

Substances chimiques et agents biologiques

Études et recherches

RAPPORT R-665



Stratégies de diagnostic de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques

*Daniel Drolet
Nicole Goyer
Brigitte Roberge
Jérôme Lavoué
Mathieu Coulombe
André Dufresne*



Solidement implanté au Québec depuis 1980, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) est un organisme de recherche scientifique reconnu internationalement pour la qualité de ses travaux.

NOS RECHERCHES

travaillent pour vous !

Mission

Contribuer, par la recherche, à la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles ainsi qu'à la réadaptation des travailleurs qui en sont victimes.

Offrir les services de laboratoires et l'expertise nécessaires à l'action du réseau public de prévention en santé et en sécurité du travail.

Assurer la diffusion des connaissances, jouer un rôle de référence scientifique et d'expert.

Doté d'un conseil d'administration paritaire où siègent en nombre égal des représentants des employeurs et des travailleurs, l'IRSST est financé par la Commission de la santé et de la sécurité du travail.

Pour en savoir plus

Visitez notre site Web ! Vous y trouverez une information complète et à jour. De plus, toutes les publications éditées par l'IRSST peuvent être téléchargées gratuitement. www.irsst.qc.ca

Pour connaître l'actualité de la recherche menée ou financée par l'IRSST, abonnez-vous gratuitement au magazine Prévention au travail, publié conjointement par l'Institut et la CSST. Abonnement : 1-877-221-7046

Dépôt légal

Bibliothèque et Archives nationales
2010
ISBN : 978-2-89631-500-0 (version imprimée)
ISBN : 978-2-89631-501-7 (PDF)
ISSN : 0820-8395

IRSST - Direction des communications
505, boul. De Maisonneuve Ouest
Montréal (Québec)
H3A 3C2
Téléphone : 514 288-1551
Télécopieur : 514 288-7636
publications@irsst.qc.ca
www.irsst.qc.ca
© Institut de recherche Robert-Sauvé
en santé et en sécurité du travail,
septembre 2010

Substances chimiques et agents biologiques

Études et recherches

RAPPORT R-665

Stratégies de diagnostic de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques

Avis de non-responsabilité

L'IRSST ne donne aucune garantie relative à l'exactitude, la fiabilité ou le caractère exhaustif de l'information contenue dans ce document. En aucun cas l'IRSST ne saurait être tenu responsable pour tout dommage corporel, moral ou matériel résultant de l'utilisation de cette information.

Notez que les contenus des documents sont protégés par les législations canadiennes applicables en matière de propriété intellectuelle.

*Daniel Drolet,
Services et expertises de laboratoire, IRSST*

*Nicole Goyer,
Service valorisation et relations avec les partenaires, IRSST*

*Brigitte Roberge,
Service soutien à la recherche et à l'expertise, IRSST*

*Jérôme Lavoué,
Centre de recherche du CHUM, Université de Montréal*

*Mathieu Coulombe et André Dufresne,
SEST, Université de Montréal*

Cliquez recherche
www.irsst.qc.ca



Cette publication est disponible
en version PDF
sur le site Web de l'IRSST.

CONFORMÉMENT AUX POLITIQUES DE L'IRSST

Les résultats des travaux de recherche publiés dans ce document
ont fait l'objet d'une évaluation par des pairs.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier les personnes suivantes qui ont lu et commenté ce document et ont ainsi permis de le bonifier : mesdames Johanne Dumont de la CSST et Isabelle Perrault de la DRSP de la Capitale-Nationale (Équipe régionale de santé au travail) et messieurs André Denis de HDS Environnement, Michel Hains de la Direction de la santé publique de l'Estrie (Équipe régionale santé au travail) et Marc-André Lavoie de Risk Marcker inc.

AVANT-PROPOS

Le Règlement sur la santé et la sécurité du travail du Québec stipule à l'article 41 « que la concentration de tout gaz, poussière, fumée, vapeur ou brouillard n'excède pas les normes prévues à l'annexe 1... » et à l'article 44 que « ces gaz, fumées ... doivent être prélevés et analysés de manière à obtenir une précision équivalente à celle obtenue en appliquant les méthodes décrites dans le *Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail* publié par l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et sécurité du travail... ». On ajoute que « La stratégie d'échantillonnage de ces contaminants doit être appliquée selon les pratiques usuelles de l'hygiène industrielle résumées dans le guide mentionné... »

Le *Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail* a donc pour objectif de décrire la stratégie et les méthodes de mesure de l'exposition en fonction du respect d'une conformité à des valeurs limites réglementées.

Le présent document *Stratégies de diagnostic sur l'exposition des travailleurs aux substances chimiques* tout en incluant l'objectif de vérification de la conformité à des normes, se veut un document descriptif des différentes approches actuellement discutées dans la communauté scientifique pour **poser un diagnostic sur l'exposition** des travailleurs de façon quantitative ou semi-quantitative et décider des actions de correction et de prévention à entreprendre. Compte tenu de la nouveauté de certaines de ces approches, les auteurs ne peuvent porter de jugement définitif sur leur validité et leur applicabilité mais ont opté pour la mention de leurs principaux avantages et limites.

L'évaluation de l'exposition des travailleurs qu'elle soit succincte ou élaborée, doit s'inscrire dans une démarche d'analyse de risque où l'analyse préliminaire de la situation de travail (étude du procédé et des tâches, connaissance du danger des substances en cause, etc.) a conclu à sa nécessité. Plusieurs documents de référence décrivent de façon détaillée l'analyse du risque associé aux substances chimiques; cette démarche n'est donc pas reprise directement dans ce document. Il porte plus spécifiquement sur les approches qui permettent de porter un diagnostic sur l'importance de l'exposition vis-à-vis une valeur de référence, bien que la notion d'analyse du risque soit toujours présente notamment pour l'approche « gestion graduée des risques ». Dans l'état actuel des connaissances, certaines de ces dernières se révèlent plutôt des méthodes de diagnostic préliminaire qui peuvent conduire à une évaluation plus poussée de l'exposition.

SOMMAIRE

Toute intervention en hygiène du travail liée à une exposition à des substances chimiques vise à protéger, éventuellement s'il y a lieu, la santé et l'intégrité physique des travailleurs. Pour atteindre cet objectif, deux conditions préalables existent : (1) il est possible d'identifier, d'évaluer et de maîtriser les risques auxquels peuvent être exposés les travailleurs et ce, de façon efficace (protéger l'ensemble des travailleurs) et efficiente (avec le minimum de ressources) (2) un niveau acceptable pour la protection de la santé a été défini pour chacun des risques identifiés.

Traditionnellement, la stratégie d'évaluation du risque chimique repose sur la mesure de l'exposition des travailleurs à des substances chimiques dans l'air et sa comparaison à une valeur de référence. L'évaluation rigoureuse de l'exposition est basée sur la détermination du profil d'exposition par inférence statistique et demande dans certaines situations un nombre important de mesures. Cette approche peut donc se révéler exigeante en ressources humaines, techniques et monétaires. D'autres approches, basées sur un nombre limité, voire aucune mesure, ont été proposées. Certaines permettent d'évaluer le profil d'exposition des travailleurs pour comparaison avec une valeur de référence alors que d'autres sont axées sur la recommandation d'actions préventives en fonction d'un potentiel d'exposition évalué de façon semi-quantitative ou qualitative.

Les principes de base de quatre approches avec prise de mesures (probabiliste basée sur l'inférence statistique, basée sur un nombre limité de mesures, basée sur une décision par inférence bayésienne et basée sur la mesure du pire scénario d'exposition) et de deux approches sans prise de mesures (la gestion graduée des risques «control banding» et les modèles mathématiques de prédiction de l'exposition) sont décrits ainsi que leurs avantages et leurs limites.

La mesure directe de l'exposition supportée par l'inférence statistique demeurera la méthode de référence. Cependant, la combinaison des mesures au jugement professionnel dans la prise de décision par inférence bayésienne offre un avenir prometteur pour d'une part atteindre le but fixé de protéger les travailleurs et d'autre part, de le faire à moindre coût. L'estimation de l'exposition à partir d'un nombre limité de mesures ou en utilisant le pire scénario comporte une large part d'incertitude quant à l'exposition réelle des travailleurs mais peut dans certains cas permettre de conclure quant à l'acceptabilité des conditions d'exposition.

La gestion graduée du risque est un outil de priorisation de choix pour l'enquête préliminaire, mais son utilisation pour une évaluation complète du risque demande à être validée avant de pouvoir se prononcer sur ses avantages réels. Les modèles d'estimation de l'exposition sont des outils appelés à se développer et leur utilisation doit être encouragée.

Peu importe l'approche utilisée, le jugement professionnel demeure l'élément clé de toute intervention en hygiène du travail. L'amélioration du jugement professionnel va de pair avec l'appropriation par les intervenants en santé et sécurité du travail (SST) des différentes approches et outils d'estimation de l'exposition.

Le présent document ne porte que sur les stratégies d'évaluation de l'exposition des contaminants via l'inhalation. Les autres voies d'exposition, contact cutané ou ingestion, ne sont pas considérées bien qu'elles doivent également faire l'objet d'une attention dans le processus de l'évaluation globale de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	1
2. NOTIONS DE BASE.....	3
2.1 Profil d'exposition.....	3
2.2 Groupe d'exposition similaire (GES).....	5
2.3 Valeurs de référence.....	6
2.3.1 Conformité légale.....	7
2.3.2 Prévention.....	7
2.4 Jugement professionnel.....	8
3. ÉVALUATION AVEC PRISE DE MESURES.....	9
3.1 Approche basée sur le profil d'exposition – Probabiliste basée sur l'inférence statistique.....	9
3.1.1 Principe de base.....	9
3.1.2 Avantages et limites.....	13
3.1.3 Exemple.....	14
3.2 Approche basée sur le profil d'exposition - Nombre limité de mesures de l'environnement de travail.....	17
3.2.1 Principe de base.....	17
3.2.2 Avantages et limites.....	20
3.2.3 Exemples.....	21
3.3 Approche basée sur le profil d'exposition - Décision par inférence bayésienne.....	23
3.3.1 Principe de base.....	23
3.3.2 Avantages et limites.....	24
3.3.3 Exemple.....	26
3.4 Approche basée sur des mesures ponctuelles - Pire scénario d'exposition.....	27
3.4.1 Principe de base.....	27
3.4.2 Avantages et limites.....	27
3.4.3 Exemple.....	29
4. ÉVALUATION SANS PRISE DE MESURES.....	31
4.1 Gestion graduée des risques.....	31

4.1.1	Principe de base	32
4.1.2	Avantages et limites	44
4.1.3	Exemple	46
4.2	Approche par modélisation mathématique de l'exposition chimique.....	50
4.2.1	Principe de base	50
4.2.2	Autres modèles.....	54
4.2.3	Avantages et limites.....	54
4.2.4	Exemple	56
5.	CONCLUSION.....	57
6.	ANNEXE 1 : NOTIONS STATISTIQUES.....	61
6.1	Mesures descriptives.....	61
6.2	Types de distribution	62
6.2.1	Distribution normale	63
6.2.2	Distribution log-normale.....	64
6.3	Types d'erreurs associés au mesurage	66
7.	RÉFÉRENCES.....	67

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1-1 : Critères et moyens de maîtrise de l'exposition selon l'AIHA.....	12
Tableau 3.2-1 : Fraction de VR en fonction du nombre de mesures et de l'ÉTG pour des probabilités de dépassement de 5 % et 0,1 %	19
Tableau 3.2-2 : Estimés du 95 ^e centile	21
Tableau 4.1-1 : Classification des solvants les plus communs selon leur danger.....	33
Tableau 4.1-2 : Description des classes de danger	35
Tableau 4.1-3 : Signification des phrases de risque R selon l'annexe III de la directive européenne 67/548/EEC	36
Tableau 4.1-4 : Estimation du risque d'exposition à une substance	41
Tableau 4.1-5 : Approches de maîtrise et prévention en fonction du risque	43

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1-1 : Relation entre la variabilité d'un profil d'exposition et la variabilité d'une mesure.	5
Figure 3.3-1 : Estimation de l'exposition par inférence bayésienne.....	26
Figure 4.1-1 : Volatilité en fonction de la température.....	40
Figure 4.2-1 : Paramètres de base des modèles d'estimation des concentrations.....	50
Figure 4.2-2 : Schéma conceptuel du modèle à deux compartiments.....	53

Liste des abréviations, acronymes, raccourcis

ACGIH[®]	American Conference of Governmental Industrial Hygienist
AFNOR	Association française de normalisation
AIHA	American Industrial Hygiene Association
CSST	Commission de la santé et sécurité du travail (du Québec)
EQM	Exposition quotidienne moyenne
ÉTG	Écart type géométrique
GES	Groupe d'exposition similaire
HSE	Health and Safety Executive UK
ILO	International Labour Organisation
INRS	Institut national de recherche et de sécurité (de France)
IOHA	International Occupational Hygiene Association
IRSSST	Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et sécurité du travail (du Québec)
IST	Institut universitaire Romand de Santé et Sécurité au travail
MG	Moyenne géométrique
MSDS	Material Safety Data Sheet
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health (USA)
OMS	Organisation mondiale de la Santé
OPPT	Office of Pollution Prevention and Toxics (USA)
OSHA	Occupational Safety and Health Administration (USA)
PELs	Permissible Exposure Limits
Rm	Somme des fractions (concentration mesurée / valeur d'exposition admissible) du mélange de substances ayant des effets additifs sur les mêmes organes du corps humain
RSST	Règlement sur la santé et la sécurité du travail au Québec, S-2.1, r.19.01

SIMDUT	Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail
SGH	Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques
SMC	Simulation Monte-Carlo
SST	Santé et sécurité du travail
TLV[®]-C	Threshold Limit Value Time-Ceiling
TLV[®]-STEL	Threshold Limit Value Short-Term Exposure Limit
TLV[®]-TWA	Threshold Limit Value Time-Weighted Average
VEA	Valeur d'exposition admissible
VECD	Valeur d'exposition de courte durée – 15 minutes
VELP	Valeur limite d'exposition professionnelle
VEMA	Valeur d'exposition moyenne ajustée
VEMP	Valeur d'exposition moyenne pondérée – 8h
VP	Valeur plafond
VR	Valeur de référence

1. INTRODUCTION

L'hygiène du travail vise à protéger la santé et l'intégrité physique des travailleurs donc à prévenir les effets néfastes sur la santé et les maladies professionnelles pouvant résulter d'une exposition à des substances chimiques. Pour répondre à cet objectif du maintien de la santé et de l'intégrité, il faut identifier et évaluer les risques ainsi que les moyens qui doivent être pris pour les maîtriser.

Le risque se définit comme la probabilité de survenue d'un danger, le danger étant la propriété intrinsèque ou la capacité d'un objet, d'une substance, d'un processus ou d'une situation d'avoir des conséquences néfastes ou de menacer la santé ou la sécurité du travailleur (1). La relation entre l'exposition à une substance chimique et l'apparition d'effets sur la santé pour une population de travailleurs (dose-réponse) définit l'acceptabilité du risque chimique à partir de laquelle les valeurs d'exposition admissibles (VEA) sont établies et révisées ou une valeur de référence (VR) est choisie. L'acceptabilité du risque peut tenir compte également de certaines sous-populations. Ainsi, pour un programme de maternité sans danger, le recours à une VR abaissée par rapport à une VEA peut être parfaitement justifié. L'analyse du risque chimique repose donc sur la connaissance du danger des substances et des déterminants de l'exposition des travailleurs.

Traditionnellement, la stratégie d'évaluation du risque chimique repose sur la mesure de l'exposition des travailleurs à des substances chimiques dans l'air et à sa comparaison à une valeur de référence (2-9). L'évaluation rigoureuse de l'exposition est basée sur la détermination du profil d'exposition par inférence statistique et demande dans certaines situations un nombre important de mesures. Cette approche peut donc se révéler exigeante en ressources humaines, techniques et monétaires. D'autres approches, basées sur un nombre limité, voire aucune mesure, ont été proposées. Certaines permettent d'évaluer le profil d'exposition des travailleurs pour comparaison avec une valeur de référence alors que d'autres sont axées sur la recommandation d'actions préventives en fonction d'un potentiel d'exposition évalué de façon semi-quantitative ou qualitative.

Selon que l'évaluation de l'exposition vise à 1) vérifier la conformité légale à une VEA, 2) vérifier la possibilité d'une exposition d'un travailleur, 3) documenter ou surveiller un milieu de travail, 4) identifier et localiser des sources d'émission, 5) valider l'efficacité d'un moyen de maîtrise, etc., les stratégies d'échantillonnage ou de mesurage vont varier notamment au niveau des paramètres de prélèvement (choix et nombre de travailleurs, nombre de prélèvements, durée, fréquence, etc.) et du traitement statistique.

Il est également possible d'estimer l'exposition en utilisant une approche sans prise de mesures. Dans ce cas, l'hygiéniste du travail doit documenter les déterminants de l'exposition (taux de ventilation, taux d'émission, volume de dilution, etc.) et les propriétés des agresseurs, telle la toxicité, d'une façon tout aussi extensive que s'il avait à prendre des mesures.

Ce document ne présente pas une revue exhaustive de la littérature sur l'analyse du risque chimique en milieu de travail car plusieurs documents de référence la décrivent de façon détaillée (4,9). Il porte sur les stratégies d'évaluation de l'exposition suite à la démarche d'analyse préliminaire qui aura identifié les diverses substances chimiques nécessitant une évaluation approfondie. Il présente également deux méthodes sans prise de mesures qui, bien

qu'étant plus traditionnellement associées à l'analyse préliminaire, ont fait l'objet de développements récents de grand intérêt pour l'analyse de risque en milieu de travail. Les approches décrites sont recommandées par des organismes de santé au travail reconnus internationalement comme l'Institut national de recherche et de sécurité en France ou l'American Industrial Hygiene Association. Les différentes approches d'évaluation considérées dans ce document sont :

AVEC prise de mesures :

- probabiliste basée sur l'inférence statistique;
- basée sur un nombre limité de mesures;
- basée sur une décision par inférence bayésienne;
- basée sur la mesure du pire scénario d'exposition.

SANS prise de mesures :

- basée sur la gestion graduée des risques (ou « *control banding* » en anglais);
- basée sur l'application de modèles mathématiques de prédiction de l'exposition.

Un rappel de notions de base est effectué au chapitre 2, notamment en ce qui concerne le profil d'exposition, les groupes d'exposition similaire et les valeurs de référence. Un rappel des concepts statistiques est également disponible à l'annexe 1.

Le présent document ne porte que sur les stratégies d'évaluation de l'exposition des contaminants via l'inhalation. Les autres voies d'exposition, contact cutané ou ingestion, ne sont pas considérées bien qu'elles doivent faire également l'objet d'une attention toute aussi importante dans le processus de l'évaluation globale de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques.

2. NOTIONS DE BASE

Idéalement, chaque travailleur et chaque situation de travail devraient faire l'objet d'une évaluation la plus représentative possible de l'exposition tout en utilisant une méthodologie sans biais. À l'extrême, il faudrait mesurer chaque journée d'exposition de chaque travailleur. Il est évident qu'une telle façon de faire impose des exigences en termes de ressources humaines et monétaires difficilement conciliables avec la réalité.

Pour surmonter cet obstacle, la majorité des organismes voués à la SST ont recours à deux notions : le profil d'exposition et le groupe d'exposition similaire (GES). Le profil d'exposition d'un travailleur représente l'ensemble des expositions qu'il subit au cours d'une période d'intérêt (par ex un an). L'utilisation de l'inférence statistique permet de tirer des conclusions sur un profil sans mesurer toutes ses composantes. Cette notion est décrite à la section 2.1. La notion de GES a été élaborée pour permettre de tirer des conclusions sur le risque encouru par un groupe de travailleurs sans avoir à évaluer chaque individu membre du groupe; elle est détaillée à la section 2.2 (3-9).

2.1 Profil d'exposition

Le profil d'exposition est un terme générique qui représente l'ensemble des expositions « subies » par un travailleur ou un GES. Afin d'évaluer ce profil, il est important d'étudier la distribution de ces expositions. Au niveau pratique, pour l'analyse de risque, plusieurs profils peuvent être d'intérêt (distribution des expositions 8 heures pour la VEMP ou distribution des expositions 15 minutes pour la VECD).

Quels que soient le milieu de travail et la tâche exécutée, l'exposition du travailleur ne sera jamais constante. Les expositions varient inévitablement dans le temps et dans l'espace. Le profil d'exposition définit alors l'ampleur et la variabilité des expositions pour un travailleur ou un GES donné. Pour décrire un profil d'exposition (expositions 8 heures ou court-terme), on utilise le plus souvent la distribution log normale. Ce modèle représente une distribution asymétrique avec un minimum à 0, la majorité des valeurs centrées autour de la moyenne géométrique mais un certain nombre d'entre elles pouvant être beaucoup plus élevées. Les paramètres du profil d'exposition incluent les valeurs de tendance centrale des expositions (les moyennes arithmétique ou géométrique ou la médiane, par exemple), les valeurs de dispersion (telles que l'étendue ou l'écart-type géométrique) et des paramètres indiquant le risque de dépassement, comme la fréquence de dépassement d'une VR ou le 95^e centile (valeur à laquelle 95 % des valeurs du profil sont inférieures). La moyenne arithmétique (MA) d'un profil d'exposition sur 8 heures est un paramètre étroitement associé au risque toxique chronique. Cependant, malgré son lien théorique avec le risque cumulatif, un consensus s'est développé au sein des organismes SST pour préférer limiter les dépassements des VR (par exemple le nombre de fois que la VR sera dépassée dans l'année) plutôt que de comparer la MA avec les VR. C'est principalement dû au fait que peu de VR ont été spécifiquement développées comme indices de risque cumulatif. La majorité des organismes s'entendent donc sur l'utilisation du 95^e centile de la distribution log-normale des valeurs d'exposition comme critère décisionnel. Ainsi, s'assurer que le 95^e centile de la distribution des expositions est inférieur à la VR est équivalent à s'assurer que la fraction de dépassement de la VR est inférieure à 5 %. Notons que limiter la fraction de

dépassement en dessous de 5 % est toujours plus sévère que s'assurer que la MA est inférieure à la VR. Les travailleurs sont donc ainsi 'protégés' par cette décision.

Puisqu'on ne mesure qu'un sous ensemble des valeurs d'un profil d'exposition (par ex. quelques journées par rapport à toutes les journées dans une année), une incertitude est associée à la détermination de ce 95^e centile. On ne peut réduire cette incertitude qu'en augmentant le nombre de mesures. L'utilisation de l'inférence statistique, notamment par le calcul d'intervalles de confiance, permet de quantifier cette incertitude d'estimation : par exemple, si le 95^e centile est à 100 ppm avec une limite de confiance supérieure égale à 150 ppm (paramètre LT_{sup} en français ou *UTL* en anglais tel que retrouvé dans [IHSTAT](#)), cela signifie que notre meilleur estimé est 100 ppm, mais que la valeur réelle pourrait être aussi élevée que 150 ppm. L'annexe 1 de ce document décrit avec plus de détails les différents paramètres statistiques. On retrouve également dans l'application informatique [IH-STAT](#) des explications conceptuelles et pratiques sur les paramètres statistiques qui y sont calculés.

Les facteurs qui influencent la concentration de contaminants dans l'air, sont appelés *déterminants*. Ils n'ont pas tous la même importance pour une situation de travail donnée. Il est ainsi possible de retrouver dans un même profil d'exposition des concentrations qui peuvent varier d'un facteur 10. Ces variations peuvent être catégorisées de la façon suivante (9) :

- variations organisationnelles : production, type de procédé, aménagement des postes de travail, entretien des lieux et des équipements, méthodes de travail, pratiques individuelles, formation des travailleurs, présence de moyens de maîtrise de l'exposition, etc.
- variations de l'environnement de travail : température, humidité, ventilation, courants d'air, intensité des sources d'émission, accumulation des polluants dans le temps, etc.

À ces variations présentes dans le milieu de travail, s'ajoutent celles reliées à la mesure elle-même au niveau du prélèvement et de son analyse ou de la lecture directe. Généralement, les incertitudes de nature méthodologique sont négligeables par rapport aux fluctuations de l'exposition elle-même. La figure 2.1-1, inspirée du livre « Modern Industrial Hygiene » (10) montre de façon relative la variabilité d'une exposition ayant une moyenne géométrique de 0,9 et un écart-type géométrique de 2,0 en comparaison d'une mesure unique de 1,25 mg/m³ avec une méthode dont le CV serait de 5,1 %. Il est important de souligner que la variabilité méthodologique peut, dans certains cas, devenir non négligeable lorsqu'on ne veut comparer qu'une seule valeur à une VR et ce, particulièrement si le résultat obtenu est proche de la VR.

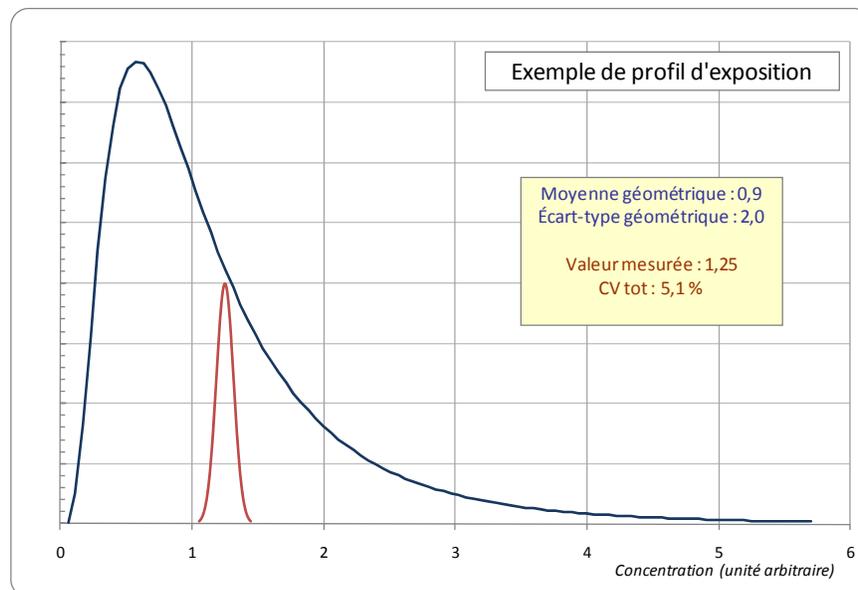


Figure 2.1-1 : Relation entre la variabilité d'un profil d'exposition et la variabilité d'une mesure.

2.2 Groupe d'exposition similaire (GES)

Un GES est un ensemble de travailleurs qui partagent le même profil d'exposition à cause de la similarité des déterminants en jeu tel que l'environnement, l'emploi dans le même département, les procédés et les matériaux qu'ils utilisent (donc les contaminants auxquels ils sont susceptibles d'être exposés), les tâches exécutées.

La création de GES peut mettre en jeu plusieurs déterminants *environnement / procédé / emploi / tâches / agents* et nécessite une solide expérience en hygiène du travail. L'augmentation du nombre de GES a évidemment pour conséquence d'augmenter le nombre de mesures.

Il existe deux méthodes pour établir un GES : l'approche dite « d'observation » et l'approche dite « statistique ». La première exige que l'intervenant en hygiène examine les activités du groupe de travailleurs et porte un jugement professionnel sur la similarité des activités en regard de l'exposition. L'approche statistique nécessite la prise de plusieurs mesures par travailleur dans le groupe pour quantifier les variations inter- et intra-travailleur. Pour cette raison, elle est rarement utilisée en première approche. Il est cependant recommandé de l'appliquer pour vérifier le caractère réellement homogène d'un groupe après qu'on ait collecté des données quantitatives. Le choix des individus à l'intérieur du GES doit alors se faire de façon aléatoire pour assurer une représentativité de la population des travailleurs dans le GES.

Les approches de classification par la méthode d'observation se font, en général, sur l'un ou l'autre des continuums suivants et l'objectif est de le raffiner au point d'intersection où est défini le GES :

- l'agent présent dans l'environnement et le procédé;
- l'agent présent dans l'environnement, le procédé et le caractère de l'emploi;
- l'agent présent dans l'environnement, le procédé, le caractère de l'emploi et la tâche.

Le critère d'acceptabilité de la similarité d'un groupe suggéré par la communauté européenne est une valeur individuelle d'exposition se situant entre la moitié et le double de la moyenne arithmétique du groupe (8). D'autres critères ont été mentionnés, tel qu'un écart-type géométrique des mesures du groupe inférieur à 2 ou 3 (9). Il faut souligner que ces différents critères sont arbitraires et que seule la disponibilité de mesures répétées sur certains travailleurs permet d'établir un jugement rigoureux à ce sujet.

2.3 Valeurs de référence

Une VR est une valeur limite à laquelle est comparé le résultat d'un mesurage. Les VR peuvent être de nature légale ou de prévention. Elles sont idéalement toutes basées sur une justification scientifique, notamment par des études d'hygiène du travail, toxicologiques ou épidémiologiques. Les VR de type prévention sont souvent basées que sur des arguments scientifiques en rapport avec les effets sur la santé. En anglais, on utilise le terme « Health-based values » pour les désigner (11). Les VR « légales » prennent généralement en compte d'autres considérations comme les limitations technologiques, la faisabilité économique et le bien-être des travailleurs. Les VR sont toujours caractérisées par une incertitude et en conséquence, elles ne doivent pas être interprétées comme une limite précise entre une situation sécuritaire et une situation dangereuse. Elles sont plutôt établies pour assurer une protection relative à une majorité des travailleurs exposés (11).

La mesure d'un contaminant en milieu de travail est inutile si elle ne peut pas être comparée à une quelconque VR. Pour les produits pour lesquels il n'existe pas de VR, la comparaison avec des substances de même famille peut être utilisée avec une certaine précaution. Il est donc impérieux qu'en amont du processus d'évaluation et d'échantillonnage, une VR appropriée soit sélectionnée. Cette dernière peut provenir de différentes sources :

- Organisme de réglementation comme la CSST et ses « Valeurs d'exposition admissibles (VEA) » spécifiées dans le RSST (2) ou OSHA et ses « Permissible exposure limits (PELs) » aux États-Unis (12) ;
- Agences scientifiques ou paragouvernementales tels que l'ACGIH[®] (11) avec ses « Threshold limit values (TLVs[®]) » ou le NIOSH avec les « Recommended Exposure Limits (RELs) » et les « Immediately Dangerous to Life or Health (IDLHs) » (13) ;

... ou être déterminée empiriquement par :

- l'établissement sous la forme d'une « valeur de référence corporative » en fonction de ses politiques internes ;
- l'intervenant qui tiendra compte d'une situation particulière (ex : retrait préventif ou seuil d'intervention médicale déterminé en fonction d'une condition particulière d'un ou des travailleurs).

Toute VR est impérativement associée à une période de référence. En hygiène du travail, celle-ci est de 8 heures ou plus (VEMP ou VEMA pour des horaires de travail allongés, ou TLV[®]-TWA) ou couvre des excursions de 15 minutes (VECD ou TLV[®]-STEL) ou correspond à la plus courte période de temps mesurable (valeurs dites « plafond » ou TLV[®]-Ceiling à ne jamais dépasser) (2,11).

2.3.1 Conformité légale

Pour les VR légales, une approche de type 'limite de vitesse' est souvent utilisée (ex. RSST ou OSHA). La conformité se détermine toujours en tenant compte de la période de référence.

- Pour la conformité à une VEMP ou une VEMA, la stratégie d'échantillonnage doit être établie pour représenter l'ensemble de l'exposition sur la totalité de la période de référence, 8 heures ou plus, le cas échéant;
- Pour la conformité à une VECD, la stratégie d'échantillonnage doit être établie pour tenir compte des excursions possibles au-delà de la VEMP sur une période de référence de 15 minutes durant la journée de travail et pour vérifier les modalités particulières d'application de la VECD (écart de temps et nombre maximal d'excursions durant un quart de travail);
- Pour la conformité à une valeur plafond (VP), la stratégie d'échantillonnage doit être établie pour tenir compte de la période de référence qui, dans ce cas, s'approche de l'instantanéité (2). Bien entendu, des contraintes méthodologiques sont à prévoir dans ce cas. L'ACGIH® recommande que, faute de mesure ponctuelle disponible, la mesure doit être effectuée sur la durée minimale possible pour détecter l'agresseur au niveau de la TLV®-Ceiling.

Au Québec, selon le RSST, la détermination de la conformité légale peut se faire par des mesures effectuées sur une seule journée de travail en tenant compte des points énumérés plus haut. Il y a infraction si la valeur mesurée dépasse la VEA correspondante. Évidemment, il faut déterminer l'intervalle de confiance du résultat obtenu lié à la précision du mesurage (voir annexe 1).

Il est important de souligner que le non dépassement d'une VEA pour une journée donnée ne signifie aucunement que cette conformité peut être inférée aux autres journées de travail. *Cette approche de conformité basée sur l'exposition d'une seule journée ne permet donc pas d'évaluer le risque pour la santé à moyen ou long terme tout comme un billet d'infraction à la limite de vitesse sur une autoroute ne permet pas d'inférer au risque à long terme encouru par l'usager de la route.* L'approche légale ne s'intéresse donc pas à vérifier que le profil d'exposition est acceptable par rapport à la VR, ce qui est l'objectif de la prévention des effets sur la santé, mais uniquement à s'assurer que la journée mesurée est en dessous de la VR.

2.3.2 Prévention

Dans une démarche de prévention, il peut être justifié de recourir à des VR plus basses que les VR légales ou à utiliser un seuil d'action qui soit un ratio quelconque d'une VR, légale ou non. Ces VR peuvent par exemple servir à protéger plus efficacement un segment sensible d'une population de travailleurs, par exemple les femmes enceintes ou qui allaitent.

Ces VR peuvent permettre :

- la mise en œuvre de moyens de maîtrise de l'exposition, si les concentrations mesurées sont supérieures à la VR utilisée;

- la mise en œuvre d'une procédure d'évaluation plus approfondie (si elles sont du même ordre de grandeur);
- l'instauration d'un programme de surveillance périodique.

2.4 Jugement professionnel

Le jugement professionnel fait partie intégrante de toute analyse de risque en milieu de travail. L'expertise intervient dès l'identification des risques, alors que l'intervenant doit faire l'inventaire des dangers associés à une situation de travail. La formation de GES est également une étape où le jugement prend une place primordiale. Les étapes d'évaluation initiale et de priorisation, durant lesquelles les situations qui feront l'objet d'une analyse quantitative approfondie sont identifiées et que l'ordre dans lequel elles seront traitées est déterminé, sont aussi généralement conduites par jugement. Finalement, lors d'une étude approfondie, étude qui est l'objet principal du présent document, l'intervenant doit utiliser son expérience pour décider de plusieurs aspects dont la sélection d'une stratégie de mesure, le choix des situations à évaluer (travailleurs, tâches, jours, moments de la journée) et l'interprétation des résultats (en particulier, conduite à tenir au vu des résultats, par exemple utilisation de moyens de protection individuelle ou modification du procédé).

La littérature scientifique décrivant les performances générales d'hygiénistes du travail pour l'analyse de risque est limitée et ne couvre que les étapes de formation des GES et de jugement des concentrations d'exposition. Dans le premier cas, plusieurs auteurs ont démontré que des variations importantes pouvaient exister entre les travailleurs de groupes d'exposition jugés similaires a priori, à la fois pour l'exposition par inhalation et cutanée (14). Il est donc important de documenter au mieux les décisions prises dans ce domaine et de les valider, lorsque c'est possible, avec des mesures. Dans le second cas, la capacité des experts à situer les concentrations d'exposition par rapport à une référence (par exemple une valeur limite d'exposition) apparaît extrêmement variable, notamment en fonction de la quantité d'informations fournies. Les informations peuvent aller d'une description générique de métier à une description détaillée des tâches, de l'environnement et des produits présents, et même jusqu'à quelques mesures quantitatives. De manière générale, les experts ne font guère mieux que le hasard, mais de mieux en mieux lorsqu'on augmente la quantité d'informations (15-17). Des études menées sur l'exactitude des jugements portés par des spécialistes en évaluation de l'exposition ont montré que des biais systématiques étaient régulièrement observés dus à de l'information manquante ou « oubliée » ou non suffisamment documentée (18-19). Une étude préliminaire de NIOSH suggère que les hygiénistes ont tendance à sous-estimer les expositions (20). Logan et coll. ont pour leur part démontré que le jugement professionnel peut être amélioré par une formation et un entraînement spécifiques (17).

Le jugement professionnel repose essentiellement sur les connaissances, l'expérience et la culture de l'intervenant et constitue donc la clé de voûte de l'évaluation de l'exposition de l'enquête préliminaire jusqu'à l'interprétation des résultats des différentes approches qui seront explicitées dans les prochains chapitres. Ces approches visent à soutenir l'intervenant dans sa prise de décision quant à la présence d'un risque pour la santé et en particulier, quant à l'acceptabilité des conditions d'exposition par rapport à une valeur de référence. Impliquant ou non la prise de mesures dans l'environnement de travail, elles reposent toutes sur des hypothèses clairement énoncées qui rendent plus transparent et plus valide le processus décisionnel.

3. ÉVALUATION AVEC PRISE DE MESURES

3.1 Approche basée sur le profil d'exposition – Probabiliste basée sur l'inférence statistique

3.1.1 Principe de base

Cette approche vise à caractériser le profil d'exposition par échantillonnage *aléatoire* (9) de l'exposition d'un ou de plusieurs travailleurs d'un GES (voir section 2) (3-9, 21). Ce profil est représenté par une courbe de distribution de ces valeurs d'exposition mesurées et les paramètres d'intérêt de cette distribution (95^e centile, moyenne arithmétique, fraction de dépassement d'une VR, ...) peuvent être alors estimés par inférence statistique et l'incertitude entourant leur estimation traduite sous forme d'intervalles de confiance. Cette approche permet de tenir compte des variations entre les quarts de travail et entre les travailleurs.

L'objectif de l'intervenant est ici de s'assurer que le profil d'exposition à l'étude est acceptable pour l'ensemble des valeurs d'exposition du profil (par ex. toutes les journées d'une année ou toutes les périodes 15 minutes d'une année). Pour la majorité des organismes de SST, cet objectif est atteint lorsqu'on démontre que la majorité des valeurs d'exposition du profil (par ex. 95 %) sont en dessous de la VR.

Plan d'échantillonnage

Les conditions évaluées doivent être choisies pour que les résultats fournissent une évaluation objective de l'exposition dans la situation réelle des travailleurs lors de l'accomplissement de leurs tâches. Afin d'y arriver, il importe de déterminer quelles situations de travail seront évaluées, pendant combien de temps, combien de fois et pour combien de travailleurs. L'analyse statistique des résultats permet de tenir compte objectivement du fait qu'on ne mesure qu'un faible pourcentage des situations qui constituent le profil d'exposition (voir annexe 1).

Différents facteurs doivent être considérés dans l'élaboration du plan d'échantillonnage, notamment l'objectif de l'intervention, les techniques de mesure disponibles, les VR considérées, les variations spatiales et temporelles des concentrations dues aux fluctuations environnementales, telles que l'intensité des sources d'émission, les conditions de ventilation, les conditions climatiques, ainsi que les pratiques individuelles de travail.

La périodicité des évaluations sera variable en fonction de la connaissance des concentrations, de leurs variations dans le temps, de la toxicité de la substance ciblée, des tâches, du procédé ou de l'impact des conditions climatiques. Dans certains cas, pour certaines substances, une périodicité minimale est prévue à l'article 43 du RSST.

Dans sa monographie, l'AIHA recommande d'effectuer de six à dix mesures par GES, répartis sur plusieurs jours de façon à couvrir les fluctuations dans un GES et d'un jour à l'autre. Ces tailles sont basées sur la constatation que le gain en précision apporté par chaque mesure supplémentaire, majeur pour moins de 6 à 10 mesures, est de moins en moins important quand le nombre total de mesures augmente. Par exemple, passer de 3 à 6 mesures peut permettre de diviser par deux la largeur d'un intervalle de confiance ; en revanche, passer de 10 à 13 mesures ne pourrait faire que la diviser par 1,2. De façon rigoureuse, la taille d'échantillons nécessaires

pour pouvoir démontrer, par exemple, que la fraction de dépassement est inférieure à 5 %, dépend de la variabilité des expositions et de la fraction de dépassement réelle.

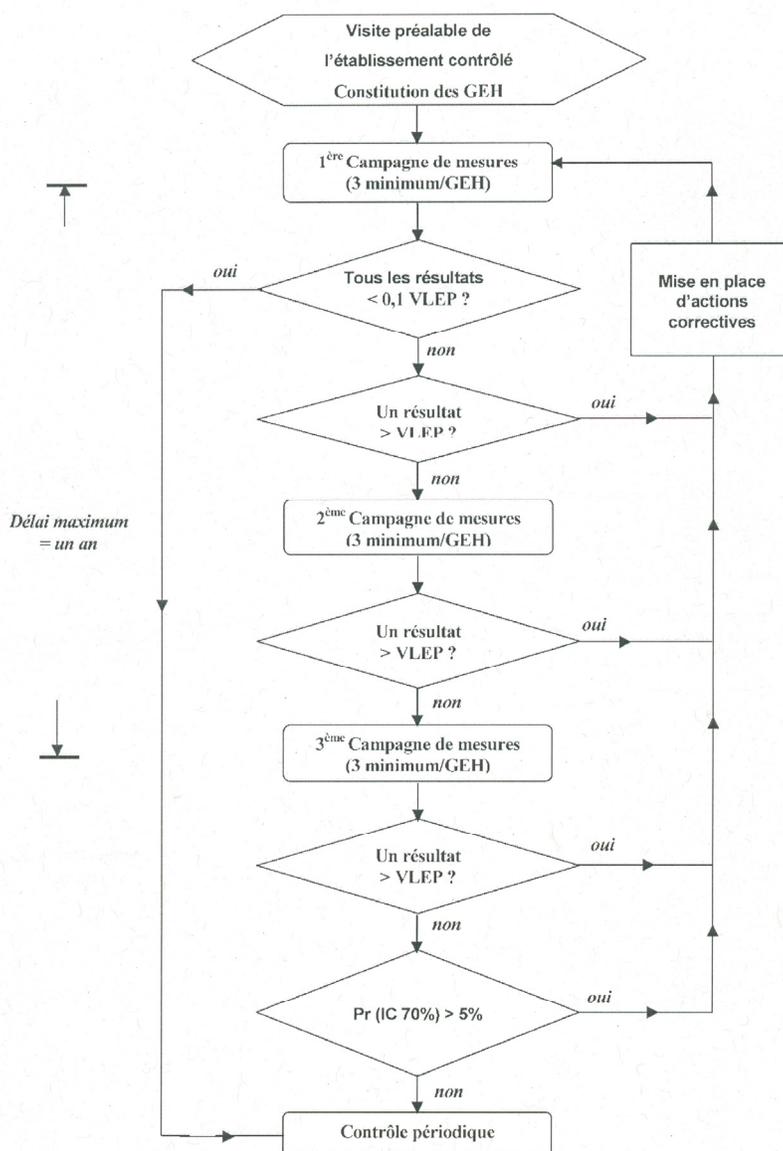
Dans certains cas extrêmes pour lesquels les concentrations mesurées sont largement supérieures ou, à l'inverse, bien inférieures à la VEA, un nombre inférieur de mesures pourrait suffire. Dans le cas où les résultats sont ambigus, un nombre de mesures supérieur à 10 est nécessaire pour affiner la détermination de la distribution. Plus le nombre de prélèvements recueillis sera important, plus la confiance dans l'évaluation sera élevée.

Lorsqu'on veut utiliser des tests rigoureux pour conclure que la LT_{sup} (limite de confiance supérieure du 95^e centile) est inférieure à la VR, les tailles d'échantillons deviennent vite rédhibitoires lorsqu'on se rapproche de la VR (voir tableau 21.7 de la référence 9). L'AIHA n'émet pas de recommandation particulière sur l'utilisation ou non d'intervalle de confiance sur le 95^e centile ou la fraction de dépassement.

En France, un récent arrêté ministériel (21) fixe une démarche de contrôle du respect des valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP, équivalent français de VEA) qui pourrait avantageusement être utilisée dans toute démarche d'évaluation de l'exposition. Leur contrôle repose sur une évaluation initiale de l'exposition et un contrôle périodique selon la démarche illustrée dans le schéma ci-contre.

L'évaluation initiale comprend au maximum trois campagnes de mesures espacées sur une période maximale d'une année. À chaque campagne, chaque GES (appelé en France GEH pour groupe d'exposition homogène) recensé fait l'objet au minimum de trois mesures d'exposition. L'analyse statistique de ces 9 données (au minimum) permet alors, sous hypothèse d'une distribution log-normale, d'évaluer la probabilité de dépassement de la VLEP qui doit être inférieure ou égale à 5 %. Le critère décisionnel exact est la limite de confiance à 70 % de cette fraction de dépassement. Le choix de 70 % est un compromis entre la prise en compte de l'incertitude et le besoin de limiter les faux positifs (déclarer une situation acceptable comme inacceptable).

Si, dès la première campagne de mesures, une ou plusieurs valeurs sont



supérieures à la VLEP, des mesures correctrices doivent être mises en place avant de refaire une évaluation initiale. De même, si les trois mesures de la première campagne sont inférieures au dixième de la VLEP, le diagnostic de non dépassement est établi et l'évaluation initiale est terminée. Le contrôle périodique est fait dans un délai minimum d'une année. Chaque campagne est réalisée normalement sur un seul jour d'exposition. Des adaptations doivent être faites pour certaines situations particulières (peu de travailleurs, tâches de courte période ou fréquence).

Choix des travailleurs

Le choix aléatoire de travailleurs à l'intérieur du GES pour différents jours (effets des saisons) permet de tenir compte des fluctuations dans un même GES et de la dispersion des expositions d'un jour à l'autre. Dans certaines circonstances, un seul travailleur peut être choisi, mais le mesurage doit s'étaler sur plusieurs journées, non consécutifs si possible pour une meilleure image des fluctuations d'un jour à l'autre.

Pour certains objectifs d'intervention, tels que la vérification de la conformité d'un poste de travail à une valeur limite d'exposition, une plainte, un refus de travail, une enquête de réclamation, la question du choix de travailleurs ne se pose pas puisqu'il s'agit d'un ou de quelques travailleurs spécifiques.

Technique de mesure

Le mesurage doit refléter l'exposition par inhalation du travailleur pour la période prévue à la VR appropriée. Les prélèvements doivent être effectués dans la zone respiratoire (ZR) du travailleur et les périodes ne faisant pas l'objet de mesures doivent être documentées rigoureusement. La période de mesure peut être plus courte dans les cas où l'homogénéité de l'exposition a déjà été établie ou lors de non exposition à l'agent ciblé par l'intervention.

Le nombre de prélèvements couvrant la période de mesure est dépendant en grande partie des limites d'applicabilité de la technique de mesure et des concentrations attendues. Lorsque la méthode de mesure le permet, le prélèvement de plusieurs échantillons consécutifs durant la période complète de travail offre l'avantage de documenter la variation temporelle des concentrations. Par contre, l'intervalle de confiance sera modifié à cause du mode de propagation des erreurs dues aux techniques d'échantillonnage et d'analyse pour chaque prélèvement.

Mesures recommandées

Différents logiciels, dont IHSTAT développé par l'Exposure Assessment Committee Strategies de l'AIHA et ALTREX Chimie développé par l'INRS, effectuent le traitement des données et les calculs statistiques et fournissent les explications pertinentes (22-23). L'AIHA utilise quatre catégories d'actions, en fonction de la localisation du 95^e centile par rapport à la VR décrit au tableau 3.1-1 et stipule qu'il n'y a pas d'action à poser si le 95^e centile est inférieur à 1 % de la VR (5).

Tableau 3.1-1 : Critères et moyens de maîtrise de l'exposition selon l'AIHA

Critères		Moyens de maîtrise
1	95 ^e centile < 10 % VR	Surveillance générale des risques
2	10 % < 95 ^e centile < 50 % VR	+ surveillance de risques chimiques spécifiques
3	50 % < 95 ^e centile < 100 % VR	+ surveillance médicale et modifications des pratiques de travail
4	95 ^e centile > 100 % VR	+ actions correctrices immédiates ou arrêt du travail ou protection individuelle

La classification de l'exposition dans le tableau 3.1.1 peut être réalisée en utilisant la valeur estimée du 95^e centile ou encore une limite supérieure de confiance (LT_{sup}) sur cette estimation. Bien que le logiciel IHSTAT fournisse les deux valeurs, l'AIHA n'émet pas de recommandation claire sur la valeur à privilégier, la décision étant laissée au choix de l'expert. En effet, la borne supérieure de confiance à 95 % sur le 95^e centile, calculée par IHSTAT, peut dans certains cas se retrouver très loin de l'estimé (par exemple 400 ppm par rapport à une estimation de 100 ppm) et provoquer un diagnostic d'inacceptabilité alors que l'estimé est faible par rapport à la VR considérée (par ex. une VR de 300 ppm). Cette problématique est à la base de la recommandation de l'INRS d'utiliser une limite de confiance supérieure à 70 % au lieu de 95 %. En quelque sorte, on accepte un niveau de confiance un peu moins sévère que la pratique usuelle (70 % au lieu de 95 %) pour éviter de déclarer trop souvent une situation acceptable comme étant inacceptable à cause du manque de *précision*.

L'INRS utilise aussi la probabilité de dépassement de la VR comme critère décisionnel. En fonction de la fraction de dépassement estimée, des recommandations d'action basées sur la norme EN 689 sont décrites au tableau 3.1-2.

Tableau 3.1-2 : Probabilité de dépassement de la valeur d'exposition limite selon l'INRS

Situation	Probabilité de dépassement	Moyen de maîtrise
Verte L'exposition est inférieure à la VR	$P \leq 0,1 \%$	Si le procédé n'est pas modifié, il n'est pas nécessaire de procéder à d'autres mesurages.
Orange L'exposition semble inférieure à la VR	$0,1 \% < P \leq 5 \%$	Des mesurages périodiques sont nécessaires.
Rouge L'exposition dépasse la VR	$5 \% < P$	Des mesures correctrices doivent être mises en place ainsi que des mesures pour évaluer l'efficacité des correctifs.

3.1.2 Avantages et limites

Objectifs applicables

Cette approche:

- permet la documentation du profil d'exposition d'un travailleur ou d'un GES;
- permet de vérifier la conformité légale à une norme si l'échantillonnage couvre la période référée par la norme (VEA 8 heures (VEMP ou VEMA), 15 minutes (VECD) ou instantanée (plafond)). Note : Pour l'application du RSST, une seule mesure couvrant la période référée est suffisante;
- permet l'identification des tâches et des travailleurs les plus à risque;
- permet de prioriser les actions de correction et de prévention;
- permet la surveillance environnementale;
- permet de vérifier l'efficacité d'un correctif.

Considérations toxicologiques

Cette approche :

- s'applique seulement aux substances chimiques inhalées pour lesquelles des VR sont disponibles;
- permet de tenir compte de l'exposition simultanée à plusieurs substances en l'appliquant au Rm (la somme des fractions de chaque substance);
- considère qu'une probabilité de dépassement de 5 % constitue un risque « acceptable ».

Considérations techniques

Cette approche :

- s'applique si une méthode de mesure (échantillonnage + analyse en laboratoire ou disponibilité d'un instrument à lecture directe) existe;
- demande généralement au moins 6 mesures par GES, ce qui exige plus de ressources humaines, techniques et monétaires;
- demande d'avoir recours à des ressources spécialisées en hygiène du travail ayant une connaissance suffisante des statistiques;
- demande d'avoir recours à un logiciel spécialisé en analyse statistique à cause de la complexité des calculs.

Considérations scientifiques

Cette approche :

- permet d'évaluer avec rigueur le profil d'exposition des travailleurs et d'évaluer le risque pour leur santé;
- repose sur des critères arbitraires d'estimation du risque : 95^e centile, etc. Ces critères peuvent être adaptés aux besoins de l'évaluateur;
- étant reconnue internationalement, permet de comparer des données de différentes études.

3.1.3 Exemple

Informations de base :

Cet exemple vise à illustrer l'approche probabiliste à l'aide de prélèvements effectués sur six chantiers présentant des caractéristiques communes.

Le procédé consiste à pulvériser sur une surface un mélange (polyuréthane) composé d'une résine de diisocyanate-4,4' de diphénylméthane (MDI), à l'aide d'équipements chauffés à environ 40°C pour former une mousse isolante rigide.

Une journée de travail (480 minutes) comprend le transport (l'aller et le retour), l'installation des équipements, la pulvérisation de la mousse et le rangement des équipements. La pulvérisation met le travailleur dans un environnement où il y a des aérosols de MDI. Au cours des autres étapes du travail (transport, installation, rangement), les travailleurs ne sont pas en présence d'aérosol de MDI. Au Québec, la VEMP du MDI est 51 µg/m³ (aérosol et vapeur, forme monomère).

Choix des travailleurs

L'exposition du seul travailleur responsable de la pulvérisation de la mousse de polyuréthane par chantier a été mesurée sur six chantiers. Celle-ci s'effectuait sur des surfaces extérieures de bâtiments commerciaux, en été. Les travailleurs de ces six situations d'exposition sont considérés comme un GES.

Mesurage

De trois à quatre prélèvements ont été effectués pendant la période quotidienne complète de pulvérisation qui varie entre 135 et 240 minutes, selon les travaux à exécuter sur le chantier.

Compte tenu de la rapidité de la réaction (moins de cinq minutes), le milieu collecteur est une solution de MOPIP (1-(2-méthoxyphényl) pipérazine). Les aérosols de MDI sont captés dans cette solution par barbotage pendant 30 à 45 minutes. Nous disposons donc de 6 mesures pour poser un diagnostic sur le profil d'exposition représenté par l'ensemble des expositions 8 heures associées à la pulvérisation de MDI dans le type de chantier étudié.

Résultats d'exposition :

L'exposition quotidienne moyenne (EQM) est calculée à partir des mesures effectuées sur la période complète de pulvérisation. Il n'y a pas d'exposition au MDI au cours des périodes non mesurées ($C = 0 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

$$EQM = \frac{C_1 * t_1 + C_2 * t_2 + \dots + C_n * t_n}{t_1 + t_2 + \dots + t_n}$$

Où : C = concentration mesurée de MDI pour une période donnée t;

t = période d'exposition au MDI correspondant à la concentration mesurée;

1, 2, ..., n = prélèvement lors de la pulvérisation;

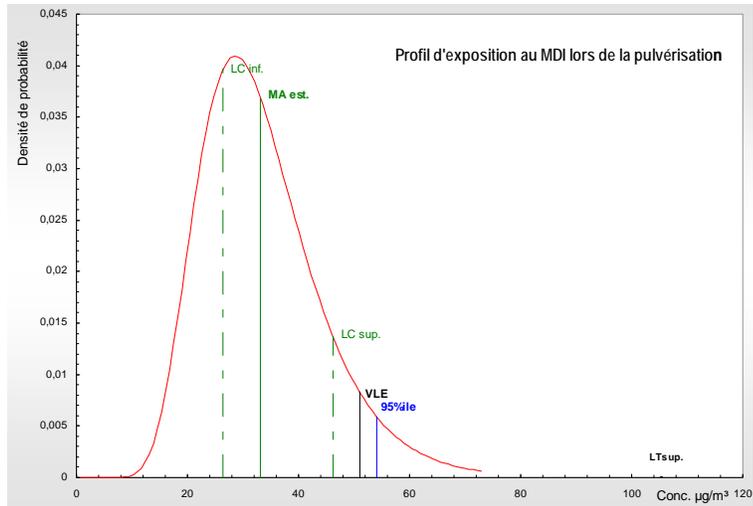
$t_1 + t_2 + \dots + t_n = 8$ heures ou 480 minutes.

EQM par travailleur par période de travail : $30,7 \mu\text{g}/\text{m}^3 / 41,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 / 30,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$

$26,0 \mu\text{g}/\text{m}^3 / 20,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 / 50,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Les calculs effectués à l'aide du logiciel IHSTAT fournissent les statistiques descriptives suivantes pour ces données

Paramètres statistiques	Résultat
Nombre de mesures	6
Moyenne	$33,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Médiane	$30,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Moyenne géométrique (MG)	$31,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Écart-type géométrique (ÉTG)	1,4
95 ^e centile	$54,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$
LT _{sup} 95 %, 95 %	$105 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Distribution log-normale	Oui
VEMP	$51 \mu\text{g}/\text{m}^3$



Diagnostic sur le profil d'exposition

Malgré la similitude du travail et de l'environnement (même emploi, même tâche exécutée à l'extérieur en été), une variation dans les expositions est observée. Elle est notamment due à la

méthode de travail et aux conditions environnementales (vitesse du vent, température et humidité) prévalant la journée des prélèvements. Elle reflète la fluctuation dans le GES (six travailleurs) et la dispersion des résultats d'un jour à l'autre (six journées).

Le 95^e centile (54,1 µg/m³) étant légèrement plus grand que la VEMP, cela signifie que le profil considéré correspond à une situation où la VEMP serait dépassée plus que 5 % du temps mais pas beaucoup plus. Si l'on s'en tient au critère de l'AIHA et de l'INRS, cela correspond à une situation inacceptable qu'il faut corriger. La catégorie d'actions serait alors de niveau 4 (tableau 3.1-1) : «*Surveillance générale des risques plus surveillance de risques chimiques spécifiques plus surveillance médicale et modification des pratiques de travail plus actions immédiates ou arrêt du travail ou protection individuelle*» et rouge selon la codification de l'INRS (tableau 3.1 -2).

L'expert aurait également pu décider qu'une fraction de dépassement légèrement supérieure à 5 % est encore acceptable. Par ailleurs, selon la nouvelle loi française (21), cette situation aurait été déclarée illégale.

3.2 Approche basée sur le profil d'exposition - Nombre limité de mesures de l'environnement de travail

3.2.1 Principe de base

En l'absence d'un nombre suffisant de données (< 6 , suggéré notamment par l'AIHA (5) et l'INRS (6)), il est tout de même possible de juger de l'importance de ces expositions afin d'orienter les actions de prévention.

Différentes façons de faire sont proposées dans la communauté scientifique. Les plus intéressantes sont l'approche empirique proposée par Hewett et coll. (17), l'approche probabiliste simplifiée et l'approche lors d'évaluation ponctuelle de l'INRS (6-7) et l'approche de la norme européenne EN 689 (24). Tout comme l'approche probabiliste décrite à la section 3.1, ces approches supposent que les mesures rencontrent les critères d'une distribution log-normale des valeurs d'exposition et utilisent le 95^e centile de cette distribution comme critère décisionnel des actions à entreprendre ou une fraction de dépassement d'une VR ou VEA, selon le cas.

Le but de ces approches est de palier au manque de mesures pour caractériser le profil. Pour ce faire, on pose des hypothèses sur certaines de ses caractéristiques, notamment la variabilité des expositions. Comme on le verra lors de la description des différentes approches, chaque méthode suppose un certain écart-type géométrique de la distribution des mesures. Ces hypothèses doivent demeurer à l'esprit de l'intervenant lors de l'utilisation de ces méthodes.

En présence d'une seule donnée et lorsque le profil d'exposition n'est pas connu, un seuil d'action correspondant à une fraction de VR peut aussi être utilisé pour pallier au manque de robustesse méthodologique. Des organismes ont proposé différents algorithmes ou approches :

- le NIOSH propose une valeur $< VEA/2$ pour le pire cas comme seuil d'action (4);
- l'INRS recommande pour une seule mesure une valeur $< VEA/3$ (7);
- la norme européenne fixe, pour une seule mesure, le seuil à $< VEA/10$ (24).

Plan d'échantillonnage et choix des travailleurs:

Pour des raisons diverses, le nombre de mesures peut être limité à quelques unes (taille du GES, situations de travail spécifiques, etc.). Le choix des travailleurs doit se faire sur une base aléatoire (9).

Critères décisionnels et moyens de maîtrise :

1) Approche empirique de Hewett:

En l'absence de logiciel statistique et en présence d'un nombre limité de mesures, Paul Hewett a élaboré des « règles empiriques » qui permettent d'estimer le 95^e centile (17) :

- Si un résultat ou plus est supérieur à la VR, le 95^e centile est estimé plus grand que 100 %

de la VR et les moyens de maîtrise sont ceux de la catégorie 4 d'actions (tableau 3.1-1);

- Si les résultats sont tous inférieurs à la VR, il faut calculer la médiane de ceux-ci, la multiplier par 2, par 4 et par 6. Le produit respectif de ces multiplications estime le 95^e centile comme étant faible, moyen et élevé. Selon ces trois estimés, l'évaluateur déterminera les actions à prendre s'il y a lieu. Pour le calcul de la médiane, ordonner les valeurs, choisir la valeur centrale dans le cas d'un nombre impair de données ou la moyenne des deux valeurs centrales dans le cas d'un nombre pair de données.

2) Approche probabiliste simplifiée selon l'INRS:

La valeur de dépassement (U) de la VR est calculée à partir de la moyenne géométrique (MG) et de l'écart type géométriques (ÉTG) des échantillons recueillis selon l'équation suivante (6) :

$$U = \frac{\ln(VR) - \ln(MG)}{\ln(ETG)}$$

Si :

- $U < 1,645$ alors la valeur limite est dépassée ($5 \% < P$);
- $1,645 < U < 3,1$ alors le non dépassement est incertain;
- $U > 3,1$ alors la valeur limite n'est pas dépassée ($P < 0,1 \%$).

Ces diagnostics s'appuient sur la probabilité de dépassement de la VR sélectionnée.

3) Approche lors d'évaluation ponctuelle selon l'INRS:

L'INRS identifie cette approche comme étant "conventionnelle", car différentes 'conventions', principalement des hypothèses sur les écarts-types géométriques, forment la base des calculs (7). Cette approche permet d'obtenir par calcul le nombre auquel toutes les valeurs d'un petit groupe de mesures doivent être inférieures pour s'assurer avec un certain degré de confiance que la fraction de dépassement est limitée.

À partir de l'ÉTG de la distribution, il est ainsi possible de calculer à quelle fraction de la VR le maximum des mesures doit être inférieur pour qu'on estime que la fraction de dépassement est inférieure à une valeur fixée. Ces fractions, qui dépendent notamment du nombre de mesures, sont indiquées au tableau 3.2-1, tirées du document de l'INRS (7), pour les fractions de dépassement 5 % et 0,1 %.

Tableau 3.2-1 : Fraction de VR en fonction du nombre de mesures et de l'ÉTg pour des probabilités de dépassement de 5 % et 0,1 %

		ÉTg											
		1,1		1,5		2		2,5		3		4	
		5%	0,1%	5%	0,1%	5%	0,1%	5%	0,1%	5%	0,1%	5%	0,1%
Nombre de mesures	1	0,85	0,74	0,51	0,29	0,32	0,12	0,22	0,06	0,16	0,03	0,10	0,01
	2	0,90	0,78	0,63	0,35	0,45	0,17	0,35	0,09	0,29	0,06	0,21	0,03
	3	0,92	0,80	0,70	0,39	0,54	0,20	0,45	0,12	0,38	0,08	0,30	0,04
	4	0,93	0,81	0,75	0,42	0,61	0,22	0,52	0,14	0,46	0,09	0,37	0,05
	5	0,95	0,82	0,79	0,44	0,67	0,25	0,59	0,16	0,53	0,11	0,45	0,06
	6	0,95	0,83	0,82	0,46	0,71	0,26	0,64	0,17	0,59	0,12	0,51	0,07
	7	0,96	0,84	0,85	0,47	0,76	0,28	0,69	0,18	0,64	0,13	0,57	0,08
	8	0,97	0,84	0,87	0,49	0,79	0,29	0,74	0,20	0,69	0,14	0,63	0,08
	9	0,97	0,85	0,89	0,50	0,83	0,30	0,78	0,21	0,74	0,15	0,68	0,09
	10	0,98	0,85	0,91	0,51	0,86	0,31	0,81	0,22	0,78	0,16	0,73	0,10

L'INRS propose d'utiliser la valeur pour une probabilité de 0,1 % en guise de limite de confiance sur la valeur fournie pour 5 % de dépassement. Ainsi par exemple, pour un ÉTg de 1,5, si le maximum de 3 mesures est inférieur à $0,70 \cdot VR$, cela signifie que la meilleure estimation de la fraction de dépassement est inférieure à 5 %. Ce résultat ne prend cependant pas en compte l'incertitude reliée à cette estimation. En revanche, si le maximum de 3 mesures est inférieur à $0,39 \cdot VR$, cela signifie que la meilleure estimation de la fraction de dépassement est inférieure à 0,1 %. Si l'estimation est que la fraction de dépassement est inférieure à 0,1 %, on peut alors être raisonnablement certain qu'elle est inférieure à 5 %.

4) Approche probabiliste Norme EN 689:

L'approche selon la norme européenne EN 689 fait référence à des valeurs d'exposition réglementées. Basée sur des calculs statistiques similaires à ceux décrits précédemment, cette norme propose, pour un petit nombre de mesures (< 6), la grille d'évaluation suivante :

- Si une mesure unique est $\leq 0,1$ VEA, alors l'exposition est inférieure à cette VEA;
- Si trois mesures sont $\leq 0,25$ VEA, alors l'exposition est inférieure à cette VEA;
- Si trois mesures sont \leq VEA et la MG $\leq 0,5$ VEA, alors l'exposition est inférieure à cette VEA;
- Si une mesure est $>$ VEA, alors l'exposition est supérieure à cette VEA;
- Pour tous les autres cas, la procédure ne fournit pas de décision.

Pour ces approches, les diagnostics sont basés sur la probabilité de dépassement (5 %) d'une VEA. Comme pour toute évaluation, le jugement professionnel est un élément essentiel dans l'interprétation des résultats ainsi obtenus.

3.2.2 Avantages et limites

Objectifs applicables

Ces approches :

- permettent de vérifier la conformité légale à une norme si les données d'échantillonnage couvrent la période référée par la norme (VEA 8 heures (VEMP ou VEMA), 15 minutes (VECD) ou instantanée (plafond)). Note : Pour l'application du RSST, une seule mesure couvrant la période référée est suffisante;
- ne permettent pas d'estimer le profil d'exposition sauf celles de Hewett et de l'INRS qui estiment de façon approximative le 95^e centile du profil d'exposition d'un travailleur ou d'un GES;
- pourraient permettre d'identifier de façon relative les tâches ou les travailleurs les plus à risque;
- permettent une action de correction rapide en cas de probabilité élevée de dépassement;
- permettent une surveillance environnementale relative (à partir du nombre limité de mesures);
- permettent d'estimer (à partir du nombre limité de mesures) l'efficacité d'un correctif.

Considérations toxicologiques

Ces approches :

- s'appliquent seulement aux substances chimiques inhalées pour lesquelles des VR sont disponibles;
- permettent de tenir compte de l'exposition à plusieurs substances en les appliquant aux Rm (la somme des fractions de chaque substance)
- considèrent qu'une probabilité de dépassement de 5 % constitue un risque « acceptable ».

Considérations techniques

Ces approches :

- s'appliquent si une méthode de mesure (échantillonnage + analyse en laboratoire ou disponibilité d'un instrument à lecture directe) existe;
- demandent un nombre restreint (< 6) de prélèvements d'air;
- demandent des ressources spécialisées en hygiène du travail très expérimentées car les décisions d'action se prennent sur un nombre limité de données;
- demandent peu de calculs.

Considérations scientifiques

Ces approches :

- demandent qu'une étude plus poussée soit entreprise dans le cas de situations médianes. Elles permettent de diagnostiquer rapidement et de façon assez confiante les situations extrêmes soit celles où l'exposition est très basse ou très élevée;
- doivent être utilisées avec discernement et ne permettent pas d'évaluer avec rigueur le risque pour la santé des travailleurs. Elles peuvent être utilisées avantageusement dans une étude exploratoire ou à l'inverse, dans des situations de travail bien connues de l'hygiéniste.

3.2.3 Exemples

Adaptons l'exemple utilisé pour l'approche probabiliste décrite à la section 3.1.3. Les valeurs d'exposition quotidiennes sont : 41,5 µg/m³ / 26,0 µg/m³ / 20,5 µg/m³. La VEA est de 51 µg/m³. Les calculs statistiques donnent :

Paramètres statistiques	Résultat
Nombre d'échantillons	3
Médiane	26,0 µg/m ³
Moyenne géométrique	28,0 µg/m ³
Écart-type géométrique	1,4

1) Application de l'approche empirique de Hewett et catégorie d'actions

Il y a trois données et aucune n'est supérieure à la VR. Donc, la règle 2 peut s'appliquer. Les résultats obtenus en multipliant la médiane (26,0 µg/m³) par 2, par 4 et par 6 fournissent les estimés respectivement faible, moyen et élevé du 95^e centile.

Tableau 3.2-2 : Estimés du 95^e centile

x 2 Faible	x 4 Moyen	x 6 Élevé
52,0	104,0	156,0

Étant donné que toutes les valeurs estimées du 95^e centile sont supérieures à la VR, on conclurait que les conditions d'exposition sont inacceptables.

2) Application de l'approche probabiliste simplifiée selon l'INRS:

A partir des valeurs de la moyenne géométrique ($28,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$), de l'écart type géométrique (1,4) et de la VEA ($51 \mu\text{g}/\text{m}^3$), la valeur U peut être calculée :

$$U = \frac{\text{Ln}(51) - \text{Ln}(28,0)}{\text{Ln}(1,4)} = 1,78$$

Puisque $1,645 < U < 3,1$, alors le dépassement est incertain.

3) Application de l'approche lors d'évaluation ponctuelle selon l'INRS

À partir de la valeur de l'ÉTg (1,4) et du nombre de mesures (3), le tableau 3.2-1 indique la fraction de VEA (0,70) qu'aucune mesure ne doit dépasser pour être raisonnablement sûr qu'il y aura moins de 5 % de dépassement de la VEA, soit $35,7 (0,70 \times 51) \mu\text{g}/\text{m}^3$. Or, dans ce cas-ci, une donnée dépasse cette valeur, donc la possibilité que l'exposition dépasse la VEA est supérieure à 5 %.

4) Approche probabiliste (Norme EN689)

Dans ce cas-ci, aucune valeur n'est supérieure à la VEA, aucune valeur n'est inférieure à 0,25 VEA ($12,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et la MG est supérieure à 0,5 VR ($25,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette approche ne permet donc pas de conclure.

3.3 Approche basée sur le profil d'exposition - Décision par inférence bayésienne

Dans toute évaluation du risque chimique, le jugement professionnel est un élément essentiel de décision. Dans le cadre de son travail, l'hygiéniste prendra plusieurs décisions sur l'importance de l'exposition des travailleurs et donc sur la nécessité de procéder à des échantillonnages; ces décisions se baseront sur ses connaissances de la situation de travail, son expertise, des données antérieures sur le procédé ou un procédé semblable, des modèles mathématiques ou tout autre source d'informations. Dans les situations moins connues ou plus variables, l'hygiéniste voudra procéder à des mesures. Les approches d'analyse de risque décrites jusqu'ici sont toutes basées sur l'interprétation de mesures quantitatives. Seules ces mesures sont prises en compte pour estimer le profil d'exposition. Récemment, Hewett et coll. ont adapté pour l'hygiène une approche statistique (dite bayésienne) qui permet de combiner l'information apportée par les mesures à celle apportée par l'expérience de l'intervenant pour mieux caractériser le profil d'exposition (25-27). Cette approche a l'avantage à priori de nécessiter moins de mesures que les approches n'intégrant pas l'expertise de l'hygiéniste, un peu comme si l'expert représentait une certaine taille d'échantillons à lui tout seul.

3.3.1 Principe de base

Les statistiques bayésiennes partent du principe énoncé par le Révérend David Bayes en 1763 sous la forme simplifiée suivante :

$$\textit{Posteriori} = \textit{priori} * \textit{vraisemblance}$$

La croyance dans un certain modèle (ou la valeur d'un paramètre), appelée distribution « posteriori » est proportionnelle au produit de la croyance initiale dans ce modèle (appelée distribution « priori ») et de la vraisemblance des données observées vis-à-vis de ce modèle (appelée « vraisemblance »). Plus spécifiquement, pour une étude d'hygiène, la distribution « priori » représente ce que l'hygiéniste sait du profil, la vraisemblance représente une estimation du profil basée sur les valeurs d'exposition disponibles et la distribution « posteriori » est dérivée mathématiquement en combinant les deux distributions précédentes.

L'utilisation de cette méthodologie a été évoquée pour la première fois dans le domaine de l'hygiène du travail par Ramachandran pour l'évaluation de l'exposition rétrospective en épidémiologie (25-26). L'approche apparaît particulièrement adaptée à l'évaluation de l'exposition puisqu'elle offre la possibilité d'intégrer des mesures et un jugement initial d'expert sur la situation. On peut ainsi reformuler l'équation précédente sous la forme suivante :

$$\textit{Évaluation finale} = \textit{jugement d'expert} * \textit{information contenue dans les mesures}$$

Récemment, Hewett et coll. ont développé un modèle pour le diagnostic des conditions d'exposition aux contaminants chimiques basé sur cette approche (27). Un logiciel a aussi été développé par Hewett et est disponible pour une période d'essai avant achat (28). Une version partielle est également disponible gratuitement, n'incluant pas le traitement des valeurs non détectées.

Lorsqu'il utilise le logiciel, l'hygiéniste doit entrer son jugement initial en attribuant à chaque catégorie de l'AIHA (tableau 3.1-1), un pourcentage de chance qu'il pense que le 95^e centile soit dans cette catégorie. Il entre ensuite les mesures disponibles et le logiciel détermine la distribution posteriori et attribue des pourcentages finaux à chaque catégorie. Le résultat de ce calcul donne donc pour chaque catégorie la probabilité que le 95^e centile s'y retrouve. Si la distribution des valeurs priori est très différente de celle calculée par les mesures disponibles, alors la distribution posteriori sera peu fiable. Il faut donc raffiner cette concordance soit en augmentant le nombre de données soit en documentant mieux la situation de travail ou en modifiant le GES ce qui devrait modifier la distribution priori.

Pour définir la distribution priori, il est également possible d'utiliser des modèles de prédiction ou d'estimation de l'exposition (section 4.2). Ainsi, un modèle plus général d'évaluation de l'exposition a été proposé par Sottas et coll. (29,30). En guise de distribution priori, les auteurs intègrent l'estimation de l'exposition résultant d'un modèle physique d'émission de type 2-zone et celle issue d'un modèle empirique basé sur une banque de données historiques et des variables prédictives incluant un jugement d'expert. Le résultat du calcul bayésien est une distribution posteriori du profil d'exposition, défini par une moyenne et un écart-type géométriques, à partir desquels plusieurs stratégies d'interprétation peuvent être appliquées (moyenne, fraction de dépassement, 95^e centile...). L'AIHA décrit également l'utilisation de modèles combinée à la simulation Monte Carlo (SMC) pour déterminer la distribution à priori (31).

Plan d'échantillonnage et choix des travailleurs

Comme pour l'approche probabiliste, le choix des travailleurs et des périodes mesurées doit être aléatoire dans la mesure du possible. Le nombre de mesures nécessaires pour atteindre une certitude satisfaisante que le profil est acceptable ou inacceptable dépend de la situation réelle. Après une tentative infructueuse basée sur quelques mesures, l'intervenant pourrait décider d'effectuer des mesures supplémentaires pour améliorer son degré de confiance.

Critères décisionnels et moyens de maîtrise

Le critère de décision recommandé par les auteurs est la position du 95^e centile du profil d'exposition relativement à la VR, tel qu'utilisé dans l'approche probabiliste (section 3.1), en utilisant les catégories d'action de l'AIHA écrites au tableau 3.1-1(5).

3.3.2 Avantages et limites

Objectifs applicables

Cette approche :

- ne vise pas à vérifier la conformité légale à une norme mais à estimer un profil d'exposition. Cependant, si les données d'échantillonnage disponibles couvrent la période référée par la norme (VEA 8 heures (VEMP ou VEMA), 15 minutes (VECD) ou instantanée (plafond)), la conformité peut être vérifiée pour l'application du RSST puisqu'une seule mesure est suffisante;
- permet d'estimer de façon approximative le 95^e centile du profil d'exposition d'un

- travailleur ou d'un GES; elle permet une évaluation rétrospective de l'exposition;
- pourrait permettre d'identifier les tâches ou les travailleurs les plus à risque;
 - permet une action de correction rapide en cas de probabilité élevée de dépassement;
 - permet une surveillance environnementale relative (à partir du nombre limité de mesures) s'il y a connaissance préalable des profils d'exposition;
 - permet d'estimer l'efficacité d'un correctif.

Considérations toxicologiques

Cette approche :

- s'applique seulement aux substances chimiques inhalées pour lesquelles des VR sont disponibles;
- permet de tenir compte de l'exposition simultanée à plusieurs substances en l'appliquant au Rm (la somme des fractions de chaque substance);
- considère qu'une probabilité de dépassement de 5 % constitue un risque « acceptable ».

Considérations techniques

Cette approche :

- s'applique si une méthode de mesure (échantillonnage + analyse en laboratoire ou disponibilité d'un instrument à lecture directe) existe;
- demande moins de prélèvements que la méthode probabiliste; cependant, plus le nombre de mesures sera élevé, plus la précision de la distribution sera élevée;
- demande de bien connaître les situations de travail évaluées; plus cette connaissance sera grande, plus la précision de la distribution priori sera élevée;
- demande d'avoir recours à des personnes ressources en hygiène du travail très expérimentées et entraînées à cette technique (17);
- demande d'avoir recours à un logiciel spécialisé à cause de la complexité des calculs.

Considérations scientifiques

Cette approche

- n'a pas été validée, il y a peu d'articles scientifiques qui concernent la précision et la fiabilité de cette approche;
- est peu utilisée à ce jour par les hygiénistes du travail;

- la traduction par les hygiénistes de leur jugement sous la forme d'une distribution de probabilités peut être une difficulté ainsi que de juger une exposition en fonction du 95^e centile et non d'une valeur moyenne. Une mauvaise distribution a priori entraînera des erreurs dans l'évaluation. Le recours à l'utilisation d'un pourcentage identique pour chacune des catégories diminuera la précision de la distribution.

3.3.3 Exemple

Cet exemple est adapté des travaux de Hewett (27). Supposons l'exposition d'un groupe de travailleurs à un composé volatil dont la VEA est de 1 ppm. Trois mesures en poste personnel pour la période complète de travail ont été faites et les résultats sont : 0,20 - 0,05 - 0,10 ppm.

La figure 3.3-1 illustre la procédure. Le 1^{er} graphique montre le jugement initial de l'expert, qui pense que le 95^e centile est probablement dans la catégorie 2 (il a attribué 50 % de probabilité à cette catégorie), mais n'en est pas sûr à 100 %. Il a donc distribué les 50 % restant dans les autres catégories (20 % pour 1 et 3 et 5 % pour 0 et 4). Le second graphique illustre les probabilités calculées à partir des trois mesures disponibles. D'après ces valeurs, il y a 66 % de chances que la situation soit une catégorie 2, et des chances non négligeables qu'elle soit une catégorie 3 ou 4 (23 et 11 % respectivement).

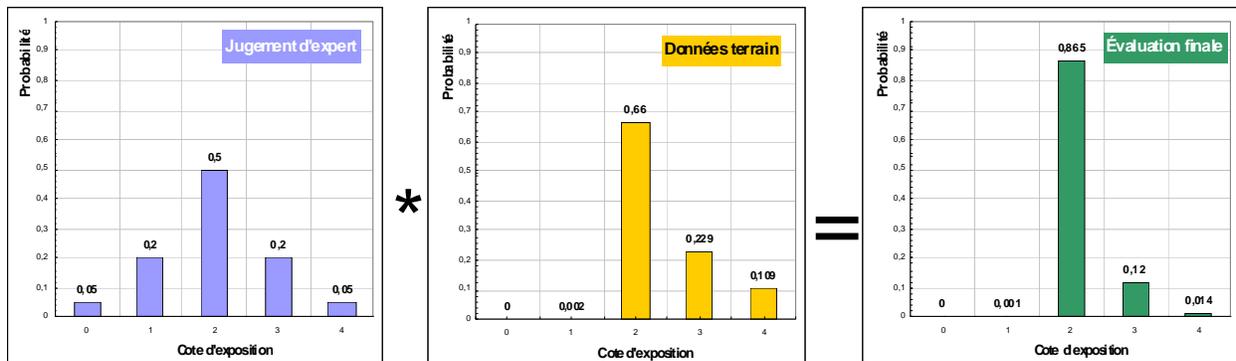


Figure 3.3-1 : Estimation de l'exposition par inférence bayésienne

Le graphique final, qui est le fruit du calcul bayésien, représente l'intégration des informations des deux graphiques précédents. Il suggère qu'il y a de fortes chances que la situation soit dans la catégorie 2 (87 %), mais qu'il y a encore 12 % qu'elle soit 3 et une très faible chance que le 95^e centile dépasse la VEA (1,4 %).

3.4 Approche basée sur des mesures ponctuelles - Pire scénario d'exposition

3.4.1 Principe de base

Basée sur la connaissance relative à l'environnement de travail et au poste de travail, cette approche consiste à considérer les situations de travail estimées par l'intervenant comme ayant des concentrations d'exposition a priori les plus élevées. Si ces dernières se révèlent acceptables, sous le seuil fixé, donc les autres situations ou postes le seront probablement. Les concentrations sont quantifiées par des mesures ponctuelles dans la zone respiratoire du travailleur. La difficulté réside dans le ciblage objectif du pire scénario qui est établi par jugement professionnel à partir des connaissances de l'intervenant (17).

L'approche basée sur le pire scénario vise donc comme les approches précédentes à s'assurer que le profil à l'étude est acceptable, c'est-à-dire que la VR sera dépassée le moins souvent possible ou pas du tout (4). Elle diffère des autres approches car elle se base sur un effort de l'intervenant pour identifier les conditions qui donnent lieu aux pires expositions, c'est-à-dire les plus élevées du profil. Si les niveaux correspondant sont sous la VR, le profil en entier le sera a fortiori. Si la VR est dépassée, il faut alors corriger immédiatement cette situation. Par contre, il est possible que cette situation de dépassement soit très peu fréquente et qu'en fait, les conditions réelles de travail soient acceptables, ce qui exige d'utiliser les méthodes représentatives.

Plan d'échantillonnage et choix des travailleurs

Les critères à appliquer lors de l'élaboration du plan d'échantillonnage et le choix des travailleurs sont ceux décrits à la section 3.1.1, tout en tenant compte du fait que les situations à évaluer ont été prédéterminées par jugement professionnel sur le ou les pire(s) scénario(s). Dans les situations où l'expert est incapable d'identifier le travailleur le plus exposé dans un groupe, NIOSH propose des tables de calcul du nombre de travailleurs à évaluer en fonction de la probabilité (90 et 95 %) d'inclure au moins un des travailleurs parmi les 10 ou 20 % les plus exposés (4).

Critères décisionnels et moyens de maîtrise

Le critère décisionnel de cette approche est la conformité de la ou des valeur(s) d'exposition mesurée(s) à une VR. Si la VR est dépassée, des correctifs doivent être appliqués immédiatement.

3.4.2 Avantages et limites

Objectifs applicables

Cette approche :

- est préconisée pour une étude de conformité à une norme (VEA 8 heures (VEMP ou VEMA), 15 minutes (VECD) ou instantanée (plafond));

- est préconisée en évaluation préliminaire. Si la pire situation est acceptable, alors l'évaluation du profil d'exposition par des méthodes représentatives n'est pas recommandée;
- ne permet pas d'évaluer le profil d'exposition des travailleurs;
- vise à évaluer les situations de travail et les travailleurs jugés les plus à risque d'exposition;
- permet de déterminer les priorités d'actions;
- permet une décision de correction rapide en cas de dépassement;
- permet la surveillance environnementale des situations ciblées;
- permet d'estimer l'efficacité des actions de correction.

Considérations toxicologiques

Cette approche :

- s'applique seulement aux substances inhalées pour lesquelles des VR sont disponibles;
- permet de tenir compte de l'exposition simultanée à plusieurs substances en l'appliquant au R_m (la somme des fractions de chaque substance);
- est préconisée pour les substances ayant des effets aigus.

Considérations techniques

Cette approche :

- s'applique si une méthode de mesure (échantillonnage + analyse en laboratoire ou disponibilité d'un instrument à lecture directe) existe;
- demande un nombre restreint de prélèvements notamment pour une étude de conformité;
- demande des ressources spécialisées en hygiène du travail connaissant bien le milieu de travail pour faire le choix des pires scénarios;
- ne requiert pas de calculs statistiques.

Considérations scientifiques

Cette approche :

- est préconisée par la plupart des organismes réglementaires mais ne permet pas d'évaluer de façon rigoureuse le risque pour la santé des travailleurs.

3.4.3 Exemple

Dans l'exemple rapporté aux sections précédentes concernant la pulvérisation de mousse rigide de polyuréthane sur des surfaces extérieures, les pires conditions pourraient se rencontrer dans les situations où il y a peu de mouvement d'air, lorsque les conditions climatiques sont extrêmes ou pour des applications de longue durée, etc. En supposant que les résultats obtenus correspondent à des situations où l'exposition est considérée comme la pire, il y a donc dépassement de la VR et des correctifs immédiats doivent être mis en place tel que le port de protection respiratoire.

4. ÉVALUATION SANS PRISE DE MESURES

4.1 Gestion graduée des risques

Plusieurs organismes de santé au travail ont développé une approche simplifiée et semi-quantitative pour faciliter le travail d'évaluation et de maîtrise du risque d'exposition aux agents chimiques. Destinée d'abord aux petites entreprises, cette approche vise à inventorier les dangers et à hiérarchiser les risques dans le but d'établir une politique de prévention incluant un plan d'actions préventives ou correctives. La démarche proposée fait appel à des critères simples et facilement accessibles (toxicité des produits, quantité utilisée et fréquence d'utilisation) ne nécessitant pas dans un premier temps de mesures environnementales.

Cette approche a été développée à la fin des années 1980 par les experts en santé et en sécurité du travail (SST) de l'industrie pharmaceutique sous le vocable «*control banding*». Cette industrie utilise un très grand nombre de nouveaux produits chimiques pour lesquels les données de toxicité sont peu nombreuses. Ces experts ont considéré la possibilité de classer ces nouvelles substances en catégories «*band*» en comparant leur potentiel toxique et en fonction des exigences de maîtrise de l'exposition «*control*». Par la suite, le *UK Health and Safety Executive* (HSE) a appliqué cette approche à l'industrie chimique, notamment pour les petites et moyennes entreprises (32). Cette approche a été reprise par plusieurs organismes qui œuvrent dans le domaine de la SST dont le *Bureau international du travail* (B.I.T.) qui travaille en collaboration avec l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), l'International Occupational Hygiene Association (IOHA) et le HSE au développement d'un outil d'application le «*Chemical control toolkit*» (33). Aux États-Unis, l'AIHA a formé un groupe de travail sur le sujet et a publié un guide d'application de cette approche (34). Pour sa part, NIOSH a produit un document incluant une revue de littérature et une analyse critique de cette méthode (35).

Différents organismes travaillent à améliorer cette approche. Ainsi, la méthode INRS «*Évaluation simplifiée du risque chimique*» tient compte d'autres facteurs qui influencent l'exposition tels que le type de procédé et la présence de systèmes de ventilation locale et générale (36). Aux Pays-Bas, un modèle plus élaboré le «*Stoffenmanager*», a aussi été développé pour évaluer l'exposition (37). Il tient compte du type de manipulation, des propriétés intrinsèques du produit, des taux d'émission des sources à proximité et loin des travailleurs et de la présence de systèmes de ventilation locale et générale. Une échelle logarithmique est utilisée pour la catégorisation de l'exposition, ce qui est plus en accord avec la distribution log-normale des concentrations habituellement observées en milieu de travail.

Tous les outils développés visent l'identification des moyens de maîtrise du risque sans idéalement avoir recours à des mesures de l'exposition. Ils se basent sur la disponibilité d'informations techniques facilement disponibles dans les industries, sur une connaissance préalable de la situation à évaluer et le jugement professionnel. Les classes proposées reposent toutefois sur les connaissances scientifiques actuelles et ont été élaborées par des experts de différents domaines dont l'hygiène du travail, la toxicologie et l'ingénierie. Un outil pilote a aussi été développé par un groupe de chercheurs pour l'évaluation et la maîtrise de l'exposition aux nanoparticules (38). Il repose également sur la toxicité du produit et la probabilité de se retrouver dans l'air. Cependant, la sévérité de la toxicité de ces produits (basée sur 13 facteurs tels que la chimie de surface, la forme et le diamètre des particules, la solubilité, la

carcinogénicité, la mutagénicité du produit et du produit parent, etc.) et la probabilité de se retrouver dans l'air (basée sur cinq facteurs dont la capacité de génération de poussières) ne peuvent être évaluées que par des experts en toxicologie, en chimie et en hygiène.

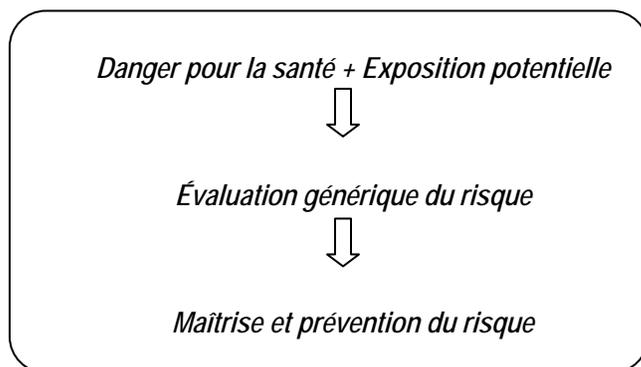
4.1.1 Principe de base

La gestion graduée du risque vise à déterminer les mesures de prévention spécifiques à certaines activités utilisant des substances chimiques dans le but de réduire le risque à un niveau sécuritaire pour la santé. Elle prend en compte le danger intrinsèque de la substance et l'estimation de l'exposition à l'aide d'informations habituellement disponibles dans les entreprises.

Quel que soit le modèle considéré, le principe d'évaluation du risque s'appuie sur des techniques simplifiées de modélisation et des méthodes de calcul de scores pondérés. Cette évaluation comprend trois étapes principales :

1. Classification des substances selon leur danger
2. Estimation de l'exposition des travailleurs : exposition potentielle et évaluation du risque
3. Sélection de l'approche de maîtrise et de prévention à partir d'un score de risque calculé en combinant les indices de danger et d'exposition

Cette démarche peut se résumer par le processus suivant :



NOTE : Les classes et les scores utilisés dans le présent document ont été tirés et adaptés des différents documents produits par les organismes mentionnés en référence (32-37). Ceux-ci peuvent être modifiés selon le degré de connaissance des situations de travail. Des logiciels d'application de cette démarche sont disponibles gratuitement sur Internet dont celui du HSE et celui récemment élaboré par les Pays-Bas (32,37).

Étape 1 : Classification des substances selon leur danger

Pour commencer, il est essentiel de faire l'inventaire le plus complet possible des produits chimiques susceptibles de se retrouver dans l'environnement de travail. Les informations suivantes doivent être recueillies : quantité utilisée, fréquence d'utilisation, zone ou poste de travail où ces produits sont utilisés ou générés et données toxicologiques.

Ces substances chimiques sont alors regroupées en six classes de danger :

- Classe A à classe E selon la progression du danger relié à l'inhalation;
- Classe S, s'il y a danger de contact avec la peau ou les yeux.

En premier lieu, il s'agit donc de déterminer à quelle classe appartient la substance :

- Le tableau 4.1-1 donne la classe à laquelle appartiennent les solvants les plus communs.
- Pour les autres substances, le tableau 4.1-2 donne pour chaque classe, la description des dangers obtenus par les différentes sources d'informations préconisées par les organismes et les pays. Ces informations sont habituellement indiquées sur les fiches de sécurité des produits (fiches signalétiques ou MSDS) :
 - Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques (SGH) qui remplacera le SIMDUT (Système d'information des matières dangereuses utilisées au travail) actuellement en vigueur au Québec;
 - Phrases de risque R (classification européenne décrite au tableau 4.1-3) seules ou combinées (39);
 - VEA dans l'air pour 8 heures.

Tableau 4.1-1 : Classification des solvants les plus communs selon leur danger

Substance	Classe de danger	Volatilité
Acétate de butyle	A & S	Moyenne
Acétate d'éthyle	A & S	Moyenne
Acétone	A & S	Moyenne
Alcool isopropylique	A & S	Moyenne
Alcool méthylique	C & S	Moyenne
Diesel	B & S	Faible
Hexane	B & S	Moyenne
Méthyléthylcétone	A & S	Moyenne
Méthylisobutylcétone	B & S	Moyenne
Paraffine (kérosène)	A & S	Faible

Substance	Classe de danger	Volatilité
Perchloroéthylène	C & S	Moyenne
Pétrole	B & S	Élevée
Toluène	B & S	Moyenne
Trichloroéthylène	C & S	Moyenne
Xylène	A & S	Moyenne

Tableau 4.1-2 : Description des classes de danger

Classe de danger	Système global harmonisé	Phrases de risque R	Plage de concentrations des VEA	
			Poussières (mg/m ³)	Vapeur (ppm)
A	Toxicité aiguë (létale), toute voie, classe 5 Irritation peau classes 2 et 3 Irritation yeux classe 2 Tout agent non classé ailleurs	R36, R38, R65, R66 (tout agent sans phrase R)	1 à 10	>50 à 500
B	Toxicité aiguë (létale), toute voie, classe 4 Toxicité aiguë (systémique), toute voie, classe 2	R20/21/22, R40/20/21/22, R33, R67	> 0,1 à 1	> 5 à 50
C	Toxicité aiguë (létale), toute voie, classe 3 Toxicité aiguë (systémique), toute voie, classe 1 Corrosivité, sous-classe 1A, 1B ou 1C Irritation yeux classe 1 Irritation système respiratoire Sensibilisation cutanée Toxicité exposition répétée, toute voie, classe 2	R23/24/25, R34, R35, R37, R39/23/24/25, R41, R43, R48/21/21/22	>0,01 à 0,1	>0,5 à 5
D	Toxicité aiguë (létale), toute voie, classe 1 ou 2 Carcinogénicité classe 2 Toxicité exposition répétée, toute voie, classe 1 Toxicité reproduction classe 1 ou 2	R48/23/24/25, R26/27/28, R39/26/27/28, R40C3, R60, R61, R62, R63, R64	< 0,01	< 0,5
E	Mutagénicité classe 1 ou 2 Carcinogénicité classe 1 Sensibilisation respiratoire	R40C3, R42, R45, R46, R49	Avis spécialisé	
S (contact cutané)	Toxicité aiguë (létale), voie cutanée, classe 1, 2, 3 ou 4 Toxicité aiguë (systémique), voie cutanée, classe 1 ou 2 Corrosivité, sous-classe 1A, 1B ou 1C Irritation peau classe 2 Irritation yeux classe 1 ou 2 Sensibilisation peau Toxicité exposition répétée, voie cutanée, classe 1 ou 2	R21, R24, R27, R34, R35, R36, R38, R40/21, R39/24, R39/27, R41, R43, R66, Sk	Prévention ou réduction de l'exposition cutanée	

Tableau 4.1-3 : Signification des phrases de risque R selon l'annexe III de la directive européenne 67/548/EEC

Code	Description	Code	Description
R1	Explosif à l'état sec.	R35	Provoque de graves brûlures.
R2	Risque d'explosion par le choc, la friction, le feu ou d'autres sources d'ignition.	R36	Irritant pour les yeux.
R3	Grand risque d'explosion par le choc, la friction, le feu ou d'autres sources d'ignition.	R37	Irritant pour les voies respiratoires.
R4	Forme des composés métalliques très sensibles.	R38	Irritant pour la peau.
R5	Danger d'explosion sous l'action de la chaleur.	R39	Danger d'effets irréversibles très graves.
R6	Danger d'explosion en contact ou sans contact avec l'air.	R40	Effet cancérigène suspecté - preuves insuffisantes (modification 28ème ATP).
R7	Peut provoquer un incendie.	R41	Risque de lésions oculaires graves.
R8	Favorise l'inflammation des matières combustibles.	R42	Peut entraîner une sensibilisation par inhalation.
R9	Peut exploser en mélange avec des matières combustibles.	R43	Peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau.
R10	Inflammable.	R44	Risque d'explosion si chauffé en ambiance confinée.
R11	Facilement inflammable.	R45	Peut causer le cancer.
R12	Extrêmement inflammable.	R46	Peut causer des altérations génétiques héréditaires.
R13	Gaz liquéfié extrêmement inflammable.	R47	Peut causer des malformations congénitales.
R14	Réagit violemment au contact de l'eau.	R48	Risque d'effets graves pour la santé en cas d'exposition prolongée.
R15	Au contact de l'eau dégage des gaz extrêmement inflammables.	R49	Peut causer le cancer par inhalation.
R16	Peut exploser en mélange avec des substances comburantes.	R50	Très toxique pour les organismes aquatiques.
R17	Spontanément inflammable à l'air.	R51	Toxique pour les organismes aquatiques.
R18	Lors de l'utilisation, formation possible de mélange vapeur/air inflammable/explosif.	R52	Nocif pour les organismes aquatiques.

Code	Description	Code	Description
R19	Peut former des peroxydes explosifs.	R53	Peut entraîner des effets néfastes à long terme pour l'environnement aquatique.
R20	Nocif par inhalation.	R54	Toxique pour la flore.
R21	Nocif par contact avec la peau.	R55	Toxique pour la faune.
R22	Nocif en cas d'ingestion.	R56	Toxique pour les organismes du sol.
R23	Toxique par inhalation.	R57	Toxique pour les abeilles.
R24	Toxique par contact avec la peau.	R58	Peut entraîner des effets néfastes à long terme pour l'environnement.
R25	Toxique en cas d'ingestion.	R59	Dangereux pour la couche d'ozone.
R26	Très toxique par inhalation.	R60	Peut altérer la fertilité.
R27	Très toxique par contact avec la peau.	R61	Risques pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant.
R28	Très toxique en cas d'ingestion.	R62	Risque possible d'altération de la fertilité.
R29	Au contact de l'eau dégage des gaz toxiques.	R63	Risque possible pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant.
R30	Peut devenir facilement inflammable pendant l'utilisation.	R64	Risque possible pour les bébés nourris au lait maternel.
R31	Au contact d'un acide, dégage un gaz toxique.	R65	Nocif, peut provoquer une atteinte des poumons en cas d'ingestion.
R32	Au contact d'un acide, dégage un gaz très toxique.	R66	L'exposition répétée peut provoquer dessèchement ou gerçures de la peau.
R33	Danger d'effets cumulatifs.	R67	L'inhalation de vapeurs peut provoquer somnolence et vertiges.
R34	Provoque des brûlures.	R68	Possibilité d'effets irréversibles (modification 28ème ATP).

Étape 2 : Estimation de l'exposition des travailleurs

Cette estimation se fait à l'aide d'informations aisément disponibles dans les entreprises, soit celles reliées à l'utilisation de la substance (quantité et fréquence) qui conduisent à la détermination de la classe d'exposition potentielle et celles reliées à ses propriétés physico-chimiques.

- Données d'utilisation de la substance :
 - **Quantité** : différentes façons sont utilisées pour évaluer ce déterminant :

- **en poids ou volume**

Classe de quantité	Solide		Liquide	
	Poids	Contenants habituels	Volume	Contenants habituels
1 ou Faible	Grammes	Paquets ou bouteilles	Millilitres	Bouteilles
2 ou Moyenne	Kilogrammes	Fûts ou barils	Litres	Barils
3 ou Importante	Tonnes	Vrac	Mètres cubes	Vrac

- **en rapport de consommation**

Classe de quantité	Quantité du produit / Quantité du produit dominant (%)
1	< 5 %
2	Entre 5 % et 33 %
3	> 33 %

- **Fréquence** : la référence temporelle doit être la même que celle utilisée pour déterminer la classe de quantité : jour, semaine, mois ou année.

Utilisation	Occasionnelle	Intermittente	Fréquente	Permanente
Jour	< 30 minutes	30 à 120 minutes	2 à 6 heures	> 6 heures
Semaine	< 2 heures	2 à 8 heures	1 à 3 jours	> 3 jours
Mois	< 1 jour	1 à 6 jours	6 à 15 jours	> 15 jours
Année	< 5 jours	15 jours à 2 mois	2 à 5 mois	> 5 mois
Classe de fréquence	1	2	3	4

- **Classe d'exposition potentielle** : pour les produits de départ, elle est obtenue en combinant les classes de quantité et de fréquence. Pour les sous-produits, seule la fréquence est utilisée.

Classe d'exposition potentielle		Classe de fréquence			
		1	2	3	4
Classe de quantité	1	1	1	2	2
	2	3	3	4	5
	3	4	4	5	5

- Données physico-chimiques : la propriété considérée est la capacité de la substance à se répandre dans l'air selon qu'il s'agit d'une poussière (capacité d'empoussièrement) ou d'un liquide (volatilité).

- Pour les poussières, la capacité d'empoussièrement se caractérise en :

Capacité d'empoussièrement	Description
Faible	Petites particules qui ne se brisent pas, peu de poussières visibles (ex : granules de PVC)
Moyenne	Particules qui peuvent se mettre en suspension dans l'air mais se déposent rapidement et demeurent sur les surfaces (ex : poudre de savon)
Importante	Poudre fine pouvant former un nuage de poussières qui reste en suspension dans l'air plusieurs minutes (ex : poussières de ciment, noir de carbone)

- Pour les liquides, la capacité de se volatiliser basée sur le point d'ébullition se caractérise en :

Volatilité	Description
Faible	Point d'ébullition > 150°C
Moyenne	Point d'ébullition entre 50 et 150°C
Importante	Point d'ébullition < 50°C

La température du procédé influence la volatilité comme le démontre la figure suivante.

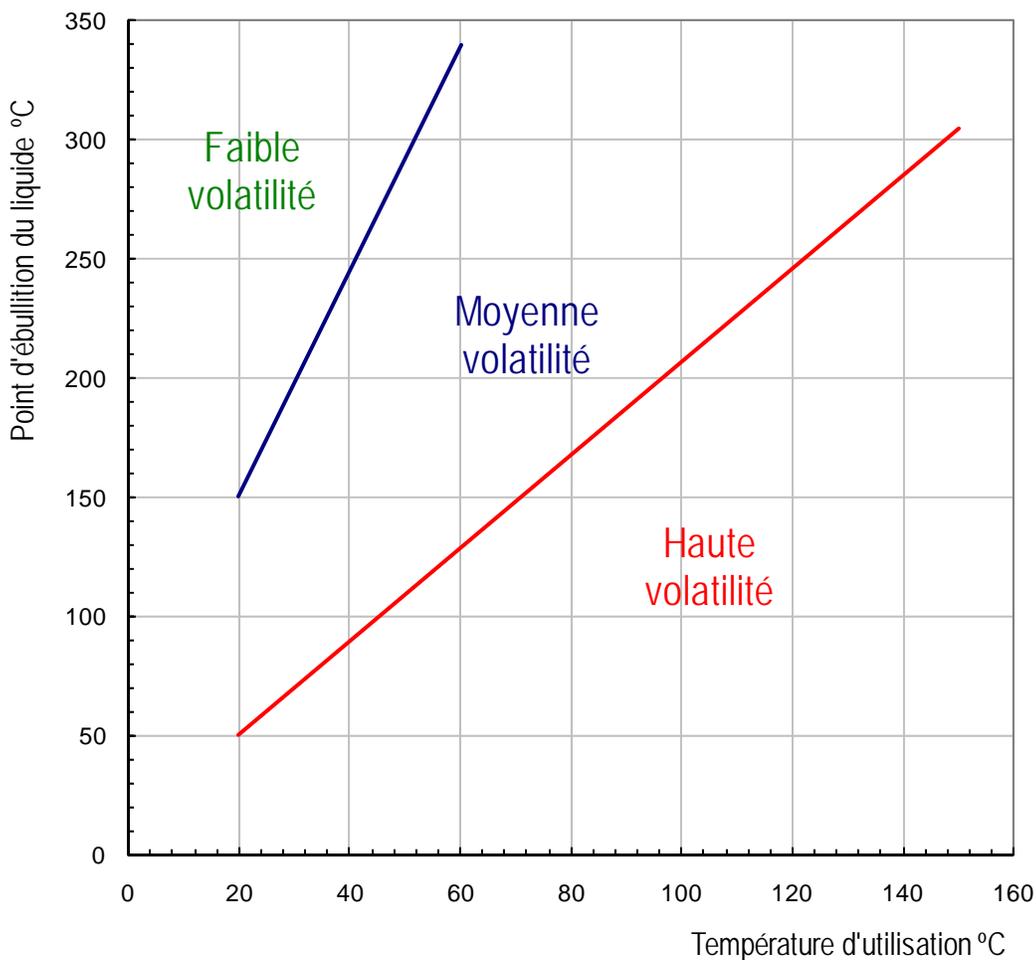


Figure 4.1-1 : Volatilité en fonction de la température

La combinaison de ces divers déterminants de l'exposition (classe d'exposition potentielle et données physico-chimiques) avec la classe de danger de la substance permet d'estimer l'importance du risque associé à cette substance quantifiée en ordre croissant de 1 à 4, tel que rapporté au tableau 4.1-4.

Tableau 4.1-4 : Estimation du risque d'exposition à une substance

Classe de danger	Classe d'exposition potentielle	Risque estimé d'exposition			
		Faible capacité d'empoussièrèment / volatilité	Volatilité moyenne	Capacité d'empoussièrèment moyenne	Importante capacité d'empoussièrèment / volatilité
A	1	1	1	1	1
	2	1	1	1	2
	3	1	1	1	2
	4	1	1	2	2
	5	1	2	2	2
B	1	1	1	1	1
	2	1	1	2	2
	3	1	2	2	3
	4	1	2	2	3
	5	2	3	3	3
C	1	1	2	1	2
	2	2	2	2	2
	3	2	3	3	3
	4	2	3	3	4
	5	3	4	4	4
D	1	2	3	2	3
	2	3	3	3	3
	3	3	4	4	4
	4	3	4	4	4
	5	4	4	4	4
E	tout	4			

Cette estimation du risque d'exposition permet de décider des actions à prendre.

Si plusieurs substances présentent des risques élevés dans des situations de travail différentes, il peut être nécessaire de déterminer un ordre dans ces priorités en considérant d'autres déterminants de l'exposition tels que ceux reliés aux tâches et aux conditions opératoires (type de procédé, température, ...) et aux moyens de prévention présents. L'INRS préconise l'attribution de score pour chaque déterminant et le risque global est le produit des scores associés à chaque déterminant (36).

$$Score_{risque} = Score_{danger} * Score_{volatilité} * Score_{procédé} * Score_{protection}$$

Score de danger	
Classe de danger	Score
A	1
B	10
C	100
D	1 000
E	10 000

Score de volatilité à 25°C / empoussièrement	
Classe de volatilité / empoussièrement	Score
Point d'ébullition > 150°C / faible	1
Point d'ébullition entre 80 et 150°C / moyen	10
Point d'ébullition < 80°C / élevé	100

Score de procédé	
Type de procédé	Score
Clos en permanence	0,001
Clos mais ouvert régulièrement	0,05
Ouvert	0,5
Dispersif	1

Score de protection	
Type de protection	Score
Captage enveloppant	0,001
Cabine ventilée / aspiration locale	0,1
Ventilation générale /éloignement de la source	0,7
Absence de ventilation	1

Grille d'interprétation du score de risque	
Score	Caractérisation du risque
$\geq 1\ 000$	Risque très élevé
100 – 1 000	Risque modéré à élevé
< 100	Risque faible

Le score de risque obtenu permet de décider des actions à prendre en priorité.

Étape 3 : Sélection de l'approche de maîtrise et de prévention

Lorsque la substitution du produit toxique par un produit moins toxique n'est pas possible, quatre approches de prévention sont préconisées selon l'importance croissante du risque :

Tableau 4.1-5 : Approches de maîtrise et prévention en fonction du risque

Niveau de risque	Approche de maîtrise et prévention
1 (faible)	Bonnes pratiques d'hygiène du travail et ventilation générale
2 (modéré)	Ventilation locale (aspiration à la source)
3 (élevé)	Confinement du procédé, protection individuelle
4 (très élevé)	Consultation d'experts (modifications de procédé, etc.)

Pour faciliter la mise en œuvre des éléments de maîtrise, des fiches ont été élaborées par le HSE pour certaines tâches. Ces fiches sont disponibles en anglais sur leur site (32). Deux types de fiches ont été développés : des fiches générales qui définissent les principes de prévention et des fiches spécifiques pour des activités ou des procédés courants.

Des fiches spécifiques aux pesticides sont également disponibles ainsi que des fiches sur des éléments de sécurité et d'environnement.

Des fiches portant sur la maîtrise de l'exposition à la silice dans certaines opérations sont aussi disponibles sur le site du HSE (32).

4.1.2 Avantages et limites

Objectifs applicables

Cette approche :

- vise une évaluation objective du risque chimique sans avoir recours à des mesures environnementales et vise principalement la maîtrise de l'exposition. Elle doit être considérée comme un outil d'aide à la décision menant à un programme de prévention, à des actions correctrices ou au besoin de confirmer les résultats par des mesures environnementales;
- ne permet pas de vérifier la conformité à une VEA, d'établir le profil d'exposition des travailleurs ni de faire de la surveillance environnementale;
- permet de prioriser les actions de correction et de prévention dans une entreprise. En présence d'un mélange de produits à un même poste de travail, la démarche doit se faire pour chacun des composants et la méthode de maîtrise la plus efficace doit être retenue;
- peut être utilisée comme élément de décision lorsque l'utilisation d'une nouvelle substance est envisagée.

Considérations toxicologiques

Cette approche :

- s'applique à toutes les substances chimiques inhalées incluant celles pour lesquelles il n'existe pas de VEA ou peu de données toxicologiques par comparaison avec des substances de même famille;
- repose sur les informations toxicologiques disponibles. Selon la source de ces informations (manufacturiers, distributeurs, littérature), des erreurs ou des imprécisions dans la classe de danger peuvent survenir. De plus, les phrases de risque spécifient la nature du risque (effet sur la santé) sans en donner la sévérité relative.

Considérations techniques

Cette approche :

- s'applique à toutes les substances chimiques incluant celles pour lesquelles il n'existe pas de méthode de mesure de l'exposition;
- a été développée initialement pour les petites et moyennes entreprises pour qui l'accès direct à des ressources spécialisées en évaluation et maîtrise des risques liés à l'utilisation de substances chimiques est limité; si son utilisation conduit à la nécessité de faire des mesures environnementales, le recours à des ressources spécialisées s'impose.

De même, le choix et l'implantation des moyens techniques de maîtrise (ex : aspiration à la source, confinement), doivent être validés, faits et vérifiés par des spécialistes;

- demande de connaître les paramètres de production (matières premières, quantité utilisée, type de production, types de ventilation, équipements de protection) et d'obtenir les informations sur les produits ciblés (toxicité, volatilité); des erreurs ou des imprécisions peuvent survenir suite à une mauvaise connaissance des quantités et des fréquences d'utilisation des produits.

Considérations scientifiques

Cette approche :

- a été très peu validée. Quelques études comparatives ont été faites pour les outils du HSE et du B.I.T. mais peu de scénarios ont pu être évalués. Pour les situations simples (un seul produit de toxicité connue), les résultats semblent concluants. Peu de situations complexes ont été évaluées et les résultats obtenus ne permettent pas de conclure. La méthode des scores développée par l'INRS a été appliquée dans des entreprises de différents secteurs et les résultats concordent avec les avis d'experts (40-45);
- peut présenter des sources d'erreur ou d'imprécision notamment quant à l'exactitude des informations toxicologiques et des classes de danger, à la détermination de la capacité d'empoussièrement, à la détermination de la volatilité d'un mélange et au choix des moyens de maîtrise de l'exposition. (34, 35, 40-46);
- pourrait être appliquée à d'autres fins. Plusieurs applications de cette approche sont en développement : absorption cutanée, silice, agents causant de l'asthme (35);
- est appelée à se développer. La communauté internationale en santé et sécurité au travail est d'avis qu'il s'agit d'une approche qui est appelée à s'améliorer et qui sera de plus en plus répandue et anticipe qu'elle permettra d'augmenter la protection des travailleurs et de diminuer les effets sur la santé liés à l'utilisation des produits chimiques (47). Cependant, sa performance à protéger adéquatement les travailleurs demande à être validée pour un plus grand nombre et une plus grande diversité de situations de travail (35, 40-46).

4.1.3 Exemple

Cet exemple est adapté du document de l'INRS (36). Soit une entreprise de préparation de produits à usage professionnel. Les produits sont fabriqués par lots dans des mélangeurs de différents volumes. Les mélanges sont acheminés par une tuyauterie dans des fûts ou des bidons.

Étape 1 : Classification des substances selon leur danger

Matière première	Phrases de risque	Quantité (tonnes/an)	Fréquence d'utilisation
Méthoxy-propanol	R10	1 600	Tous les jours
Bisphénol A	R36/38, R43	950	Tous les jours
Isopropanol	R11, R36, R67	330	Tous les jours
Pentane	R12, R65, R66, R67, R51/53	325	Quelques heures/semaine
Dichlorométhane	R40	320	Quelques jours /semaine
White spirit	R10, R65, R52/53	300	Quelques heures/semaine
Xylènes	R10, R20/21, R38	260	Quelques jours /semaine
Éther de glycidyle	R21, R36/38, R43	150	Quelques jours /semaine
NMP	R36/38	125	Quelques jours /semaine
Méthanol	R11, R23/24/25, R39/23/24/25	80	Tous les jours
Nickel poudre	R40, R43	25	Quelques jours /semaine
Acétone	R11, R36, R66, R67	25	Tous les jours
Éthanolamine	R20, R36/37/38	19	< 1 heure / semaine
Acétate de butyle normal	R10	12	Quelques heures/semaine
Trioxyde d'antimoine	R40	10	Tous les jours
Butylglycol	R20/21/22	6	Quelques heures/semaine
Toluène	R11, R20	5	Tous les jours
Éthoxypropanol	R10, R36	5	Quelques jours /semaine
Acétate phényle mercure	R25, R48/24/25, R34	5	Tous les jours
Éthanol	R11	2	Tous les jours
Triéthylamine	R11, R36/37	1	Quelques heures/semaine

Étape 2 : Estimation de l'exposition

À partir des informations, il est possible de déterminer la classe de risque en combinant la classe de danger (provenant des phrases de risque) et la classe d'exposition potentielle (combinaison de la classe de quantité et de la classe de fréquence).

Produit chimique	Classe danger	Classe quantité	Classe fréquence	Classe exposition potentielle	Classe de risque
Méthoxy-propanol	A	3	4	5	1 ou 2
Bisphénol A	C	2	4	5	3 ou 4
Isopropanol	C	2	4	5	3 ou 4
Pentane	C	2	2	3	2 ou 3
Dichlorométhane	C	2	3	4	2, 3 ou 4
White spirit	C	2	2	3	2 ou 3
Xylènes	C	2	3	4	2, 3 ou 4
Éther de glycidyle	C	1	3	2	2
NMP	B	1	3	2	1 ou 2
Méthanol	D	1	3	4	3 ou 4
Nickel poudre	C	1	3	2	2
Acétone	C	1	4	2	2
Éthanolamine	C	1	1	1	1 ou 2
Acétate de butyle normal	A	1	2	1	1
Trioxyde d'antimoine	C	1	4	2	2
Butylglycol	C	1	2	1	1 ou 2
Toluène	C	1	4	1	1 ou 2
Éthoxypropanol	B	1	3	1	1
Acétate phényl mercure	D	1	4	1	2
Éthanol	A	1	4	1	1
Triéthylamine	B	1	2	1	1

En présence de plusieurs substances présentant des risques plus importants, une priorisation doit être faite en tenant compte d'autres déterminants dont la volatilité (information disponible dans

la littérature), le type de procédé et le type de protection (les deux étant observables au poste de travail). Seules les substances pouvant être de la classe de risque 4 sont considérées.

Produit	Classe de danger	Score de danger	Point d'ébullition	Score de volatilité	Score danger x volatilité
Bisphénol A	C	100	> 250° C	1	100
Isopropanol	C	100	83° C	10	1 000
Dichlorométhane	C	100	40° C	100	10 000
Xylènes	C	100	140° C	10	1 000
Méthanol	D	1 000	65° C	100	100 000

Le méthanol ressort comme étant la substance la plus problématique. Pour cette substance, l'analyse des postes et des tâches permet de cibler les tâches les plus à risque. Dans cette entreprise, les mélangeurs utilisés sont de type clos mais ouverts régulièrement. Ils sont munis d'une trappe qui est ouverte pendant les tâches de remplissage et de vidange. Le local est équipé d'une ventilation générale mécanique. La pesée d'une partie des agents chimiques est assurée dans un petit local adjacent dépourvu de ventilation mécanique.

Tâche	Classe de procédé	Score de procédé	Classe de protection collective	Score de protection collective
Remplissage	2 (clos-ouvert)	0,050	3 (ventilation générale)	0,7
Pesée	3 (ouvert)	0,500	4 (aucune)	1,0
Introduction	4 (dispersif)	1,0	3	0,7
Mélange	1 (clos)	0,001	3	0,7
Contrôle	2 (clos-ouvert)	0,050	3	0,7
Vidange	2 (clos-ouvert)	0,050	3	0,7

Le score de risque associé pour chacune des tâches peut alors être calculé.

Pour le méthanol, le score danger-volatilité étant de 100 000, on obtient les scores de risque :

$$Score_{risque} = 100\,000 * Score_{procédé} * Score_{protection}$$

Tâche	Score procédé	Score protection collective	Score de risque
Remplissage	0,050	0,7	3 500
Pesée	0,5	1	50 000
Introduction	1,0	0,7	70 000
Mélange	0,001	0,7	70
Contrôle	0,050	0,7	3 500
Vidange	0,050	0,7	3 500

Les opérations de pesée et d'introduction des agents chimiques dans le mélangeur sont les tâches qui présentent les risques les plus élevés d'exposition au méthanol nécessitant la mise en place immédiate de mesures de prévention. D'autres tâches nécessitent également la mise en place de mesures correctives soit lors du contrôle de qualité, du remplissage et de la vidange.

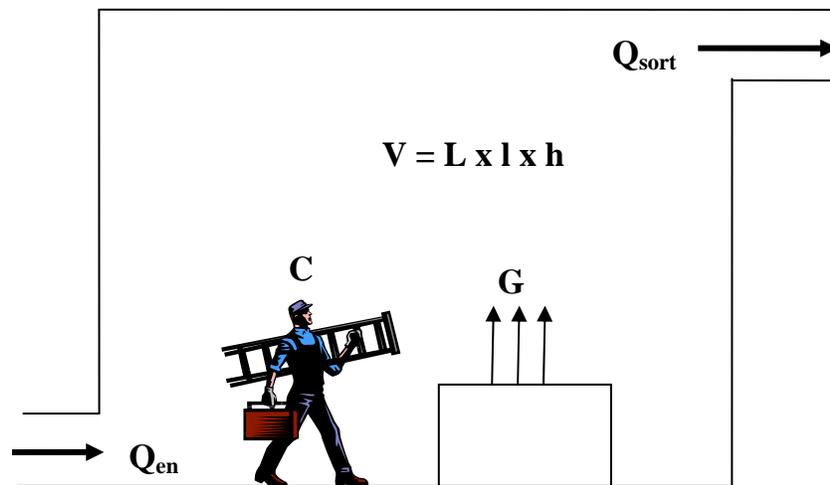
NOTE : Plusieurs exemples sont discutés dans les documents de référence, notamment celui produit par le groupe de travail de l'AIHA (34).

4.2 Approche par modélisation mathématique de l'exposition chimique

Des modèles mathématiques simulant l'émission et la dispersion d'un contaminant dans l'air ont été proposés pour estimer les concentrations se retrouvant dans le milieu de travail. Les principaux modèles existants sont décrits de façon très succincte. Ils reposent sur des concepts de mécanique des fluides (CFD) et des hypothèses de mélange des polluants dans l'air traduits en équations mathématiques. Vu la complexité de ces équations pour certains modèles, elles n'ont pas été rapportées dans ce document. Le lecteur intéressé est invité à consulter les références et plus spécifiquement celle de l'AIHA (31) qui offre depuis peu un outil nommé IH-MOD qui permet d'utiliser plusieurs de ces modèles (48).

4.2.1 Principe de base

Les modèles d'émission ont tous le même concept de base selon lequel la substance est générée dans un volume d'air défini par la géométrie de la pièce. La dispersion se fait sur une période de temps plus ou moins longue et est affectée par la ventilation générale s'il y a lieu, laquelle assure la dispersion du contaminant. Le but est d'estimer la concentration du contaminant pouvant être inhalée. La figure suivante illustre ces différents paramètres d'entrée.



C : Concentration du toxique (masse/volume ex. mg/m³)

G : Taux d'émission du toxique (masse/temps ex. mg/min)

Q : Débit de ventilation (volume/temps ex. m³/min); en = entrée; sort = sortie

V : Volume de la pièce (longueur³ ex. m³)

Figure 4.2-1 : Paramètres de base des modèles d'estimation des concentrations

La différence majeure entre les modèles proposés vient de la manière dont le polluant est transporté et mélangé dans la pièce. Différentes hypothèses sous-tendent ces modèles (mélange instantané, mélange homogène à un, deux ou plusieurs compartiments, diffusion suivant un gradient de concentrations dans le temps, simulations numériques CFD) et en font varier le réalisme et l'incertitude.

Par ailleurs, une simulation Monte-Carlo (SMC) est souvent utilisée conjointement avec les modèles d'exposition. Elle permet d'ajouter l'élément *incertitude* autour d'un résultat calculé de façon unique. La SMC utilise un procédé aléatoire associé à chacune des variables et sa probable distribution dans l'équation du modèle; il devient ainsi possible de calculer, par un processus itératif, non pas *un résultat*, mais une *multitude de résultats* pouvant alors s'exprimer sous la forme d'une distribution virtuelle de l'exposition. Cette distribution pourra dès lors être caractérisée statistiquement (moyenne, écart-type, 95^e centile,...) de la même façon qu'un profil d'exposition provenant de mesures réelles. Bien entendu, la validité de cette distribution est fonction du degré d'ajustement du modèle à la situation réelle et de l'absence de biais des données saisies tant dans les valeurs sélectionnées que dans la distribution appréhendée de chacune des variables. La SMC est de plus en plus utilisée en hygiène du travail non seulement pour prédire les concentrations d'un procédé donné, mais également pour la « reconstruction » des expositions passées.

A) Modèles à 1 compartiment

Les trois modèles présentés dans cette section supposent une concentration homogène du contaminant à tout endroit dans la pièce, donc suppose que le contaminant soit parfaitement mélangé dans l'air. Les modèles « *pression de vapeur saturante* » et « *évaporation totale* » considèrent également que la pièce est étanche et qu'aucun système de ventilation ne vient affecter la dispersion. Dans le premier cas, la concentration sera maximale lors de l'atteinte d'un équilibre, et dans le second, lors de l'évaporation complète du liquide (ou sublimation d'un solide). Dans le troisième « zone de mélange uniforme », le polluant est éliminé par l'entremise d'un système de ventilation.

-Pression de vapeur saturante dans une pièce étanche sans ventilation

La pression de vapeur saturante d'un solvant est définie comme la pression exercée par sa vapeur lorsqu'elle est en équilibre avec la phase liquide (la vitesse de condensation est égale à la vitesse d'évaporation). Plus cette pression est élevée, plus le solvant a une tendance naturelle à s'évaporer. Le modèle « pression de vapeur saturante » est basé sur l'atteinte dans l'atmosphère de travail de la concentration de vapeur saturante de contaminant. Une grande quantité de liquide s'évapore graduellement dans la pièce de manière à ce que l'air se sature peu à peu en vapeur de ce liquide. L'interface liquide/gaz atteindra rapidement un état d'équilibre où la pression partielle de vapeur dans le gaz directement au-dessus du liquide sera égale à la pression de vapeur saturante du liquide. De ce fait, la vapeur issue de l'évaporation du liquide aura tendance à se diriger vers les endroits les moins concentrés pour ainsi les saturer. Donc, à mesure que l'on avance dans le temps, la pièce va se concentrer en vapeur de liquide, et ce, jusqu'à l'atteinte d'un état d'équilibre à l'échelle du local. Ceci nécessitera évidemment une longue période de temps et une quantité de liquide considérable. Dans la mesure où ces conditions sont possibles, nous pouvons poser l'équation suivante :

$$C_A = y_A * 10^6 = \left(\frac{P_{vapA}}{P_{atm}} \right) * 10^6$$

- C_A : Concentration de A (ppm)
- y_A : Fraction molaire de A
- P_{vapA} : Pression de vapeur saturante de A (atm)
- P_{atm} : Pression atmosphérique (atm)

Étant donné qu'aucune perte n'est prévue et qu'aucun système de ventilation ne se charge de nettoyer l'air de la pièce, le modèle entraînerait une surestimation des concentrations de l'ordre

de 10 à 10 000 selon Jaycock (49). Ce modèle sera donc utile pour établir le pire scénario envisageable.

- Évaporation totale dans une pièce étanche sans ventilation

Dans les situations où la quantité initiale de liquide ne permet pas d'atteindre l'état d'équilibre, il est possible d'utiliser une autre équation pour obtenir la concentration (exprimée en ppm) de contaminant dans la pièce. Elle suppose que le liquide s'évapore complètement et que sa vapeur est dispersée de façon uniforme dans le local.

$$C_A = \left(\frac{V_A \rho_A RT}{MM_A P_{atm} V_{tot}} \right) * 10^6$$

C_A :	Concentration de A (ppm)
V_A :	Volume de liquide évaporé (m ³)
ρ_A :	Densité du liquide (g/m ³)
MM_A :	Masse moléculaire du liquide (g/mol)
T :	Température (°K)
V_{tot} :	Volume de la pièce (m ³)
P_{atm} :	Pression atmosphérique (atm)
R :	Constante des gaz parfaits (m ³ *atm*K ⁻¹ *mol ⁻¹)

Ce modèle peut être utilisé conjointement avec le précédent pour déterminer le pire scénario. Il suffit de calculer la concentration pour chacun de ces modèles et d'utiliser les règles suivantes :

- Si la concentration obtenue par le modèle évaporation totale est plus faible, alors ce modèle s'applique car il n'y a pas assez de liquide pour atteindre l'équilibre;
- Si la concentration obtenue par le modèle évaporation totale est plus élevée, alors le modèle par pression saturante s'applique car l'équilibre sera atteint avant l'évaporation complète.

- Zone de mélange uniforme avec ventilation

Dans les modèles « pression de vapeur saturante » et « évaporation totale », la source générant le contaminant est représentée par l'évaporation d'un liquide. La dispersion de la vapeur dans l'air ambiant se fait sur une assez longue période de temps (saturation complète de la pièce ou évaporation totale) sans ventilation. Dans le présent modèle nommé « zone de mélange uniforme », (*well-mixed box*), l'environnement de travail est représenté par une grande boîte ayant un volume défini (V), à l'intérieur duquel le contaminant est émis avec un certain taux d'émission (G). La substance peut être éliminée par l'entremise d'un système de ventilation, caractérisé par un débit d'air (Q) entrant et sortant. L'hypothèse principale du modèle est que le contaminant est parfaitement mélangé à l'air de la pièce. Les concentrations du contaminant seront par conséquent les mêmes à tout endroit dans la pièce.

Les équations utiles à ce modèle font intervenir des notions de calcul différentiel et intégral (31). L'équation résultante de la concentration en fonction du temps jusqu'à l'équilibre est :

$$C_{A\text{pièce}} = \frac{G_A}{Q} * \left(1 - e^{-\frac{Q(t-t_0)}{V}} \right)$$

$C_{A\text{pièce}}$:	Concentration de A (mg/m ³)
G_A :	Taux constant de génération (mg/min)
Q :	Taux de ventilation (m ³ /min)
t :	Temps
V :	Volume du local (m ³)

Mais puisque le mélange parfait n'est jamais rencontré dans les situations réelles de travail, un facteur de mélange peut être ajouté à ce modèle. D'autres raffinements sont également disponibles pour des situations spécifiques telles le déversement accidentel couvrant une grande surface, des variations dans les taux d'émission ou les taux de ventilation, des taux d'émission cycliques ou décroissants.

B) Modèle à deux compartiments

Les modèles d'émission à un compartiment offrent une bonne estimation de l'exposition pour les personnes travaillant à une certaine distance de la source. Par contre, ils tendent à sous-estimer l'exposition près de la source. Pour mieux estimer la concentration à proximité de la source, il est nécessaire de séparer conceptuellement la pièce en deux zones de travail ou deux compartiments (voir Figure 4.2-2¹). La région près de la source est nommée « zone rapprochée » (ou near-field, NF) et ses dimensions sont établies par rapport à la zone respiratoire d'une personne travaillant à côté de la source. Le reste de la pièce représente le deuxième compartiment, nommé « zone éloignée » (ou far-field FF). Chacune de ces deux zones est considérée comme étant parfaitement mélangée. L'écoulement d'air entre les deux zones est limité. La variable β représente les échanges entre les deux compartiments. Sa valeur est dépendante de la géométrie de la zone rapprochée et de la vitesse de l'air. Le renouvellement de l'air dans la pièce est fonction du taux de ventilation générale (Q), la ventilation générale faisant référence à un système de ventilation présent dans la zone éloignée. Le taux d'émission du contaminant (G) est supposé constant et aucune notion de piégeage par les surfaces n'est prise en compte.

Les équations utilisées permettent de déterminer la croissance (évolution) de la concentration en fonction du temps et sa décroissance à partir de la concentration à l'équilibre.

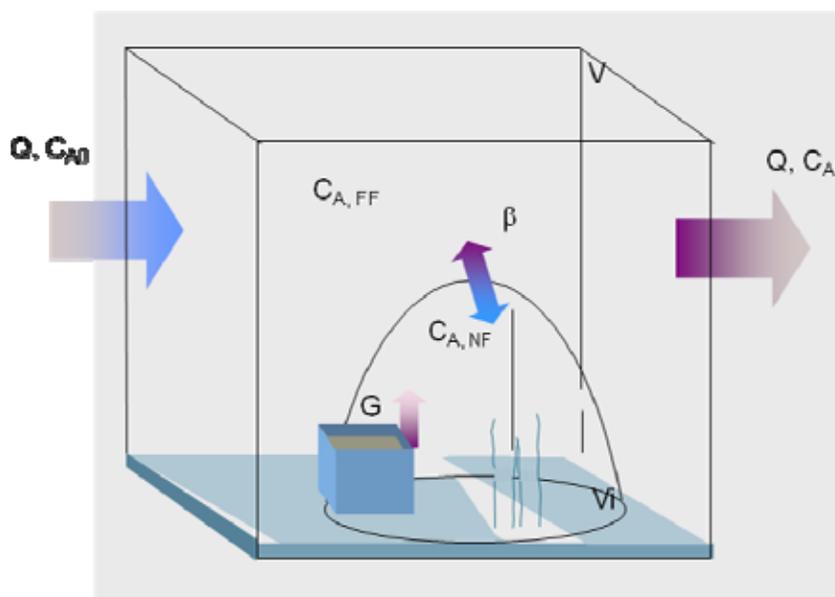


Figure 4.2-2 : Schéma conceptuel du modèle à deux compartiments

¹ Figure reproduite avec l'aimable autorisation de l'Institut universitaire romand de Santé au Travail à Lausanne.

C) *Modèle par diffusion turbulente*

Jusqu'à présent, les modèles présentés ont considéré l'air de la pièce comme parfaitement mélangé à l'intérieur d'un ou deux compartiments. Cette simplification ne reflète pas très bien la réalité, négligeant la présence d'un gradient de concentrations autour de la source. Par conséquent, des modèles plus complexes, tel que le *Turbulent Eddy diffusion*, ont été développés pour offrir une estimation de la variabilité spatiale des concentrations. Ce modèle considère que la diffusion turbulente est le principal mécanisme responsable de la dispersion du contaminant. Ce phénomène est caractérisé par des tourbillons ou vortex (*eddies*). Ces tourbillons peuvent être créés de plusieurs façons. Par exemple, le simple déplacement d'une personne à l'intérieur du local, la présence de diffuseurs d'air ou la mécanique même du procédé peuvent créer ces tourbillons. Les équations du modèle peuvent être utilisées en supposant que la diffusion turbulente est beaucoup plus élevée que la diffusion moléculaire (due à l'énergie cinétique des molécules), que le taux d'émission est constant, qu'il n'y a pas d'adsorption aux surfaces et que la diffusion se fait dans un volume infini. Cette dernière hypothèse cause un réel problème étant donné qu'il y a évidemment un volume fini et que les murs et les objets se trouvant à l'intérieur de la pièce affectent le transport du contaminant. Pour cette raison, ce modèle sera particulièrement utile pour estimer la concentration près d'une source, endroit moins affecté par les limites physiques du local.

4.2.2 Autres modèles

Les précédents modèles reposent essentiellement sur les propriétés chimiques des contaminants et sur les conditions de l'espace. Il est également possible de faire de la modélisation par simulations numériques en dynamique des fluides (CFD), basée sur la résolution d'équations d'écoulement des fluides et du transport des contaminants. Les bases de cette méthodologie complexe sont données dans le document de l'AIHA (31). On retrouve également dans ce document, la description d'un modèle pour l'évaluation de l'exposition cutanée.

4.2.3 Avantages et limites

Objectifs applicables

Cette approche :

- vise à estimer les concentrations se retrouvant en milieu de travail. La modélisation permet l'estimation d'expositions tant prospectives que rétrospectives;
- ne permet pas de vérifier la conformité à une VEA;
- permet de prioriser les actions de correction et de prévention dans une entreprise. La variation des valeurs des paramètres influençant les résultats du modèle utilisé peut indiquer lequel de ces paramètres permettra de réduire le plus la concentration d'exposition des travailleurs.

Considérations toxicologiques

Cette approche :

- s'applique à toutes les substances chimiques inhalées incluant celles pour lesquelles il n'existe pas de VR.

Considérations techniques

Cette approche :

- s'applique à toutes les substances incluant celles pour lesquelles il n'existe pas de méthode de mesure de l'exposition;
- nécessite la connaissance des propriétés chimiques des contaminants et du procédé (pression de vapeur, densité, taux de génération) et des caractéristiques de l'espace (dimensions et géométrie du local, débits de ventilation);
- demande des ressources spécialisées en hygiène du travail ayant une connaissance suffisante dans l'utilisation des modèles et l'interprétation des résultats;
- exige l'utilisation d'outils informatiques à cause de la complexité des modèles.

Considérations scientifiques

Cette approche :

- est encore peu utilisée par les hygiénistes du travail (50). Quelques études de validation comparant les valeurs obtenues par des mesures directes à celles estimées par l'application des modèles zone de mélange uniforme et à deux compartiments sont rapportées dans la littérature scientifique. De façon générale, les auteurs concluent que les concentrations personnelles et ambiantes peuvent être décrites par ces modèles d'une manière pouvant aider les hygiénistes du travail lors de l'évaluation de l'exposition des travailleurs (51-58);
- peut présenter des sources d'erreur ou d'imprécision provenant essentiellement de la difficulté à déterminer précisément certains paramètres dont le taux de génération des contaminants et toutes les sources d'apport d'air;
- est appelée à se développer. La communauté internationale en santé et sécurité au travail est d'avis qu'il s'agit d'une approche qui doit être utilisée par les hygiénistes, particulièrement dans les premières étapes de l'évaluation de l'exposition. C'est une approche peu coûteuse, rapide et qui permet d'estimer l'exposition de façon adéquate si les modèles sont bien compris. De plus, des outils informatiques facilitant leur utilisation sont maintenant disponibles (48, 59, 60).

4.2.4 Exemple

Un concierge revient au travail suite à une absence d'une semaine et constate qu'il a laissé un contenant ouvert de Solvant Stoddard dans une pièce fermée et sans ventilation avant de partir en vacances. Les paramètres suivants sont considérés :

- Température de la pièce = 20°C (293°K)
- Pression ambiante = 1 atm (760 mm Hg)
- Quantité de solvant évaporé = 150 mL (0,15 L)
- Volume de la pièce = 10m * 10m * 3m = 300 000 L
- Tension de vapeur à 20°C = 2 mm Hg
- Densité du liquide à 20°C = 0,79 g/mL = 790 g/L
- Masse moléculaire médiane du Solvant Stoddard = 128,4 g/mole
- Constante des gaz parfaits = 0,820 L*atm*K⁻¹*mol⁻¹

L'évaluation de la conséquence de sa mégarde selon deux modèles sans ventilation donne les estimés suivants :

Modèle « pression de vapeur à l'équilibre »

$$C_A = y_A * 10^6 = \left(\frac{P_{vapA}}{P_{atm}} \right) * 10^6 = \frac{2}{760} * 10^6 = 2632 \text{ ppm}$$

Modèle « évaporation complète »

$$C_A = \left(\frac{V_A \rho_A RT}{MM_A P_{atm} V_{tot}} \right) * 10^6 = \frac{0,15 * 790 * 0,082 * 293}{128,4 * 1 * 300000} * 10^6 = 72 \text{ ppm}$$

Puisque la valeur obtenue avec le modèle « évaporation complète » est plus faible, alors ce modèle s'applique car le solvant sera complètement évaporé avant que l'équilibre ne soit atteint (72 < 2632). La concentration maximale possible de solvant dans l'air de la pièce sera donc de 72 ppm ce qui est inférieur à la VEMP du Solvant Stoddard qui est de 100 ppm.

Pour les autres modèles, des exemples sont données dans le document de l'AIHA pour chacun d'eux (31).

5. CONCLUSION

La prévention des effets néfastes sur la santé et des maladies professionnelles des travailleurs sous-tend d'une part que l'acceptabilité du niveau de risque est préalablement définie et d'autre part qu'il est possible de maîtriser les facteurs de risques auxquels ils peuvent être exposés et ce, de façon efficace (protéger l'ensemble des travailleurs) et efficiente (avec le minimum de ressources). L'acceptabilité du risque est habituellement associée à des concentrations limites à ne pas dépasser dans l'environnement de travail. Il peut s'agir de valeurs légales ou de valeurs de référence définies par l'intervenant en SST ou l'établissement, selon le but ou la population de travailleurs visés. L'utilisation du profil d'exposition exprimé en une distribution où le 95^e centile devient le critère décisionnel des actions à entreprendre est également du choix de l'intervenant. Ce critère est de plus en plus accepté, bien que l'intervenant, avec son expertise et son jugement, puisse sélectionner un autre critère décisionnel. Le présent document ne vise pas à discuter de cette notion d'acceptabilité du risque mais tout intervenant doit être conscient de l'importance de cette prémisse.

Pour la mesure de l'exposition, plusieurs éléments doivent être pris en compte dont notamment l'objectif spécifique de l'intervention, la disponibilité de ressources spécialisées et expérimentées, la disponibilité de valeurs de références, de techniques de mesure et de logiciels de calcul, le budget et autres. Les différentes approches d'estimation de l'exposition des travailleurs, avec ou sans prise de mesures, ont ainsi été étudiées en regard de ces éléments.

Le tableau 5.1 résume, en fonction de l'objectif spécifique de l'intervention, les approches applicables, bien que certaines autres puissent aussi apporter de l'information semi-quantitative utile. Le tableau 5.2 compare ces approches en fonction de leurs exigences techniques et de leurs limitations connues.

Tableau 5.1 : Applicabilité des approches selon l'objectif de l'intervention

Objectif spécifique de l'intervention	Approches AVEC prise de mesures				Approches SANS prise de mesures	
	Basées sur le profil d'exposition			Mesure unique	Gestion graduée du risque	Modélisation de l'exposition
	Probabiliste	Nombre limité de mesures	Décision par inférence bayésienne	Pire scénario		
Conformité à une VEA*	X	X		X		
Documentation de l'exposition	X		X			X
Priorisation des actions de prévention : tâches et travailleurs les plus à risque	X	X	X	X	X	X

Surveillance environnementale	X	X		X		
Efficacité d'un correctif	X	X	X	X	X	X

* Basé sur la prémisse qu'une seule mesure peut suffire (voir section 2.3)

Tableau 5.2 : Comparaisons techniques et scientifiques des approches d'estimation de l'exposition

Critères techniques / scientifiques	Approches AVEC prise de mesures				Approches SANS prise de mesures	
	Basées sur le profil d'exposition			Mesure unique	Gestion graduée du risque	Modélisation de l'exposition
	Probabiliste	Nombre limité de mesures	Décision par inférence bayésienne	Pire scénario		
Besoin de ressources spécialisées	H, S	H	H, S	H	A (procédé)	H, A
Disponibilité d'une VR	X	X	X	X		
Disponibilité d'un logiciel spécialisé	X		X			X
Validation scientifique**	X	X	*		*	*
Disponibilité dans la littérature scientifique	X	X	*	X	*	*
Étendue de l'utilisation de l'approche au niveau international	X		*	X	*	*

H = ressource en hygiène nécessaire ; S = connaissance suffisante des statistiques ; A = autres (ventilation, ingénierie)

* En développement

** : supportée par des études démontrant la performance de cette approche à protéger adéquatement les travailleurs

Traditionnellement, les intervenants en SST utilisent la mesure de l'environnement de travail pour accomplir leur mission. Cette approche continuera d'être une méthode de référence lorsqu'elle est supportée par une approche probabiliste. Cependant, la combinaison des mesures au jugement professionnel dans la prise de décision par inférence bayésienne est un avenir

prometteur pour d'une part atteindre le but fixé de protéger les travailleurs et d'autre part, de le faire à moindre coût.

L'estimation de l'exposition à partir d'un nombre limité de mesures ou en utilisant le pire scénario comporte une large part d'incertitude quant à l'exposition réelle des travailleurs. Dans le cas d'un faible nombre de mesures, l'estimation est très incertaine mais les données sont représentatives et l'incertitude est prise en compte par les outils diagnostiques. Dans le cas du pire scénario, l'incertitude est inconnue, et seule l'habileté de l'expert à identifier correctement le pire scénario (impossible à évaluer) assure la validité du diagnostic. Cette approche demande une connaissance approfondie de la situation de travail pour être efficace.

La gestion graduée du risque demande à être validée avant de pouvoir se prononcer sur ses avantages réels; les déterminants de l'exposition et les scores qui y sont associés doivent être évalués afin d'en comprendre les impacts sur la décision finale, surtout dans des situations complexes de travail (exposition à plusieurs substances, plusieurs tâches, etc.). Dans l'état actuel des connaissances, elle semble être plus particulièrement adaptée dans les phases préliminaires de l'évaluation de l'exposition, notamment pour la priorisation des actions.

La modélisation mathématique de l'estimation de l'exposition aux substances chimiques est en plein développement. Les modèles sont des outils peu coûteux, d'utilisation immédiate et qui permettent une estimation prospective et rétrospective. Utilisés de façon appropriée, ils permettent une prise de décision rapide et avec une certaine objectivité, et ce particulièrement dans les phases préliminaires de l'évaluation de l'exposition. De nombreuses recherches ont été effectuées pour déterminer l'adéquation entre les résultats de la modélisation et les situations réelles de travail, confirmant la pertinence de leur utilisation. Toutefois, un effort supplémentaire est à réaliser pour affiner les modèles, éliminer certains de leur biais et tester l'applicabilité de ceux-ci par des utilisateurs non-experts.

Enfin, il est important de rappeler que l'intervenant doit, peu importe l'approche retenue, utiliser son jugement professionnel en fonction des circonstances particulières de la situation à évaluer. Ce jugement repose sur de nombreux facteurs (connaissances, expérience, sens de l'observation, émotions) et, tout au long de sa carrière, il doit comprendre que sa capacité de jugement peut être enrichie.

Le jugement initial porté par un intervenant sur une situation donnée peut être comparé à des résultats obtenus par différentes approches dont la détermination du profil d'exposition avec des mesures, l'utilisation de l'inférence bayésienne, la gestion graduée des risques et la modélisation de l'exposition. L'intervenant peut ensuite confronter son jugement initial au résultat de l'approche retenue, en observer la convergence ou non, ce qui permettra d'affiner son jugement lors de situations futures. Par ce processus, une certaine amélioration du jugement peut être envisagée au fil du temps. Le même processus, appliqué par l'ensemble des intervenants, pourrait également permettre une certaine « amélioration collective » du jugement posé par les membres de notre profession afin de mieux répondre à l'objectif de protection efficace et efficiente des travailleurs.

6. ANNEXE 1 : NOTIONS STATISTIQUES

Lors de l'évaluation du profil d'exposition d'un travailleur ou d'un groupe de travailleurs, l'hygiéniste du travail va recueillir un ensemble de données dont le traitement statistique facilitera la compréhension et l'interprétation et déterminera le degré de confiance à leur apporter.

Le lecteur est invité à consulter la référence 9 pour plus d'informations. Ce chapitre de livre réfère lui-même à des références de base sur les biostatistiques.

6.1 Mesures descriptives

Les mesures descriptives en statistiques servent à résumer en quelques paramètres un ensemble de données observées. Elles incluent :

- les **mesures de tendance centrale** qui situent les données de façon absolue soit :
 1. La *moyenne arithmétique* obtenue en divisant la somme des valeurs observées par leur nombre

Moyenne arithmétique : $\bar{y} = \frac{\sum_{i=1}^n y_i}{n}$ avec y_i les observations et n leur nombre

2. La *médiane* qui divise un groupe d'observations en deux sous-groupes de tailles égales. Elle s'obtient en ordonnant les valeurs de la plus petite à la plus grande et en prenant le nombre du milieu de la série. En cas de nombre pair d'observations, la moyenne des deux valeurs centrales est calculée.
 3. La *moyenne géométrique* (l'exponentiel de la moyenne arithmétique des logarithmes népériens des valeurs) est la médiane théorique d'une distribution log-normale.
- les **mesures de dispersion** qui décrivent la façon dont les données varient soit :
 1. La *variance* qui mesure l'écart moyen des observations par rapport à la moyenne arithmétique :

Variance : $s^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n - 1}$

2. L'*écart-type* d'un ensemble de mesures, noté en général s , est la racine carrée de la variance
3. L'*écart-type géométrique* (S_g) est l'exponentiel de l'écart-type des logarithmes népériens des données. Il s'agit d'une valeur sans unité qui mesure la variabilité des éléments de la distribution log-normale.

4. Le *coefficient de variation* permet d'estimer la variabilité d'une quantité sans dépendre de l'unité de mesure. Il s'agit d'un nombre sans unité qui s'exprime en pourcentage :

$$\text{Coefficient de variation : } CV(\%) = 100 \times \frac{s}{\bar{y}}$$

5. L'*étendue* est la différence entre la valeur la plus grande et la plus petite. Ainsi, si les observations sont caractérisées par la fourchette $[a ; b]$, l'étendue des observations est $b-a$
6. L'*intervalle interquartile* d'un groupe de valeurs est l'intervalle défini par le 1^{er} et le 3^e quartile de ce groupe et à l'intérieur duquel la moitié des valeurs se trouvent. Lorsqu'une série de nombres est coupée en 100 classes, les quantiles obtenus sont appelés centiles. Le 50^e centile d'un groupe est sa médiane. Deux centiles fréquemment utilisés sont le 25^e percentile (ou 1^{er} quartile) et le 75^e centile (ou 3^e quartile).

L'écart-type et la moyenne arithmétique sont traditionnellement les mesures les plus communément employées pour décrire des données numériques. Cependant, elles sont souvent mal adaptées à la description de mesures de contaminants en milieu de travail car elles sont sensibles aux valeurs extrêmes. La médiane et l'intervalle interquartile sont des indicateurs plus robustes. Les données descriptives donnent une première idée du profil d'exposition avant d'entrer dans un processus plus avancé dans la détermination de ce profil.

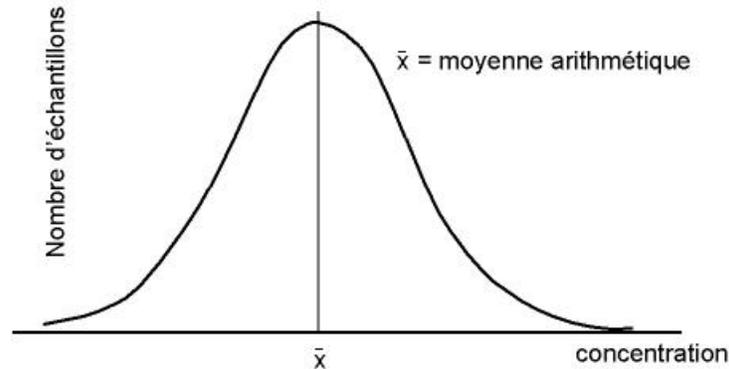
6.2 Types de distribution

L'étude de la distribution d'un ensemble de données permet également de tirer des conclusions sur la population à l'étude. Une série de mesures analytiques effectuées sur un même échantillon et une série de résultats d'étalonnage avec un même standard auront tendance à se distribuer selon la loi normale. Par contre, à cause des fluctuations observées dans les concentrations de substances chimiques mesurées dans l'air d'un poste de travail, la distribution des données (profil) d'exposition correspond souvent à une loi log-normale. Si la distribution n'est ni normale ni log-normale pour un groupe d'exposition similaire, celui-ci doit être redéfini.

La vérification de l'adéquation des mesures à un modèle distributif ou à un autre se fait à la fois de façon graphique (graphique quantile-quantile) ou au moyen de tests d'hypothèses. Lorsque la taille d'échantillon est inférieure à 10, il est recommandé de considérer le modèle log-normal comme justifié a priori pour les concentrations de contaminants dans l'air des milieux de travail. Si le graphique quantile-quantile révèle des écarts flagrants ou si l'intervenant dispose de connaissances l'inclinant à rejeter le modèle log-normal, le traitement des données devra alors être effectué au moyen de méthodes statistiques non paramétriques. Ce type de méthode ne présuppose pas d'ajustement à un modèle distributif particulier mais nécessite en général des tailles d'échantillons importantes. Le lecteur est référé à Daniel pour une description détaillée des méthodes non paramétriques (61).

6.2.1 Distribution normale

La distribution normale, également appelée distribution gaussienne, est symétrique.



Moyenne arithmétique

$$\bar{x} = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n x_i$$

x_i = Concentration

n = Nombre d'échantillons

Écart-type

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} * \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

S = écart-type

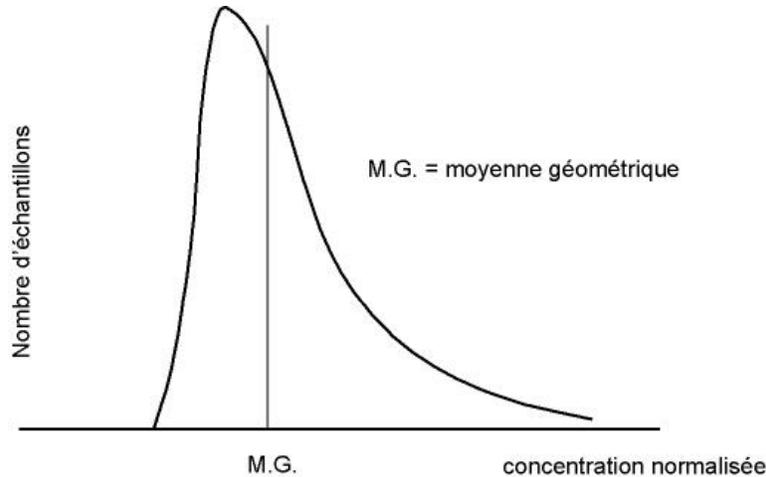
Coefficient de variation : écart-type relatif à la moyenne d'une série de mesures

$$CV = \frac{s}{\bar{x}}$$

CV = Coefficient de variation (les CV habituellement rapportés sont reliés aux instruments de prélèvement et aux méthodes d'analyse.)

6.2.2 Distribution log-normale

La fonction de densité log-normale reflète une variable distribuée de façon asymétrique, qui d'un côté ne peut prendre de valeurs inférieures à 0 et de l'autre peut atteindre des valeurs extrêmes:



Les paramètres qui la décrivent sont :

Moyenne géométrique :

$$MG = e^{\sqrt{\frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n y_i}}$$

Écart-type géométrique ÉTG : un paramètre sans unité qui décrit l'asymétrie de la distribution log-normale. On retrouve 68 % de la distribution sous la courbe log-normale entre les valeurs de MG/ETG et MG * ÉTG.

$$ETG = e^{\sqrt{\frac{1}{n-1} * \sum_{i=1}^n (\ln x_i - \ln MG)^2}}$$

Plusieurs paramètres utiles peuvent être calculés de cette distribution. Seules les descriptions de ces paramètres sont données, vu la complexité des calculs et la disponibilité de logiciels réalisant ces calculs tels ALTREX et IHSTAT. A noter que :

- le logiciel ALTREX est disponible gratuitement sur le site Internet de l'Institut national de recherche et de sécurité (<http://www.inrs.fr>) (23)

- le logiciel [IHSTAT](http://www.aiha.org/insideaiha/volunteergroups/Documents/EASC-IHSTAT.xls) développé par John Mulhausen et Joseph Damiano de l'Exposure Assessment Strategies Committee de l'[AIHA](http://www.aiha.org) est disponible sur leur site (<http://www.aiha.org/insideaiha/volunteergroups/Documents/EASC-IHSTAT.xls>) (22)

Moyenne arithmétique estimée (MA) : IHSTAT fournit l'estimateur en non biaisé et de variance minimum de la moyenne arithmétique de la distribution log-normale d'où viennent les mesures. La moyenne arithmétique est un bon paramètre pour évaluer une exposition cumulée. Il y a cependant une incertitude liée à l'estimation de la moyenne arithmétique, incertitude pour laquelle on peut calculer des limites de confiance. Malgré son lien théorique avec le risque cumulatif, un consensus s'est développé au sein des organismes SST pour préférer limiter les dépassements des VR (fraction de dépassement et 95^e centile) plutôt que de comparer la MA avec les VR. C'est principalement dû au fait que peu de VR ont été spécifiquement développées comme indice de risque cumulatif. Notons que limiter la fraction de dépassement en dessous de 5 % est toujours plus sévère que s'assurer que la MA est inférieure à la VR. Les travailleurs sont donc 'protégés' par cette décision.

Limites de confiance de la moyenne arithmétique : ce sont les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance dans l'estimation de la moyenne arithmétique, déterminées avec une confiance de 95 %. Ainsi, si la borne supérieure est inférieure à la valeur de référence utilisée, on peut être confiant à 95 % que la valeur moyenne est inférieure à cette valeur de référence.

95^e centile : c'est la valeur estimée d'exposition sous laquelle se situent 95 % des travailleurs. Cette valeur de 95 % est la valeur utilisée par la plupart des hygiénistes du travail. Elle signifie qu'on accepte qu'il y ait possibilité de dépassement de la valeur de référence cinq journées sur 100 ou pour cinq travailleurs sur 100. Cette valeur du 95^e percentile qui est une "représentation" de la région supérieure du profil d'exposition est particulièrement importante lors de l'évaluation du risque associé à des agents ayant des effets aigus sur la santé (car dans un tel cas, une exposition élevée est plus à risque d'affecter la santé qu'une exposition moyenne) ou lors de mesures de conformité à une VEA. Il y a cependant une incertitude liée à l'estimation des percentiles, incertitude pour laquelle on peut calculer des limites de confiance.

Limites de confiance du 95^e centile : ce sont les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance dans l'estimation du 95^e centile, déterminées avec une confiance de 95 %. Ainsi, si la borne supérieure de confiance est inférieure à la valeur de référence utilisée, on peut être certain à 95 % que la valeur d'exposition est inférieure à cette VR, 95 % du temps.

Fraction de dépassement : Si les paramètres précédents permettent de savoir à quelle valeur est inférieure un certain pourcentage de la population, il est également intéressant dans certains cas d'estimer quel pourcentage de la population dépasse une valeur choisie. Il est possible de calculer les limites de confiance liées à l'estimation de cette fraction de dépassement.

Limites de confiance de la fraction de dépassement : ce sont les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance dans l'estimation de la fraction de dépassement, déterminées avec une confiance de 95 %.

6.3 Types d'erreurs associés au mesurage

Les principales sources de variation qui affectent l'estimation des mesures d'exposition des travailleurs sont de deux types: des erreurs *aléatoires* et des erreurs *systématiques*. Les erreurs aléatoires sont quelquefois appelées erreurs statistiques puisqu'elles peuvent être quantifiées par analyse statistique. Les erreurs systématiques peuvent être corrigées lorsque détectées par des programmes d'assurance-qualité rigoureux et sont dues à des facteurs instrumentaux aussi bien qu'à des erreurs humaines. Elles ne peuvent être quantifiées statistiquement. Afin de mieux comprendre les nuances entre ces deux types d'erreurs, en voici quelques exemples.

Exemples d'erreurs aléatoires :

- Certaines erreurs dans les méthodes de prélèvement dont la fluctuation dans les débits des pompes. La précision due aux pompes seulement est habituellement estimée à 0,05 (5 %) par les manufacturiers. Le coefficient de variation pour l'échantillonnage (CV_E) est fonction de l'ensemble des étapes menant à la prise d'échantillons et peut être quantifié par l'intervenant en fonction des procédures d'assurance-qualité.
- Certaines erreurs dans les méthodes d'analyse. Les coefficients de variation des méthodes analytiques sont déterminés par des séries d'échantillons obtenus par génération et par comparaison à des étalons. Le coefficient de variation analytique (CV_A) est inclus dans la description de la plupart des méthodes analytiques disponibles à l'IRSST.

Exemples d'erreurs systématiques sont :

- L'étalonnage ou l'utilisation non adéquate des instruments;
- Les erreurs dans l'enregistrement des résultats de mesures dues au dérèglement d'instruments.

L'incertitude totale sur le résultat d'une mesure de l'exposition résultera de l'ensemble des erreurs. Sur une base statistique, l'erreur totale se calcule par la racine carrée de la somme quadratique des erreurs. Ainsi pour la partie technique d'une mesure, on obtient :

Coefficient de variation total :

$$CV_T = \sqrt{(CV_E)^2 + (CV_A)^2}$$

Il est important de rappeler que les erreurs de mesurage sont généralement bien inférieures à la variation attendue des concentrations dans le temps et dans l'espace pour un poste de travail ou à l'intérieur d'un GES tel qu'illustré à la Figure 2.1-1. Il est cependant important de tenir compte de l'erreur totale associée au mesurage dans le contexte d'une détermination de la conformité d'un résultat à une VEA.

7. RÉFÉRENCES

- 1) CENTRE CANADIEN D'HYGIÈNE ET DE SANTÉ AU TRAVAIL (CCHST). (2009). Réponses SST : Danger et risque. http://www.cchst.ca/oshanswers/hsprograms/hazard_risk.html
- 2) GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (2007). « Règlement sur la santé et la sécurité du travail ». S-2.1, r.19.01. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=%2F%2FS_2_1%2FS2_1R19_01.htm
- 3) IRSST (2005). « Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail ». IRSST, Guide technique T-06. www.irsst.qc.ca/files/documents/pubIRSST/t-06.pdf
- 4) NIOSH (1997). « Occupational Exposure Sampling Strategy Manual ». US Department of Health, Education and Welfare, Center for diseases Control. <http://www.cdc.gov/niosh/docs/77-173/>
- 5) AIHA (2006). « A Strategy for Assessing and Managing Occupational Exposures ». 3rd edition.
- 6) INRS (2005). « Stratégie d'évaluation de l'exposition et comparaison aux valeurs limites ». Metropol Fiche A1/V01. <http://www.inrs.fr/htm/MetA1.pdf>
http://www.inrs.fr/htm/strategie_evaluation_exposition_comparaison.html
- 7) INRS (2008). « Aide au diagnostic Dépassement / Non-dépassement de la VLEP dans l'évaluation de l'exposition professionnelle ». Metropol Fiche A3/V02. http://www.inrs.fr/htm/aide_diagnostic_depassement_non-depassement_la.html
- 8) AFNOR (1995). « Atmosphères des lieux de travail – Conseils pour l'évaluation de l'exposition aux agents chimiques aux fins de comparaison avec des valeurs limites et stratégie de mesurage ». Norme EN 689.
- 9) LAVOUÉ, Jérôme et Yan-E. Deadman. (2004). « Enquête préliminaire en hygiène du travail et Stratégie d'évaluation de l'exposition et d'interprétation des données ». dans Manuel d'hygiène du travail Du diagnostic à la maîtrise des facteurs de risque, Édition Modulo-Griffon, p.377-437.
- 10) ACGIH[®] (2008), Modern Industrial Hygiene: recognition and evaluation of Chemical agents, Volume 1, Cincinnati, OH, USA.
- 11) ACGIH[®] (2009), Modern TLVs[®] and BEIs[®] Book, , Cincinnati, OH, USA.
- 12) Occupational Safety and Health Administration. OSHA Standards : Permissible exposure limits, PEL, <http://www.osha.gov/SLTC/pel/standards.html>
- 13) NIOSH (1994). Documentation for immediately dangerous to life or health concentrations (IDLH), <http://www.cdc.gov/niosh/idlh/idlh-1.html>
- 14) KROMHOUT, H. and R. Vermeulen. (2001) Temporal, personal and spatial variability in dermal exposure. Annals of Occupational Hygiene 45(4): 257-273.
- 15) KROMHOUT, H.; Y. Oostendorp; D. Heederik and J.S.M. Boleij (1987) Agreement between Qualitative Exposure Estimates and Quantitative Exposure Measurements. American Journal of Industrial Medicine 12(5): 551-562.
- 16) TESCHKE, K.; A.F. Olshan; J.L. Daniels; A.J. De Roos; C.G. Parks, M. Schulz et al. (2002) Occupational exposure assessment in case-control studies: opportunities for improvement. Occupational and Environmental Medicine 59(9): 575-594.

- 17) LOGAN, Perry; Gurumurthy Ramachandran; John Mulhausen and Paul Hewett. (2009). Occupational exposure decisions: can limited data interpretation training help improve accuracy ?. *Ann Occup Hyg* 53 (4) 311-324.
- 18) WALKER, Katherine D.; D. Macintosh and John S. Evans. (2001). Use of expert judgment in exposure assessment: Part 1. Characterization of personal exposure to benzene. *J. Expo Anal Environ Epidemiol.* 11(4) 308-322.
- 19) WALKER, Katherine D.; Paul Catalano; James K Hammitt and John S Evans. (2003). Use of expert judgment in exposure assessment: Part 2. Calibration of expert judgments about personal exposures to benzene *J. Expo Anal Environ Epidemiol*, 13: 1-16.
- 20) RAMACHANDRAN, Gurumurthy. (2008). Toward better exposure assessment strategies – the new NIOSH initiative. *Ann Occup Hyg*, 52 (5) 297-301.
- 21) MINISTÈRE DU TRAVAIL, DES RELATIONS SOCIALES, DE LA FAMILLE, DE LA SOLIDARITÉ ET DE LA VILLE (2009). « Arrêté du 15 décembre 2009 relatif aux contrôles techniques des valeurs limites d'exposition professionnelle sur les lieux de travail et aux conditions d'accréditation des organismes chargés des contrôles ». *Journal officiel de la République française*. Edition 0292, 17 décembre 2009. www.journal-officiel.gouv.fr/frameset.html
- 22) AIHA (2007). Multilingual IHSTAT+ <http://www.aiha.org/insideaiha/volunteergroups/Documents/EASC-IHSTAT.xls?highlighting=ihstat>
- 23) INRS (2009). « ALTREX Chimie : logiciel de gestion et d'analyse des résultats de mesures d'exposition professionnelle ». <http://www.inrs.fr/altrexchimie/index.html>
- 24) Norme EN 689 (1995). « Atmosphères des lieux de travail ». Conseils pour l'évaluation de l'exposition aux agents chimiques aux fins de comparaison avec des valeurs limites et stratégie de mesurage.
- 25) RAMACHANDRAN, Gurumurthy. (1999). A Bayesian approach to retrospective exposure assessment. *Applied Occup. Env. Hyg.*; 14 547-557.
- 26) RAMACHANDRAN, Gurumurthy. (2001). *Retrospective exposure assessment using bayesian methods. Ann. Occup. Hyg.*; 45 651-667.
- 27) HEWETT, Paul; Perry Logan; John Mulhausen; Gurumurthy Ramachandran et Sudipto Banerjee. (2006). Rating exposure control using Bayesian decision analysis. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*; 3 (10) 568-581.
- 28) HEWETT, Paul. (2009). IHDDataAnalyst – Lite edition v.1.05. www.oesh.com
- 29) SOTTAS, Pierre-Édouard; Raffaella Bruzzi; David Vernez; S. Mann , Michel Guillemin et Pierre-Olivier Droz. (2005). A Bayesian framework for the combination of different occupational exposure assessment methods [Abstract]. IOHA 6th International Scientific Conference, 19-23 September 2005, program and abstracts. - Yeoville, South Africa : IOHA (International Occupational Hygiene Association) ; MVS (Mine ventilation Society of South Africa) ; SAIOH (Southern African Institute for Occupational Hygiene), 2005. - P. 172.
- 30) SOTTAS, Pierre-Édouard; Jérôme Lavoué; Raffaella Bruzzi; David Vernez; Nicole Charrière, et Pierre-Olivier Droz. (2009). An empirical hierarchical Bayesian unification of occupational exposure assessment methods. *Statistics in medicine*, vol. 28 issue p.75-93.
- 31) AIHA (2009). *Mathematical models for estimating occupational exposure to chemicals*. Ed. B. Keil, C.E. Simmons, T.R. Anthony, 2nd edition.
- 32) UNITED KINGDOM HEALTH and SAFETY EXECUTIVE (HSE). « COSHH Essentials – Easy steps to control chemicals ». www.coshh-essentials.org.uk

- 33) INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION. Programme on safety and health at work and the environment « International Chemical control toolkit »
www.ilo.org/public/english/protection/safework/ctrl_banding/toolkit/main_guide.pdf
- 34) AIHA Control banding working group (2007). « Guidance for conducting control banding analyses ». AIHA Guideline 9.
- 35) NATIONAL INSTITUTE for OCCUPATIONAL SAFETY and HEALTH (NIOSH) (2009). « Qualitative risk characterization and management of occupational hazards: control banding (CB). A Literature review and critical analysis ». Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, NIOSH , 96 p.
- 36) VINCENT, R., Bonthoux F., Mallet G., Iparraguirre J.F. et Rio S. (2005). « Méthodologie d'évaluation simplifiée du risque chimique : un outil d'aide à la décision ». Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS), Hygiène et sécurité du travail – Cahiers de notes documentaires, 3e trimestre 2005, ND 2233-200-2005.
- 37) MARQUART, Hans; Henri Heussen; Maaïke Le Feber; Dook Noy; Erik Tielemans; Jody Schinkel; John West et Doeke Van Der Schaaf. (2008). « Stoffenmanager, a Web-based control banding tool using an exposure process model ». Annals of Occupational Hygiene, 2008, 52 (6) 429-441.
- 38) PAIK, Samuel, Y.; David M Zalk et Paul Swuste. (2008). « Application of a pilot control banding tool for risk level assessment and control of nanoparticule exposure ». Annals of Occupational Hygiene 52 (6):419-428.
- 39) UNION EUROPÉENNE. (1967, 2001). Directive européenne 67/548/ECC « Nature of special risks attributed to dangerous substances and preparations – Annex III ». Complétée dans la directive 2001/59/EC.
- 40) MAIDMENT Steve C. (1998). « Occupational hygiene considerations in the development of a structured approach to select control chemical strategies ». Annals of Occupational Hygiene, 42 (6):391-400.
- 41) TISCHER, Martin; Susanne Bredendiek-Kamper et Ulrick Poppek. (2003). « Evaluation of the HSE COSHH Essentials exposure predictive model on the basis of BauA field studies and existing substances exposure data ». Annals of Occupational Hygiene 47(7):557-569.
- 42) JONES Rachael M. et Mark Nicas. (2004). « Evaluation of the ILO Toolkit with regards to hazard class and control effectiveness ». Poster presented at the 2nd International control banding workshop, 1-2 March 2004, Cincinnati, Ohio.
- 43) JONES Rachael M. et Mark Nicas. (2006). « Evaluation of COSHH Essentials for vapor degreasing and bag filling operations ». Annals of Occupational Hygiene 50(2):137-147.
- 44) JONES Rachael M. et Mark Nicas. (2006). « Margins of safety provides by COSHH Essentials and the ILO chemical control toolkit ». Annals of Occupational Hygiene 50(2):149-156.
- 45) MONEY, Chris D. (2003). « European experiences in the development of approaches for the successful control of workplace health risks ». Annals of Occupational Hygiene 47(7):533-540.
- 46) ZALK, DAVID M et Deborah Imel Nelson. (2008). « History and evolution of control banding: a review ». Journal of Occupational Environmental hygiene 5(5):330-346.
- 47) PAPP Elaine M.; Gerry Eijkemans et Carolyn Vickers. « Reducing worker exposure by using the occupational risk management toolbox ». World Health Organization, Global Occupational Health Network, Issue no. 7, 2004.
www.who.int/occupational_health/publications/newsletter/gohnet7e.pdf

- 48) DROLET, Daniel; Tom W. Armstrong; Michael A. Jayjock *et al.* AIHA (2010). « Exposure Assessment Strategies Committee, IHMod ». <http://www.aiha.org/insideaiha/volunteergroups/Pages/EASC.aspx>
- 49) JAYJOCK, Micheal A (1998). « Estimating Airborne Exposure with Physical-chemical Models » dans *A Strategy for Assessing and Managing Occupational Exposures*. 2nd ed. Fairfax, Va.: American Industrial Hygiene Association (AIHA).
- 50) BRUZZI, Raffaella; David Vernez; Pierre-Olivier Droz et Alice De Batz. (2006). « Beliefs and Practices in the Assessment of Workplace Pollutants ». *Sozial-Und Praventivmedizin*. 51 (1):5-13.
- 51) KEIL, Charles B. et Mark Nicas. (2003). « Predicting Room Vapor Concentrations Due to Spills of Organic Solvents ». *AIHA Journal*. Jul-Aug 64 (4):445-54.
- 52) NICAS, Mark; M.; Marc J. Plisko et John W. Spencer. (2006). « Estimating Benzene Exposure at a Solvent Parts Washer ». *J Occup Env Hyg*. 3 (5):284 - 91.
- 53) FEDORUK, Marion J.; Rod Bronstein et Brent D. Kerger. (2003). « Benzene Exposure Assessment for Use of a Mineral Spirits-Based Degreaser ». *Applied occupational and environmental hygiene*. 18 (10):764 - 71.
- 54) Unknown (1990). « Volatile solvent evaporation from an operating parts washer »: Elk Grove: Safety-Kleen Corp.
- 55) SPENCER, John W. et Marc J. Plisko. (2007). « A Comparison Study Using a Mathematical Model and Actual Exposure Monitoring for Estimating Solvent Exposures during the Disassembly of Metal Parts ». *J Occup Env Hyg*. 4 (4):253-259.
- 56) ZHANG, Yuffen; Sudipto Banerjee; Rui Yang; Claudiu Lungu et Gurumurthy Ramachandran. (2009). « Bayesian Modeling of Exposure and Airflow Using Two-Zone Models ». *Ann Occup Hyg*. June 53(4):409-24.
- 57) BOELTER, Fred W.; Catherine E. Simmons; Laurel Berman et Peter Scheff. (2009). « Two-Zone Model Application to Breathing Zone and Area Welding Fume Concentration Data ». *J Occup Env Hyg*. 6(5):298 - 306.
- 58) CHERRIE, John W. (1999). « The Effect of Room Size and General Ventilation on the Relationship between Near and Far-field Concentrations ». *Applied occupational and environmental hygiene*. 14(8):539-46.
- 59) INSTITUT UNIVERSITAIRE ROMAND DE SANTÉ ET SÉCURITÉ AU TRAVAIL (IST). (2009). « Modèles d'exposition ». Lausanne, Available from: <http://www.i-s-t.ch/fr/recherche/modeles-d-exposition.html>.
- 60) ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). (2009). « Chemical Screening Tool and Environmental Releases (ChemSTEER), Wall Paint Exposure Assessment Model (WPEM), Multi-Chamber Concentration and Exposure Model (MCCEM) ». EPA Office of Pollution Prevention and Toxics.
- 61) DANIEL, Wayne W. (1999) « Biostatistics: a foundation for analysis in the health sciences ». New York, NY: John Wiley & sons.