

**Critères de qualité de l'air**

**Méthode de détermination**

**Gouvernement du Québec**

**Ministère de l'Environnement**

**Direction du suivi de l'état de l'environnement**

**Service des avis et des expertises**

**Mai 2002**

*Rédaction et conception*

Pierre Walsh, Ph.D.

*Participation à la conception et à la révision*

Michèle Bouchard, Ph.D.

## Table des matières

<b>Table des matières</b> .....	2
<b>Liste des figures</b> .....	2
<b>Liste des tableaux</b> .....	3
<b>Introduction</b> .....	4
<b>1. Les concentrations sans effet nocif par inhalation</b> .....	4
1.1 Les CSEN-i pour les effets aigus.....	4
1.2 Les CSEN-i pour les effets chroniques autres que cancérogènes .....	5
1.2.1 Les principales étapes .....	5
1.2.2 Les descripteurs de toxicité chronique (autre que cancérogène).....	6
1.2.3 Détermination d'un descripteur de toxicité chronique .....	7
1.2.4 Les calcul de la CSEN- <i>i</i> .....	18
1.3 La CSEN-i pour les effets cancérogènes.....	25
1.4 Utilisation des recommandations pour le milieu de travail.....	26
<b>2. La concentration sans effet nocif par exposition indirecte</b> .....	28
<b>3. La concentration sous les niveaux de nuisance</b> .....	28
<b>4. La concentration sans effet nocif sur les écosystèmes</b> .....	28
<b>Bibliographie</b> .....	28
<b>Annexe 1 Approches de prise en compte de l'apport par les voies d'exposition autres que l'air</b> .....	31
<b>Annexe 2 Utilisation des TLV-TWA pour la détermination des CSEN-i</b> .....	42
<b>Annexe 3 Acronymes</b> .....	46

## Liste des figures

Figure 1	Approche alternative pour la détermination des CSEN-i .....	23
Figure 2	Approche de prise en compte de l'ensemble des sources d'exposition	24
Figure 3	Distribution des rapports entre des CSEN-i déterminées à partir des TLV et des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA.....	42

## Liste des Tableaux

Tableau 1	Niveaux de sévérité des effets toxiques .....	10
Tableau 2	Niveaux de sévérité des effets toxiques respiratoires .....	11
Tableau 3	Surface des voies respiratoires.....	14
Tableau 4	Paramètres nécessaires à l'estimation du volume minute (MV).....	15
Tableau 5	Poids corporel de quelques animaux de laboratoire .....	16
Tableau 6	Coefficients utilisés pour le calcul du dépôt des particules dans les voies respiratoires .....	17
Tableau 7	Facteurs de sécurité utilisés dans la détermination des doses de référence (RfD) et des concentrations de référence (RfC).....	18
Tableau 8	Facteurs de contribution relative des sources d'exposition (FCRS).....	25
Tableau 9	Facteurs RSC ( <i>Relative Source Contribution</i> ), à partir de Calabrese et Kenyon (1991) .....	32
Tableau 10	Substances étudiées et doses journalières acceptables correspondantes ...	35
Tableau 11	Dose journalière d'exposition (DJE) par l'air et FCRS suggérés selon les méthodes 1A, 1B, 2 et 3 .....	36
Tableau 12	Proportion de la DJA réservée au critère quand le profil d'exposition n'est pas connu.....	41
Tableau 13	Rapport entre les CSEN-i provisoires établies à partir des TLV-TWA et des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA pour la toxicité chronique autre que cancérogène.....	43
Tableau 14	Rapport entre les CSEN-i provisoires établies à partir des TLV-TWA et des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA pour les effets cancérogènes .....	45

## **Introduction**

Les critères de qualité de l'air sont utilisés par le MENV pour évaluer les impacts des émissions atmosphériques de contaminants (MENV 2002a). Ce document décrit la méthodologie générale de détermination des critères de qualité de l'air. Un autre document présente le détail des informations retenues pour la détermination du critère de chacune des substances (MENV 2002b). Les critères sont déterminés à partir de quatre concentrations sans effet établies pour l'inhalation, l'exposition indirecte, les nuisances et les impacts sur l'écosystème (MENV 2002a). Nous abordons ici, dans un premier temps, les effets par inhalation. Les effets par exposition indirecte, les nuisances et les impacts sur l'écosystème seront traités plus en détail dans une version ultérieure de ce document.

### **1. Les concentrations sans effet nocif par inhalation**

Pour les besoins de la détermination des critères, nous classons les effets causés par les contaminants chimiques absorbés par inhalation dans l'une ou l'autre des catégories suivantes :

- Les effets aigus, c'est-à-dire les effets observables après un court laps de temps (quelques minutes ou quelques heures d'exposition);
- Les effets chroniques non cancérogènes, c'est-à-dire les effets observés après quelques années d'exposition à une dose généralement plus faible que pour les effets aigus. On reconnaît l'existence d'une dose seuil à atteindre avant l'apparition d'un effet;
- Les effets chroniques cancérogènes, c'est-à-dire les effets observables après quelques années d'exposition. Dans plusieurs cas, on suppose que la probabilité d'un effet augmente graduellement, sans qu'il y ait de dose seuil.

#### **1.1 Les CSEN-i pour les effets aigus**

Les effets des substances chimiques peuvent, pour certains contaminants, apparaître après des expositions de très courte durée. C'est le cas, notamment, de nombreux gaz irritants, comme le dioxyde d'azote ou le dioxyde de soufre. Les CSEN-i pour les effets aigus sont déterminées à partir d'un examen de la littérature scientifique. Des LOAEL ou des NOAEL doivent être identifiés à partir d'études réalisées sur des animaux de laboratoire ou sur l'homme. Par la suite, on effectue les ajustements dosimétriques nécessaires et on applique les facteurs de sécurité appropriés.

Un guide de Californie décrit une méthode de détermination des seuils de référence pour les expositions aiguës (Cal EPA 1999; *Acute REL : acute reference exposure levels*). Les REL californiens pour les effets aigus ont été adoptés, pour la plupart, comme valeurs de CSEN-i et ont servi de base à la détermination de certains critères de qualité de l'air. Les recommandations pour le milieu de travail peuvent également servir de base à la détermination d'une CSEN-i pour les effets aigus (section 1.4).

## **1.2 Les CSEN-i pour les effets chroniques autres que cancérigènes**

### 1.2.1 Les principales étapes

La détermination des CSEN-i chroniques autres que cancérigènes peut se faire en deux étapes :

#### 1.2.1.1 Étape 1 : choix du descripteur de toxicité chronique autre que cancérigène

La première étape consiste à choisir un descripteur de toxicité chronique. Celui-ci est en général exprimé en termes de dose maximale d'absorption quotidienne (mg/kg-pc/jour) ou de concentration maximale dans l'air (mg/m<sup>3</sup>). Les descripteurs retenus pour la détermination des CSEN-i ont été choisis parmi ceux suggérés par les principaux organismes et agences gouvernementales œuvrant dans le domaine de l'évaluation des risques toxicologiques. On favorise les descripteurs établis spécifiquement pour la voie d'inhalation à partir d'études toxicologiques ou épidémiologiques comprenant des expositions par l'air.

Pour uniformiser le plus possible notre approche, nous retenons en premier lieu l'ensemble des RfC (*reference concentration*) de l'EPA. Lorsque aucune valeur n'est disponible, un choix est fait parmi les descripteurs de toxicité déterminés par Santé Canada, l'OMS, la Californie ou autres. Faute de descripteur établi pour la voie d'inhalation, on pourra utiliser la dose de référence (RfD) de l'EPA ou d'autres doses journalières admissibles (DJA) établies pour la voie d'ingestion, après avoir toutefois vérifié leur applicabilité pour la voie d'inhalation.

Lorsque aucun descripteur pour la voie d'inhalation ne semble avoir été déterminé ou lorsqu'il est impossible d'en déterminer un par une approche alternative, on doit s'inspirer de la méthode de détermination des RfC de l'EPA (1994). D'autres protocoles peuvent aussi être consultés (Cal EPA 1999; WHO 1994).

Lorsqu'on déterminera un descripteur à partir du protocole EPA ou autres, on appliquera, pour le calcul de la CSEN-i, les taux d'inhalation et l'ensemble des facteurs d'exposition appropriés aux expositions chroniques ou encore, lorsque des effets sous-chroniques seront prévus, aux catégories d'âge et au sexe les plus sensibles. Les RfC de l'EPA (ou autres descripteurs déterminés pour la voie d'inhalation) sont par ailleurs adoptées intégralement et ne subissent aucune modification à ce chapitre.

Lorsqu'on déterminera un descripteur à partir de l'EPA (1994), on devra s'assurer que les critères précisant l'information scientifique minimale requise sont respectés; dans le cas contraire (information scientifique insuffisante), on devra considérer comme *provisaires* le descripteur de toxicité et la CSEN-i chronique. Dans l'évaluation des émissions d'une source, on devra tenir compte du fait que le descripteur toxicologique n'est pas définitif et que des doutes peuvent subsister quant à l'innocuité de l'exposition.

#### 1.2.1.2 Étape 2 : calcul de la contribution des sources autres que l'air

La deuxième étape consiste à établir la part du descripteur de toxicité à réserver à la CSEN-i chronique. Dans le cas d'une substance dont les voies d'exposition sont multiples et dont l'effet est systémique, il est nécessaire, en effet, de tenir compte de la dose totale à laquelle une personne peut être exposée. On doit donc calculer une CSEN-i chronique à partir d'une fraction du descripteur de toxicité chronique. Par ailleurs, cette exigence ne tient pas lorsqu'un contaminant exerce un effet sur la voie d'entrée elle-même (voie respiratoire) à une dose inférieure à celle provoquant un effet systémique (sur un organe cible autre que la voie d'entrée). La section 1.2.4.3 et l'annexe 1 décrivent l'approche que nous préconisons pour la prise en compte de l'exposition par d'autres voies.

#### 1.2.2 Les descripteurs de toxicité chronique (autre que cancérigène)

De nombreuses agences gouvernementales reliées à l'environnement ou à la santé et plusieurs organismes internationaux évaluent la toxicité des substances chimiques et formulent des recommandations quant aux doses maximales pour l'homme ou aux concentrations maximales dans différents milieux.

##### 1.2.2.1 Les RfC et RfD de l'EPA

La banque de données IRIS (Integrated Risk Information System) de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis rassemble des recommandations de doses et de concentrations dans l'air ambiant pour plusieurs substances. Il s'agit probablement d'une des plus importantes compilations de ce genre à avoir été réalisée. Les méthodes d'évaluation utilisées pour le calcul des doses sécuritaires sont reconnues et ont le mérite d'avoir été utilisées de manière uniforme pour un grand nombre de substances. Nous avons donc retenu les évaluations de l'EPA comme principale source d'information toxicologique pour l'élaboration de CSEN-i.

Les recommandations de doses sécuritaires d'exposition sont exprimées dans l'IRIS, pour les effets chroniques non cancérigènes, sous la forme de deux paramètres toxicologiques de base, soit la dose de référence (RfD) et la concentration de référence (RfC). La RfD est déterminée à partir d'études réalisées pour la voie d'ingestion. Selon l'EPA (documentation du site web [epa.gov/iris](http://epa.gov/iris)), la RfD peut être définie de la manière suivante :

*La RfD est l'évaluation (avec un degré d'incertitude s'étendant sur environ un ordre de grandeur) d'un niveau d'exposition journalier de la population humaine (y compris les groupes sensibles) qui ne provoquera pas d'effet nocif pendant toute la durée de la vie.*

La RfC, exprimée en  $\text{mg}/\text{m}^3$ , est établie pour les substances pour lesquelles il existe suffisamment d'informations quant aux effets causés par inhalation. Selon l'EPA, la RfC peut être définie ainsi :

*La RfC considère les effets toxiques sur le système respiratoire (voie d'entrée) ainsi que sur d'autres organes. La RfC est l'évaluation (avec un degré d'incertitude s'étendant sur environ un ordre de grandeur) d'un niveau d'exposition journalier de l'ensemble de la population (y compris les groupes sensibles) qui ne provoquera pas d'effet nocif pendant toute la durée de la vie.*

Il y a On compte environ quelque 550 substances dans IRIS, et dont environ 350 de celles-ci ont une RfD.

#### 1.2.2.2 Autres descripteurs de toxicité chronique

On peut aussi consulter d'autres sources, pour le choix des paramètres toxicologiques de base, dont Santé Canada, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et l'État de Californie (Cal EPA 2000). Santé Canada a établi des DJA (doses journalières acceptables) analogues aux RfD de l'EPA.

#### 1.2.2.3 Révision des descripteurs de toxicité chronique

Les paramètres toxicologiques recommandés par l'EPA ou par d'autres organismes peuvent remonter à quelques années. La validité des descripteurs de toxicité chronique devrait donc être vérifiée, au besoin, par le biais d'une revue de la littérature scientifique publiée après ces recommandations.

#### 1.2.3 Détermination d'un descripteur de toxicité chronique

Lorsque, pour une substance donnée, il n'y a pas de descripteur de toxicité chronique établi officiellement par un organisme reconnu, on doit en élaborer un à partir de l'information scientifique existante en appliquant les méthodes disponibles pour l'évaluation et la quantification des effets des contaminants sur la santé. Lorsque l'information scientifique de base est très réduite et jugée insuffisante, on doit déterminer un paramètre toxicologique à l'aide de méthodes ou de procédures de remplacement; un tel paramètre doit cependant être considéré comme *provisoire*.

Les deux principales étapes de la détermination du descripteur de toxicité chronique sont (1) l'identification du danger, qui permet d'établir l'effet critique et de sélectionner les publications scientifiques pertinentes, et (2) l'évaluation de la relation dose-réponse.

### 1.2.3.1 Identification du danger

La première étape de la détermination du descripteur de toxicité chronique consiste à rechercher, dans la littérature scientifique, les études ayant permis de mettre en évidence un effet toxique associé à une substance (EPA 1994). Cette recherche est facilitée par l'existence de banques de données bibliographiques telles que MEDLINE, de la National Library of Medicine des États-Unis. Elle vise à identifier l'effet critique, c'est-à-dire celui qui apparaît à la dose d'exposition la plus faible, et à retenir les études qui permettront le mieux de déterminer la nature de l'effet toxique et le seuil à partir duquel apparaît cet effet.

#### *Les types d'études*

Les études retenues sont choisies à partir d'études sur les humains ou les animaux. Les études sur les humains, les plus pertinentes, comprennent les études épidémiologiques et les études cliniques dans des conditions contrôlées (Cal EPA 2000).

Les études épidémiologiques sont des études statistiques généralement effectuées sur un grand nombre de personnes de la population générale ou dans le milieu de travail. Ces études ne parviennent pas toujours facilement à estimer l'exposition. Elles disposent rarement d'une bonne caractérisation des concentrations dans l'air du contaminant étudié. De plus, comme elles ne sont pas réalisées dans des conditions contrôlées, il y a souvent coexposition à plusieurs autres substances toxiques, ce qui rend difficile d'isoler les effets du contaminant étudié. Les études épidémiologiques rapportent des effets observables dans la population présentés en termes d'incidence, de taux de mortalité standardisé ou de risque relatif. Les conclusions obtenues à partir d'études épidémiologiques réalisées auprès de groupes de travailleurs souffrent toutefois de biais, comme par exemple dans la proportion des sexes ou dans la sensibilité des sujets, les travailleurs étant généralement moins sensibles aux effets des contaminants que les enfants ou les personnes âgées. Les études épidémiologiques doivent aussi tenir compte des nombreux facteurs confondants qui peuvent compliquer l'interprétation des résultats.

Les études d'exposition humaine contrôlée peuvent compter sur une très bonne quantification des concentrations auxquelles les participants sont soumis. De plus, comme elles sont effectuées directement sur des humains, la détermination du descripteur de toxicité n'a pas à intégrer ni à tenir compte du degré d'incertitude important relié à l'extrapolation entre l'homme et l'animal, que ce soit pour la dose qui atteint les tissus cibles ou pour les différences de sensibilité de ces tissus entre l'homme et l'animal. Les études contrôlées sur les humains ne peuvent toutefois être réalisées que sur de courtes périodes de temps et ne doivent porter que sur des effets mineurs et réversibles.

Les études sur les animaux sont essentielles et ne sauraient être remplacées facilement. Elles permettent de décrire les effets chroniques graves et les effets cancérogènes. Elles peuvent aussi être réalisées sur toute la durée de la vie d'un animal. La sélection du modèle animal approprié est très importante : un effet peut être critique chez une espèce animale donnée, et ne pas l'être chez l'humain. L'étude du pharmacocinétisme, du métabolisme et des mécanismes d'une substance s'impose dans la sélection du modèle animal approprié. Dans bien des cas, toutefois, cette information n'est pas disponible et il faut alors prendre des décisions en tenant compte de cette incertitude.

### *Les types d'effets*

L'évaluation des risques potentiels engendrés par une substance doit tenir compte du type et de l'intensité des effets qui peuvent être produits. Dans la détermination du descripteur de toxicité chronique, on devra aussi choisir des approches plus sécuritaires lorsque les effets seront graves (cancer, mortalité...) ou lorsque les connaissances seront insuffisantes.

L'EPA (1994) classe l'intensité des effets toxiques produits par l'exposition à une substance dans l'une ou l'autre des 10 catégories décrites au tableau 1. Le tableau 2 décrit différents effets respiratoires en ordre croissant (EPA 1994).

#### 1.2.3.2 Évaluation d'une relation dose-réponse

L'analyse des résultats obtenus dans différentes études doit permettre de statuer sur l'existence d'un lien entre une exposition à une dose d'une substance et l'apparition d'un effet dû à cette exposition. Lorsqu'on conclut à l'existence de ce lien, on poursuit en estimant quantitativement une relation dose-réponse.

La force relative d'une association dose-réponse permet de juger de l'existence d'un lien entre les deux. La force de ce lien est démontrée premièrement par l'existence d'un rapport positif entre la dose et l'effet. Lorsqu'un effet apparaît à faible dose et disparaît à des doses plus fortes, c'est qu'il a probablement été causé par un autre phénomène que la substance. Le degré d'association statistique, l'importance du risque relatif ou de l'incidence observée permettent aussi de porter un jugement sur l'existence d'un lien causal entre la dose et l'effet (Cal EPA 2000).

La solidité de l'association entre une exposition et un effet constitue un indice important de la validité des observations. Lorsque plusieurs recherches rapportent des effets similaires et que ces effets s'observent chez plusieurs espèces ou même pour différentes voies d'exposition, la probabilité d'une association causale entre un effet et une substance est beaucoup plus grande. De même, lorsqu'un effet est spécifique à une exposition à une substance particulière, la probabilité d'un lien causal est renforcée.

La relation temporelle entre l'exposition et l'apparition de l'effet indique aussi l'existence d'un lien entre une substance et un effet. Les effets d'irritation respiratoire n'apparaissent généralement que quelques minutes après l'exposition, alors qu'une exposition allant de quelques mois à plusieurs années est nécessaire pour voir

apparaître des tumeurs. Enfin, il faut aussi considérer la plausibilité biologique; les liens causaux sont plus faciles à accepter lorsque les effets observés correspondent à ce qu'on connaît des propriétés pharmacocinétiques ou des mécanismes d'action d'une substance.

Tableau 1 Niveaux de sévérité des effets toxiques

Sévérité	Catégorie d'effets	Effets
0	NOEL	Pas d'effets observés.
1	NOAEL	Induction d'enzymes ou autres modifications biochimiques correspondant à un mécanisme d'action possible; pas de changements pathologiques ou de modification du poids d'un organe.
2	NOAEL	Induction d'enzymes, modification cellulaire ou autres changements dans des organelles correspondant à un mécanisme d'action possible; aucun autre effet apparent.
3	NOAEL	Hyperplasie, hypertrophie ou atrophie, sans changement du poids d'un organe.
4	NOAEL/LOAEL	Hyperplasie, hypertrophie ou atrophie, avec changement du poids d'un organe.
5	LOAEL	Modifications cellulaires, dont l'hypertrophie, et des modifications dans la teneur en eau et en gras.
6	LOAEL	Modification dégénérative ou nécrose tissulaire, sans changement de la fonction d'un organe.
7	LOAEL/FEL	Modification légère et réversible de la fonction d'un organe.
8	FEL	Modification pathologique, avec dysfonction franche et probablement non réversible d'un organe.
9	FEL	Modification pathologique prononcée, avec une dysfonction organique sévère et des séquelles à long terme.
10	FEL	Baisse de l'espérance de vie ou décès.

D'après EPA (1994).

Tableau 2 Niveaux de sévérité des effets toxiques respiratoires

Sévérité	Effets
1	Apparition d'odeurs détectables.
2	Irritation des yeux, du nez et de la gorge pouvant gêner des activités normales (ex. : conduite d'une automobile).
3	Augmentation significative ( $p < 0,05$ ) de l'infection des voies respiratoires supérieures ne gênant pas avec les activités normales.
4	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de l'infection des voies respiratoires supérieures gênant les activités normales.
5	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de l'incidence de la toux et de la production de mucus nécessitant une consultation médicale.
6	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de l'incidence de douleur à la poitrine.
7	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de la difficulté de respirer en l'absence d'une infection respiratoire.
8	Réduction ( $p < 0,05$ ) du volume expiratoire forcé à 1 seconde ( $FEV_1$ ) ou réduction de la capacité vitale forcée (FVC); autres tests de fonction pulmonaire comme : <ul style="list-style-type: none"> <li>• réduction chronique du <math>FEV_1</math> et de la FVC, associée à des symptômes cliniques;</li> <li>• augmentation significative du nombre de personnes ayant un <math>FEV_1</math> inférieur à la normale;</li> <li>• accélération du déclin du <math>FEV_1</math> par rapport à la valeur attendue selon l'âge ou augmentation du <math>FEV_1</math> inférieur à la croissance normale.</li> </ul>
9	Détérioration de l'état de patients ayant des difficultés cardiorespiratoires ou autres, qui peut se manifester de différentes façons dont : <ul style="list-style-type: none"> <li>• difficulté à réaliser les activités quotidiennes (difficultés respiratoires ou augmentation des épisodes d'angine);</li> <li>• augmentation des hospitalisations (fréquence et durée);</li> <li>• augmentation des consultations et des visites à l'urgence;</li> <li>• augmentation de l'utilisation de médicaments;</li> <li>• baisse de la fonction respiratoire.</li> </ul>
10	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de l'incidence des infections des voies respiratoires inférieures.
11	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de la fréquence des crises d'asthme.
12	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de l'incidence des cancers.
13	Augmentation ( $p < 0,05$ ) de la mortalité.

D'après EPA (1994).

### 1.2.3.3 Détermination des NOAEL et LOAEL

Pour les substances non cancérigènes ayant un seuil d'apparition d'effet, la méthode la plus utilisée consiste à déterminer le descripteur de toxicité chronique à partir du niveau sans effet nocif observable (NOAEL : *no observed adverse effect level*) ou du niveau d'effet nocif observable le plus faible (LOAEL : *lowest observed adverse effect level*). Ces derniers sont déterminés à partir des résultats d'une étude toxicologique ou épidémiologique, ou en combinant les résultats de plusieurs études. Il existe plusieurs modèles permettant de déterminer le degré de signification statistique associé à un NOAEL et un LOAEL (Faustman *et al.* 1994).

Les NOAEL proviennent souvent d'études dans lesquelles le nombre d'individus exposés est limité; il est donc possible que le NOAEL pour l'ensemble de la population soit en réalité inférieur. C'est pourquoi on considère cette possibilité dans la détermination du descripteur de toxicité chronique en appliquant au NOAEL un facteur de sécurité pour tenir compte de la variabilité des réponses toxicologiques chez les individus de la population humaine.

### 1.2.3.4 Estimation du NOAEL à partir du LOAEL

On peut se servir des LOAEL pour estimer un NOAEL et pour déterminer le descripteur de toxicité chronique. On utilise généralement un facteur de sécurité (FS) de 10 pour extrapoler le NOAEL à partir du LOAEL.

$$\text{NOAEL} = \text{LOAEL}/\text{FS}$$

On peut avoir recours à un facteur de sécurité partiel ( $10^{1/2}$ ) lorsque l'effet n'est pas sévère (type 5 et inférieur dans le tableau 2) et a été observé chez moins de 30 % des sujets (Cal EPA 2000). Pour les effets moins importants, les 90<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> centiles des rapports LOAEL/NOAEL seraient de 5 et 6,2 respectivement (Alexeef *et al.* 1997; Cal EPA 2000).

### 1.2.3.5 La dose benchmark

Le descripteur de toxicité chronique peut aussi être déterminé à partir d'un modèle mathématique ajusté aux résultats des études. On établit alors une dose dite *benchmark* produisant un faible niveau d'effet (Faustman 1996; EPA 1995).

### 1.2.3.6 Durée et continuité des conditions d'exposition

Les études à long terme sur les animaux de laboratoire sont en général discontinues. Les protocoles expérimentaux comportent fréquemment des expositions de 6 à 8 heures par jour et de 5 jours par semaine. On doit calculer une concentration moyenne pour toute la période d'exposition.

$$C_{\text{moy}} = C_{\text{exp}} \times (\text{nbre d'heures par jour}/24 \text{ heures}) \times (\text{nbre de jours par semaine}/7 \text{ jours})$$

### 1.2.3.7 Ajustements dosimétriques

L'EPA (1994) présente une méthode permettant de déterminer, à partir d'une exposition animale, une dose humaine équivalente. En pratique, cette méthode a été appliquée surtout à trois types de contaminants, soit les gaz provoquant des effets respiratoires, les gaz provoquant des effets systémiques et les particules ayant des effets respiratoires (Cal EPA 2000). Les procédures d'ajustements dosimétriques pour ces trois types de contaminants sont décrites succinctement dans les sous-sections suivantes :

#### 1.2.3.7.1 Classement des gaz en fonction de leur effet respiratoire

On peut classer les gaz dans une des trois catégories suivantes (EPA 1994) :

- Catégorie 1 : gaz très solubles (1 000 ppm) et/ou qui peuvent réagir rapidement et de façon irréversible avec les tissus des voies respiratoires;
- Catégorie 2 : gaz modérément solubles (10 à 1 000 ppm) qui peuvent réagir rapidement, de façon réversible, ou plutôt lentement, de façon irréversible;
- Catégorie 3 : gaz relativement insolubles (<10 ppm) et non réactifs dans les régions extrathoraciques et trachéo-bronchiques.

Les gaz des catégories 1 et 2 sont ceux qui présentent le plus grand potentiel d'effet sur le système respiratoire parce qu'ils sont solubles dans l'eau et réagissent avec les voies respiratoires. Les gaz de ces catégories se déposent rapidement sur les surfaces des voies respiratoires supérieures (partie extrathoracique et trachéo-bronchique) et la fraction se rendant aux alvéoles pulmonaires est beaucoup plus faible. À faible concentration, les effets ne s'observent que dans la partie extrathoracique. Les gaz de catégorie 1 ne s'accumulent pas dans le sang, en raison de leur grande réactivité avec les voies respiratoires. Dans cette catégorie on retrouve le chlore, le fluorure d'hydrogène et le formaldéhyde.

Les gaz de la catégorie 2 sont modérément solubles et réagissent avec les voies respiratoires. Le dioxyde de soufre, l'ozone et le propanol appartiennent à ce groupe. Les gaz de cette catégorie peuvent s'accumuler dans le sang et donc engendrer une toxicité systémique autre que sur la voie d'entrée.

Les gaz de la catégorie 3 sont peu solubles et ne réagissent donc pas dans les voies respiratoires; ils provoquent surtout des effets extrarespiratoires.

### 1.2.3.7.2 Les gaz avec effets respiratoires

Pour les gaz des catégories 1 et 2, on évalue un rapport de dépôt (RGDR : *regional gas dose ratio*) entre l'homme et l'animal. Ce rapport est fonction du volume minute (MV : volume inhalé par minute, l/min) et de la surface (SA : cm<sup>2</sup>) des voies respiratoires (tableau 3) dans une des trois régions du système respiratoire, soit les régions extrathoracique, trachéo-bronchique et pulmonaire.

$$RGDR = \frac{\left(\frac{MV_a}{MV_h}\right)}{\left(\frac{SA_a}{SA_h}\right)}$$

où :

RGDR : rapport de dépôt

MVa : volume minute chez l'animal

MVh : volume minute chez l'homme

SAa : surface des voies respiratoires chez l'animal pour une région donnée

SAh : surface des voies respiratoires chez l'homme pour une région donnée

Les volumes minutes pour différents animaux de laboratoire ont été calculés à partir du poids corporel (tableau 5) selon l'équation suivante (EPA 1994) :

$$\ln(MV) = b_0 + b_1 \cdot \ln(PC)$$

Les facteurs b<sub>0</sub> et b<sub>1</sub> (tableau 4) ont été déterminés de manière empirique.

Tableau 3 Surface des voies respiratoires

Espèces	Surface (cm <sup>2</sup> )		
	extrathoracique	trachéo-bronchique	pulmonaire
Cobaye	30	200	9 000
Hamster	14	20	3 000
Lapin	30	300	59 000
Rat	15	22,5	3 400
Souris	3	3,5	500
Homme	200	3 200	540 000

Tableau 4 Paramètres nécessaires à l'estimation du volume minute (MV)

Espèces	$b_0$	$b_1$
COBAYE	-1,191	0,516
Hamster	-1,054	0,902
Lapin	0,326	1,05
Rat	-0,783	0,831
Souris	-0,578	0,821

### 1.2.3.7.3 Les gaz avec effets systémiques

La concentration équivalente humaine (HEC) pour les gaz produisant des effets extrarespiratoires ou systémiques est estimée égale au rapport des coefficients de partage sang-air entre l'animal et l'humain.

$$HEC = C_m \times \left[ \frac{(H_{b/g})_A}{(H_{b/g})_H} \right]$$

OÙ :

HEC : Concentration équivalente humaine

$C_m$  : Concentration moyenne d'exposition

$H_{b/g}$  : Coefficient de partage sang-air, animal (A) et humain (H)

Si le coefficient  $H_{b/g}$  n'est pas connu, l'EPA recommande de supposer un rapport des coefficients animal et humain égal à 1. Toutes les RfC déterminées à ce jour sont fondées sur cette hypothèse (Cal EPA 1999).

### 1.2.3.7.4 Les particules avec effets respiratoires

L'EPA a mis au point un modèle permettant de calculer une RDDR (*regional deposited dose ratio*) qui permet de calculer le taux de dépôt des particules dans les trois grandes régions du système respiratoire selon le diamètre moyen des particules et l'écart type de la distribution ( $\sigma_g$ ). La fraction qui se dépose dans une région est fonction du volume minute, du diamètre des particules, de  $\sigma_g$  et de la fraction déposée dans la ou les régions amont. Le diamètre d'impact (X) est estimé à partir du diamètre moyen et du volume minute et est ajusté, pour une espèce animale, à partir de deux coefficients,  $\alpha$  et  $\beta$  (tableau 6).

$$Q \approx \frac{MV}{30}$$

$$X = MMAD^2 \times Q$$

$$DE = \frac{1}{(1 + e^{\alpha + \beta \log X})}$$

La fraction déposée (DE) est déterminée pour chacune des trois régions du système respiratoire.

Tableau 5 Poids corporel de quelques animaux de laboratoire

Espèces et souches	Sexe	Poids (kg)	
		(études sous-chroniques)	(études chroniques)
<b>Rats</b>			
Fisher 344	F	0,124	0,229
Fisher 344	M	0,180	0,380
Sprague-Dawley	F	0,204	0,338
Sprague-Dawley	M	0,267	0,523
Long-Evans	F	0,179	0,344
Long-Evans	M	0,248	0,472
Osborne-Mendel	F	0,201	0,389
Osborne-Mendel	M	0,263	0,514
Wistar	F	0,156	0,297
Wistar	M	0,217	0,462
<b>Cobayes</b>			
	F	0,39	0,86
	M	0,48	0,89
<b>Hamsters</b>			
Syrian	M	0,095	0,145
Syrian	F	0,097	0,134
Chinese et Djungarian	M	0,025	0,038
Chinese et Djungarian	F	0,03	0,041
<b>Lapins</b>			
Nouvelle-Zélande	F	3,10	3,93
Nouvelle-Zélande	M	2,86	3,76
<b>Souris</b>			
B6C3F1	F	0,0246	0,0353
B6C3F1	M	0,0316	0,0373
BAF1	F	0,0204	0,0222
BAF1	M	0,0223	0,0261

Tableau 6 Coefficients utilisés pour le calcul du dépôt des particules dans les voies respiratoires

Espèces	$\alpha$ (ET) <sup>1</sup>	$\beta$ (ET)	$\alpha$ (TB) <sup>2</sup>	$\beta$ (TB)	$\alpha$ (PU) <sup>3</sup>	$\beta$ (PU)
Homme	7,13	-1,96	3,30	-4,59	0,52	-1,39
Rat	6,60	-5,52	1,87	-2,09	2,24	-9,46
Souris	0,66	-2,17	1,63	-2,93	1,12	-3,20
Hamster	1,97	-3,50	1,87	-2,86	1,15	-7,22
Cobaye	2,25	-1,28	2,52	-0,87	0,75	-0,56
Lapin	4,31	-1,63	2,82	-2,28	2,58	-1,99

<sup>1</sup> ET : extrathoracique

<sup>2</sup> TB : trachéo-bronchique

<sup>3</sup> PU : pulmonaire

### 1.2.3.8 Les facteurs de sécurité

Les facteurs de sécurité généralement utilisés sont décrits au tableau 7.

### 1.2.3.9 Exemples

#### 1.2.3.9.1 Détermination d'une RfD. Exemple : cumène

Le cumène (CAS n° 98-82-8) a fait l'objet d'une évaluation récente de la part de l'EPA (IRIS 1998). Après examen de la littérature scientifique, les évaluateurs de l'EPA ont conclu que l'étude de Wolf *et al.* (1956) devait être retenue comme point de départ pour la détermination de la RfD. On a observé, dans cette étude sur des rats femelles s'étendant sur 6 à 7 mois, une augmentation du poids des reins proportionnelle à la dose administrée, pour les doses moyennes et fortes (462 et 769 mg/kg-pc/jour). La dose la plus faible (154 mg/kg-pc/jour; 139 doses en 194 jours) a été choisie comme NOAEL et a été ajustée à 110 mg/kg-pc/jour pour une période d'exposition continue. On a appliqué les facteurs de sécurité suivants : 10 pour l'extrapolation de l'animal à l'homme, 10 pour tenir compte des variations de la population humaine (groupes sensibles). On a aussi appliqué des facteurs de sécurité partiels ( $10^{1/2}$ ) pour tenir compte de la faiblesse de la base de données et aussi pour tenir compte du fait que l'étude était de type sous-chronique (6 mois) et qu'on extrapolait ses résultats à une exposition continue chronique. Le facteur de sécurité pour la faiblesse de la base de données a été ajouté parce que l'étude de Wolf ne comportait pas de suivi des effets de la reproduction sur plusieurs générations, alors qu'on pourrait être en droit d'attendre ce type d'effet puisqu'une substance de structure similaire, le toluène, cause une diminution du poids des nouveau-nés. Le facteur de sécurité total est donc de 1 000 ( $10 \times 10 \times 10^{1/2} \times 10^{1/2}$ ). La RfD est donc calculée de la manière suivante :

$$\text{RfD} = 110 \text{ mg/kg-pc/jour} \div 1\,000 = 0,1 \text{ mg/kg-pc/jour.}$$

Tableau 7 Facteurs de sécurité utilisés dans la détermination des doses de référence (RfD) et des concentrations de référence (RfC)

Variabilité intra-espèce :	10	Un facteur de sécurité de 10 est prescrit pour tenir compte des différences de sensibilité chez l'homme. En général, les études expérimentales sont réalisées sur des volontaires, qui sont plus jeunes et en meilleure santé qu'un individu moyen.
Extrapolation interespèce	10	L'extrapolation directe des résultats d'une espèce animale à l'homme implique une sensibilité égale à l'effet des contaminants. Les espèces animales peuvent montrer des sensibilités très différentes, selon les contaminants, les organes cibles... Pour tenir compte de ce phénomène, on applique un facteur de sécurité de 10 aux NOAEL animaux.
Ajustement pour études sous-chroniques	10	Certaines études animales sont réalisées sur des périodes de 90 jours. Une étude chronique sur des rats, par exemple, doit s'étendre sur au moins 180 à 360 jours. On ajoute alors un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la possibilité que des effets surviennent à des doses inférieures lors d'une exposition plus longue.
Utilisation d'un LOAEL	10	On ajoute un facteur de sécurité de 10 pour extrapoler un NOAEL à partir d'un LOAEL
Facteurs modifiants	0 à 10	On accorde aussi la possibilité d'ajouter des facteurs de sécurité supplémentaires, appelés facteurs modifiants, pour tenir compte de la qualité de la base de données utilisée (1 à 10) et du jugement professionnel de l'évaluateur sur l'ensemble du processus (0 à 10, avec une valeur par défaut de 1).

Nota : L'EPA utilise aussi des facteurs de sécurité partiels ( $10^{1/2}$ ).

## 1.2.4 Les calcul de la CSEN-i

### 1.2.4.1 Les facteurs d'exposition

On calcule la CSEN-i chronique en appliquant les facteurs d'exposition appropriés aux descripteurs de toxicité chronique. Nous estimons une période de 7 ans représentative d'une exposition chronique et nous suggérons de calculer les CSEN-i à partir du taux d'inhalation médian des garçons de 1 à 7 ans, soit  $0,47 \text{ m}^3/\text{kg-pc/j}$  (Brochu *et al.*, en prép.). Ce taux d'inhalation est supérieur à celui généralement utilisé pour les expositions chroniques ( $20 \text{ m}^3/\text{j}$  ou  $0,29 \text{ m}^3/\text{kg-pc/j}$ ), mais il nous apparaît plus prudent compte tenu du potentiel d'exposition supérieur des enfants et de leur sensibilité souvent plus grande à certains contaminants.

Notons par ailleurs que lorsqu'il faudra appliquer les paramètres toxicologiques chroniques sur une période plus courte (ex. : 2-3 ans), on utilisera des facteurs d'exposition différents, représentatifs des catégories d'âge les plus pertinentes et adaptés au mécanisme et au temps d'apparition de l'effet critique. Le taux d'inhalation moyen pour la période de 0 à 12 mois ( $0,65 \text{ m}^3/\text{kg}\cdot\text{pc}/\text{j}$ ) peut être utilisé (Brochu *et al.* en prép.).

On trouvera dans EPA (1997) d'autres informations sur les facteurs d'exposition.

#### 1.2.4.2 Extrapolation entre voies d'exposition

Parmi les descripteurs de toxicité chronique disponibles, on doit choisir en premier lieu ceux qui ont été déterminés à partir d'études dans lesquelles les substances étaient inhalées plutôt qu'ingérées, qu'il s'agisse d'études sur des animaux de laboratoire ou d'études cliniques et épidémiologiques sur des humains. La nature et l'intensité des effets toxiques d'une substance peuvent être différentes selon que celle-ci est absorbée par l'une ou l'autre voie.

Malheureusement, les études toxicologiques sur la voie d'inhalation sont moins nombreuses et l'EPA n'a établi qu'une soixantaine de RfC, contre environ 350 RfD. Dans ces conditions, il est souvent nécessaire de déterminer une concentration sans effets pour la voie d'inhalation à partir de paramètres toxicologiques élaborés pour l'ingestion. Ceci pose donc le problème de la validité de l'extrapolation entre les deux voies d'exposition (*route to route extrapolation*). L'EPA suppose que le potentiel toxique d'une substance après exposition d'une voie est pertinent à une autre voie d'exposition à moins de preuves du contraire. On peut donc utiliser les RfD et les DJA pour dériver une CSEN-i, à condition d'éliminer la possibilité que la substance exerce une toxicité différente par inhalation. Il est possible, en effet, qu'une substance inhalée produise une forte toxicité sur les poumons ou sur les bronches, alors qu'elle ne provoquerait pas d'effet systémique si les mêmes doses étaient ingérées. Il faut aussi écarter la possibilité d'effet de premier passage, c'est-à-dire de biotransformation de la substance au niveau de la voie d'entrée (les poumons pour l'inhalation et le foie pour l'ingestion) avant qu'elle n'atteigne la circulation générale; les effets sur les organes cibles pourraient alors être différents.

Devant la nécessité d'utiliser les RfD pour déterminer certaines CSEN-i, nous proposons une approche qui peut être brièvement décrite de la manière suivante (Bouchard *et al.* 1999). On utilisera la plus faible de deux CSEN-i obtenues par deux approches différentes, soit 1) à partir des recommandations pour le milieu de travail ou d'un NOAEL observé après inhalation et 2) à partir d'une RfD sur laquelle on aura réalisé les ajustements dosimétriques nécessaires.

#### 1.2.4.2.1 Les effets sur la voie d'entrée (système respiratoire)

Pour vérifier la possibilité d'un effet sur la voie d'entrée, on détermine une première CSEN-i à partir des normes en milieu de travail ou à partir d'un NOAEL obtenu par inhalation. Les recommandations établies pour le milieu de travail ne peuvent être utilisées directement pour déterminer une CSEN-i, car elles ont été établies pour un groupe constitué d'adultes en bonne santé, plus résistants que la population générale qui, elle, comprend les jeunes enfants, les personnes âgées et les personnes présentant des sensibilités particulières ou qui sont déjà affaiblies par divers problèmes. De plus, les expositions en milieu de travail sont en général limitées à 8 heures par jour et à 5 jours par semaine, alors que les critères de qualité de l'air doivent viser à protéger la population en général, contre une exposition continue, 24 heures sur 24. Enfin, les recommandations pour le milieu de travail n'excluent pas toujours la possibilité d'un effet, si bien qu'elles peuvent être plus souvent associées à un LOAEL humain plutôt qu'à un NOAEL. Pour ces trois raisons, il est nécessaire d'appliquer des facteurs de sécurité aux recommandations pour le milieu de travail avant de les utiliser comme CSEN-i provisoire. Les facteurs appliqués sont respectivement de 4,2 pour tenir compte de la différence entre les temps d'exposition, 10 pour la sensibilité accrue de la population générale et 10 lorsque la recommandation correspond à un LOAEL plutôt qu'à un NOAEL (voir section 1.4).

Par ailleurs, on peut aussi utiliser un NOAEL (ou un LOAEL) par inhalation, humain ou animal, identifié par un organisme reconnu. Dans ce cas, on devra procéder aux ajustements dosimétriques requis (selon EPA 1994) pour le convertir en NOAEL humain, puis en RfC provisoire après application des facteurs de sécurité appropriés.

#### 1.2.4.2.2 Utilisation de la RfD

Dans le cas d'un effet systémique, la meilleure façon d'extrapoler une dose maximale par inhalation à partir d'une RfD est la modélisation pharmacocinétique à base physiologique (PBPK). L'élaboration d'un tel modèle nécessite toutefois une connaissance de la pharmacocinétique (dépôt, absorption, distribution, métabolisme, liaisons avec les protéines sanguines et tissulaires, et excrétion) de la substance à l'étude. On n'a mis au point des modèles pharmacocinétiques que pour un petit nombre de substances.

La détermination d'une CSEN-i à partir d'une RfD ou d'un autre paramètre établi pour la voie d'ingestion n'est pas possible pour toutes les substances. La CSEN-i ne sera déterminée à partir d'une RfD ou d'un paramètre équivalent que pour les gaz de la catégorie 3.

Les autres approches permettant de déterminer des CSEN-i sont schématisées à la figure 1.

### 1.2.4.3 Les sources d'exposition autres que l'air

L'inhalation n'est pas la seule voie par laquelle un contaminant peut être absorbé. Pour plusieurs contaminants, l'ingestion est la principale voie d'exposition. Il est donc nécessaire de tenir compte de l'apport des contaminants de l'ensemble des sources d'exposition courantes (panier de provision, eau potable, etc.) dans le calcul des CSEN-i. L'approche que nous proposons a été élaborée après avoir exploré quelques avenues (voir annexe 1). Deux situations peuvent se présenter pour lesquelles nous proposons une manière particulière de tenir compte de l'apport des sources autres que l'air ambiant extérieur.

#### 1.2.4.3.1 Un profil d'exposition bien caractérisé

Si l'on dispose d'une description suffisamment précise des concentrations dans l'environnement et du profil d'exposition de la population à une substance, on déterminera la concentration à partir d'une fraction du descripteur de toxicité qui correspondra au rapport entre la dose de la substance provenant de l'air extérieur et de la dose totale.

$$CSEN - i = RfD \times \frac{PC}{TI} \times \frac{Exposition_{air-extérieur}}{Exposition_{totale}}$$

où :

- Exposition<sub>air-extérieur</sub> : dose journalière reçue par une exposition pendant 24 heures aux concentrations moyennes retrouvées dans l'air extérieur  
Exposition<sub>totale</sub> : dose journalière reçue par l'ensemble des voies d'exposition  
PC : poids corporel  
TI : taux d'inhalation quotidien

Toutefois, si la dose journalière provenant de l'ensemble des voies d'exposition (Exposition<sub>totale</sub>) est de beaucoup inférieure au descripteur de toxicité (<20 %), on déterminera la CSEN-i à partir d'une proportion fixe de 20 %.

$$CSEN - i = RfD \times \frac{PC}{TI} \times 0,2$$

#### 1.2.4.3.2 Un profil d'exposition peu connu

Devant une substance nouvelle ou si les informations sur les concentrations d'une substance dans l'environnement sont limitées, on établira la CSEN-i à partir d'une de 5 fractions préétablies de la DJA ou de la RfD, de la RfC ou de la concentration correspondant à un risque additionnel de 10<sup>-6</sup>. Ces fractions ou facteurs de contribution relative des sources d'exposition (FCR) sont décrits au tableau 8.

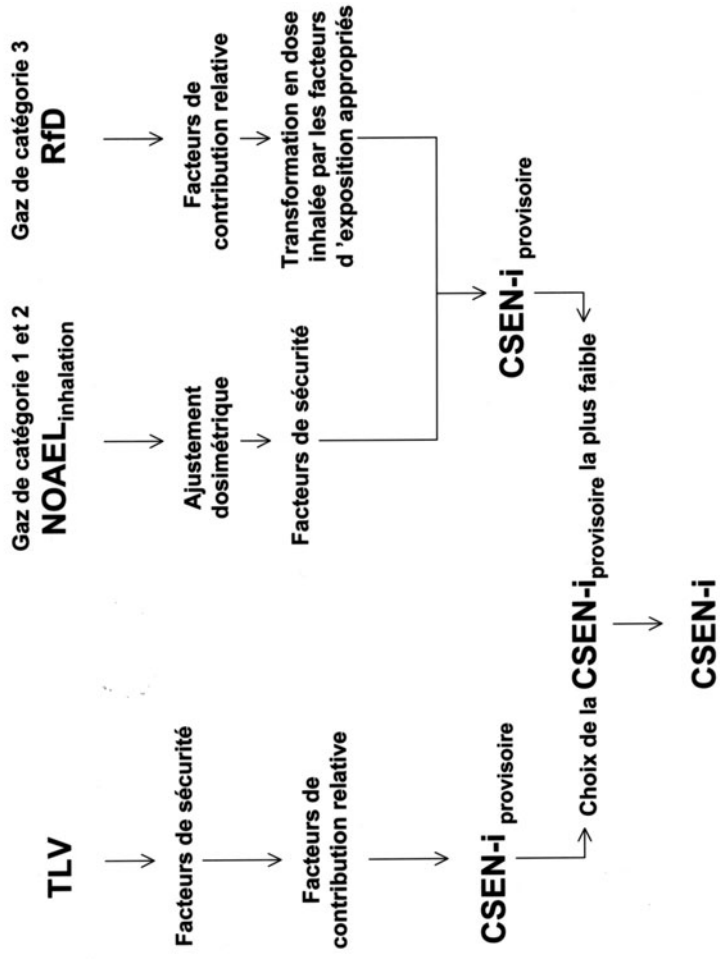


Figure 1 Approche alternative pour la détermination des CSEN-i

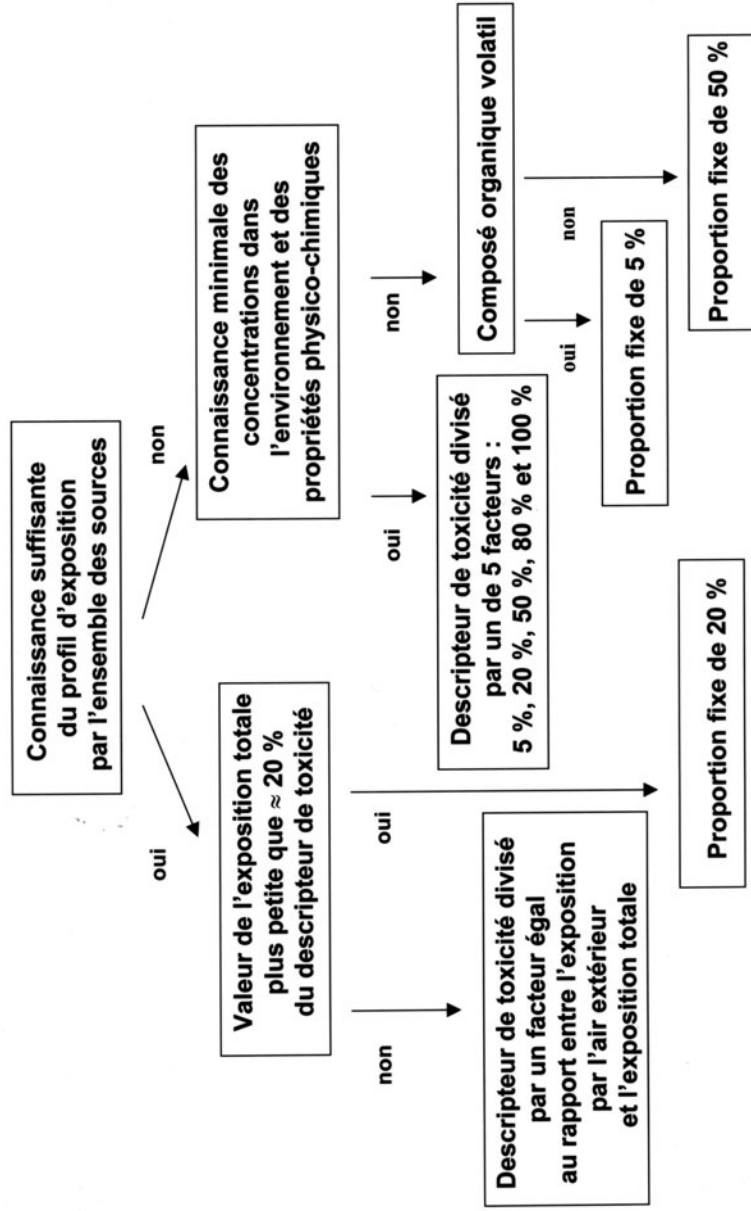


Figure 2 Approche de prise en compte de l'ensemble des sources d'exposition

Si les informations sur la substance ne permettent pas de choisir l'un des facteurs du tableau 8, on utilisera le facteur 5 % par défaut pour les composés organiques volatils. Pour les autres types de substances, on utilisera un facteur par défaut de 50 %.

### 1.3 La CSEN-i pour les effets cancérigènes

Les RfD et les RfC sont établies pour les effets chroniques autres que le cancer. Pour les effets cancérigènes, l'EPA produit trois types d'évaluation : (1) un classement des substances en 4 catégories qui reflète la probabilité qu'une substance soit un cancérigène humain, (2) une estimation quantitative des risques de cancer associé à l'ingestion d'une substance et (3) une estimation quantitative des risques de cancer associé à l'inhalation d'une substance. La quantification des risques se fait sous forme de trois valeurs.

Tableau 8 Facteurs de contribution relative des sources d'exposition (FCRS)

---

100 %	– Substance à l'état gazeux aux températures normales (volatilité élevée);
	– Retrouvée dans l'air, mais pas dans l'eau potable ou la nourriture;
	– Utilisation qui rend possible sa présence dans l'air ambiant extérieur sur une grande échelle;
	– Absent de l'air intérieur; non utilisé dans les produits de consommation.
80 %	– Situations intermédiaires.
50 %	– Substance ubiquiste dans l'environnement (eau-air-sol);
	– Caractéristiques physico-chimiques qui favorisent une grande distribution dans l'environnement (volatilité et solubilité intermédiaires);
	– Possibilité d'utilisation dans les produits de consommation; présence détectée dans l'air intérieur.
20 %	– Situations intermédiaires.
5 %	– Données qui montrent que la substance est surtout présente dans la nourriture et l'eau et peu présente dans l'air;
	– Caractéristiques physico-chimiques qui ne favorisent pas sa présence dans l'air (faible volatilité et forte solubilité);
	– Forte tendance à la bioaccumulation;
	– Utilisation domestique répandue; détection fréquente dans l'air intérieur.

---

La première est la pente (*slope factor*) de la droite d'extrapolation des hautes doses vers les basses doses de la relation du rapport dose-réponse  $((\text{mg/kg})/\text{jour})^{-1}$ . La deuxième est le risque unitaire; il s'agit du même facteur de pente, mais exprimé, cette fois, pour l'eau potable  $((\mu\text{g/l})^{-1})$  ou l'air ambiant  $((\mu\text{g/m}^3)^{-1})$ .

Enfin, l'EPA donne aussi des concentrations dans l'eau et dans l'air correspondant à des valeurs de risques prédéfinies, soit 1 cas additionnel pour 10 000 ( $10^{-4}$ ) individus exposés, un pour 100 000 ( $10^{-5}$ ) et un pour 1 000 000 ( $10^{-6}$ ).

Pour les substances présentant un risque cancérigène ou un autre type de risque augmentant à partir de la dose « 0 », on pourra s'inspirer de la deuxième version des lignes directrices d'évaluation des risques des substances cancérigènes de l'EPA (EPA 1996b). En cas de divergence importante entre les évaluations de l'EPA, de Santé Canada ou d'un autre organisme, on décidera cas par cas de l'approche à utiliser.

La concentration déterminée par l'EPA qui correspond au risque additionnel d'apparition de cancer de  $1 \times 10^{-6}$ , soit un cas additionnel par million d'individus exposés pendant la durée de la vie (70 ans), a été retenue comme descripteur de toxicité pour les cancérigènes. Cette concentration est établie à partir de la relation suivante :

$$C_{10^{-6}} (\mu\text{g}/\text{m}^3) = 10^{-6}/u^* (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$$

où :

$C_{10^{-6}}$  : concentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour un risque additionnel de cancer de 1 cas sur 1 million

$u^*$  : facteur de risque unitaire ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>

#### 1.4 Utilisation des recommandations pour le milieu de travail

De nombreux États américains, la CUM (Règlement n° 90 relatif à l'assainissement de l'air) et le MENV ont déjà utilisé ou utilisent encore les recommandations d'exposition limite pour le milieu de travail d'organismes comme le NIOSH, l'ACGIH ou l'OSHA afin de déterminer des seuils de référence pour l'air ambiant extérieur et pour la population générale (NATISCH 1992; ACGIH 1988).

L'État de New York, par exemple, utilise les recommandations pour le milieu de travail du NIOSH ou de l'ACGIH pour déterminer des seuils de référence pour l'air ambiant lorsque l'information scientifique est inadéquate ou inexistante (NYSDEC 1991, 2000). Des seuils ont été déterminés pour le court terme (1 heure), *Short Term Guideline Concentration* (SGC), et le long terme, *Annual Guideline Concentration* (AGC). Les substances ont été divisées en trois catégories selon leur toxicité (haute, moyenne et faible) et des facteurs de sécurité propres à chacune des catégories ont été appliqués pour déterminer les SGC et les AGC. Pour les AGC, un facteur de sécurité total de 420 est appliqué aux REL (*Regulatory Exposure Limits*) du NIOSH, et les TLV-TWA (*Time Weighted Average-Threshold Limit Values*) de l'ACGIH, dans le cas des substances ayant une toxicité modérée et haute. Ce facteur global comprend deux composantes : 100 pour tenir compte de la sensibilité accrue de la population et 4,2 pour permettre l'ajustement d'une exposition de 8 heures par jour et de 5 jours par semaine à une exposition continue :

$$(24 \text{ heures}/8 \text{ heures}) \times (7 \text{ jours}/5 \text{ jours}) = 4,2$$

Pour les AGC des substances de faible toxicité, on applique un facteur de 42. Les SGC ont été déterminés à l'aide d'un facteur de 10, pour les substances de forte toxicité, et de 4,2, pour les substances de moyenne et de faible toxicité.

Les normes et recommandations du milieu de travail ne devraient pas servir de point de départ à la détermination d'un seuil de référence pour l'air ambiant extérieur, parce qu'elles n'ont pas été prévues à cette fin. En effet, elles ont été établies pour des adultes (en général des travailleurs de 18 à 60 ans), qui sont en meilleure santé que la population en général et donc plus résistants aux contaminants; les groupes de travailleurs n'incluent pas de groupes sensibles, comme les enfants, les personnes âgées ou les personnes atteintes de maladies chroniques. De plus, les recommandations pour le milieu de travail peuvent comprendre des considérations de coûts et de faisabilité qui n'apparaissent pas dans la documentation.

En l'absence d'une information scientifique minimale pour la détermination d'un critère, on peut se tourner vers les recommandations pour le milieu de travail et déterminer un indice de toxicité ou un critère provisoire. On devra toutefois préalablement consulter la documentation à l'appui de la recommandation, étudier les références citées et identifier parmi celles-ci un NOAEL ou un LOAEL. Si cela n'est pas possible, on utilisera directement les recommandations. Dans la plupart des cas, celles-ci tolèrent un certain niveau d'effets chez les travailleurs et correspondent donc à un LOAEL plutôt qu'à un NOAEL.

Pour déterminer un critère provisoire à partir des recommandations pour le milieu de travail, nous suggérons la procédure suivante : déterminer un critère provisoire sur 15 minutes à partir d'une STEL (*Short-Term Exposure Limit*) ou d'une valeur plafond (*C : ceiling*); on peut aussi utiliser une REL ou une TLV-TWA que l'on multipliera par un facteur de 3. Cette valeur sera ensuite divisée par un facteur de sécurité de 10 ou de 100, soit 10 pour tenir compte de la plus grande sensibilité de la population (variation intra-espèce) et, si nécessaire, 10 pour extrapoler un NOAEL à partir d'un LOAEL. On déterminera un critère annuel à partir de la REL et de la TLV-TWA en appliquant les mêmes facteurs de sécurité et en ajoutant le facteur 4,2 pour rapporter l'exposition en une exposition continue.

Mentionnons encore que les recommandations pour le milieu de travail ne nous permettent pas de déterminer un critère formel ou une norme. L'annexe 2 présente, pour un ensemble de 103 substances, une comparaison des CSEN-i déterminées à partir des recommandations de l'ACGIH avec celles provenant des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA. Les résultats sont très différents et varient beaucoup d'une substance à l'autre. Pour les cancérigènes, la méthodologie de l'EPA (extrapolation hautes doses-basses doses à partir du modèle multistage) conduit à des concentrations correspondant à un risque de  $10^{-6}$  beaucoup plus faibles (moyenne : 2 130 fois plus faibles; médiane : 700; maximum : 23 000 pour l'éther dichloroéthylique) que ce qu'on obtient à partir des recommandations pour le milieu de travail, et ce, même en appliquant un facteur de sécurité très élevé (420) à ces valeurs. Pour les effets chroniques non cancérigènes, les écarts sont moins prononcés en moyenne (valeur moyenne de 3,33 fois plus grands à partir des recommandations pour le milieu de travail); on observe quand même des différences de 5 ordres de grandeur entre les substances.

## **2. La concentration sans effet nocif par exposition indirecte**

Il n'existe pas actuellement de modèle mathématique validé permettant d'évaluer quantitativement le cheminement d'une substance dans l'environnement et sa répartition dans le milieu (plantes, viandes, etc.). En conséquence, les concentrations sans effet nocif par exposition indirecte seront déterminées cas à cas, de manière empirique, c'est-à-dire selon l'expérience acquise par l'observation sur le terrain et consignée dans la littérature scientifique. Nous poursuivons notre évaluation des modèles existants.

## **3. La concentration sous les niveaux de nuisance**

Le principal effet considéré pour les nuisances est celui des odeurs. Nous avons retenu, comme option, de fixer l'effet critique au niveau du seuil de détection olfactive. Le seuil de détection correspond théoriquement au niveau de perception moyen des individus (50 % des personnes d'une population). Le seuil de reconnaissance d'une substance est généralement plus élevé.

La valeur des seuils de détection olfactive des substances peut toutefois varier beaucoup, selon les méthodes utilisées pour les déterminer. Il faut donc apporter une attention particulière aux méthodes associées aux résultats rapportés dans la littérature. La majorité des seuils de détection olfactive ont été, dans un premier temps, tirés de Amoore et Hautala (1983) et de AIHA (1989).

## **4. La concentration sans effet nocif sur les écosystèmes**

Les concentrations sans effet nocif pour les écosystèmes sont établies après revue de la littérature scientifique pertinente. La concentration sans effet nocif sur les écosystèmes doit permettre le maintien des fonctions et des usages d'un territoire.

## **Bibliographie**

ACGIH. 1988. *Toxic Air Pollutant Guidelines : Review of Recent Progress and Problems*. American Conference of governmental and Industrial Hygienists. Éditeurs : P.J. Liroy et M. Lippmann. 67 p.

AIHA. 1989. *Odor Thresholds for Chemicals with Established Occupational Health Standards*. American Industrial Hygiene Association, Akron, OH. 90 p.

ALEXEEF, G.V., FOWLES J.R., HILL, M. et DODGE, D. 1997. Stochastic evaluation of acute inhalation thresholds from reported LOAELS. *Toxicologist* 36 (1 part 2) : 167.

AMOORE, J.E. et HAUTALA, E. 1983. Odor as an aid to chemical safety : Odor thresholds compared with threshold limit values and volatilities for

214 industrial chemicals in air and water dilution. *Journal of Applied Toxicology* 3(6) : 272-290.

- BOUCHARD, M., TREMBLAY, C. et WALSH, P., en préparation. *Prédiction des concentrations de référence après inhalation (RfC) à partir des doses de référence après ingestion (RfD)*, 20 p.
- CAL EPA. 1999. *The Determination of Acute Reference Exposure Levels for Airborne Toxicants. Air Toxics Hot Spots Program. Risk Assessment Guidelines*. California Environmental Protection Agency. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Air Toxicology and Epidemiology Section. 71 p. et annexes.
- CAL EPA. 2000. *Technical Support Document for the Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Air Toxics Hot Spots Program. Risk Assessment Guidelines*. California Environmental Protection Agency. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Air Toxicology and Epidemiology Section. 41 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1996. *A Protocol for the Development of National Ambient Air Quality Objectives. Part 1. Science Assessment Document and Derivation of the Reference Level(s). A Report by the Federal-Provincial Working Group on Air Quality Objectives and Guidelines*. 49 p.
- EPA. 1992. *National Air Toxics Information Clearinghouse : NATICH Data Base Report on State, Local and EPA Air Toxics Activities*. EPA 453/R-92-008.
- EPA. 1994. *Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry*. EPA/600/8-90/066F.
- EPA. 1995. *The Use of the Benchmark Dose Approach in Health Risk Assessment*. EPA/630/R-94/007. 70 p. and appendices.
- EPA. 1996a. *Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. EPA/600/P-92/003C. Office of Research and Development. 168 p.
- EPA. 1996b. *Exposure Factors Handbook. (Update to Exposure Factors Handbook EPA/600/8-89/043 – May 1989). Volume 1. General Factors. Volume 2. Food Ingestion Factors. Volume 3. Activity Factors*. Office of Research and Development.
- EPA. 1997. *Exposure Factor Handbook*. Volumes 1, 2 et 3. EPA/600/P-95/002Fa. Pagination multiple.
- EPA. 1997b. *Toxicological Review of Cumene*. Dans *Support Information on the Integrated Risk Information System*. 30 p.
- EPA. 2001. *Integrated Risk Information System*. Office of Health and Environmental Assessment. Office of Research and Development. IRIS data bank.

- FAUSTMAN, E.M. 1996. *Review of Noncancer Risk Assessment : Application of Benchmark Dose Methods. Prepared for the Commission on Risk Assessment and Risk Management.* 62 p.
- IARC. 1999. *Quantitative Estimation and Prediction of Human Cancer Risks.* Éditeurs : Moolgavkar, S., Krewski, D., Zeise, L., Cardis, E. et Moller, H. IARC Scientific Publications N° 131. 322 p.
- MENV, 2002a. *Critères de qualité de l'air. Cadre de détermination et d'application,* ministère de l'Environnement du Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et expertises. 19 p.
- MENV, 2002b. *Critères de qualité de l'air. Fiches synthèses,* ministère de l'Environnement du Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et expertises. 276 p.
- NYSDEC. 1991. *DAR-1 Guidelines for the Control of Toxic Ambient Air Contaminants.* New York State Department of Environmental Conservation. Division of Air Resources. Pagination multiple.
- NYSDEC. 2000. *DAR-1 AGC/SGC Tables.* New York State Department of Environmental Conservation. Division of Air Resources. Bureau of Stationary Sources. 30 p.
- SANTE CANADA, 1994. *L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire,* Loi canadienne de protection de l'environnement. 42 p.
- WOLF, M.A., ROWE, V.K., McCOLLISTER, D.D., HOLLINGSWORTH, R.L. et OYEN, F. 1956. Toxicological Studies of Certain Alkylated Benzenes and Benzene. *Arch. Ind. Health* 14 : 387-398.
- WHO. 1987. *Air Quality Guidelines for Europe.* World Health Organization Regional Publications. European Series N° 23. Copenhagen. 426 p.
- WHO. 1994. *Assessing Human Health Risks of Chemicals : Derivation of Guidance Values for Health-Based Exposure Limits.* International World Health Organization, Program on Chemical Safety, *Environmental Health Criteria* 170. 73 p.
- WHO. 1999. *Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals.* World Health Organization. *Environmental Health Criteria* 210. 110 p.

## **Annexe 1    Approches de prise en compte de l'apport par les voies d'exposition autres que l'air**

Pierre Walsh  
Gouvernement du Québec  
Ministère de l'environnement  
Direction du suivi de l'état de l'environnement  
Novembre 1999

### **Résumé**

Nous avons examiné quatre approches permettant de tenir compte de l'apport des sources d'exposition autres que l'air dans le processus de détermination des critères de qualité de l'air. L'approche 1A consiste à déterminer le critère à partir d'une fraction de la DJA correspondant à la proportion de l'exposition provenant de l'air intérieur et extérieur par rapport à l'exposition moyenne totale; l'approche 1B est la même que la précédente, sauf qu'elle considère l'air extérieur seulement; l'approche 2 consiste à déterminer le critère à partir d'une de trois fractions possibles de la DJA, soit 20 %, 50 % et 80 %; l'approche 3 consiste à déterminer le critère à partir de la partie restante de la DJA après soustraction de la dose provenant de l'ensemble des autres voies d'exposition. Ces quatre approches ont été appliquées à 23 substances dont les profils d'exposition sont connus. L'approche 1B s'est révélée la plus contraignante en raison du fait que la proportion de l'exposition due à une substance (dans le groupe de 23 substances étudiées) est souvent beaucoup plus faible dans l'air extérieur que dans l'air des édifices.

Dans le processus de détermination des critères de qualité de l'air, on doit distinguer deux situations, selon que l'exposition à une substance est bien connue et décrite, ou au contraire ne l'est pas. Lorsqu'on dispose d'une bonne description des concentrations dans l'environnement et du profil d'exposition d'une substance, on retient l'approche 1B; on suggère toutefois de déterminer le critère à partir d'une fraction égale à 20 % de la DJA lorsque l'exposition moyenne quotidienne à une substance est de beaucoup inférieure à la DJA. Devant une substance nouvelle ou dont les informations sur ses concentrations dans l'environnement sont limitées, il est nécessaire d'appliquer des facteurs préétablis (approche 2); deux facteurs (5 % et 100 %) devraient toutefois être ajoutés à ceux de l'approche 2, de manière à couvrir un plus grand ensemble de situations possibles.

### **Introduction**

L'exposition à une substance toxique provient souvent de plusieurs sources différentes (alimentation, eau potable, air ambiant, etc.). La concentration totale accumulée à partir de ces différentes sources peut causer un effet sur tel ou tel organe ou tissu cible. Il est donc important, dans la détermination des critères de qualité du milieu destinés à prévenir l'apparition d'effets sur la santé humaine, de prendre en considération l'apport de l'ensemble des sources d'exposition, particulièrement pour les substances dont les effets sont systémiques (substances exerçant des effets sur des

organes autres que ceux associés à la voie d'entrée elle-même). Dans leur ensemble, les critères de qualité du milieu ne doivent pas conduire à une exposition totale dépassant les doses journalières acceptables.

La dose journalière provenant des différentes sources d'exposition (eau potable, air, alimentation, poussières, etc.) doit être répartie de manière à ce que les apports par l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané demeurent sous les doses journalières (DJA, RfD, RfC ou autres). Dans le cas des recommandations canadiennes pour l'eau potable, par exemple, Santé Canada (1995) suggère de diviser la dose journalière acceptable par un facteur représentant la part de l'eau potable dans l'exposition générale et, lorsque les informations manquent, d'appliquer par défaut un facteur de 5 (20 %)¹.

Pour les polluants de l'air, Calabrese et Kenyon (1991) ont suggéré de diviser les paramètres toxicologiques (doses journalières acceptables ou autres) par certains facteurs (RSC : *relative source contribution*) qui tiennent compte des données sur l'exposition et/ou des propriétés chimiques des substances; ces facteurs sont de 20, 50 et 80 % (tableau 9). Les auteurs suggèrent d'appliquer un facteur 20 % lorsque l'exposition prédominante provient de sources autres que l'air (ex. : dioxines et furanes, BPC, etc.), de 50 % lorsque la voie d'inhalation est approximativement aussi importante que les deux autres, et de 80 % lorsque les données de mesure dans le milieu ou les propriétés chimiques de la substance indiquent un apport principal par l'air. Le facteur de 50 % est appliqué par défaut lorsque l'information manque.

Tableau 9 Facteurs RSC (*Relative Source Contribution*), à partir de Calabrese et Kenyon (1991)

80 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Substance à l'état gazeux aux températures normales (volatilité élevée);</li> <li>- Substance retrouvée dans l'air, mais pas dans l'eau potable ou la nourriture;</li> <li>- Utilisation qui rend possible sa présence dans l'air ambiant extérieur sur une grande échelle.</li> </ul>
50 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Substance ubiquiste dans l'environnement (eau, air, sol);</li> <li>- Caractéristiques physico-chimiques qui favorisent une grande distribution dans l'environnement (volatilité et solubilité intermédiaires).</li> </ul>
20 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Données qui montrent que la substance est surtout présente dans la nourriture et l'eau et peu présente dans l'air;</li> <li>- Caractéristiques physico-chimiques qui ne favorisent pas sa présence dans l'air (faible volatilité et forte solubilité);</li> <li>- Forte tendance à la bioaccumulation.</li> </ul>

Bien que la recommandation de Calabrese et Kenyon (1991) nous apparaisse intéressante, nous désirons, avant de recommander une procédure particulière, évaluer d'autres procédures possibles.

¹ Pour ces mêmes recommandations, la procédure réservée aux substances cancérigènes (celles pour lesquelles il existe une relation un rapport dose-réponse réaction basée sur la probabilité d'apparition de cancer) est différente : on établit la recommandation à un niveau de risque (probabilité) d'environ  $10^{-6}$  lorsqu'il existe d'autres sources d'exposition que l'eau potable, et à environ  $10^{-5}$  lorsque l'eau potable constitue la principale source d'exposition.

## Méthode

On compare, dans ce travail, quatre approches, soit :

- (1) L'utilisation des valeurs réelles d'exposition générale. Le paramètre toxicologique (dose journalière acceptable, DJA ou autre) est multiplié par la proportion de l'exposition provenant de l'air, et le critère est déterminé à partir de la portion restante de ce facteur; dans un cas on considère l'exposition provenant de l'air extérieur et intérieur (1A), dans l'autre, de l'air extérieur seulement (1B).
- (2) L'utilisation des facteurs RSC de Calabrese et Kenyon (1991).
- (3) La soustraction des valeurs d'exposition générale des paramètres descriptifs de la toxicité. L'exposition provenant des sources autres que l'air est soustraite du paramètre toxicologique retenu. On ne garde que la partie restante pour le critère de qualité de l'air. Cette approche est utilisée dans le cas des critères de sols contaminés du CCME (1997). Le critère de qualité du sol est déterminé à partir de la portion restante de la DJA obtenue après avoir soustrait de celle-ci la valeur de la dose d'exposition journalière moyenne; on ajoute ensuite à cette valeur les concentrations de fond (*background*). De manière simplifiée, la relation peut être décrite comme ceci :

$$RQS = (DJA - DJE) + CFS$$

où :

RQS : Recommandation pour la qualité des sols

DJA : Dose journalière acceptable

DJE : Dose journalière estimée

CFS : Concentration de fond du sol

Pour comparer ces quatre approches, 23 substances ont été retenues (tableau 10). Elles ont été choisies parce que des évaluations de l'exposition générale au Canada étaient disponibles (rapports d'évaluation de la toxicité sous la LCPE – Loi canadienne de protection de l'environnement). Notons que, dans ces évaluations de l'exposition, on présente, pour quelques substances, une valeur d'exposition globale pour l'air qui combine les apports de l'air intérieur et de l'air extérieur, tandis que, pour d'autres substances, cette information est présentée séparément. La comparaison des approches 1A et 1B ne peut donc être réalisée que pour 14 des 23 substances. Mentionnons que, dans la plupart des cas, l'exposition générale est présentée dans les documents d'Environnement Canada pour plusieurs groupes d'âge. Pour notre exercice, nous n'avons retenu que l'âge adulte (environ 20-70 ans) pour simplifier.

Pour chacune de ces substances et pour chacune des quatre approches, on a comparé le facteur par lequel on devrait diviser le paramètre toxicologique, de manière à prendre en compte l'exposition par les autres sources.

Le tableau 10 présente les doses journalières acceptables retenues pour chaque substance. On entend ici, par dose de référence, la valeur d'exposition cible dans un sens général. Nous ne faisons pas de distinction entre les substances avec seuil et les cancérigènes. Pour les cancérigènes, la dose journalière acceptable correspond à la concentration dans l'air ambiant pour laquelle le risque est de 1 cas additionnel par million d'individu. Les doses de référence (RfD) et les concentrations de référence (RfC) de l'EPA (IRIS 1999) sont aussi présentées.

## Résultats

Le tableau 11 présente la valeur des facteurs qui devraient être appliqués aux DJA pour déterminer les critères selon les approches 1A, 1B, 2 et 3. Comme on peut le constater, ces facteurs peuvent varier sur une assez grande étendue pour une même substance. Pour le phtalate de dibutyle, par exemple, les facteurs correspondant aux approches 1A, 1B, 2 et 3 sont respectivement de 42 %, 0,01 %, 20 % et 98 %. Le choix de l'approche pour déterminer le critère de qualité de l'air a donc une importance considérable dans le cas de cette substance. Dans le cas du o-dichlorobenzène, ce choix revêt moins d'importance puisque les facteurs 1A, 1B, 2 et 3 sont assez similaires, soit, respectivement : 100 %, 100 %, 80 % et 99,97 %.

De manière générale, c'est l'approche 1B qui produit les facteurs les plus faibles : ceux-ci sont toujours inférieurs ou égaux à ceux de l'approche 1A. Cela s'explique par le fait que le niveau d'exposition est souvent plus grand à l'intérieur qu'à l'extérieur, étant donné qu'une personne passe beaucoup plus de temps à l'intérieur et que, pour plusieurs polluants, les sources se situent à l'intérieur même des édifices.

L'approche 3 produit les facteurs de correction les plus contrastés, c'est-à-dire à 100 % ou 0 %. Pour cette approche, les substances peuvent être classées en deux catégories. La première regroupe les substances pour lesquelles les niveaux d'exposition générale sont très loin d'atteindre les DJA. Ces substances ne posent vraisemblablement pas de problème de santé environnementale et les critères peuvent être déterminés à partir de la quasi-totalité de la DJA. Le second groupe comprend les substances dont le niveau d'exposition général actuel dépasse les doses journalières acceptables et dont on ne devrait donc pas tolérer d'émission supplémentaire dans l'environnement, ce qui explique le facteur de 0 %.

Tableau 10 Substances étudiées et doses journalières acceptables correspondantes

	DJA <sup>1</sup> µg/kg/j	Source <sup>2</sup>	RfD µg/kg/j	RfC µg/m <sup>3</sup>
Benzène	0,029	q*		
Chlorobenzène (mono)	20	DJA	20	
Dibutyle, phtalate de	100	RfD	100	
o-Dichlorobenzène	90	RfD	90	
p-Dichlorobenzène	229	RfC		800
1-2 Dichloroethane	0,011	q*		
Dichlorométhane	0,06	q*		
Di-(éthyl-2 hexyl), phtalate de	20	RfD	20	
Hexachlorobenzène	0,0006	q*		
PCDD et PCDF <sup>3</sup>	1	OMS		
Pentachlorobenzène	0,8	RfD	0,8	
Styrène, monomère	285	RfC		1 000
1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	3,4	DJA	3,4	
1,2,3,5-Tétrachlorobenzène	0,41	DJA	0,41	
1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	0,21	DJA	0,21	
1,1,2,2-Tétrachloroéthène	0,006	q*		
Tétrachloroéthène	10	RfD	10	
Toluène	200	RfC	200	400
1,2,3-Trichlorobenzène	0,77	DJA	0,77	
1,3,5-Trichlorobenzène	1	DJA	1	
1,2,4-Trichlorobenzène	10	RfD	10	
Trichloroéthène	0,66	q*		
Xylène	144	DJA	144	

<sup>1</sup> Doses journalières acceptables.

<sup>2</sup> Provenance de la DJA; NOAEL/FS : niveau sans effet observable, divisé par un facteur de sécurité; DJA : dose journalière acceptable de Santé Canada; RfD : dose de référence (EPA 1999); q\* : facteur de risque (EPA 1999); RfC : concentrations de référence (EPA 1999), ramenées à une dose en considérant un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m<sup>3</sup>/jour.

<sup>3</sup> Pour les dioxines et furanes, les unités sont en pg.

Tableau 11 Dose journalière d'exposition (DJE) par l'air et FCRS suggérés selon les méthodes 1A, 1B, 2 et 3

Substances	DJE µg/kg/j	DJE Air ext.	DJE Air int.	DJE Air total	DJA µg/kg/j	FCRS 1A (%) <sup>1</sup>	FCRS 1B (%) <sup>2</sup>	FCRS 2 (RSC) <sup>3</sup>	(DJA- DJE)/DJA <sup>4</sup>
Benzène	2,4	1,3	0,4	1,7	0,029	71	54	50	0
Chlorobenzène (mono)	0,07	nd	nd	0,045	20	68	nd	80	99,7
Dibutyle, phthalate de	1,9	0,00025	0,8	0,8	0,14	42	0,01	20	0
o-Dichlorobenzène	0,03	0,03	Nd	0,03	90	100	100	80	99,97
p-Dichlorobenzène	0,9	0,1	0,8	0,9	229	100	12	50	99,55
1-2 Dichloroethane	0,5	0,012	0,5	0,5	0,011	100	2,4	80	0
Dichlorométhane	4,7	0,2	4,5	4,7	0,06	99	4,1	50	0
Di-(éthyl-2 hexyl), phthalate de	5,8	0,0002	0,9	0,9	20	15	0,003	20	71
Hexachlorobenzène	2,8	0,1	nd	0,1	0,0006	3,6	3,6	20	0
PCDD et PCDF (en pg/kg-pc/j)	1,3	0,04	nd	0,04	1	3,1	3,1	20	7,14
Pentachlorobenzène	0,0005	nd	nd	0,00003	0,8	6	nd	80	99,94
Styrène, monomère	0,26	0,07	0,08	0,1	285	57	26	80	99,87
1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	0,0003	nd	nd	0,00006	3,4	24	nd	50	99,99
1,2,3,5-Tétrachlorobenzène	0,0002	nd	nd	0,00006	0,41	40	nd	50	99,96
1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	0,0002	nd	nd	0,00006	0,21	30	nd	50	99,90
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	0,51	0,0075	0,49	0,5	0,006	98	1,5	80	0
Tétrachloroéthène	1,7	0,14	1,4	1,5	10	91	8,2	50	83
Toluène	7,9	7,05	nd	7,1	200	89	89	50	96,05
1,2,3-Trichlorobenzène	0,24	0,02	0,22	0,2	0,77	100	8,3	80	68,83
1,3,5-Trichlorobenzène	0,25	0,03	0,22	0,3	1	100	12	80	75
1,2,4-Trichlorobenzène	0,45	0,01	0,44	0,5	10	100	2,2	50	95,5
Trichloroéthène	0,4	0,012	0,4	0,4	0,66	98	3	50	39
Xylène (isomères o-, m-, et p-)	5,4	1,4	3,8	5,2	144	95	25	50	96,25

<sup>1</sup> Facteur basé sur l'exposition générale. Proportion de l'exposition générale correspondant à l'air intérieur et extérieur.

<sup>2</sup> Facteur basé sur l'exposition générale. Proportion de l'exposition générale correspondant à l'air extérieur seulement; certaines valeurs manquent.

<sup>3</sup> Facteur RSC suggérés selon Calabrese et Kenyon (1991).

<sup>4</sup> Facteurs déterminés à partir de la proportion restante du paramètre toxicologique (RID ou autre) auquel on a soustrait l'exposition générale.

Les facteurs RSC (approche 2) ont été attribués aux substances selon les recommandations de Calabrese et Kenyon (1991). On retrouve le facteur 80 pour 8 substances, surtout des substances volatiles, le facteur 20 pour 4 substances, dont le poids moléculaire est plus élevé et qui ont des propriétés de bioaccumulation importantes (ex. : hexachlorobenzène, dioxines), et 11 fois le facteur 50, qui ici n'a pas été attribué par défaut, puisque l'exposition est connue pour chacune de ces substances.

## Discussion

Comme on peut le constater avec les résultats présentés au tableau 3, le choix de l'approche permettant de prendre en compte l'apport des autres sources aura une importance considérable sur la valeur du facteur et, par conséquent, sur la valeur finale du critère de qualité de l'air.

L'approche 3 peut être décrite comme une des plus prudentes. En effet, en déterminant le critère à partir de la partie disponible de la dose journalière acceptable (reste de soustraction de l'exposition générale de la dose journalière acceptable), on s'assure que le critère de qualité de l'air n'entraînera pas d'exposition au-delà de la dose journalière acceptable.

Cette approche comporte toutefois des problèmes d'application évidents. Ainsi, pour cinq des substances considérées (benzène, 1,2-dichloroéthane, dichlorométhane, hexachlorobenzène et 1,1,2,2-tétrachloroéthane), la dose journalière acceptable serait déjà dépassée par le niveau d'exposition moyen actuel. Dans ces conditions, il faudrait idéalement ne pas ajouter une exposition additionnelle due à l'air, ni d'ailleurs par quelque autre voie. En appliquant cette approche aux critères de qualité de l'air, on fait porter l'attention et les besoins d'intervention sur les sources d'émissions atmosphériques, alors que d'autres sources d'exposition devraient aussi être diminuées. De plus, l'application d'un critère de  $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pose problème : il peut être difficile, en effet, d'exiger une épuration et une élimination complète des émissions atmosphériques.

À l'inverse, lorsque la dose journalière est très supérieure au niveau d'exposition moyen actuel, on attribue aux émissions atmosphériques, par l'approche 3, toute l'exposition possible à une substance, tout l'*espace* disponible pour un rejet supplémentaire. Pour 11 des 23 substances, on attribuerait, avec l'approche 3, plus de 95 % de la dose journalière acceptable à l'exposition due à l'air. Les critères des autres voies d'exposition ne devraient alors être déterminés qu'à partir d'une petite fraction de la DJA correspondant à une proportion très faible de l'exposition générale. Lorsque l'exposition générale est de beaucoup inférieure à la DJA, l'approche 3 devient trop permissive pour le critère de qualité de l'air par rapport aux autres milieux.

Les approches 1A et 1B produisent des facteurs très différents. Le fait de considérer l'air intérieur dans la détermination de la portion de la DJA à réserver au critère modifie considérablement le facteur de correction pour certaines substances. Dans le cas du phtalate de dibutyle, par exemple, la proportion de l'exposition générale provenant de l'air extérieur est très faible par rapport à l'air intérieur et à l'exposition totale (0,01 %). Même si, dans ce cas, la correction par la proportion de l'exposition due à l'air extérieur apparaît trop forte, il nous apparaît important, quand même, de ne considérer que l'apport de l'air extérieur, puisque les critères de qualité de l'air ont pour but

de gérer les situations reliées à des sources extérieures seulement. L'air intérieur doit être vu comme une autre source d'exposition, au même titre que l'eau potable ou l'alimentation, et ne doit pas être considéré dans la détermination du critère de qualité de l'air extérieur. Pour les résidences et les bâtiments, on devrait se reporter à des critères élaborés spécifiquement pour l'air intérieur.

Dans la détermination du critère de qualité de l'air, on considère une exposition de 24 heures par jour à un contaminant : on pose l'hypothèse que la substance émise à l'extérieur pénètre dans l'environnement intérieur et devient aussi une source d'exposition pour la proportion du temps qu'une personne passe à l'intérieur. Ceci n'est toutefois que partiellement vrai, puisque, dans certains cas, une absorption par les surfaces est possible, et les concentrations peuvent être moindres à l'intérieur; dans ces derniers cas, le critère de qualité de l'air (extérieur) assure un degré de protection supplémentaire. L'exposition peut être au contraire plus grande à l'intérieur, à cause de la présence de sources particulières (colle, solvant, tabagisme, etc.). Le critère de qualité de l'air établi pour évaluer et gérer les sources extérieures ne doit pas en tenir compte autrement que comme un autre élément de l'exposition générale.

Par ailleurs, l'approche 1B nous apparaît, dans certains cas, inutilement restrictive. Pour le phtalate de dibutyle, par exemple, l'EPA a déterminé une RfD de 100 µg/kg-pc/jour (tenons pour acquis, pour l'exemple, que cette valeur protège parfaitement de tout effet chez l'homme). L'exposition totale moyenne à cette substance au Canada est de seulement 1,9 µg/kg-pc/jour et l'exposition à l'air extérieur est de 0,0002 à 0,0003 µg/kg-pc/jour, soit 0,01 % de l'exposition totale. Selon cette approche, on devrait déterminer le critère à partir de la proportion de l'exposition due à l'air extérieur, soit 0,01 %, proportion que l'on applique à la DJA. On déterminera le critère à partir du centième de la DJA, soit seulement 1 µg/kg-pc/jour. L'approche 1B nous apparaît dans ce cas inutilement restrictive. Étant donné que la substance n'est pas très toxique, on pourrait attribuer au critère de qualité de l'air une proportion plus importante de la DJA. L'approche 1B doit donc être appliquée avec discernement lorsque le niveau d'exposition générale est de beaucoup inférieur à celui de la DJA. Il ne faut pas, en effet, que le critère soit déterminé seulement en fonction du niveau d'exposition à une substance; la toxicité doit aussi être prise en compte.

Le cas du 1,1,2,2-tétrachloroéthane est différent. L'EPA (IRIS, 1999) estime que le niveau de risque de  $10^{-6}$  correspond à une dose quotidienne de 0,5 µg/kg-pc/j ( $q^*=0,2/(mg/kg/j)$ ) et le niveau d'exposition actuelle est du même ordre, soit au maximum 0,52 µg/kg-pc/jour. L'exposition due à l'air extérieur est très faible (<0,01 µg/kg-pc/jour) et l'exposition totale ne provient pratiquement que de l'air intérieur. Les concentrations dans l'air intérieur de 750 maisons, réparties dans 10 provinces canadiennes, étaient en 1991 de 1,8 µg/m<sup>3</sup> (Otson *et al.* 1992, dans Environnement Canada 1993); une exposition à cette valeur, pour un homme adulte pesant 70 kg et inhalant 20 m<sup>3</sup> d'air par jour pendant 22 heures, correspond à une absorption de 0,47 µg/kg-pc/jour, ce qui est très près du niveau de risque de  $10^{-6}$ . Dans ce cas, il apparaît important que le critère de qualité de l'air extérieur tienne compte du fait que l'exposition générale moyenne se situe à la limite de l'acceptable et, par conséquent, l'air extérieur ne devrait pas contribuer à détériorer la situation. Un critère déterminé à partir de la proportion de la DJA correspondant à la proportion de l'air extérieur dans l'exposition générale nous semble, dans ce cas, le plus recommandable.

Les facteurs RSC de Calabrese et Kenyon (1991) sont intéressants en ce sens qu'ils permettent la correction du critère lorsqu'il n'y a pas ou peu de données sur l'exposition générale. Par contre, les critères utilisés dans le choix du facteur de correction sont peu précis et l'application des facteurs 20, 50 et 80 % ne peut évidemment remplacer une évaluation basée sur les données réelles d'exposition de la population. De plus, l'approche est peu flexible, puisqu'elle ne donne le choix qu'entre trois facteurs. La comparaison avec les données d'exposition réelles montre que ces facteurs sont insuffisants (tableau 3). En effet, la plupart du temps (15 fois sur 20), les facteurs RSC surestiment considérablement la part des doses acceptables qui devrait être attribuée à l'exposition due à l'air ambiant extérieur. C'est vrai pour les dioxines, par exemple, pour lesquelles on attribue 20 % de la DJA selon cette approche, alors que la part de l'exposition provenant de l'air extérieur se situe aux environs de 3 %.

Dans le cas des substances pour lesquelles il y a des données sur l'exposition générale moyenne, on utilisera ces dernières pour déterminer la part de la DJA à attribuer au critère de qualité de l'air. On réservera au critère de qualité de l'air une proportion de la DJA qui correspond au rapport entre la dose reçue due à l'air extérieur et celle provenant de l'ensemble des autres sources d'exposition. Ainsi, pour les dioxines, on utilisera la proportion réelle de l'exposition due à l'air ambiant par rapport à l'exposition générale totale, soit 3 % pour déterminer le critère; la DJA sera corrigée par un facteur de 3 %.

On pourrait toutefois soulever le fait que l'air constitue la voie d'entrée principale des dioxines dans l'air ambiant et que ce facteur de 3 % pourrait être trop élevé. En effet, les émissions atmosphériques de dioxines ont conduit, au fil des ans, à une accumulation dans l'environnement et ont produit graduellement le profil d'exposition que l'observe actuellement. Ce problème est cependant pris en compte par la *Politique de gestion des substances toxiques* de la LCPE et du CCME, qui prévoit, pour les dioxines et les substances de ce type, une gestion basée sur un objectif d'élimination virtuelle de tout rejet dans l'environnement. Cette politique oblige à mettre en place les meilleures technologies pour contrôler ou éliminer complètement les émissions; dans ce contexte, le critère devient un élément de gestion secondaire, l'objectif n'étant pas le respect du critère, mais plutôt l'élimination maximale des émissions dans l'environnement.

Il est important, toutefois, de considérer aussi la valeur de la DJA, dans ce calcul, dans le cas des substances moins toxiques dont l'exposition due à l'air ambiant extérieur est faible. Lorsque la DJA est supérieure par une certaine marge ( $\cong 100\%$ ) à la valeur d'exposition générale à la substance, on suggère de déterminer le critère sur la base de 20 % de la DJA afin de ne pas être inutilement restrictif dans la gestion des émissions atmosphériques.

Par ailleurs, lorsqu'il n'y a pas de données sur l'exposition générale, on doit avoir recours à des facteurs préétablis (par défaut), déterminés à partir de données sommaires de mesures dans l'environnement ou sur les propriétés chimiques de la substance. On utilisera les facteurs de Calabrese et Kenyon (1991). Cependant, nous suggérons d'ajouter deux niveaux à ces facteurs, soit 5 % et 100 %, de manière à ce que ceux-ci s'étendent sur une échelle qui reflète une plus grande diversité de situations.

De plus, on doit réévaluer le choix de ces facteurs en considérant l'air intérieur comme une partie de l'exposition générale, sans quoi on risque de surévaluer la part de la DJA à conserver pour le critère d'air extérieur. Par exemple, selon Calabrese et Kenyon (1991), le facteur à utiliser pour le trichloroéthène est de 50 %, compte tenu du fait que « *it is ubiquitous in the environment on account of large and dispersed releases of unconsumed TCE* ». Selon les données dont nous disposons, le facteur à utiliser devrait être de 8 %, selon la proportion de l'exposition provenant de l'air extérieur, par rapport à l'exposition générale (tableau 11). Même situation pour le dichlorométhane (facteur RSC de 50 %), qui devrait se voir appliquer un facteur de 4 % selon les données d'exposition.

Il a été possible de déterminer un facteur selon l'approche 1B pour 18 substances. Pour 11 d'entre elles, les facteurs sont inférieurs à 10 %; pour 9 de celles-ci, les facteurs sont inférieurs à 5 %. Ces dernières sont toutes des composés organiques volatils, dont l'exposition est très importante dans l'air intérieur. Nous jugeons donc plus prudent d'utiliser un facteur par défaut de 5 % pour les substances organiques volatiles susceptibles d'être présentes dans l'air des résidences et des bâtiments.

## **Conclusion**

En résumé, nous suggérons les approches suivantes :

### *Substances dont le profil de l'exposition générale moyenne est connu*

- Déterminer le critère à partir de la fraction de la DJA qui correspond à la proportion de l'exposition due à l'air ambiant, par rapport à l'exposition générale totale à la substance.
- Si l'exposition générale moyenne est supérieure à deux fois la DJA, on utilisera une proportion fixe de 20 %.

### *Substance dont les données sur l'exposition sont limitées*

- Déterminer le critère à partir d'une fraction de la DJA déterminée à l'aide de facteurs prédéterminés, élaborés à partir des facteurs RSC de Calabrese et Kenyon (1991) (tableau 12).
- Facteur de 5 % par défaut pour les composés organiques volatils.

Tableau 12 Proportion de la DJA réservée au critère quand le profil d'exposition n'est pas connu

---

100 %	– Substance à l'état gazeux aux températures normales (volatilité élevée); – Substance retrouvée dans l'air, mais pas dans l'eau potable ou la nourriture; – Utilisation qui rend possible sa présence dans l'air ambiant extérieur sur une grande échelle; – Absent de l'air intérieur; non utilisé dans les produits de consommation.
80 %	– Cas intermédiaires .
50 %	– Substance ubiquiste dans l'environnement (eau, air, sol); – Caractéristiques physico-chimiques qui favorisent une grande distribution dans l'environnement (volatilité et solubilité intermédiaires); – Possibilité d'utilisation dans les produits de consommation; présence détectée dans l'air intérieur.
20 %	– Cas intermédiaires.
5 %	– Données qui montrent que la substance est surtout présente dans la nourriture et l'eau et peu présente dans l'air; – Caractéristiques physico-chimiques qui ne favorisent pas sa présence dans l'air (faible volatilité et forte solubilité); – Forte tendance à la bioaccumulation; – Utilisation domestique répandue; détection fréquente dans l'air intérieur

---

Modifié à partir de Calabrese et Kenyon (1991).

## Bibliographie

CALABRESE, E.J. et KENYON, E.M. 1991. *Air Toxics and Risk Assessment*. Lewis Publisher Chelsea. 662 p.

CCME, 1997. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols*, 206 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, 1993. *1,1,2,2-Tétrachloroéthan, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation*, 28 p.

IRIS. 1999. Integrated Risk Information System. Site internet de la U.S. Environmental Protection Agency.

SANTÉ CANADA, 1995. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Partie 1, Approche pour l'établissement des recommandations concernant l'eau potable*, Pagination multiple.

## Annexe 2 Utilisation des TLV-TWA pour la détermination des CSEN-i

Les recommandations pour le milieu de travail sont utilisées par plusieurs États américains pour déterminer des seuils de référence pour gérer la qualité de l'air ambiant extérieur (voir section 1.4). Nous suggérons d'utiliser ces recommandations dans certains cas pour déterminer une CSEN-i provisoire lorsque l'information scientifique est insuffisante. À cette fin, nous recommandons d'appliquer un facteur de sécurité global égal à 420 aux TLV-TWA de l'ACGIH ou aux REL du NIOSH pour déterminer un CSEN-i .

Afin d'évaluer cette procédure, nous avons comparé des CSEN-i provisoires déterminées à partir des TLV-TWA de l'ACGIH avec les CSEN-i établies à partir des descripteurs de toxicité chronique reconnus. Les résultats sont présentés à la figure 3. Ils sont aussi répartis en deux groupes, les substances cancérigènes et les non cancérigènes (tableaux 13 et 14). Les rapports entre les CSEN-i des substances non cancérigènes varient de 0,01 à 238,10 et la médiane des rapports est de 3,33.

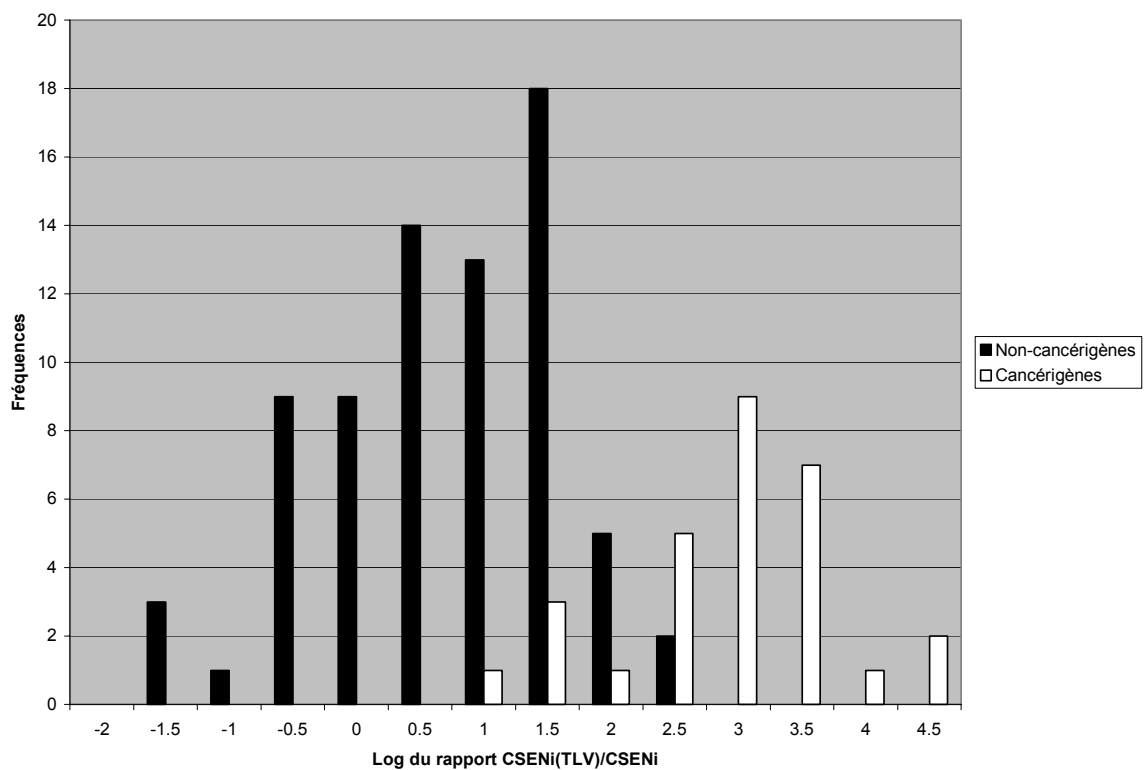


Figure 3 Distribution des rapports entre des CSEN-i déterminées à partir des TLV et des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA

Tableau 13 Rapport entre les CSEN-i provisoires établies à partir des TLV-TWA et des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA pour la toxicité chronique autre que cancérigène

<b>Substances</b>	<b>CSEN-i (TLV)/CSEN-i</b>
Argent, métal	0,01
Hexachlorocyclopentadiène	0,03
Cyclohexanone	0,03
Méthanethiol	0,07
Carbone, disulfure de	0,10
Azote, dioxyde d'	0,13
Chlorodifluorométhane	0,17
Méthylène bi-(isocyanate-4 de phényl)	0,20
2-Éthoxyéthanol	0,21
Soufre, dioxyde de	0,22
Phosphorique, acide	0,24
Cyclohexylamine	0,28
Chlorométhane	0,30
Ammoniac	0,40
Vinyle, acétate de	0,42
Propylène glycol monométhyléther	0,44
Styrène, monomère	0,51
1,3-Dichloropropène	0,54
Éthyle, chlorure d'	0,63
Isobutylique, alcool	0,72
Mercure, vapeur de – en Hg	0,79
Di-(éthyl-2 hexyl), phtalate de	0,85
Éthylbenzène	1,03
Toluène	1,12
2-Propénol	1,27
Méthanol	1,42
Cumène	1,46
Vanadium, pentoxyde de (poussière respirable et fumée)	1,49
Méthyléthylcétone	1,71
2-Méthoxyéthanol	1,90
n-Hexane	2,10
Éthyle, acétate d'	2,14
Xylène (isomères o-, m- et p-)	2,20
Phénol (vapeur)	2,26
Diméthylformamide	2,38
p-Dichlorobenzène	2,68
Chlore, bioxyde de	3,33
Phosphine	3,33
Chlorobenzène (mono)	3,91
Antimoine et composés (en Sb)	3,97
1,1,1-Trichloroéthane	4,13
2-Nitropropane	4,29
Acétonitrile	5,32
Nitrobenzène	6,80

Tableau 13 Rapport entre les CSEN-i provisoires établies à partir des TLV-TWA et des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA pour la toxicité chronique autre que cancérigène (suite)

<b>Substances</b>	<b>CSEN-i (TLV) / CSEN-i</b>
3-Chloropropane	7,14
Arsine	7,62
Hexaméthylène diisocyanate (monomère)	8,10
Éthylique, éther	8,23
Bromométhane	9,05
m-Dinitrobenzène	1,90
2-Hexanone	13,95
Triéthylamine	13,95
Acrylique, acide	14,05
1,2,3-Trichloropropane	15,36
1,1-Dichloroéthane	16,07
Diméthylaniline	17,01
Vinyle, bromure de	17,46
Aniline	18,10
Méthyle, méthacrylate de	19,52
o-Chlorotoluène	20,56
Stoddard, solvant	20,83
Pyridine	21,16
Diméthylamine	21,43
Acétone	23,54
Dibutyle, phtalate de	23,81
2-Chloroacétophénone	25,40
Acroléine	27,38
Hydrogène, sulfure d'	33,33
Plomb, total (composés inorganiques et métal)	35,71
Cobalt (fumée et poussière de métal)	39,68
Tetrachloroéthène	40,36
Naphtalène	41,27
1,2-Dichloropropane	206,55
Manganèse, poussières et composés	238,10

Tableau 14 Rapport entre les CSEN-i provisoires établies à partir des TLV-TWA et des descripteurs de toxicité chronique de l'EPA pour les effets cancérogènes

<b>Substances</b>	<b>CSEN-i (TLV) / CSEN-i</b>
Hexachlorobutadiène	10,00
Béryllium et composés	11,90
Bromoforme	13,76
Épichlorhydrine	22,62
Hexachloroéthane	92,38
Chlordane	119,05
Vinyle, chlorure de	154,76
Cadmium, composés de (en Cd)	198,41
Dichlorométhane	207,14
Trichloroéthène	278,47
Propylène, oxyde de	380,95
Pentachlorophénol	396,83
Toxaphène	396,83
Éthylène, oxyde d'	428,57
bisChlorométhylque, éther	699,40
Benzène	714,29
Acrylamide	714,29
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	821,43
Acétaldéhyde	857,14
Acrylonitrile	102,81
Tétrachlorométhane	1054,42
1,1,2-Trichloroéthane	2182,54
Arsenic et composés solubles (en As)	2380,95
1-2 Dichloroethane	2380,95
Vinylidène, chlorure de	2380,95
Chloroforme	2916,67
Chrome, Cr VI composés solubles	4761,90
1,3-Butadiène	13 095,24
Dichloroéthylique, éther	23 015,87

### Annexe 3 Acronymes

<b>ACGIH</b>	: American Conference of Governmental and Industrial Hygienists (É.-U.)
<b>BaP</b>	: Benzo(a)pyrène
<b>BPC</b>	: Biphényles polychlorés
<b>Cal EPA</b>	: California Environmental Protection Agency
<b>CCME</b>	: Conseil canadien des ministres de l'environnement
<b>CQNCQA</b>	: Comité québécois sur les normes et les critères de qualité de l'air
<b>CSEN-ei</b>	: Concentration sans effet nocif par exposition indirecte
<b>CSEN-i</b>	: Concentration sans effet nocif par inhalation
<b>CSEN-e</b>	: Concentration sans effet nocif sur l'écosystème
<b>CSEN-n</b>	: Concentration sous les niveaux de nuisance
<b>DJA</b>	: Dose journalière admissible
<b>DSÉE</b>	: Direction du suivi de l'état de l'environnement
<b>EG</b>	: Exposition générale
<b>EPA</b>	: Environmental Protection Agency
<b>FCRS</b>	: Facteur de contribution relative des sources d'exposition
<b>FEL</b>	: <i>Frank effect level</i>
<b>FS</b>	: Facteur de sécurité
<b>HAP</b>	: Hydrocarbure aromatique polycyclique
<b>HEC</b>	: <i>Human equivalent concentration</i>
<b>IRIS</b>	: <i>Integrated risk information system</i>
<b>LOAEL</b>	: <i>Lowest observed adverse effect level</i>
<b>LQE</b>	: Loi sur la qualité de l'environnement
<b>MENV</b>	: Ministère de l'Environnement du Québec
<b>MV</b>	: <i>Minute volume</i>
<b>NIOSH</b>	: National Institute of Safety and Health (É.-U.)
<b>NOAEL</b>	: <i>No observed adverse effect level</i>
<b>OEE</b>	: Objectif environnemental d'émission
<b>OMS</b>	: Organisation mondiale de la santé
<b>OSHA</b>	: Office of Safety and Health (É.-U.)
<b>PC</b>	: Poids corporel
<b>PCDD/F</b>	: Polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzofuranes
<b>q*</b>	: Facteur de risque de cancer (pente de la relation dose-réponse)
<b>REL</b>	: <i>Recommended exposure limits</i> (NIOSH)
<b>RfC</b>	: <i>Reference concentration</i>
<b>RfD</b>	: <i>Reference dose</i>
<b>RSC</b>	: <i>Relative source contribution</i> (d'après Calabrese et Kenyon 1991)
<b>RQA</b>	: Règlement sur la qualité de l'atmosphère
<b>STEL</b>	: <i>Short-term exposure limit</i> : valeurs limites d'exposition pendant une courte période (généralement 15 minutes) établies par l'ACGIH
<b>TDI</b>	: <i>Tolerable daily intake</i>
<b>TI</b>	: Taux d'inhalation quotidien
<b>TLV-TWA</b>	: <i>Threshold limit value-time weighted average</i> : valeurs limites moyennes d'exposition pendant un quart de travail établies par l'ACGIH