques montre que certaines substances toxiques sont susceptibles d'être émises accidentellement à l'atmosphère et d'induire des effets toxiques aigus par inhalation, mais que ces substances ne disposent pas de valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation.

Or, l'estimation des distances d'effets liés à la toxicité passe nécessairement par l'usage de seuils de toxicité aiguë. Nous relatons ici quelques pratiques visant à déterminer des valeurs seuils pour des substances qui n'en disposent pas au niveau français, à partir de seuils définis à l'étranger (aux Etats-Unis essentiellement).

### **4.1 Pratiques rencontrées**

#### **4.1.1 L'IDLH : le principal recours, historiquement**

Dans nombre de cas, en l'absence de seuils français, il est fait recours pour la détermination de SEI à la valeur d'IDLH, qui correspond grossièrement à une concentration susceptible de conduire à des effets irréversibles pour une durée d'exposition de 30 min. Cela s'explique par le caractère récent des autres valeurs seuils maintenant disponibles comme les ERPGs et les AEGLs

Les valeurs d'IDLH ayant été révisées en 1994-1995, deux jeux de valeurs sont disponibles : 1987 et 1994-1995.

**Pr14** : On trouve parfois, dans des dossiers toutefois peu récents, l'assertion selon laquelle les seuils IDLH révisés en 1994-1995 seraient à proscrire dans la mesure où la définition a complètement changé entre 1987 et 1994, au profit de la valeur d'IDLH avant révision.

**Pr15** : Pour des durées d'exposition inférieures ou égales à 30 minutes, l'estimation des effets irréversibles et létaux est effectuée en retenant pour valeur seuil directement la valeur de l'IDLH (autrement dit, "SELS = SPEL = SEI = IDLH"). Cette approche très pénalisante est souvent retenue pour le dioxyde de carbone intervenant dans les fumées d'incendie, pour lequel on ne dispose à ce jour que de l'IDLH comme seuil de toxicité aiguë par inhalation. L'impact d'une telle approche est réduit du fait que le CO<sub>2</sub> est peu toxique au regard des autres substances composant les fumées, par exemple l'acide cyanhydrique, l'acide chlorhydrique, le phosgène, etc.

**Pr16** : Certains optent pour une extrapolation du seuil IDLH à des durées d'exposition différentes de 30 min au moyen de la loi de Haber. Ceci requiert la détermination de l'exposant « n ». Trois pratiques sont exposées ici pour déterminer « n » :

- **Pr16a** : si une valeur de « n » est disponible pour les effets létaux, la même valeur est retenue pour les effets irréversibles (par exemple pour le chlorure de vinyle) ;
- **Pr16b** : la valeur de « n » retenue vient du « Green Book », tableau 5.3, chapitre 5, p.18 de la première édition [2] ;
- **Pr16c** : en l'absence de valeur spécifique proposée dans le « Green Book », la valeur  $n=2$  est retenue faute de mieux, selon la recommandation de ce même « Green Book ».

**Pr17a** : les valeurs seuils retenues sont celles disponibles au niveau international autres que l'IDLH (cf. Guide pratique [3]). Cette pratique est en développement.

#### 4.1.2 Seuils d'effets létaux

En l'absence de seuils d'effets létaux au niveau national, deux approches ont été recensées :

**Pr18** : la valeur seuil retenue pour les effets létaux est la valeur seuil LCLo (*lethal concentration low*), qui est définie comme 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.

La durée d'exposition pour laquelle la valeur seuil a été déterminée doit être précisée.

**Pr19** : la valeur seuil retenue pour les effets létaux est la valeur seuil CL50 (*concentration létale 50%*), qui est la 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.

Là encore, la durée d'exposition pour laquelle la valeur seuil a été déterminée doit être précisée.

**Pr17b** : les valeurs seuils retenues sont celles disponibles au niveau international (cf. *Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises* [3]). Cette pratique est en développement.

## 4.2 Critique des pratiques Pr14 à Pr19

Concernant la pratique **Pr14** : de l'avis des toxicologues de l'INERIS, il n'est pas pertinent de proscrire les valeurs d'IDLH révisées au profit des valeurs d'origine, considérant *a priori* que les valeurs révisées l'ont été en général sur la base d'études plus récentes et mieux documentées. Cela n'a toutefois pas été vérifié au cas par cas. Notons que les valeurs d'IDLH ont été conçues pour les situations d'urgence, avec des marges très importantes, donc les valeurs retenues sont *a priori* très pénalisantes.

La pratique **Pr15** est particulièrement pénalisante pour des durées inférieures à 30 min et pour les effets létaux. Toutefois, cette pratique peut permettre un calcul qui ne pourrait être mené sans valeur seuil.

Concernant la pratique **Pr16** : il est imprudent de chercher à extrapoler les valeurs seuils à partir d'une valeur d'IDLH et sur la base d'une valeur de « n » arbitraire, si ces « calculs » ne sont pas étayés par des éléments toxicologiques pertinents permettant de confirmer les tendances (relation dose-effet notamment).

Choisir un « n » pour les effets irréversibles égal à la valeur de « n » calculée pour les effets létaux n'est pas pertinent *a priori* d'un point de vue toxicologique, car une loi de probit est définie pour un effet donné (probabilité de létalité, en général) et n'est donc pas transposable automatiquement pour un autre effet. Cela est d'ailleurs précisé dans le « Green book » [2] souvent pris comme référence. Néanmoins, dans la démarche experte de détermination de seuils de toxicité aiguë, cette pratique est parfois appliquée par les experts toxicologues, faute de disposer de données toxicologiques suffisantes. C'est une pratique également proposée pour l'établissement de valeurs seuils provisoires dans le *Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises* [3].

Les pratiques **Pr16b/c** sont difficiles à justifier d'un point de vue toxicologique mais ont été longtemps retenues « faute de mieux ». Aujourd'hui, les valeurs de « n » recommandables en première approche seraient plutôt  $n=3$  pour des durées inférieures à celle pour laquelle on dispose d'une concentration seuil et  $n=1$  pour des durées supérieures (méthode intégrée dans la méthodologie française [1]).

La pratique **Pr18** est une approche prudente dans le sens où l'on se base alors sur une valeur de concentration indiquant les tous premiers effets létaux.

En revanche, la pratique **Pr19** qui consiste à retenir la valeur  $CL_{50}$  pour un « équivalent » des seuils d'effets létaux (SEL1% ou SEL5%) est une approche en général très minorante en termes de distance d'effet. Cette approche n'est donc pas à retenir, sachant que des valeurs internationales peuvent être prises en substitution (pratiques **Pr17a** et **Pr17b**)

Historiquement, les valeurs IDLH sont les premières valeurs seuils mises à disposition pour la toxicité aiguë par inhalation. C'est pourquoi les pratiques **Pr17a** et **Pr17b** se basant sur d'autres seuils (AEGs, ERPGs, ...) sont encore peu exploitées. Néanmoins, ces pratiques sont à privilégier. En effet, quand elles sont disponibles,

- les seuils ERPGs présentent l'intérêt de correspondre par leur définition à des effets létaux, irréversibles et réversibles pour une heure d'exposition,

- les seuils AEGLs présentent l'intérêt de correspondre à des effets létaux, irréversibles et réversibles pour plusieurs durées d'exposition (10, 30, 60, 240 et 480 minutes).

Les recommandations d'utilisation des seuils autres que français en l'absence de ces derniers sont développées dans le *Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises*, établi en 2008 dans le cadre du programme EAT-DRC27 [3].

Enfin, l'origine des valeurs seuils retenues n'est pas toujours clairement indiquée. Il est pourtant très important de **préciser l'origine des valeurs seuils retenues** afin de pouvoir juger de leur pertinence dans l'évaluation des distances d'effets.

## **5. DETERMINATION DE L'EXPOSITION DES CIBLES : DUREE ET CONCENTRATION**

Compte tenu du principe d'action toxique selon une relation dose-effet, deux grandeurs sont fondamentales à déterminer :

- le niveau de concentration moyen ou l'évolution de concentration à laquelle est soumise la cible,
- la durée d'exposition de la cible à ces niveaux de concentration. Il est toujours considéré que la durée d'exposition est égale à la durée de passage du nuage toxique au point de l'espace où se situe la cible sous le vent (cible fixe).

Ces deux aspects sont abordés dans les sous-chapitres qui suivent. Les pratiques exposées sont relatives à la modélisation de la dispersion plus qu'à l'utilisation des valeurs seuils. Il a toutefois paru intéressant de les évoquer dans ce rapport.

### **5.1 Détermination de la durée d'exposition**

Pour un rejet continu (cf. Figure 2), c'est-à-dire un rejet suffisamment durable pour former un nuage pratiquement établi, les pratiques recensées sont les suivantes :

**Pr20** : il est considéré en première approche que la durée d'exposition de la cible est égale à la durée du rejet. Cette approche consiste à supposer que le nuage 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.

La cible est alors soumise à un échelon de concentrations fluctuant autour d'une concentration moyenne.

**Pr21** : Pour des durées de rejets longues (vidange de grosses capacités, évaporation de flaques...), il est souvent retenu une durée de rejet limitée à 30 minutes, sans que soit avancée de justification.

Pour un rejet instantané ou de très courte durée (cf. Figures 3 et 4), le nuage peut alors 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, les pratiques recensées sont les suivantes :

**Pr22** : Certains outils de calcul, de type intégral ou CFD, permettent de simuler l'évolution spatio-temporelle d'une bouffée. Ainsi, la durée de passage de la bouffée en un point donné de l'espace est en général déterminée par la simulation. 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 adéquat, d'estimer la durée de passage des bouffées en cours de dilution.

**Pr23** : Dans certains cas de vidange de canalisations (ex : rupture guillotine avec un rejet continu en amont et décompression rapide en aval, brèche importante sur une canalisation de gaz sous haute pression), il se produit une décompression très rapide d'une partie du contenu de la canalisation, qui conduit au rejet d'une bouffée toxique (moins de quelques secondes de rejet à fort débit). Une telle bouffée est parfois négligée par rapport au rejet continu qui suit, de débit plus faible mais de durée beaucoup plus longue.

**Pr24** : Pour un rejet semi-continu, c'est-à-dire de durée insuffisante pour que s'établisse le nuage mais conduisant à former tout de même un nuage étendu longitudinalement plutôt qu'une bouffée, l'approche retenue est en général de considérer que la durée d'exposition est égale à la durée de rejet comme dans le cas d'un rejet continu.

## 5.2 Fluctuations de concentrations et exposition moyenne

Pour l'évaluation des conséquences d'une émission de produits toxiques, les modèles couramment employés permettent de calculer uniquement des concentrations moyennes. Cette limitation des modèles conduit généralement au calcul de dose suivant :  $I_{moy} = \bar{C}^n t_{exp}$ . 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 prévisibles 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 *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 pendant la durée d'observation. Lorsque ce temps 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 :  $I_{max} = C_{max}^n t_{exp}$ . A l'inverse, plus la valeur du paramètre est grande, plus la concentration moyenne estimée est faible.

La dose réellement reçue se situerait donc entre les deux valeurs déterminées précédemment,  $I_{moy}$  et  $I_{max}$ .

Le choix de l'*averaging time* dans les modèles de type gaussien peut ainsi influencer significativement sur les distances d'effet. Trois pratiques ont été constatées :

**Pr25a** : La valeur de l'*averaging time* retenue est à peu près égale à la durée de passage du nuage, donc à la durée de rejet pour les rejets continus et semi-continus, quelle que soit la durée de rejet jusqu'à une heure. Au-delà d'une heure, la valeur de l'*averaging time* est choisie égal à 3600 s.

**Pr25b** : La valeur de l'*averaging time* retenue est à peu près égale à la durée de passage du nuage, donc à la durée de rejet pour les rejets continus et semi-continus, avec une valeur maximale de 600 s.



**Pr25c** : La valeur de l'*averaging time* est toujours retenue égale à 600 s pour la dispersion de substances toxiques.

### 5.3 Hauteur considérée pour l'exposition

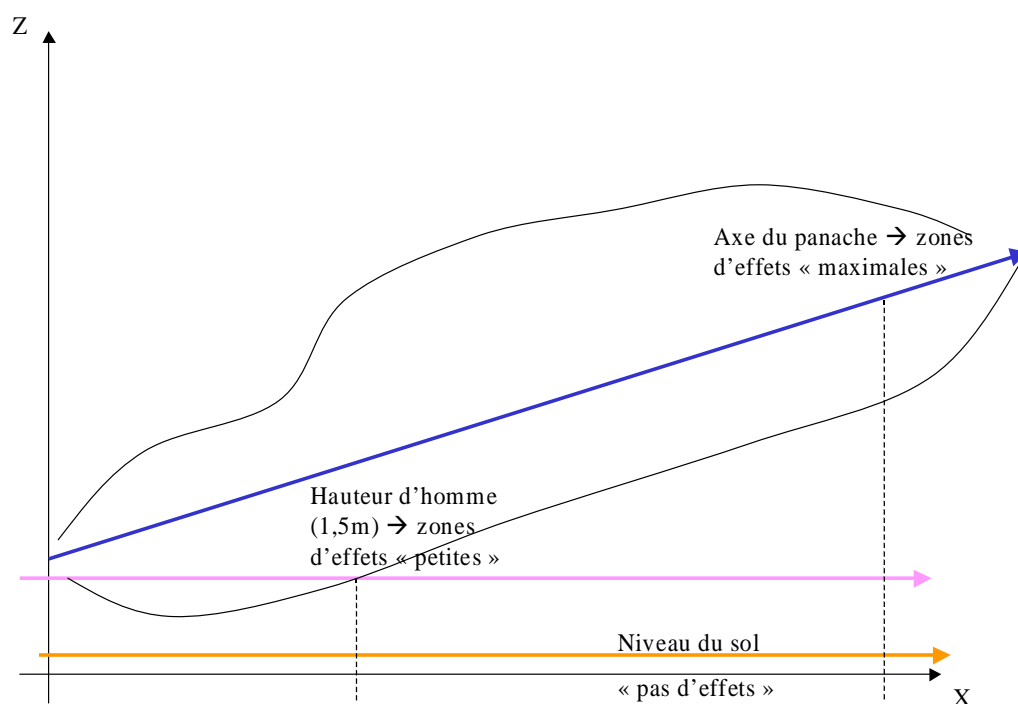
Selon la hauteur du rejet par rapport au sol et la densité du nuage par rapport à l'air ambiant (due à la température du produit rejeté, au taux d'aérosols entraînés ou à la densité intrinsèque du gaz), l'axe du panache est plus ou moins proche du sol. Ainsi, la concentration moyenne maximale dans le nuage, (située sur l'axe du panache) peut être atteinte à plusieurs mètres au-dessus du sol, et donc pas nécessairement à hauteur d'homme.

Trois approches ont été observées :

**Pr26** : L'effet toxique est estimé à hauteur d'homme, soit à environ 1,5 m au-dessus du sol.

**Pr27** : L'effet toxique est estimé au niveau du sol.

**Pr28** : L'effet toxique est estimé sur l'axe du panache dans tous les cas. Ce choix peut conduire à des distances d'effets significativement différentes des deux autres approches lorsque le panache tend à s'élever. (cf. schéma ci-dessous)



### 5.4 Critique des pratiques Pr20 à Pr28

Considérer, selon la pratique **Pr20 et Pr24**, que la durée d'exposition est égale à la durée de rejet est une approche assez réaliste pour des émissions continues et semi-continues.

Le critère de transition entre le rejet « semi-continu » et la bouffée peut être définie, par exemple, comme étant le rapport d'aspect du nuage largeur/longueur. Un nuage continu est plus long que large. Dès que le nuage devient suffisamment « ramassé » – par exemple, dans le logiciel PHAST, quand le rapport largeur/longueur dépasse 0,8 –, le nuage initialement considéré par le modèle comme continu peut alors être considéré comme étant une bouffée. La durée devient alors variable en fonction de la distance à la source.

Limiter arbitrairement la durée de rejet (vidange ou évaporation de flaque) à 30 minutes (**Pr21**) n'est pas correct, surtout lorsque la justification apportée est qu'« il est d'usage » de raisonner ainsi.

Il semble que la durée de 30 minutes soit souvent retenue en considérant qu'elle correspond au temps nécessaire pour les équipes d'intervention internes de s'équiper des protections nécessaires pour pouvoir intervenir sur l'accident et couper la fuite. Une telle justification est acceptable, dans le cadre d'une étude de dangers, à condition d'être étayée par la description de l'ensemble des mesures de maîtrise des risques mises en place qui permettent de prévenir une fuite de durée plus longue. Dans le cas contraire, les durées de fuite à considérer doivent correspondre aux phénomènes dangereux à modéliser (ex. vidange totale d'une capacité, évaporation de flaque etc.). En effet, il n'est par exemple pas garanti que des équipes d'intervention puissent supprimer la source d'émission au bout de 30 minutes.

De même, la justification des 30 minutes ne peut reposer a priori sur les capacités d'évacuation d'une zone habitée ou le confinement d'une population dans un laps de temps de 30 minutes après le début de la fuite sans une démonstration étayée (passant notamment par l'avis des services en charge de cette évacuation).

La pratique **Pr23** conduisant à négliger parfois des rejets de vraiment très courte durée, qui représentent de très faibles quantités de substance toxique au regard des quantités émises juste après, est plutôt anecdotique. Cette pratique provient du fait que certains modèles considèrent un niveau de dilution trop faible de ces bouffées initiales, qui sont alors susceptibles d'être transportées très loin, de manière non réaliste. Cette pratique est acceptable au cas par cas et ne peut être généralisée.

Concernant le paramètre d'*averaging time*, prendre une valeur approximativement égale à la durée de passage du nuage (**Pr25a et b**) semble plutôt pertinent pour des substances toxiques dont la toxicité dépend fortement de la durée d'exposition, c'est-à-dire caractérisé par une valeur d'exposant « n » de la loi de Haber inférieur à 1 ou proche de 1.

En revanche, pour « n » grand, les effets toxiques dépendent peu de la durée d'exposition, donc moyenniser le signal sur des durées longues conduirait à sous-estimer l'effet toxique. En réduisant ainsi la concentration moyenne par le biais d'un paramètre d'*averaging time* plus grand, on risque même dans certains cas d'obtenir des effets moindres pour un rejet de longue durée que pour un rejet de mêmes caractéristiques mais de durée plus courte !

À titre d'exemple, reprenons le cas illustratif présenté au sous-chapitre 3.5.2, soit un rejet d'ammoniac lié à une rupture guillotine d'une canalisation de soutirage de wagon d'ammoniac liquéfié sous pression, dont la vidange serait interrompue au bout de 30 minutes.

Dans ce cas, à 3400 m de la source, la concentration moyenne d'exposition est de :

- 540 ppm pendant 30 min, si l'on considère une moyenne sur 10 minutes (*averaging time* = 600s) ;
- 480 ppm pendant 30 min, si l'on considère une moyenne sur 30 minutes (*averaging time* = 1800s).

Compte tenu de la valeur du seuil SEI de 500 ppm pour 30 minutes d'exposition, les effets irréversibles sont atteints dans le premier cas tandis qu'ils ne le sont pas dans le second cas. Les distances aux effets irréversibles sont alors :

- 3560 m si l'on considère une moyenne sur 10 minutes ;
- 3270 m si l'on considère une moyenne sur 30 minutes (-8 %).

S'il paraît logique de considérer une moyenne de concentration sur toute la durée d'exposition, la manière de calculer cette moyenne par le biais de l'*averaging time* dans les outils de dispersion actuellement disponibles ne permet pas d'affirmer que l'approche est suffisamment prudente pour des durées très supérieures à 10 minutes. En effet, la plupart des modèles gaussiens ont été calés sur des essais de rejets d'une durée de l'ordre d'une dizaine de minutes.

Ainsi, la pratique de l'INERIS (**Pr25b**) est de limiter par prudence la valeur de l'*averaging time* à 600 secondes (10 minutes) au maximum.

La pratique **Pr25c** risque d'être minorante pour une durée de passage de nuage inférieure à 600 s.

Il est à noter que le principal auteur du logiciel PHAST recommande d'ajuster l'*averaging time* sur la durée de passage jusqu'à une heure d'exposition, mais uniquement pour les substances dont l'exposant « n » de la loi de Haber est inférieur à 1 ou proche de 1. Cette question de l'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 et n'a pas fait l'objet d'un consensus entre les participants, les pratiques variant entre la **Pr25a** et la **Pr25b** (cf. *Recueil de bonnes pratiques liées à l'utilisation de logiciels de modélisation de la dispersion d'ammoniac* [4]).

Le choix de la hauteur d'exposition au-dessus du sol (**Pr26** à **Pr28**) peut influencer significativement sur les distances d'effets obtenues dans les cas où :

- le nuage est moins dense que l'air, donc s'élève (comme l'hydrogène sulfuré par exemple) ;
- le rejet a lieu en hauteur et le nuage n'est pas suffisamment lourd pour atteindre le sol,
- le nuage est chaud (fumées d'incendie) et les conditions ambiantes telles que le nuage qui s'élève ne « retombe » pas.

Les effets toxiques les plus importants peuvent alors être observés à des hauteurs élevées. Dans ce cas, il peut être pertinent de vérifier l'absence de cibles potentielles à ces hauteurs (présence d'immeubles, relief...).

Pour les nuages lourds émis près du sol, choisir de considérer l'exposition à 0 m, 1 m, 1,5 m ou 2 m au-dessus du sol n'aura en général qu'une très faible influence sur les distances d'effets obtenues. Précisons toutefois que lorsque le nuage est lourd et émis près du sol, l'effet toxique maximal est atteint au niveau du sol (c'est le cas typiquement pour les rejets de gaz liquéfiés sous pression comme le chlore ou l'ammoniac).

On pourrait ainsi proposer une bonne pratique générale visant à appliquer la **Pr26** en général, la **Pr27** pour les gaz lourds rejetés près du sol, et la **Pr28** en cas d'enjeux particuliers en hauteur (immeubles, relief...), en spécifiant la hauteur de l'axe du panache (par exemple en présentant une vue en coupe verticale du nuage). Ce point sera précisé dans le cadre du guide de bonnes pratiques en préparation.

## 6. MELANGES DE SUBSTANCES TOXIQUES, REACTIONS CHIMIQUES

Ce chapitre a pour objet de relater quelques pratiques relatives à la toxicité de mélanges de substances et à la prise en compte des réactions chimiques éventuelles (notamment lors d'incendie). L'objectif n'est pas de développer ici une critique approfondie de l'approche retenue le plus souvent, qui est l'emploi de la loi d'additivité des toxicités, dont les limites sont rappelées en 6.2.

### 6.1 Loi d'additivité et autres pratiques

Dans la plupart des études considérées, lorsque plusieurs substances chimiques toxiques sont en mélange, la pratique suivante est employée :

**Pr29** : si le mélange est composé de  $m$  gaz différents avec une fraction massique

ou volumique  $x_i$  (en %, avec  $\sum_{i=1}^m x_i = 100$ ) et ayant respectivement un seuil  $Seuil_i$

(grandeur respectivement massique ou volumique) pour une durée d'exposition donnée, un seuil « équivalent » pour cette même durée d'exposition peut être estimé au moyen de la relation suivante :

$$\frac{100}{Seuil_{eq}} = \sum_{i=1}^m \frac{x_i}{Seuil_i}$$

L'expression précédente 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.

On trouve également une formulation équivalente, qui s'écrit :

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

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

**Pr30** : Parfois, lorsque l'une des substances en mélange montre une toxicité particulièrement forte par rapport aux autres substances, seule cette substance et sa quantité réelle dans le mélange sont prises en compte dans l'estimation des effets de toxicité aiguë.

**Pr31** : En cas de rejet induisant des réactions chimiques avec l'oxygène de l'air ou l'humidité ambiante, les réactions chimiques sont parfois considérées. Or, il est difficile d'estimer précisément la quantité de réactif réagissant, donc des hypothèses sont prises. Une des approches simplificatrices 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" trouvées dans des dossiers :  $NO \rightarrow NO_2$ ,  $BF_3 \rightarrow HF$ ,  $UF_6 \rightarrow HF$ ,  $HNO_3 \rightarrow NO_2$ ...). 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.

**Pr32** : Signalons ici, en outre, une pratique incorrecte qui consisterait à considérer les effets toxiques d'un mélange de substances polluant par polluant, sans considérer d'effet de cumul des doses toxiques reçues.

## 6.2 Critique des pratiques Pr29 à Pr32

Concernant la loi d'additivité des toxicités (**Pr29**), rappelons ses limites : cette approche ne permet pas de prendre en compte tout effet de synergie ou d'antagonisme éventuel, induit 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. On suppose en cela que le mélange reste homogène et de composition constante au cours de la dispersion. Il va de soi que cette hypothèse n'est pas nécessairement vérifiée.

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.

Ne considérer que la plus toxique des substances (**Pr30**) 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 (cf. **Pr32**, incorrecte) ? L'approche ne conduit-elle pas à trop sous-estimer le risque toxique ? Cela dépend de la quantité de produit rejeté : une solution majorant le risque serait 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.

Quant à la prise en compte des réactions chimiques avec des constituants de l'atmosphère, 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 simplificatrices retenues (**Pr31**) 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 plus toxique 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, avec une certaine prudence.

Par ailleurs, signalons que la dispersion dans l'air peut être modifiée si, pour représenter le mélange du point de vue de sa toxicité, on choisit de disperser un "produit équivalent" dont les propriétés de densité s'écartent significativement de celles du mélange.

## **7. CONCLUSION**

Ce rapport a présenté un état des lieux des pratiques employées dans le cadre de l'évaluation des risques liés à la toxicité aiguë par inhalation, relativement à la détermination des distances d'effets toxiques à partir d'un calcul de dispersion atmosphérique de substance toxique émise accidentellement et des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation disponibles. Cette étude a permis de recenser :

- des pratiques raisonnablement acceptables,
- des pratiques discutables parce que pouvant conduire à sous-estimer le risque toxique,
- des pratiques « historiques », qui ne sont plus nécessairement justifiées aujourd'hui,

Ces pratiques ont été décrites et commentées. Le Tableau 7 ci-dessous les récapitule. Une deuxième étape consistera à faire émerger, à partir de cet état des lieux et de l'avis critique apporté, des bonnes pratiques qui seront diffusées afin d'harmoniser et fiabiliser les approches en France. Ainsi, un guide de bonnes pratiques d'utilisation des seuils de toxicité aiguë par inhalation sera proposé dans la suite du programme. Les commentaires avancés dans la colonne "Remarques" du Tableau 7 seront confirmés et complétés dans ce guide.

En outre, le *Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises* [3] disponible sur [www.ineris.fr](http://www.ineris.fr) depuis mai 2008, apporte des réponses aux questions soulevées au chapitre 4 du présent rapport.

Thème	Pr n°	Description	§	Remarques
Détermination des distances d'effets par comparaison aux valeurs seuils existantes, en particulier si durée d'exposition ≠ durées d'exposition pour lesquelles les valeurs seuils sont fournies	<b>Pr1</b>	Comparaison du champ de concentration calculé à la valeur seuil calculée par interpolation linéaire entre les durées d'exposition encadrant la durée d'exposition effective	§ 3.3	Incorrect si l'exposant "n" de la loi de Haber est différent de 1.
	<b>Pr2</b>	Comparaison du champ de concentration calculé à la valeur seuil calculée par interpolation en "loi de puissance" de type $C^n t = \text{cste}$ , donc par interpolation linéaire entre les durées d'exposition encadrant la durée d'exposition effective sur la courbe $\ln(C) = f(\ln(t))$	§ 3.3	La loi de Haber doit être respectée par les valeurs seuils (attention aux ruptures de pente).
	<b>Pr3</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.	§ 3.3	Approximation : il vaut mieux majorer la durée d'exposition dans ce cas.
	<b>Pr4</b>	Application de la Pr2 pour extrapoler les valeurs seuils à des durées inférieures d'exposition inférieures à la durée minimale pour laquelle une valeur seuil est disponible.	§ 3.3	Attention, approche discutable : les seuils pour des durées d'exposition courtes n'ont pas de sens toxicologique.
Détermination des distances d'effet à partir d'un calcul de dose toxique	<b>Pr5</b>	Approche par comparaison de la dose toxique calculée à la dose toxique seuil évaluée à partir des valeurs seuils disponibles	§ 3.4	Approche la plus adaptée en cas de débit variable ou de bouffée.
- Calcul de l'exposant "n"	<b>Pr6</b>	Calcul de la pente de la droite de régression sur tous les points disponibles ( $\ln(C)$ , $\ln(t)$ )	§ 3.5.2	A priori, méthode la plus appropriée.
	<b>Pr7</b>	Calcul de la pente locale autour de la durée d'exposition effective	§ 3.5.2	Méthode a priori applicable mais plus laborieuse et moins pertinente d'un point de vue toxicologique que la précédente.



Thème	Pr n°	Description	§	Remarques
- Calcul de la dose toxique seuil	<b>Pr8</b>	On retient la valeur minimale calculée parmi la distribution de valeurs de doses seuils calculées pour chaque durée d'exposition	§ 3.5.3	Approche majorante
	<b>Pr9</b>	On retient la valeur moyenne calculée parmi la distribution de valeurs de doses seuils calculées pour chaque durée d'exposition	§ 3.5.3	Choix approprié si la variabilité des doses calculées est faible
	<b>Pr10</b>	On retient la valeur maximale calculée parmi la distribution de valeurs de doses seuils calculées pour chaque durée d'exposition	§ 3.5.3	A éviter, car risque de sous-estimation des distances
Extrapolation pour des durées inférieures à la durée minimale d'exposition pour laquelle une valeur seuil est disponible	<b>Pr11</b>	Extrapolation des valeurs seuils selon la pente calculée pour des durées d'exposition supérieures (cf. Pr6)	§ 3.5.4	Approche discutable au sens toxicologique (cf. Pr6)
	<b>Pr12</b>	Extrapolation des valeurs seuils selon une droite horizontale ("n" infini")	§ 3.5.4	Approche majorante
	<b>Pr13</b>	Comparaison des doses toxiques y compris pour des durées inférieures à la plus courte durée d'exposition pour laquelle une valeur seuil est disponible (Revient strictement à la Pr11)	§ 3.5.4	Approche discutable (cf. Pr11)

Thème	Pr n°	Description	§	Remarques
Choix des valeurs de seuils de toxicité aiguë par inhalation (chapitre 4)	<b>Pr14</b>	Utilisation des IDLH 1987 plutôt que 1994	§ 4.1.1	Non justifié.
	<b>Pr15</b>	Utilisation de l'IDLH y compris pour des durées d'exposition plus courtes que 30 minutes	§ 4.1.1	Approche majorante : utiliser plutôt d'autres valeurs seuils (valeurs françaises, AEGL <sub>2</sub> ou ERPG <sub>2</sub> si absence de valeurs françaises).
	<b>Pr16</b>	Extrapolation du seuil IDLH sous 30 minutes d'exposition, avec "n" estimé selon diverses méthodes (Pr16a, 16b et 16c)	§ 4.1.1	Voir <i>Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises</i> [3].
	<b>Pr17a/b</b>	Utilisation de valeurs seuils internationales disponibles	§ 4.1.1	Voir [3]
	<b>Pr18</b>	Utilisation de la LCLo comme SPEL ou SELS	§ 4.1.2	Approche majorante acceptable.
	<b>Pr19</b>	Utilisation de la CL50 comme SPEL ou SELS	§ 4.1.2	Attention, approche minorante !
Détermination du champ de concentration et de la durée d'exposition (chapitre 5)	<b>Pr20</b>	Durée d'exposition = durée de rejet	§ 5.1	Pratique couramment acceptée et acceptable.
- Détermination de la durée d'exposition	<b>Pr21</b>	Durée de rejet longue limitée à 30 minutes	§ 5.1	Non acceptable sans justification.
	<b>Pr22</b>	Rejet de courte durée conduisant à la dispersion d'une bouffée: approche par calcul de dose toxique	§ 5.1	Adapté.
	<b>Pr23</b>	Bouffée de très courte durée en cas de décompression rapide de canalisation parfois négligée devant un rejet quasi-simultané plus durable.	§ 5.1	à traiter au cas par cas.
	<b>Pr24</b>	Durée d'exposition = durée de rejet (rejet semi-continu)		cf. Pr20.

Thème	Pr n°	Description	§	Remarques
- Détermination du niveau de concentration ( <i>averaging time</i> )	<b>Pr25</b>	Choix de la valeur d' <i>averaging time</i> (Pr23a, 23b et 23c)	§ 5.2	Attention : pratiques discutées...
- Hauteur d'exposition	<b>Pr26 à Pr28</b>	Choix de la hauteur d'exposition : au sol, à 1.5 m ou sur l'axe du panache	§ 5.3	Usage selon la densité du gaz, la hauteur de rejet et les enjeux.
Mélanges de toxiques (chapitre 6)	<b>Pr29</b>	Utilisation de la loi d'additivité classique	§ 6.1	Approche acceptée "faute de mieux".
	<b>Pr30</b>	On ne retient que le produit le plus toxique du mélange	§ 6.1	Attention à la quantité de produit alors considérée pour ne pas sous-estimer la distance d'effet.
	<b>Pr31</b>	Prise en compte d'une réaction chimique dans l'air: soit la réaction est complète, soit elle est négligée	§ 6.1	à traiter au cas par cas.
	<b>Pr32</b>	Toxicité estimée indépendamment polluant par polluant, sans considérer l'effet de cumul des doses toxiques reçues		Non acceptable.

Tableau 7. Récapitulatif des pratiques recensées vis-à-vis de l'utilisation des seuils de toxicité aiguë dans le cadre des études réglementaires. Les commentaires avancés dans la colonne "Remarques" seront confirmés et complétés dans le Guide de bonnes pratiques d'utilisation des seuils de toxicité aiguë en cours de rédaction.



## **8. 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] TNO, 1992

Methods for the determination of possible damage to people and objects resulting from releases of hazardous materials

« *Green book* », CPR16E, 1st edition.

[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>*