
Essais de toxicité des effluents du feu —

Partie 5:

Prédictions concernant les effets toxiques des
effluents du feu

(standards.iteh.ai)

Toxicity testing of fire effluents —

Part 5: Prediction of toxic effects of fire effluents



Sommaire

| | Page |
|---|------|
| 1 Domaine d'application | 1 |
| 2 Historique | 1 |
| 3 Concepts généraux | 1 |
| 4 Prédications concernant un seul gaz provenant d'incendies | 2 |
| 5 Prédications concernant plusieurs gaz provenant d'incendies ... | 3 |
| 5.1 Utilisation des mesures de perte de masse | 3 |
| 5.2 Utilisation de concentrations analysées de toxiques majeurs | 3 |
| 6 Modèles à dose effective fractionnelle | 5 |
| 6.1 Modèles basés sur la perte de masse | 5 |
| 6.1.1 Modèle DEF de perte de masse Hartzell-Emmons | 5 |
| 6.1.2 Modèle DEF de perte de masse Purser | 6 |
| 6.1.3 Modèle DEF de perte de masse British Standards Institution | 6 |
| 6.1.4 Modèle Hazard I du National Institute of Standards and Technology (États-Unis) | 6 |
| 6.2 Modèles de gaz toxiques | 6 |
| 6.2.1 Modèle DEF de gaz toxiques Hartzell-Emmons | 6 |
| 6.2.2 Modèle National Research Council (Canada) | 7 |
| 6.2.3 Modèle gaz N du National Institute of Standards and Technology (États-Unis) | 7 |
| 6.2.4 Modèle d'incapacitation humaine | 8 |
| 7 Conclusions | 10 |

Annexes

| | |
|---|----|
| A Tableaux des valeurs de l'activité toxique létale des éléments toxiques des effluents du feu | 11 |
| B Bibliographie | 15 |

© ISO 1993

Droits de reproduction réservés. Aucune partie de cette publication ne peut être reproduite ni utilisée sous quelque forme que ce soit et par aucun procédé, électronique ou mécanique, y compris la photocopie et les microfilms, sans l'accord écrit de l'éditeur.

Organisation internationale de normalisation
Case Postale 56 • CH-1211 Genève 20 • Suisse

Imprimé en Suisse

Avant-propos

L'ISO (Organisation internationale de normalisation) est une fédération mondiale d'organismes nationaux de normalisation (comités membres de l'ISO). L'élaboration des Normes internationales est en général confiée aux comités techniques de l'ISO. Chaque comité membre intéressé par une étude a le droit de faire partie du comité technique créé à cet effet. Les organisations internationales, gouvernementales et non gouvernementales, en liaison avec l'ISO participent également aux travaux. L'ISO collabore étroitement avec la Commission électrotechnique internationale (CEI) en ce qui concerne la normalisation électrotechnique.

La tâche principale des comités techniques est d'élaborer les Normes internationales, mais, exceptionnellement, un comité technique peut proposer la publication d'un rapport technique de l'un des types suivants:

- type 1, lorsque, en dépit de maints efforts, l'accord requis ne peut être réalisé en faveur de la publication d'une Norme internationale;
- type 2, lorsque le sujet en question est encore en cours de développement technique ou lorsque, pour toute autre raison, la possibilité d'un accord pour la publication d'une Norme internationale peut être envisagée pour l'avenir mais pas dans l'immédiat;
- type 3, lorsqu'un comité technique a réuni des données de nature différente de celles qui sont normalement publiées comme Normes internationales (ceci pouvant comprendre des informations sur l'état de la technique, par exemple).

Les rapports techniques des types 1 et 2 font l'objet d'un nouvel examen trois ans au plus tard après leur publication afin de décider éventuellement de leur transformation en Normes internationales. Les rapports techniques du type 3 ne doivent pas nécessairement être révisés avant que les données fournies ne soient plus jugées valables ou utiles.

L'ISO/TR 9122-5, rapport technique du type 2, a été élaboré par le comité technique ISO/TC 92, *Essais au feu sur les matériaux de construction, composants et structures*, sous-comité SC 3, *Risques d'intoxication par le feu*.

Le présent document est publié dans la série des rapports techniques de type 2 (conformément au paragraphe G.4.2.2 de la partie 1 des Directives CEI/ISO) comme «norme prospective d'application provisoire» dans le domaine des essais de toxicité des effluents du feu, en raison de l'urgence d'avoir une indication quant à la manière dont il convient d'utiliser les normes dans ce domaine pour répondre à un besoin déterminé.

Ce document ne doit pas être considéré comme une «Norme internationale». Il est proposé pour une mise en œuvre provisoire, dans le but de recueillir des informations et d'acquérir de l'expérience quant à son application dans la pratique. Il est de règle d'envoyer les observations éven-

tuelles relatives au contenu de ce document au Secrétariat central de l'ISO.

Il sera procédé à un nouvel examen de ce rapport technique de type 2 deux ans au plus tard après sa publication, avec la faculté d'en prolonger la validité pendant deux autres années, de le transformer en Norme internationale ou de l'annuler.

L'ISO/TR 9122 comprend les parties suivantes, présentées sous le titre général *Essais de toxicité des effluents du feu*:

- *Partie 1: Généralités*
- *Partie 2: Directives pour les essais biologiques permettant de déterminer la toxicité aiguë par inhalation des effluents du feu (Principes de base, critères et méthodologie)*
- *Partie 3: Méthodes d'analyse des gaz et des vapeurs dans les effluents du feu*
- *Partie 4: Modèle feu (fours et appareillages de combustion utilisés dans les essais à petite échelle)*
- *Partie 5: Prédications concernant les effets toxiques des effluents du feu*

Les annexes A et B de la présente partie de l'ISO/TR 9122 sont données uniquement à titre d'information.

ITEH STANDARD PREVIEW
(standards.iteh.ai)

[ISO/TR 9122-5:1993](https://standards.iteh.ai/catalog/standards/sist/69fd1ce-5e60-4bf4-b5a6-bd78e9a410f4/iso-tr-9122-5-1993)

<https://standards.iteh.ai/catalog/standards/sist/69fd1ce-5e60-4bf4-b5a6-bd78e9a410f4/iso-tr-9122-5-1993>

Essais de toxicité des effluents du feu —

Partie 5:

Prédictions concernant les effets toxiques des effluents du feu

1 Domaine d'application

La présente partie de l'ISO/TR 9122 concerne le suivi de la méthodologie bioanalytique, y compris l'application des modèles mathématiques dont on dispose et qui peuvent être utilisés pour l'évaluation toxicologique des atmosphères des effluents du feu. On s'intéresse également à l'application de ces modèles comme moyen de minimiser l'utilisation d'animaux de laboratoires dans les essais de matériaux pour la toxicité des effluents du feu.

2 Historique

Un progrès majeur dans l'évaluation des effets toxiques des effluents du feu a été la mise au point de modèles mathématiques de prédiction des dangers toxiques à partir de données appropriées relatives à la composition des gaz du feu. Les objectifs de ces efforts sont doubles: l'évaluation de la toxicité de la fumée à partir de données analytiques pourrait permettre de minimiser beaucoup l'utilisation d'animaux vivants en méthodologie biologique conventionnelle. En outre, et à condition que l'on comprenne les différences qualitatives et quantitatives d'effets toxicologiques entre les animaux de laboratoire et les humains, cette méthodologie de reproduction pourrait aussi être utilisée pour l'estimation du développement d'un danger toxique au cours de scénarios d'incendie réel ou simulé.

Le développement de la modélisation de la toxicité des fumées a débuté à la fin des années 60 et a continué durant les années 70, à l'aide de concepts proposés par Y. Tsuchiya et K. Sumi des National Research Council Laboratories au Canada^[1 et 2]. À l'époque, l'acceptabilité de cette reproduction avait été contrée par le sentiment général que la toxicité de la fumée pouvait être aussi complexe et exotique

que sa composition. Cependant, les travaux effectués au Royaume-Uni par D.A. Purser et W.D. Woolley^[3] ont démontré que la toxicité de la fumée pouvait être expliquée qualitativement et quantitativement en termes d'un petit nombre de gaz toxiques importants. Ces travaux ont fourni un rapport à la validité potentielle de la reproduction de toxicité de la fumée. Une publication de 1981 par S.C. Packham et G.E. Hartzell^[4], ainsi que l'ouvrage de P.W. Smith^[5] ont servi de base à ce type de reproduction aux Etats-Unis. La recherche dans ce domaine a considérablement progressé durant les années 1980, de sorte que B.C. Levin^[9], D.A. Purser^[11], et Y. Tsuchiya^[12] ont préparé le développement de la modélisation des risques toxiques qui prend en compte les combinaisons d'agressions toxiques telles qu'elles surviennent dans un incendie.

3 Concepts généraux

À la base de toutes les techniques de reproduction, on trouve une expression de la concentration d'un toxique relative à la concentration dont on connaît l'effet toxique particulier après un temps donné d'exposition. Les premiers travaux souffraient de l'absence d'un concept clair de la «dose» de toxique, ainsi que l'appréciation de son utilité comme outil de reproduction. Il manquait également une bonne base de données toxicologiques appropriées à une courte exposition de concentration relativement élevées de toxiques, et, de plus, les modèles de décomposition en laboratoire applicables devant servir de base à la reproduction toxicologique souffraient d'une compréhension insuffisante.

La quantification de la «dose» a été fondamentale pour la mise au point de la méthodologie de reproduction des effets toxiques de l'inhalation des gaz du feu, que ce soit sur les animaux ou sur les humains.

Les réponses physiologiques sont habituellement liées à la dose c'est-à-dire que l'amplitude de l'effet augmente à mesure que la dose croît ou que la charge corporelle d'un agent physiologique actif s'accumule. La dose réelle de toxiques due à l'inhalation d'effluents du feu ne pouvant être mesurée directement, on part du principe que la dose est fonction de la concentration d'effluents du feu (ou toxique) et du temps d'exposition^[13]. Cette «dose» est l'expression réelle de l'agression à laquelle un sujet est soumis. Le terme «dose d'exposition» est probablement plus précis et a été adopté en toxicologie de la combustion.

Les concentrations de toxiques communes de gaz du feu, tels que le monoxyde de carbone et le cyanure d'hydrogène, sont généralement exprimées en partie par millions en volume [ppm (V/V)]. En conséquence, la dose d'exposition peut être exprimée comme le produit de la concentration, C , et du temps, t , c'est-à-dire en ppm·min. Dans le cas d'un changement de concentration d'un toxique gazeux, la dose d'exposition est en réalité l'aire intégrée sous la courbe temps/concentration.

Souvent, les concentrations de toxiques gazeux du feu ne sont pas connues. Dans ce cas, on peut encore se servir du concept de dose d'exposition tel qu'il s'applique à la fumée. La concentration de fumée ne pouvant être quantifiée, on admet l'approximation, selon laquelle la concentration de fumée est proportionnelle à la perte de masse durant un incendie. L'aire intégrée sous la courbe perte de masse exprimée par unité de volume devient une mesure en fonction du temps d'exposition à la fumée, c'est-à-dire $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{min}$ ^[14 et 15]. (Ce concept de dose d'exposition à la fumée est décrit dans l'ISO/TR 9122-2.) On peut, à tout moment, calculer la dose d'exposition à la fumée à partir d'un dispositif de combustion de laboratoire, d'incendies expérimentaux sur instruments, de données générées à partir d'incendies reproduits mathématiquement, et même, de données estimées à partir d'incendies réels.

Pour reproduire les effets toxiques de l'exposition aux effluents du feu, il est nécessaire d'obtenir deux éléments d'information fondamentaux:

- a) la dose d'exposition $C\cdot t$ générée par l'incendie (pour les principaux gaz toxiques de la fumée ou pour la perte de masse des matériaux consommés) et,
- b) la dose d'exposition $C\cdot t$ requise pour un effet toxique donné (incapacitation ou létalité).

Des approches élémentaires de l'estimation de dangers toxiques peuvent être basées sur de simples données relatives à la perte de masse exprimée en volume, c'est-à-dire quelle charge d'incendie a été consommée et quel a été son volume de dispersion. Étant reconnu que la plupart des matériaux présentent des valeurs typiques de LC_{50} pour 30 min d'ex-

position pour leurs effluents du feu dans une gamme d'approximativement $30 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{min}$ ^[16], le modèle du US National Institute of Standards and Technology Hazard I utilise une limite de tenabilité létale de $900 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{min}$ ^[17], si les données sur ces matériaux ne sont pas disponibles. Le British Standards Institution, quelque peu plus conservateur, s'en tient à une valeur de $500 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{min}$ ^[18]. Ces méthodes simples évitent l'utilisation de valeur LC_{50} pour des matériaux traditionnels, celle-ci n'étant pas toujours connue.

Dans le cas de scénarios d'incendies réels, les calculs de transport de fumée de dilution et de pose peuvent fournir une estimation des doses d'exposition présente au niveau des zones respiratoires des sujets même dans des régions éloignées d'un incendie^[17]. Il est important d'admettre le concept que des «doses d'exposition toxicologiques» peuvent être visualisées comme des entités quantifiées générées à partir d'un incendie, transportées et ensuite administrées aux sujets exposés.

4 Prédications concernant un seul gaz provenant d'incendies

La forme de reproduction la plus simple met en jeu une situation dans laquelle un seul gaz toxique est pris en considération, et où les doses d'exposition associées à des effets donnés, par exemple incapacitation ou mort, sont constantes pour toute concentration d'exposition (c'est-à-dire que la règle Haber est valide et $C\cdot t = k$, k étant une dose constante requise pour un effet toxique donné). Malheureusement, cela peut ne pas être le cas sur la gamme de concentrations intéressantes et il est souhaitable de déterminer la dépendance de la dose effective à la concentration du toxique. En pratique, il s'est avéré que la dose d'exposition requise pour provoquer une réponse particulière décroît à mesure que la concentration du toxique croît.

De nombreuses études de laboratoires ont considéré les effluents gazeux du feu les plus courants, c'est-à-dire CO , CO_2 , O_2 , HCN , HCl , HF et NO_2 , avec des doses d'exposition associées à la létalité des rongeurs (souris, rats et cochons d'Inde) assez bien caractérisées. Des valeurs LC_{50} sont données aux tableaux A.1 à A.6. En plus de quelques données limites relatives aux singes macaques, aux babouins et aux humains, les données semblent suggérer que le rat constitue le modèle le plus raisonnable pour les humains en ce qui concerne la létalité. (Les effets sublétaux, en particulier les effets respiratoires d'irritants, sont d'un autre domaine, et le rat n'est peut être pas un modèle adéquat; on dispose toutefois de quelques données relatives aux primates et aux humains.)

Une fois les doses effectives d'exposition caractérisées, les concepts de la dose fractionnée, associés à la somme ou à l'intégration de doses fractionnées fournissent des outils de travail en toxicologie de la

combustion[5 à 9, 11, 17 et 19]. Des doses d'exposition croissantes $C \cdot dt$ sont calculées et rapportées à la dose spécifique $C \cdot t$ d'exposition requise pour produire l'effet toxicologique donné. Ainsi, une «dose effective fractionnelle» (DEF) est calculée pour chaque petit intervalle de temps. Une totalisation continue de ces doses fractionnées effectives est effectuée de façon à calculer la dose d'exposition totale accumulée.

Mathématiquement, on peut exprimer le modèle d'un toxique individuel i comme suit:

$$\int_{t_0}^t \frac{C_i}{(C \cdot t)_i} dt \quad \dots (1)$$

La plupart des méthodologies de reproduction toxicologiques utilisent ce modèle sous une forme ou une autre.

5 Prédications concernant plusieurs gaz provenant d'incendies

Il existe deux méthodes de prédiction des effets toxiques des atmosphères d'effluents du feu contenant des toxiques multiples. L'une d'elles est une méthode empirique mettant en jeu des mesures de perte de masse combinées à des données de puissance toxique obtenues à partir de données d'exposition des animaux; l'autre est basée sur l'analyse de la composition de l'atmosphère en fonction des principaux produits toxiques connus. Cette dernière est alors utilisée pour élaborer les prédictions relatives aux effets connus de ces gaz et à leurs interactions.

5.1 Utilisation des mesures de perte de masse

Cette approche peut être utilisée pour faire l'évaluation des effets toxiques, en particulier de la létalité, des incendies reproduits mathématiquement, des incendies expérimentaux en vraie grandeur, ou des scénarios d'incendie réels impliquant un matériau ou plus.

Pour cette méthode, il est nécessaire de déterminer le taux de perte de masse des matériaux dans l'incendie, soit par mesure directe, soit par reproduction mathématique de la croissance du feu et de la perte de masse. La dernière méthode est basée sur des données d'entrée d'essais à échelle réduite ou d'autres sources. La courbe de perte de masse pour l'incendie est ensuite utilisée en conjonction avec les données de puissance toxique dérivées d'essais biologiques à petite échelle. La méthode de base de détermination de la puissance toxique des produits de combustion de matériaux individuels consiste à effectuer un essai de toxicité de combustion à petite échelle dans des conditions similaires à celles de l'incendie et de trouver la dose d'exposition létale de perte de masse (LCt_{50}) exprimée en $g \cdot m^{-3} \cdot min$ ou l'équivalent. La courbe de perte de masse pour chaque matériau de l'incendie en vraie grandeur est utili-

sée pour effectuer une analyse de la dose effective fractionnelle (DEF) de la même façon que pour un gaz isolé comme décrit précédemment. Lorsque plusieurs matériaux sont présents dans un incendie, les DEF de chaque matériau sont totalisées, puisqu'en pratique chaque matériau fournit certains rendements des toxiques majeurs les plus usuels qui se trouvent mélangés dans la fumée. Un certain nombre de méthodes pratiques et essentiellement similaires pour l'application de cette approche ont été publiées[8, 11, 17 et 18].

L'avantage de cette approche est sa simplicité, puisqu'elle ne requiert que la seule connaissance de la courbe de concentration de perte de masse pour les matériaux impliqués dans l'incendie et les toxicités de ces matériaux en fonction de la perte de masse $C \cdot t$ des produits. À partir d'essais effectués à petite échelle, on a pu démontrer, qu'en pratique, la dose d'exposition létale de perte de masse LCt_{50} de nombreux matériaux testés est approximativement du même ordre de grandeur[11 et 16].

Les inconvénients de cette méthode résident dans le fait qu'elle ne donne des informations qu'en terme de létalité et ne permet pas de variation physiologique par rapport à un comportement idéal. Il est également nécessaire de supposer que les expositions de doses létales chez les rats sont similaires pour les humains. En outre, la méthode suppose que la toxicité d'un matériau en incendie réel sera la même que celle d'un essai à petite échelle. Cette dernière objection constitue sans doute la limite la plus sérieuse, mais elle peut être surmontée jusqu'à un certain point, pourvu que l'on prenne soin de conduire les essais de toxicité de combustion biologiques à échelle réduite sur des matériaux dans des conditions similaires de celles d'un incendie en vraie grandeur. Ainsi, là où l'on procédera à l'évaluation des effets toxiques pour un incendie qui débute sans flammes, progresse par flammes à leur début pour devenir un incendie de grande dimension post-flashover, il sera nécessaire d'utiliser des doses d'exposition létales exprimées en perte de masse, pour chaque stade de l'incendie.

5.2 Utilisation de concentrations analysées de toxiques majeurs

Cette approche permet d'établir des prédictions des effets toxiques basées sur une analyse chimique des produits de combustion des effluents du feu et sur la connaissance des effets toxiques et des interactions toxiques de ces produits. Elle a deux types d'application. L'une est de remplacer ou de limiter l'utilisation d'animaux dans des essais de toxicité de combustion biologique à petite échelle. Si la dose d'exposition létale des rongeurs relative à une atmosphère particulière caractéristique de la combustion d'un matériau peut être prédite à partir de la mesure des composants de cette atmosphère, alors on pourrait ainsi éviter l'exposition des animaux ou ne les utiliser que d'une façon limitée pour confirmer la prédiction.

L'autre application consiste à faire des prédictions des effets susceptibles d'incapacités ou mortels de l'exposition des humains à des atmosphères d'incendie en vraie grandeur ou réels. Cela implique une corrélation entre les réactions des animaux et celles des humains.

Les pleines conséquences de l'exposition à des atmosphères contenant des toxiques multiples n'ont été examinées en détail que récemment. Les gaz toxiques dégagés lors d'un incendie peuvent être classés selon deux principaux types: ceux dont l'effet principal est de causer une hypoxie des tissus en entravant le débit d'oxygène ou l'utilisation d'oxygène dans les tissus (monoxyde de carbone, cyanure d'hydrogène, et hypoxie due à une faible concentration d'oxygène) et ceux qui sont irritants, provoquant douleur et détérioration des tissus au contact des yeux et de l'épithélium de l'appareil respiratoire (principalement les irritants organiques et les gaz acides). En plus de ces agents, le dioxyde de carbone est important, en raison de ces effets sur la respiration. Une dernière classe, enfin, peut être répertoriée comme toxiques «inhabituels».

Puisque les principaux gaz d'incendie de chaque classe exerce des effets physiologiques similaires par l'intermédiaire de mécanismes liés, il n'est pas surprenant qu'ils s'additionnent fondamentalement par leurs effets globaux. Ce que l'on constate en revanche maintenant c'est que, bien que ces grandes catégories de gaz exercent des effets physiologiques plutôt différents par l'intermédiaire de différents mécanismes, lorsque ceux-ci sont présents en mélanges, chacun peut aboutir à un certain degré de compromis expérimental sur un sujet exposé et les effets s'additionnent en gros pour contribuer à l'incapacitation ou à la mort. Il faut s'attendre à ce que des degrés variables d'une condition partiellement compromise s'additionnent en gros, puisqu'un examen des mécanismes physiologiques par lesquels ces toxiques exercent leurs effets révèle un grand nombre d'interactions possibles, et les effets ont été démontrés dans un grand nombre d'études. Ce principe d'additivité est un élément clé dans l'évaluation du danger toxique à partir d'éléments analytiques.

L'une des raisons de ces interactions, et une autre complication des toxiques combinés qui est plus délicate à traiter, est le fait qu'un toxique individuel peut avoir des effets physiologiques autres que ceux de sa toxicité spécifique principale. Un effet évident et très important se présente lorsque les toxiques affectent la respiration. Le cyanure d'hydrogène produit une hyperventilation, multipliant la ventilation par quatre (volume respiratoire par minute, VRM) comme démontré sur les singes au début de l'exposition[20]. Cette hyperventilation chez les primates (qui finalement ralentit lorsque la narcose apparaît) peut entraîner une incapacitation plus rapide du fait du cyanure d'hydrogène que celle qui aurait pu apparaître autrement, combinée avec une plus forte montée de CO et formation de carboxyhémoglobine (COHb), s'il

y a également du CO. De façon similaire, le dioxyde de carbone, bien que relativement inoffensif à des concentrations allant jusqu'à 5 %, est un stimulant respiratoire puissant provoquant un doublement approximatif de la respiration à une concentration de 3 % à 4 % et un triplement de la respiration à 5 % à 6 %^[11]. Cela augmente le taux d'absorption de tout autre toxique présent approximativement proportionnellement à l'augmentation de la ventilation. L'inhalation d'irritants affecte également la respiration et peut aussi affecter l'absorption des gaz asphyxiants. Bien que chez le rat, la dépression respiratoire résultant de l'inhalation de HCl ralentisse l'absorption de CO^[21], l'inhalation d'irritants tels que HCl par les primates tend à produire une augmentation de VRM^[3]. Il en résulte des changements dans le fonctionnement des poumons qui paraissent porter atteinte à l'absorption d'oxygène dans le sang^[22], ajoutant ainsi à l'effet hypoxique des gaz narcotiques inhalés.

En plus de ces effets respiratoires se produit le développement d'une acidose. Il devient évident que l'acidose métabolique, résultant de l'hypoxie des tissus provoqués par des gaz tels que CO et HCN, contribue à une acidose respiratoire causée par l'inhalation de CO₂, ou une hypoxie stagnante provoquée par les irritants, peut résulter aux effets toxiques qu'ils ajoutent et qu'on ne peut prévoir de façon évidente à partir des effets de gaz individuels^[9, 23 et 24]. La multiplicité des effets possibles dans l'inhalation de mélanges de toxiques dans les effluents réels du feu, rend la situation extrêmement complexe. Très peu de recherches utilisant des combinaisons de toxiques ont été effectuées en utilisant des primates cependant que les effets combinés sur l'incapacitation et la mort des humains exposés à des combinaisons de gaz n'a pas encore été totalement compris dans toute leur étendue.

En dépit de la complexité que présente l'étude d'atmosphère contenant des toxiques multiples, des progrès considérables ont été accomplis dans la confirmation et la qualification de certains de ces effets à partir d'études effectuées sur les rongeurs. Par exemple, il est désormais bien établi que le monoxyde de carbone et le cyanure d'hydrogène sont additifs lorsqu'ils sont exprimés en doses d'exposition fractionnelles requises pour causer un effet toxique donné^[7, 9 et 10]. Ainsi, à une approximation raisonnable, la fraction d'une dose d'exposition effective de CO peut être ajoutée à celle de HCN pour l'estimation de la présence d'une condition dangereuse. Lorsque l'on a une atmosphère pauvre en oxygène en plus de la présence de ces deux gaz hypoxiques, il est évident qu'un effet additif supplémentaire se produit, sur la base d'études faites sur les rongeurs^[9, 27 et 28] et sur les humains^[29]. L'effet du CO₂ dans l'accroissement du taux d'absorption d'autres gaz narcotique en soi à des concentrations supérieures à 5 %, provoquant faiblesse et perte de conscience des humains. Une incidence plus forte de la létalité (en particulier par exposition) a été observée avec certaines combinai-

sons de CO et de CO₂[23] pouvant être associées avec les dommages combinés de l'acidose respiratoire (du CO₂) avec l'acidose métabolique (causée par le CO), le rongeur a des difficultés à se remettre en post-exposition. D'autres études faites sur les rats avec de l'oxygène ont révélé que CO₂ et NO₂ présentaient une synergie[24].

Dans le cas de mélanges de gaz hypoxiques et d'un gaz irritant (chlorure d'hydrogène), l'analyse empirique des données toxicologiques montre que les doses d'exposition entraînant la mortalité des rats peut aussi être additive[21 et 30]. Bien qu'elles n'aient pas encore été confirmées chez les primates, ces études impliquent que le chlorure d'hydrogène peut être plus dangereux que ce que l'on pensait auparavant lorsqu'on se trouvait en présence de monoxyde de carbone (et vice versa). Une acidose respiratoire rapide a été observée dans le sang des rats exposés à HCl. Cette acidose, couplée avec l'acidose métabolique produite par le CO, a gravement endommagé les animaux. Il est également possible que chez les humains, l'appauvrissement de l'oxygène dans le sang apparaisse comme un résultat de changements de perfusion de la ventilation provoquée par l'inhalation d'irritants. Cela peut également être additif aux effets hypoxiques de CO et autres gaz. Ces effets peuvent être importants en ce qui concerne les expositions aux incendies des humains, gênant la capacité d'évacuation et entraînant une hypoxémie prolongée après le sauvetage. L'importance de ces phénomènes pour les humains est attestée par l'évidence que les effets incapacitants du monoxyde de carbone peuvent être augmentés chez les primates lors d'exposition simultanées au HCl, dont la présence provoque une diminution de la pression partielle de l'oxygène dans le sang artériel[22]. Cela est probablement le cas également avec les autres irritants. Il a été observé qu'il pouvait y avoir aussi additivité des DEF (doses effectives fractionnelles) entre HCl et HCN[30]. Il a été particulièrement frappant de constater l'incidence de morts en post-exposition à partir de concentrations de toxiques qui, pris individuellement, n'auraient pas été supposés entraîner la létalité post-exposition. Les morts sont souvent survenues plusieurs jours après l'exposition.

Les interactions entre de multiples combinaisons des toxiques d'effluents du feu ont été particulièrement bien étudiées en utilisant des souris, par T. Sakurai au Research Institute of Marine Engineering Higashimurayama, Japon[27]. En général, ces études confirment les effets rapportés et prédits par d'autres enquêteurs, apportant un degré de confiance supplémentaire à la reproduction prédictive par la méthodologie décrite.

Une limitation courante de la puissance de prédiction des modèles de toxicité de combinaisons du gaz se situe dans la zone d'irritation. Seul un petit nombre de produits chimiques irritants font l'objet de mesures de routine dans la fumée, bien qu'une vingtaine au moins aient été identifiées. Il a également été prouvé

que la fumée était plus irritante en pratique que l'on aurait pu le prédire, même à partir d'une analyse approfondie de sa composition, de sorte que d'autres facteurs, peuvent être impliqués, en plus d'une simple toxicité chimique[11]. Deux d'entre eux, identifiés comme importants, sont les effets irritants de nature particulière (suie) transportant des toxiques absorbés en profondeur dans les poumons, et le rôle possible des radicaux libres dans la fumée, qui provoqueraient une détérioration grave des poumons[11]. Ces zones nécessitent des investigations plus approfondies pour améliorer le pouvoir de prédiction des modèles. Actuellement, le seul moyen de factorer l'irritation à partir d'essais biologiques à petite échelle, est d'utiliser les données des irritants à partir de tests biologiques à petite échelle. Il est à espérer qu'à la suite d'autres recherches sur la toxicité d'irritants importants, ainsi que d'analyses chimiques améliorées d'atmosphères de produit de combustion, il sera possible de prédire ces effets aussi efficacement que ceux des gaz hypoxiques peuvent être maintenant prédits.

6 Modèles à dose effective fractionnelle

6.1 Modèles basés sur la perte de masse

La mise au point des conditions toxiques et les estimations du danger toxique dans des scénarios d'incendie en vraie grandeur peuvent être faites à partir de profils de temps de concentration de perte de masse et de données de puissance toxique pour les matériaux en cause. La justification de cette approche est basée sur l'additivité démontrée des DEF de nombre de gaz toxiques individuels dans les incendies.

6.1.1 Modèle DEF de perte de masse Hartzell-Emmons

En utilisant ce concept, un modèle DEF utilisant les données de toxicité de perte de masse pour les matériaux individuels a été mis au point[8]. Le modèle DEF prend la forme de l'expression (2) pour n matériaux. La dose d'exposition effective fractionnelle totale à tout moment, t , sera

$$\sum_{i=1}^n \int_{t(b_i)}^t \frac{C_i - b_i}{K_i} dt \quad \dots (2)$$

où

C_i représente la concentration de fumée (à partir des données de la vitesse de combustion de la masse);

K_i et b_i qui caractérisent la toxicité du composant i sont respectivement la pente et le point d'intersection de la courbe de LC₅₀ en fonction de l'inverse du temps d'exposition pour le composant i .

Afin d'empêcher que l'accumulation ne donne des «doses négatives» lorsque C_i est inférieure à b_i , la limite inférieure de l'intégration est la valeur de t_i lorsque C_i est égale à b_i . Le temps pour lequel l'expression (2) devient égale à l'unité (100 %) est le temps d'exposition dont le résultat escompté serait un effet de 50 %. Des programmes d'ordinateurs, utilisant une variété de scénarios d'incendie et des données d'entrées relatives à des matériaux ont été mis au point pour évaluer le danger toxique potentiel pour des incendies mettant en cause plusieurs matériaux simultanément.

6.1.2 Modèle DEF de perte de masse Purser

Un modèle similaire a été proposé par Purser qui s'appuie également sur la connaissance de la vitesse de combustion de la perte de masse et du volume de dispersion[11]. Un calcul simple, élémentaire fait usage d'une seule dose moyenne d'exposition pour perte de masse pour la létalité pour tous les matériaux de $300 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{min}$. Pour des calculs plus avancés, on utilise les données LCt_{50} pour les matériaux individuels, obtenues dans des conditions correspondant à la condition de l'incendie que l'on reproduit (sans flammes, en voie de développement ou post-flashover).

6.1.3 Modèle DEF de perte de masse British Standards Institution

Un troisième modèle presque similaire a été publié par le British Standards Institution[18]. Ce modèle s'appuie également sur la connaissance de la vitesse de combustion de la perte de masse pour chaque matériau de l'incendie et le volume de dispersion des produits. On affecte aux matériaux individuels des facteurs de puissance toxique relatifs au bois (dérivés de données à échelle réduite LCt_{50}), pour les entrées des calculs.

6.1.4 Modèle Hazard I du National Institute of Standards and Technology (États-Unis)

La routine de tenabilité (TENAB) utilisée dans le programme d'ordinateur Hazard I utilise à la base un modèle de taux de perte de masse, dont l'entrée est fournie par Fire and Smoke Transport (FAST) du modèle[17]. FAST est un programme qui calcule l'évolution de la distribution de la fumée et des gaz d'incendie et la température à travers un bâtiment durant un incendie. FAST résout essentiellement une série d'équations qui prédisent le changement de l'énergie (et ainsi, la température) et de la masse (et ainsi, les concentrations de fumée et de gaz) pendant de petites périodes de temps. Le changement d'exposition d'un occupant qui se déplace dans le bâtiment ou qui est devancé par la couche descendante sont pris en compte en additionnant (par intégration) ces concentrations par période de temps dans TENAB. Par exemple, un occupant est exposé au début de la couche la plus basse avant que l'interface

atteigne le haut de la tête. Le temps que cela prend est obtenu à partir des données de la position de l'interface pour cette pièce. Ainsi, à tout moment, l'exposition est égale à la valeur de Ct accumulée jusqu'à ce moment. Lorsqu'on se déplace d'une pièce à l'autre, la dose d'exposition accumulée est calculée pour chaque pièce. L'exposition totale est la somme des doses d'exposition accumulées dans chaque pièce jusqu'à ce que l'occupant sorte du bâtiment. En l'absence d'autre information, on suppose que tous les matériaux ont des valeurs de LCt_{50} de $300 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{min}$. L'opérateur du programme peut choisir d'autres valeurs pour aborder l'incapacitation, par exemple.

6.2 Modèles de gaz toxiques

Ces méthodes sont toutes fonction de la connaissance de la composition de l'atmosphère d'un produit de combustion durant un incendie ou un essai d'incendie, et des effets toxiques des différentes combinaisons des produits de combustion. Bien qu'il y ait un très grand nombre de produits toxiques dans les atmosphères d'incendie, la découverte que seul un nombre relativement petit est d'une importance capitale permet d'utiliser des modèles basés sur ce concept. Ils sont tous basés sur le concept que les doses effectives fractionnelles pour chaque gaz s'ajoutent. Le développement des conditions toxiques du danger toxique dans un incendie ou un essai d'incendie peut, en conséquence, être estimé à partir des profils de temps de concentration des toxiques individuels.

La majorité de ces méthodes, basées sur les données de létalité du rat, sont particulièrement utiles pour la prédiction de la létalité d'atmosphères analysées cliniquement au cours d'essais à échelle réduite. Ils permettent de tester expérimentalement le principe d'additivité de gaz toxique, ainsi que d'autres interactions plus subtiles. Ils permettent une première approximation des prédictions des effets toxiques des produits de combustion des matériaux dans des conditions de décomposition différentes. Les méthodes peuvent également réduire le besoin d'expériences animales, mais si l'on utilise conjointement l'exposition animale, il est possible de déterminer dans quelle mesure la toxicité des produits de combustion des matériaux peut être expliquée par rapport aux toxiques connus. Si l'on admet que les doses d'exposition létale chez le rat sont similaires à celles des humains, ce qui semble être approximativement le cas, il est également possible de faire certaines prédictions relatives au danger possible d'exposition mortelle chez l'humain dans des incendies en vraie grandeur, où des mesurages des concentrations majeures de toxiques ont été faites.

6.2.1 Modèle DEF de gaz toxiques Hartzell-Emmons

Le modèle de dose effective fractionnelle Hartzell-

Emmons^[8] a été originellement mis au point pour reproduire les effets additifs létaux, chez le rat, de gaz en combinaison dans des essais à échelle réduite. Le modèle a jusqu'à présent été limité à des données expérimentales pour CO, HCN et HCl. Cependant, il pourrait aisément être étendu pour réduire l'hypoxie due à la pauvreté en oxygène et tous autres toxiques mesurés. L'équation basique pour le modèle DEF est la même que l'expression (2) excepté que i représente des gaz individuels plutôt que la fumée des produits. Les valeurs K_i et b_i sont respectivement la pente et le point d'intersection de la courbe des LC_{50} en fonction de l'inverse du temps d'exposition pour chaque gaz toxique considéré.

Bien que les données nécessaires pour ce faire soient limitées, le modèle est théoriquement capable de prévoir des valeurs LC_{50} dans l'essai de nombreux matériaux pour la toxicité de leur effluents du feu. Cela est obtenu par mesure des gaz de concentration toxique comme une fonction du temps par rapport à une gamme de valeur de perte de masse du matériau. Ce modèle est ensuite utilisé pour estimer le temps moyen d'exposition pour chaque valeur de perte de masse qui pourrait vraisemblablement provoquer la mort, en calculant approximativement que cette valeur de perte de masse représente la valeur LC_{50} pour ce temps d'exposition. Il est possible de calculer la valeur LC_{50} pour n'importe quel temps d'exposition pour une létalité de 50 %. Un exemple rapporté, basé seulement sur CO et sur HCN, a indiqué une valeur prédite LC_{50} de 30 min pour un matériau de $11,4 \text{ g/m}^{-3}$, valeur parfaitement concordante avec celle de $10,5 \text{ g/m}^{-3}$ déterminée en utilisant des méthodes d'essais biologiques^[7].

6.2.2 Modèle National Research Council (Canada)

Le concept de base DEF, exprimé quelque peu différemment, peut également prendre la forme

$$a \int_{t^0}^t [C(t-t^0) - C^0] dt \quad \dots (3)$$

où

- C^0 est un seuil de concentration du toxique;
- t^0 est le temps minimum requis pour l'apparition d'un effet toxicologique;
- a est une constante spécifique du toxique^[12].

Comme pour le modèle DEF, les constantes sont déterminées à partir d'une base de données réponse-concentration-temps pour le toxique. La concordance entre les deux méthodes décrites pour la prédiction de l'incapacitation ou de la mort de rats exposés soit au CO, soit à HCN est étonnamment bonne.

Le modèle NRC pour la prédiction des effets toxicologiques de gaz de feux individuels a également été étendu pour traiter des mélanges multiples de

composants. L'analyse mathématique devient très complexe et l'application du modèle à celle-ci n'a pas été mise en pratique.

6.2.3 Modèle gaz N du National Institute of Standards and Technology (États-Unis)

Le modèle gaz N constitue une autre approche des interactions toxicologiques entre les gaz de feux communs^[9]. Le modèle gaz N est basé sur des études d'interactions létales chez les rats de quatre gaz (CO, CO₂, HCN, HCl et O₂ à basse teneur)^[31]. Comme forme de modèle DEF, il utilise les concentrations moyennes intégrées en fonction du temps de gaz individuel, dans les cas où les concentrations changent avec le temps. Il est utilisé largement pour des expositions de 30 min à des concentrations constantes. Cependant, d'autres temps d'exposition ont été utilisés. L'utilité principale de la méthode est de prédire les valeurs de LC_{50} à partir des résultats d'essais de matériaux à échelle réduite, ou à des échantillons de fumée prélevés à partir d'essais en vraie grandeur, et de déterminer jusqu'à quel point la mortalité chez le rat peut être expliquée en fonction des quatre gaz communs.

L'équation (4) a été dérivée expérimentalement pour prédire la mort de 50 % des rats exposés soit dans un délai d'exposition de 30 min, soit dans un délai de 24 h post-exposition pour les quatre gaz:

$$\frac{m\phi_{CO}}{\phi_{CO_2} - b} + \frac{\phi_{HCN}}{LC_{50, HCN}} + \frac{21 - \phi_{O_2}}{21 - LC_{50, O_2}} \approx 1 \quad \dots (4)$$

où

- ϕ_{CO} est la concentration en CO, exprimée en partie par million en volume;
- ϕ_{CO_2} est la concentration en CO₂, exprimée en pourcentage en volume,
- ϕ_{HCN} est la concentration en HCN, exprimée en parties par million en volume;
- ϕ_{O_2} est la concentration en O₂, exprimée en pourcentage en volume,
- m et b sont, respectivement, la pente et le point d'intersection de la courbe d'interaction de CO et CO₂ représentant la toxicité croissante de CO lorsque la concentration en CO₂ augmente jusqu'à 5 %.

Les valeurs LC_{50} des gaz individuels varient en fonction des temps d'exposition. Pour une exposition de 30 min, $LC_{50, CO}$ est de 6 600 ppm (V/V); $LC_{50, HCN}$ est de 160 ppm (V/V) pour des morts survenant dans l'intervalle de 30 min d'exposition ou de 110 ppm (V/V) pour des morts survenant dans l'intervalle de 30 min d'exposition, plus une période d'observation en post-exposition de 24 h; 50 % des animaux meurent en 30 min lorsque ϕ_{O_2} est égal à 5,4 %. m et b sont égaux, respectivement, à -18 et