

- Evaluation de l'exposition
- Produit chimique
- Modélisation

► *Nicolas BERTRAND, INRS, département Expertise et conseil technique*

► *Raymond VINCENT, INRS, département Métrologie des polluants*

MODÉLISATION DES EXPOSITIONS PROFESSIONNELLES AUX AGENTS CHIMIQUES

Bilan et perspectives

Les techniques de modélisation sont largement utilisées dans le domaine du contrôle des substances chimiques (Reach, biocides, pesticides...) et dans l'environnement (évaluation du risque sanitaire, installation classée...) pour évaluer les expositions aux polluants chimiques. Elles le sont moins dans le domaine de la prévention.

Différents types de modèles existent : les modèles empiriques ou statistiques créés à partir de base de données de mesure, les modèles physiques basés sur des équations de transfert dans l'environnement et les modèles bayésiens permettant la prise en compte d'éléments subjectifs comme le jugement d'expert.

Rapidité de mise en œuvre, complémentarité avec la mesure et l'analyse, possibilité de travailler de façon rétrospective ou prospective, prise en compte des incertitudes et de la variabilité sont autant d'avantages qu'offrent ces outils. Si la modélisation reste un outil difficile à maîtriser et dont la fiabilité est limitée, elle n'en demeure pas moins utile et pertinente pour enrichir l'évaluation des expositions professionnelles aux agents chimiques.

L'évaluation des expositions professionnelles aux substances chimiques occupe une place importante dans la prévention des risques professionnels, aussi bien au niveau rétrospectif dans les études épidémiologiques qu'au niveau prospectif dans la surveillance de l'exposition des travailleurs sur leur

lieu de travail. Dans les études épidémiologiques, l'évaluation de l'exposition professionnelle doit le plus souvent être réalisée de façon rétrospective, alors même que les conditions de travail et d'exposition professionnelle à des agents chimiques sont souvent inconnues ou revêtent une grande part d'incertitude.

MODELLING OCCUPATIONAL EXPOSURES TO CHEMICAL AGENTS: REVIEW AND PROSPECTS

Modelling methods are widely used in the fields of chemical substance control (Reach, biocides, pesticides, etc.) and environmental control (health risk assessment, classified installations, etc.), and for assessing exposures to chemical pollutants, whilst they are less used in the prevention field.

There are different types of models: empirical or statistical models, created from measurement databases, physical models based on environmental transfer equations and Bayesian models, which allow subjective data like expert judgement to be taken into account.

Quick implementation, complementarities with measurement and analysis, possibility of working retrospectively or prospectively, consideration of uncertainties and variability are as many advantages offered by these tools. Whilst modelling remains a tool that is difficult to master and whose reliability is limited, it is none the less helpful and relevant in enriching assessments of occupational exposures to chemical agents.

- Exposure assessment
- Chemical product
- Modelling

La nouvelle réglementation du 15 décembre 2009 [1] renforce les exigences en termes de surveillance des niveaux d'exposition aux agents chimiques sur le lieu de travail. De plus en plus de valeurs limites réglementaires sont définies. Lors de la phase de pré-enregistrement du règlement REACH, plus de 143 000 substances ont été déclarées et il est très probable que le chiffre de 30 000 substances enregistrées soit largement dépassé. Ces substances sont utilisées sur les lieux de travail alors même que les moyens nécessaires pour mesurer l'exposition sont limités par leur coût et la disponibilité de méthodes de mesures spécifiques à chaque substance.

Une des caractéristiques essentielles de l'exposition professionnelle aux agents chimiques est sa variabilité au cours du temps, en raison de la diversité des conditions de l'exposition sur un lieu de travail (variabilité des sources d'exposition, de l'activité des travailleurs, des procédés mis en œuvre, des conditions environnementales...) [2,3].

Cela complique son évaluation de plusieurs façons :

■ la notion même de niveau d'exposition d'un travailleur prend la dimension d'une distribution (c'est-à-dire un ensemble de valeurs) à la place d'une unique valeur ;

■ l'évaluation de l'exposition ou un diagnostic de dépassement de valeur limite doit tenir compte de cette variabilité sous peine d'aboutir à une évaluation ou un diagnostic peu fiable.

Si l'on ne fonde cette évaluation que sur des mesures directes des concentrations sur les lieux de travail, on ne peut réduire cette incertitude qu'en augmentant les moyens de mesure, c'est-à-dire le nombre de prélèvements [4,5].

Cependant, certains des facteurs susceptibles d'influencer les niveaux d'exposition sont facilement identifiables et repérables sur les lieux de travail comme, par exemple, la température de l'atelier, les caractéristiques de la ventilation, le type de procédé... Intégrer ces facteurs dans l'évaluation de l'exposition peut conduire à une réduction de l'incertitude. Cette approche repose sur la modélisation des expositions en fonction de facteurs descriptifs des conditions d'exposition [6, 7]. Cela nécessite de connaître les facteurs qui influencent réellement

l'exposition et de quelles manières ils l'influencent.

QU'EST-CE QU'UNE EXPOSITION ?

La notion d'exposition est la même dans les différents domaines d'étude mais la façon de l'évaluer change en fonction de ce que l'on en fait (comparaison à une valeur toxicologique de référence (VTR), une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP), une valeur limite biologique) et en fonction de l'objectif : respect de la réglementation, évaluation sanitaire, évaluation des risques aux postes de travail...

Domaine sanitaire

Dans le domaine de l'évaluation réglementaire des substances chimiques (directive Biocide, règlement REACH...) ainsi que dans le domaine de l'évaluation des risques sanitaires (champs santé environnementale et santé publique), l'exposition correspond à la dose externe et interne à laquelle est soumis un individu, en tenant compte des protections collectives et individuelles [8, 9]. Elle est exprimée en quantité de substance par kilogramme de poids corporel (mg/kg) pour les expositions aiguës et en quantité de substance par kilogramme de poids corporel par jour (mg/kg/j) pour les expositions sub-chroniques ou chroniques. Cette dose interne est comparée aux valeurs toxicologiques de référence, basée sur les NOAEL/LOAEL (mg/kg ou mg/kg/j), pour calculer le ratio de risque. Ainsi, les données anthropométriques, et notamment le budget espace-temps (BET), c'est-à-dire la description des activités d'une personne et du temps moyen passé pour chaque activité, influent sensiblement sur la valeur de l'exposition.

La définition de l'exposition tient compte des phénomènes de transfert des substances de l'environnement vers l'intérieur du corps de l'individu étudié.

Les voies d'exposition étudiées sont l'inhalation, l'ingestion et l'absorption cutanée.

Domaine de la prévention

Dans le domaine de la prévention des risques professionnels, les valeurs de références sont les valeurs limites d'exposition professionnelles court terme (VLEP - 15 min) pour l'exposition

aiguë et les valeurs limites d'exposition professionnelles sur 8 heures (VLEP - 8 h) pour l'exposition sub-chronique ou chronique. Les expositions représentent une concentration de substance dans une atmosphère de travail et sont moyennées sur le temps [1].

En conséquence, la notion d'exposition dans le domaine de la prévention est largement synonyme de concentration de polluant dans l'atmosphère de travail. Elle s'exprime donc en quantité de substance par volume (mg/m³).

La voie de contamination par absorption cutanée est rarement prise en compte dans le domaine de la prévention, du fait de la difficulté de sa mesure, de l'absence de valeur seuil réglementaire et de la variabilité même des expositions. Cependant, l'évaluation de l'exposition par voie cutanée semble être un futur axe de développement de la prévention des risques chimiques. Outre le développement de la biométrie qui permettrait de comparer des indicateurs biologiques de l'exposition à des valeurs limites biologiques (VLB), la modélisation est actuellement une solution pour estimer ce type d'exposition [10, 11].

COMMENT DÉCRIRE LES EXPOSITIONS ?

Les expositions professionnelles peuvent être décrites de différentes manières :

Qualitative ou semi-quantitative

Grâce au jugement d'experts et à l'expérience des préventeurs, l'exposition peut parfois être estimée, a priori, de manière qualitative. On peut ainsi :

■ comparer et hiérarchiser les niveaux d'exposition dans différentes situations de travail et, ce, toujours en lien avec les priorités d'action de prévention des risques. Ainsi, on peut définir les expositions les plus probables ou les plus préoccupantes pour définir des priorités dans le contrôle ou dans le management du risque [12, 13]. Les critères de comparaison des expositions définis doivent être adaptés à la méthodologie de prévention et de gestion des risques en aval. Cette méthode est bien adaptée comme évaluation de premier niveau lorsque que les niveaux d'exposition sont très faibles ou très forts ;

■ classer les expositions en catégories (niveaux ou bandes) par rapport à une valeur de référence (VLEP). On peut

définir, par exemple, des niveaux de risque du type : très inférieur à la VLEP, proche de la VLEP ou très supérieur à la VLEP.

Quantitative déterministe

Le déterminisme consiste à décrire une exposition par une valeur quantitative unique. Cette valeur de l'exposition peut être déterminée à partir de données ponctuelles ou moyennées. Ainsi dans un modèle déterministe, à chaque paramètre et à chaque variable correspond une valeur unique.

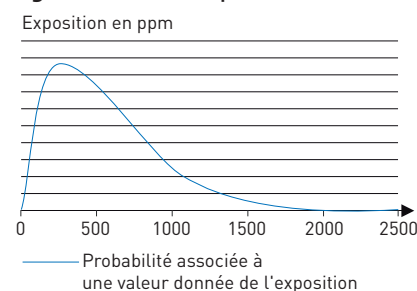
$$\text{Exposition} = X \text{ ppm ou mg/m}^3$$

Quantitative probabiliste

Le probabilisme consiste à décrire les expositions comme des distributions, c'est-à-dire un ensemble de valeurs possibles ou probables, à la place d'une unique valeur pour l'approche déterministe. Le calcul final de l'exposition est réalisé par tirage aléatoire, de type Monte Carlo (cf. Figure 1). Cette approche est plus complexe mais permet de mieux prendre en compte l'incertitude et la variabilité des phénomènes.

FIGURE 1

Exemple d'une distribution log-normale de l'exposition



COMMENT ÉVALUER LES EXPOSITIONS ?

L'évaluation de l'exposition peut se faire par jugement d'expert, par mesure directe (analyse d'atmosphère de travail), par mesure indirecte (suivi de bio-marqueurs) et par modélisation. Ces techniques possèdent chacune leurs spécificités et ne sont pas à opposer. Elles ne servent pas les mêmes objectifs ni ne donnent les mêmes résultats, mais utilisées de façon complémentaire, elles peuvent permettre de réduire l'incertitude sur la valeur des expositions estimées.

Les modèles ne sont donc pas un moyen de remplacer ou de se substituer aux techniques de mesure, mais bien une méthode supplémentaire, permettant d'affiner l'évaluation des expositions.

INTÉRÊT DES MODÈLES

LA RAPIDITÉ ET LA RÉALISATION

Pour les entreprises, la réalisation d'une campagne de mesures ponctuelles ou l'installation de capteurs de mesures des expositions en continu représente un investissement conséquent pour des résultats différés par rapport au prélèvement et à la prise de décision.

L'utilisation de modèles peut être un moyen de cibler et de limiter le nombre de prélèvements et de mesures lors de l'évaluation de l'exposition. De plus, la plupart des modèles d'expositions sont en accès libre sur le web. Seule la formation à ces outils peut représenter un coût non-négligeable.

Leur utilisation, une fois correctement formé à leur maniement, peut être très rapide. Lors d'un accident ou de toute condition de travail exceptionnelle nécessitant une prise de décision rapide, les modèles peuvent s'avérer précieux pour aider à une prise de décision de crise.

CIBLER LA MESURE/OPTIMISER LES PROTOCOLES DE MESURES

Les modèles peuvent être utilisés comme outils de screening lors de campagnes de mesures, afin de cibler parmi différents postes de travail ou différentes entreprises qui nécessitent a priori une attention particulière.

De plus, estimer, à l'aide des modèles, l'exposition avant la mesure peut permettre d'orienter le choix d'un protocole et d'optimiser les conditions de mesures (débits de pompage, temps de mesure, lieux de captage...).

ÉTUDE RÉTROSPECTIVE

Lors d'une campagne rétrospective d'évaluation de l'exposition, il est fréquent de ne pas avoir de mesures des expositions pour un polluant particulier

sur toute la durée d'exposition passée du salarié. La description des conditions de travail a posteriori est bien souvent qualitative : description des tâches, identification des produits, description des procédés.

Ces données peuvent être utilisées dans les modèles pour estimer les niveaux de concentration auxquels a été soumis le salarié par le passé.

ÉTUDE PROSPECTIVE

La prévention s'attèle à anticiper les situations de travail à risques. Dans le cadre du développement de la prévention lors de la conception de nouveaux postes de travail ou de nouveaux procédés, le seul outil disponible permettant d'estimer quelles seront les niveaux d'exposition futurs est la modélisation, les situations n'étant pas encore observables.

Ainsi, les modèles permettent d'étudier la modification des expositions lors de :

- la conception d'un nouvel atelier (dimensionnement, confinement...),
- l'installation d'une nouvelle ventilation ou de nouveau captage,
- la mise en place de nouveaux procédés de fabrication ou d'utilisation,
- la substitution de substance, par exemple dans le cadre de la substitution des CMR.

LIMITER LES BIAIS DE MESURES

La mesure des polluants sur le lieu de travail est la méthode la plus communément employée par les préventeurs pour évaluer les niveaux d'exposition. Elle apporte sans nul doute des informations pertinentes, mais les résultats issus de la mesure peuvent, dans certains cas, s'avérer biaisés et ne pas être représentatifs des concentrations réelles de polluants [14].

Toute mesure d'un polluant est représentative d'un endroit donné à un moment donné. Les conditions environnementales (température, émissions, tâches effectuées, personnels présents...) peuvent varier au cours de la mesure sans qu'elles soient forcément représentatives des conditions habituelles d'exposition du salarié, ou d'une situation moyennée sur l'ensemble de la période d'exposition.

De plus, la notion même de niveau d'exposition prenant la dimension d'une distribution à la place d'une unique valeur, des mesures ponctuelles, peu nombreuses, peuvent ne pas rendre compte de la situation réelle mais correspondre à des valeurs extrêmes de la courbe de distribution.

Comparer les résultats issus de mesures avec une exposition tirées d'un modèle peut être un moyen de faire apparaître des incohérences importantes et d'identifier, ainsi, une situation de mesure biaisée.

LIMITER LES BIAIS DU JUGEMENT D'EXPERT

Lors d'une étude de cas classique d'évaluation des expositions, les experts s'appuient bien souvent pour donner un « jugement », sur des mesures en entreprise et sur leur expérience professionnelle.

Dans certains cas, l'expert doit se prononcer sans qu'il y ait beaucoup de mesures disponibles, voire aucune permettant d'évaluer l'exposition sur le lieu de travail. C'est, en particulier, le cas lors d'enquêtes épidémiologiques rétrospectives ou lors d'études prospectives pour planifier ou optimiser des situations de travail. Le jugement d'expert est alors très dépendant de l'expérience propre de celui-ci et de ses convictions, sans que des éléments concrets (la mesure) puissent corroborer son jugement [15].

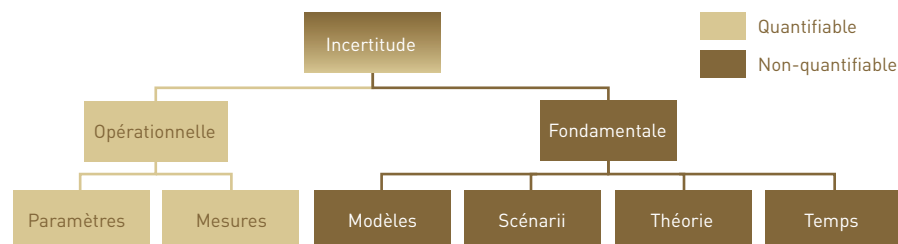
Les risques de biais peuvent être importants dans cette situation comme le montre Kahneman, prix Nobel d'économie 2002, dans ces travaux sur la prise de décision dans le domaine économique. Différents types de biais sont couramment observés :

- le paradoxe du joueur ou biais de Monte Carlo : il consiste à penser, en observant une déviation lors d'une répétition de tirages aléatoires indépendants, que cette déviation sera compensée lors de futurs tirages. Ainsi, un préventeur peut estimer en observant une déviation des niveaux d'exposition lors de mesures, que les prochaines mesures auront tendances à compenser cette déviation par rapport à la valeur espérée ou attendue ;

- le biais de cadrage : le jugement de l'expert dépend de l'environnement culturel et social dans lequel il travaille. Les informations qu'il va pouvoir obtenir dans son évaluation pourront lui

FIGURE 2

Les différents types d'incertitudes



être rapportées de façon déformées ou orientées ;

- le biais du marteau ou biais de disponibilité : il consiste à vouloir utiliser, même quand il est inutile, l'outil ou la méthode (le marteau) que l'on maîtrise le mieux. Il en va de même pour la prise de décision. Une prise de décision réussie dans le passé, sur un cas totalement différent d'une nouvelle situation de travail, n'a pas plus de chance de réussir a priori qu'une autre ;

- le biais de projection : l'expert a tendance à penser que les autres partagent son point de vue et son expérience. Les modèles peuvent ainsi permettre de confronter l'expert à un jugement extérieur, indépendant, limitant ainsi ce biais ;

- le biais de confirmation : il consiste à ne sélectionner que les données qui corroborent l'intuition de l'expert et occulter les données contradictoires. On peut ainsi négliger des données ou attribuer plus de poids dans la décision à certaines mesures de façon non justifiée ;

- les biais liés aux groupes : les jugements de groupe d'experts ne répondent pas toujours à des logiques uniquement scientifiques. Les relations entre les experts peuvent influencer sur la prise de décision.

Ces différents biais interviennent lorsque qu'une prise de décision est uniquement basée sur les compétences de l'expert. Un moyen de limiter ces erreurs, en l'absence de mesure, est de confronter l'expert aux résultats issus des modèles, que l'on peut considérer comme indépendants. Les techniques de modélisations bayésiennes sont particulièrement adaptées à cette problématique.

L'étude publiée par Perry Logan [15] démontre l'utilité de l'utilisation des modèles dans cette situation :

Un groupe d'experts en prévention des risques professionnels a été amené à juger plusieurs fois de l'exposition d'une situation de travail, préalablement évaluée par de nombreuses mesures, mais non communiquées au collège d'experts. Au regard des conditions de travail, avec et sans utilisation des modèles développés par l'AIHA (American Industrial Hygiene Association), l'exposition a été évaluée par l'ensemble des experts. Il a ainsi été démontré que l'utilisation des outils statistiques et de modélisation avait augmenté de 43 à 63% le taux de jugement conforme aux expositions préalablement mesurées.

RÉDUIRE LES INCERTITUDES, PRENDRE EN COMPTE LA VARIABILITÉ

L'incertitude peut avoir plusieurs sens, suivant les domaines d'application. Dans le domaine de l'évaluation des risques chimiques, l'incertitude est la marge d'imprécision entre la valeur estimée ou mesurée et la valeur réelle de l'exposition. Il est donc impossible de l'évaluer intégralement puisque l'on ne peut déterminer la valeur réelle de l'exposition.

Il existe plusieurs types d'incertitudes. Une représentation possible est présentée Figure 2.

L'incertitude fondamentale est une notion qualitative, non quantifiable. Elle peut avoir plusieurs origines :

- le choix des modèles utilisés pour décrire l'exposition,
- le choix des scénarii pour représenter les conditions de travail,
- la théorie liée aux principes de la physique (diffusion, conservation de la masse...) ou des mathématiques (régressions, statistiques...),
- la prise en compte du temps dans l'évaluation : travaille-t-on dans

une situation d'équilibre ou transitoire ? Est-ce une donnée moyennée sur une durée ou instantanée ?...

L'incertitude opérationnelle, quant à elle, correspond à une partie de l'incertitude globale qui est quantifiable. Elle peut provenir :

- des paramètres : les constantes physico-chimiques des substances émises, les constantes physiques et thermodynamiques (coefficient de diffusion, ventilation, température...) associées à l'environnement de travail, les données humaines et comportementales du salarié...

- de l'incertitude de mesure au sens statistique.

L'incertitude opérationnelle peut être diminuée grâce aux techniques de modélisation. Dans les modèles probabilistes, elle est prise en compte lors de l'élaboration des distributions de valeurs des paramètres par le type de distribution (normale, log-normale, continue...) et les paramètres de la distribution (mode, moyenne, écart type, coefficient de symétrie...).

Dans les modèles bayésiens, le poids de certains paramètres dans le calcul final peut être modifié par le niveau de confiance ou d'incertitude que l'utilisateur en a. C'est un moyen de prendre en compte l'incertitude fondamentale.

La variabilité, à la différence de l'incertitude, est une notion mesurable. Elle représente les différentes possibilités d'état de grandeur d'un phénomène et elle est caractérisée par l'écart type géométrique (sG). Par exemple, le volume d'air inspiré par un salarié est variable suivant ses capacités ou son activité physique, mais il n'est pas incertain car il est facilement mesurable à un instant donné.

ACCOMPAGNER LES CHANGEMENTS DE VALEURS SEUILS

L'environnement de la prévention n'est pas un domaine figé, il est amené à évoluer au gré de l'évolution des connaissances scientifiques et de la modification des facteurs sociaux.

La connaissance des dangers des substances chimiques se développe, grâce notamment à la création de nouveaux outils d'analyse des dangers (tests in vitro, QSAR/SAR¹, méthodes alterna-

tives) et à l'augmentation de la production de données toxicologiques issue des programmes d'évaluation des substances, comme REACH ou les législations Biocides et Pesticides. De même, l'expérience et le recul apporté par les études épidémiologiques en entreprise amènent à modifier les niveaux d'exposition jugés comme acceptables (les poussières de bois, les fibres courtes d'amiante...).

La perception sociale du risque évolue et la notion d'acceptabilité du risque est mouvante. Ainsi, dans le cadre des polluants chimiques sans effets de seuil, notamment les CMR, certaines VLEP ont été diminuées atteignant des valeurs parfois difficilement mesurables avec les techniques d'analyse couramment utilisées. Leur représentation physique est complexe pour le préventeur, les niveaux d'exposition pouvant atteindre des niveaux quasi-environnementaux, comme pour le béryllium ou l'amiante.

Ces changements de valeurs limites entraînent, de fait, une perte d'expertise pour les professionnels de la prévention, leur expérience professionnelle s'étant construite autour de VLEP supérieures. Il sera ainsi difficile pour le préventeur, dans ce contexte, de déterminer si un procédé ou des pratiques employées en entreprise sont susceptibles de dépasser les nouveaux seuils réglementaires, d'autant plus que les données de mesures historiques pourront avoir été réalisées avec des méthodes d'analyse dont les limites de quantification sont proches des nouvelles VLEP.

Les modèles peuvent être dans cette situation d'une aide précieuse. Ils peuvent permettre de pallier à cette perte de représentation physique ou instinctive des niveaux d'exposition qui constitue, bien souvent, la phase initiale de l'évaluation d'une exposition par le préventeur avant le recours à la mesure.

LES MODÈLES D'EXPOSITION

Les premiers modèles d'exposition aux substances chimiques proviennent du domaine de la radio-écologie. Les experts de l'environnement se sont intéressés tôt à la modélisation. En effet, la difficulté de mesurer les concentrations

de polluants dans les matrices complexes de l'environnement (sol, sédiment, eaux, air) et les problèmes de représentativité et de répétabilité des mesures obtenues ont amené les experts en santé environnementale à développer les outils de modélisation pour estimer les concentrations dans ces différents médias.

Dans le domaine de la prévention des risques professionnels, les premiers modèles ont été développés pour suivre les contaminations particulières, notamment celles de silice.

Ainsi, malgré quelques différences d'approche dues à leurs spécificités, il est possible d'utiliser la modélisation aussi bien pour les composés organiques volatils que pour les particules (amiante, fibre, poussières...).

QU'EST CE QU'UN MODÈLE ?

Un modèle d'exposition est une méthode permettant d'exprimer l'exposition en fonction de différents critères (les déterminants d'exposition), de quelque nature qu'ils soient. In fine, il permet de prédire un niveau d'exposition et/ou d'expliquer les causes de l'exposition. Ces modèles peuvent exister dans un format papier sous forme d'abaques ou d'arbre de choix ou, plus fréquemment, être développés sous forme de logiciel informatique.

Un modèle est défini par le type de relation qu'il utilise pour lier les déterminants d'exposition à l'exposition et par son domaine d'utilisation. Le domaine de validité est le domaine d'utilisation pour lequel le modèle a été évalué positivement, c'est-à-dire là où sa pertinence a été jugée suffisante. La validité n'est pas forcément synonyme de correspondance entre la valeur mesurée et la valeur modélisée.

Les notions de paramètres et de variables sont différentes en modélisation : le cadre physique est décrit par des paramètres, invariables au cours du temps, comme un coefficient de diffusion, alors que la notion de variable correspond, quant à elle, aux grandeurs qui varient dans le temps, comme les émissions ou la température. Plus généralement, les déterminants de l'ex-

¹ *Quantitative Structure-Activity Relationship and Structure-Activity Relationship.*

position sont considérés comme des variables et les données qui servent à la construction du modèle comme des paramètres.

LA DÉMARCHE D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION PAR MODÉLISATION

Avant toute utilisation de modèle, il faut définir le scénario d'exposition, c'est-à-dire :

- caractériser l'environnement de travail (description des tâches, des émissions, des locaux, de la ventilation),

- compiler les informations sur le polluant (propriétés physico-chimiques, valeur limite de référence...),

- compiler les informations sur le travailleur (fréquence des tâches, port des équipements de protection...).

Ensuite, on peut choisir le modèle le plus approprié au cas d'étude, c'est-à-dire celui dont le domaine d'utilisation et de validité correspond au scénario identifié. Utiliser un modèle ne consiste pas à choisir des variables dans un logiciel pour obtenir un résultat instantané.

LES MODÈLES EMPIRIQUES

Les modèles empiriques conventionnels

Les premiers modèles construits furent de type empirique conventionnel (EASE, ECETOC TRA, TNG Biocide, Stoffenmanager, Risk of Derm...) [8]. Ces modèles reposent sur une collection de données d'exposition (une base de données, par exemple) ainsi que sur la description de l'environnement des mesures, ayant une influence potentielle sur l'exposition (les déterminants d'exposition).

Les descripteurs de l'environnement sont transformés en scores, ces scores sont ensuite combinés pour fournir une réponse (qualitative ou quantitative) en termes d'exposition. La pertinence du modèle est étudiée a posteriori en vérifiant l'adéquation des résultats fournis par le modèle avec les niveaux d'exposition observés dans des situations réelles. C'est la phase de validation du modèle.

Dans le cadre du règlement REACH, la commission européenne a mis à disposition sur le web [16] un modèle appelé Advanced REACH Tool (ART). Développé par l'organisme de recherche appliquée des Pays-Bas (TNO), cet

outil est le dernier né des modèles empiriques conventionnels. Il permet d'évaluer un niveau d'exposition à partir d'une série de questions décrivant l'environnement de travail, les propriétés physico-chimiques de la substance et les procédés mis en œuvre.

Ce type de modèle est pertinent lorsque les situations de travail ne présentent pas énormément de différences par rapport aux scénarii qui ont servi à la construction du modèle. En effet, ce dernier est très dépendant des données qui ont contribué à sa construction. Si l'utilisateur estime que le cas d'étude est nouveau et que les situations de travail sont inédites, le modèle empirique conventionnel est peu adapté.

Les modèles empiriques statistiques

A la différence des modèles empiriques conventionnels, les modèles empiriques statistiques sont construits de manière « statistique » par ajustement des paramètres descriptifs de l'environnement sur les données d'exposition observées. La relation empirique entre les déterminants d'exposition et la concentration du polluant est établie grâce aux techniques de régressions statistiques, d'intelligence artificielle, de fouille de données (datamining)... Ces modèles fonctionnent donc, eux aussi, par analogie avec les situations de travail déjà étudiées.

L'avantage principal de ces modèles est leur facilité de création et d'utilisation. Ils sont particulièrement utiles lorsque l'on ne possède pas beaucoup d'informations sur les paramètres physiques (ventilation, émission...) ou physico-chimiques. De plus, comme l'interprétation des résultats en sortie du modèle est limitée, le niveau d'expertise nécessaire pour les utiliser est relativement faible, ce qui en fait un outil utilisable par un grand nombre d'acteurs de la prévention.

Ce type de modèle peut être utile dans le cadre d'étude épidémiologique rétrospective lors de la reconstruction des expositions, où bien souvent, l'on ne dispose que de quelques mesures historiques que l'on peut ainsi utiliser pour créer un modèle empirique statistique spécifique à l'étude.

La principale limite de ces modèles est le manque de transparence sur la relation qui lie les déterminants d'exposition

aux données mesurées. Cette relation peut être « artificielle » et trop intimement liée à la base de données qui a servi à sa construction. Ainsi, on ne pourra pas expliquer les déviations observées entre les résultats en sortie du modèle par des considérations réelles, physiques.

LES MODÈLES PHYSIQUES

Les modèles physiques permettent d'estimer une concentration de polluant dans un espace délimité. La plupart d'entre eux font intervenir les paramètres et les variables suivantes :

- une pièce de volume V_p ,
- une concentration de polluant CA dans l'atmosphère exprimée en masse par volume (mg/m^3) ou en volume par volume (ppm),

- un taux d'émission de polluant G, parfois appelé vitesse d'évaporation, exprimé en masse ou en volume par unité de temps,

- un débit de ventilation Q, en volume par unité de temps,

- le type de ventilation,
- les paramètres de mélange et de transport du polluant.

Néanmoins, dans certains cas, tous les paramètres n'ont pas besoin d'être déterminés pour estimer les niveaux d'exposition (cf. Exemple 1). En première estimation, on peut considérer que la concentration du polluant est égale à la masse du polluant dans la pièce divisée par le volume de la pièce.

Exemple 1 :

Considérons 5 ml de gel hydroalcoolique désinfectant de densité 1.2, contenant 50 % d'isopropanol, appliqué sur les mains d'un travailleur dans un bureau de 50 m³.

La masse de polluant dans l'atmosphère est égale à 5 ml \times 1.2 g/ml \times 1 000 mg/g \times 50 % = 3 000 mg. La concentration moyenne estimée dans le bureau en isopropanol est donc égale à 3000 mg/50 m³ = 60 mg/m³.

LES MODÈLES D'ÉMISSION

Les taux d'émission ou, plus généralement, les quantités de polluant émises dans l'atmosphère par les procédés, peuvent parfois être difficiles à estimer. Certains modèles permettent de calculer ce taux d'émission.

Exemple 2 :

Prenons l'exemple d'un employé qui remplit 3 fûts par heure de 220 litres d'isopropanol ($P_{sat}=4.4\text{kPa}$, $M=60\text{g/mol}$) dans une entreprise de dégraissage à une température de 20°C . On considère que le tuyau de remplissage est généralement submergé dans le fût ($f=1$).

Estimons le taux d'émission d'isopropanol associé à cette tâche en utilisant l'équation 3 :

$$G = \frac{0.220 \text{ m}^3 \times 3 \text{ fûts/h} \times 4400 \text{ Pa} \times 1}{8.314 \times 293\text{K}} \times 60\text{g/mol} \approx 72\text{g/heure}$$

Le taux d'émission généré par l'activité de remplissage est de 72 g/heure d'isopropanol.

L'approche fondamentale de ses modèles est d'utiliser le principe de conservation de la masse. Ainsi, on peut exprimer la masse de polluant ($M_{A \text{ émission}}$) émise par un procédé comme :

$$M_{A \text{ émission}} = M_{A \text{ dans le procédé}} - M_{A \text{ dans le produit}} - M_{A \text{ dans les sous-produits}}$$

Certains procédés fonctionnant en continu ou semi-continu ont déjà fait l'objet d'études et les valeurs d'émission ont été publiées dans la littérature, notamment pour les émissions de moteurs (CO, particules, SO_2 ...).

Dans le cadre de l'évaporation d'un solvant volatil d'un container, l'INRS et l'INERIS ont développé une relation empirique [17] permettant de déterminer la vitesse d'évaporation des composés organiques volatils, telle que :

$$G = 22.01 \times S \times U \times M^{0.4} \times \frac{P_{sat}(T_s)}{P_{atm}}$$

G = la vitesse d'évaporation (g/s)
 S = la surface d'évaporation du solvant (m^2)

M = la masse moléculaire du solvant (g/mol)

U = la vitesse de l'air au niveau de la surface (m/s)

$P_{sat}(T_s)$ = la pression de vapeur à la température T_s de la surface

P_{atm} = la pression atmosphérique

Pour le cas particulier d'activité de remplissage d'un container (fûts ou bouteilles) par un liquide volatil, il existe un modèle [18] permettant de calculer le taux d'émission associé à ce procédé :

$$G = \frac{V r P_{sat} f}{R T} \times M \text{ (g/heure)}$$

G = taux d'émission

V = volume du container (m^3)

r = vitesse de remplissage (nombre de containers remplis par heure)

P_{sat} = la pression de vapeur saturante de la substance (Pa)

f = facteur de saturation

R = constante des gaz parfaits ($8.314 \text{ m}^3 \text{ Pa} / \text{mol.K}$)

T = Température (K)

M = masse molaire (g/mol)

À l'intérieur du container pendant le remplissage, l'air atteint une certaine fraction (f) de la pression de saturation [19]. Il est à noter que f peut être supérieur à 1 si le remplissage du container génère des éclaboussures et des aérosols. Le facteur f varie donc selon la façon dont on remplit le container (cf. Figure 3).

MODÈLES DE SATURATION / ÉVAPORATION

Ce modèle [18] est applicable dans des lieux clos, très peu ou non ventilés ($Q = 0$).

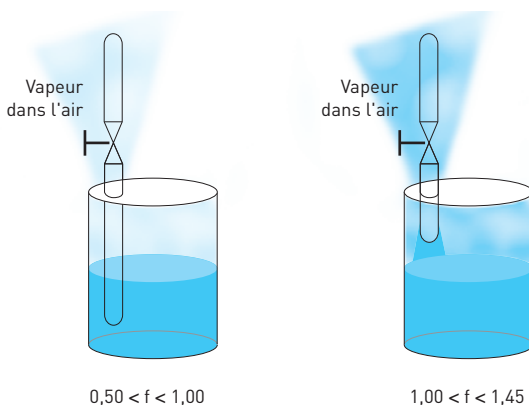
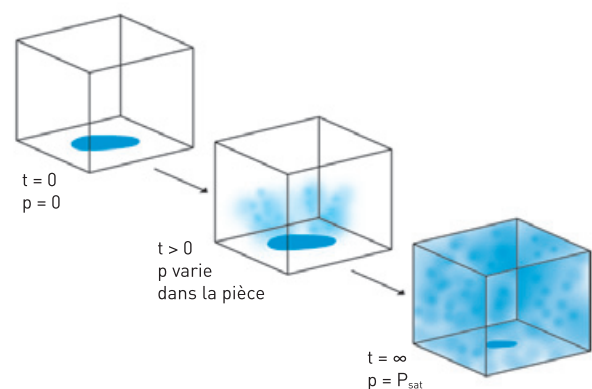
La pression de vapeur saturante (P_{sat}), pour une substance pure A, liquide ou solide, est la pression à laquelle la phase gazeuse est en équilibre avec la phase liquide ou la phase solide. La concentration du polluant A dans l'atmosphère ne saurait donc être supérieure à sa concentration à saturation (C_{sat}), avec :

$$C_{sat} = \frac{P_{sat}}{P_{atm}} \times 10^6 \text{ (ppm)}$$

Ainsi, on peut considérer que si l'on attend suffisamment longtemps ($t = \infty$) et que l'on a une quantité suffisante de polluant pour atteindre la saturation, l'atmosphère de la pièce se charge progressivement en polluant jusqu'à atteindre la valeur limite C_{sat} , qui correspond au pire cas pour l'exposition (cf. Figure 4).

Dans le cas fréquent où le polluant se trouve dans un mélange, en considérant la fraction molaire

$$Y_A = \frac{n_A}{n_{total}}$$

FIGURE 3**Remplissage d'un container****FIGURE 4****Modèle de saturation**

On a :

$$C_A = Y_A \times 10^6 \text{ (ppm)}$$

Avec :

n_A = la quantité de matière de A

n_{total} = la quantité de matière de l'ensemble du mélange volatilisé.

Ce modèle simple peut s'avérer utile pour les liquides ou les solides peu volatils ($P_{sat} < 0,01 P_a$). Cependant, pour les substances volatiles, cette hypothèse induit souvent une surestimation de l'exposition (cf. Exemple 2). Lorsqu'il n'y a pas assez de substance pour saturer l'air de vapeur, il est alors plus utile de raisonner sur le volume de liquide ou de solide évaporé. On a alors :

$$C_A = \frac{V_{liq} \times D \times R \times T}{M \times P_{atm} \times V_p} \times 10^9 \text{ (ppm)}$$

Avec :

V_{liq} = volume de liquide évaporé (l)

D = masse volumique (kg/l)

M = masse molaire de la substance (g/mol)

T = température de pièce (K)

V_p = volume de la pièce (m^3)

P_{atm} = la pression atmosphérique (Pa)

R = constante des gaz parfaits ($8,314 \text{ m}^3 \text{ Pa/mol.K}$)

La boîte uniformément mélangée

Un grand nombre de modèles utilisés pour estimer l'exposition aux polluants chimiques en entreprise ou chez le consommateur sont basés sur le modèle de la boîte uniformément ventilée (cf. Figure 5).

Ce modèle [18] consiste à considérer que l'environnement de travail est un lieu ventilé par un débit d'air entrant Q_{in} et sortant Q_{out} de concentration en polluants ? A, C_{Ain} et C_{Aout} , dans une pièce de volume connu V où a lieu une émission continue de polluants ? G. On a alors (équation 9) :

$$V \frac{dC_A}{dt} = Q_{in} C_{Ain} + Q_{out} C_{Aout}$$

Dans le cas d'une émission continue, on part des hypothèses suivantes :

■ l'émission du polluant (G_A) est constante au court du temps,

■ $Q_{in} = Q_{out}$,

■ $C_{Ain} = 0$,

■ la concentration en sortie de ventilation C_{Aout} est égale, à l'équilibre, à la concentration dans la pièce C_A ,

■ les phénomènes conduisant à diminuer les quantités de polluants ?

Exemple 3 :

Prenons le cas d'une fuite accidentelle de 22 litres d'isopropanol sur le sol d'un hangar de 1000 m^3 .

$D_{isopropanol} = 0,785 \text{ kg/l}$; $M_{isopropanol} = 60 \text{ g/mol}$; $T = 293 \text{ K}$; $P_{sat \text{ isopropanol}} = 4,4 \text{ kPa}$

$$C_{isopropanol} = \frac{22 \times 0,785 \times 8,314 \times 293}{60 \times 10^5 \times 1000} \times 10^9 = 7000 \text{ ppm}$$

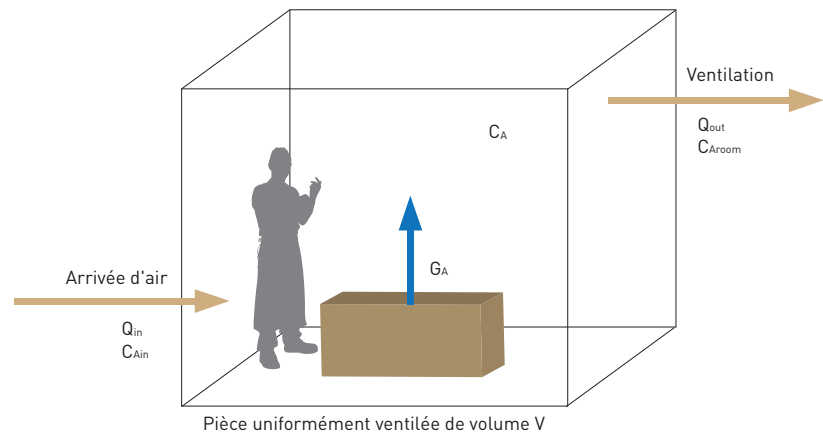
A la pression de vapeur saturante (équation 8) :

$$C_{sat \text{ isopropanol}} = \frac{P_{sat}}{P_{atm}} \times 10^6 \text{ (ppm)} = \left(\frac{4,4 \times 10^2 P_a}{1000 \times 10^2 P_a} \right) \times 10^6 = 44 \text{ 000 ppm}$$

La saturation n'étant pas atteinte, on a donc bien évaporation totale des 22 litres d'isopropanol. La concentration du polluant dans l'atelier est de 7000 ppm.

FIGURE 5

Modèle de la boîte uniformément mélangée



Exemple 4 :

Dans une entreprise d'ameublement, le procédé de vernissage des pièces de bois consomme un litre par heure de vernis (densité = 0,9), contenant 60 % d'acétate d'éthyle. La tâche s'effectue dans un atelier de 2000 m^3 avec un débit de ventilation de $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$. On considère que le séchage du vernis est rapide et que l'acétate d'éthyle se volatilise entièrement ($P_{sat \text{ acétate d'éthyle}} = 10 \text{ kPa}$). De plus, on suppose que la concentration initiale avant application du vernis dans l'atelier est nulle et que l'air entrant dans l'atelier ne contient pas d'acétate d'éthyle. Quelle est la concentration dans l'atelier après une heure et deux heures de fonctionnement du procédé ?

En utilisant l'équation 10 on a :

$$C_A (60 \text{ min}) = \frac{\frac{1}{h} \times 0,9 \frac{\text{kg}}{\text{l}} \times 0,6 \times 10^6}{3600 \text{ s} \times 0,1 \text{ m}^3/\text{s}} \times \left(1 - e^{-\frac{0,1 \text{ m}^3/\text{s} \times 3600 \text{ s}}{2000 \text{ m}^3}} \right)$$

$$\approx 1500 \times (1 - 0,84) \text{ mg/m}^3 \approx 247 \text{ mg/m}^3$$

$$C_A (120 \text{ min}) = \frac{\frac{1}{h} \times 0,9 \frac{\text{kg}}{\text{l}} \times 0,6 \times 10^6}{3600 \text{ s} \times 0,1 \text{ m}^3/\text{s}} \times \left(1 - e^{-\frac{0,1 \text{ m}^3/\text{s} \times 7200 \text{ s}}{2000 \text{ m}^3}} \right)$$

$$\approx 1500 \times (1 - 0,70) \text{ mg/m}^3 \approx 450 \text{ mg/m}^3$$

La concentration en acétate d'éthyle dans l'atelier est de 247 mg/m^3 au bout d'une heure et de 450 mg/m^3 au bout de deux heures.

dans l'air, comme l'adsorption de la substance sur les surfaces, ne sont pas pris en compte. Cette hypothèse peut conduire à une surestimation de l'exposition.

Alors, la solution d'intégration de l'équation 8, permet une première estimation de la concentration du polluant dans l'atmosphère de travail en régime transitoire (équation 10) :

$$C_A = \frac{G_A}{Q} \times \left(1 - e^{-\frac{Q(t-t_0)}{V}}\right) \times C_{A_0} + e^{-\frac{Q(t-t_0)}{V}}$$

Cette équation peut permettre de suivre l'évolution d'une émission dans le temps (cf. Exemple 3).

Lorsque le régime d'équilibre est atteint, on peut alors exprimer la concentration du polluant A comme :

$$C_A = \frac{G_A}{Q} + C_{Ain}$$

Le modèle de la diffusion turbulente

Ce modèle [18] est particulièrement adapté pour évaluer l'exposition d'un travailleur proche de la source d'émission. Il prend en compte les phénomènes de diffusion moléculaire, ou diffusion de Fick, et les phénomènes de diffusion turbulente, caractérisés par le coefficient de turbulence D. Il permet d'exprimer la concentration du polluant en fonction de la distance radiale du travailleur par rapport à la source (r) et du temps.

Dans le cas d'une émission continue, on peut alors exprimer l'exposition comme suit (équation 12) :

$$C_A(r,t) = \frac{G}{K_{sym}\pi Dr} \times \left(1 - \sqrt{1 - \frac{r^2}{4\pi Dt}}\right)$$

Avec :

C = concentration du polluant dans l'air (g/m³)

G = taux d'émission (g/min)

D = coefficient de diffusion de turbulence (m²/min)

r = distance radiale par rapport à la source (m)

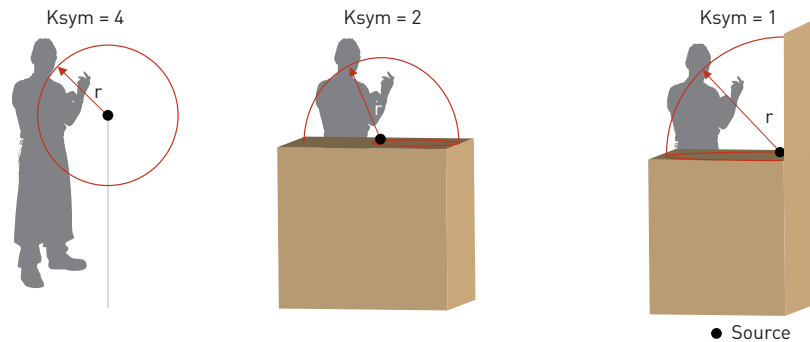
t = temps depuis le début de l'émission (min)

K_{sym} = coefficient de symétrie de l'émission

Le coefficient de symétrie (K_{sym}) permet de tenir compte de la géométrie de l'émission suivant l'ergonomie du poste de travail ou du lieu d'émission (cf. Figure 6).

FIGURE 6

Valeurs du coefficient de symétrie (k_{sym}) suivant la géométrie de l'exposition



Exemple 5 :

Dans un atelier, une cuve de dégraissage, contenant un solvant A peu volatil (densité 0.9), est ouverte 8 heures par jour pendant les heures de travail et fermée le reste du temps. Chaque jour, avant l'ouverture du procédé, les employés refont le niveau dans la cuve en ajoutant 1 litre de solvant pour compenser la perte par évaporation qu'il y eu la journée précédente. On considère que la diffusion du polluant se fait de façon hémisphérique autour de la source avec un coefficient de turbulence D = 0.8 m²/min.

On peut donc calculer G :

$$G = \frac{1 \times 0.9 \text{ kg/l}}{8 \times 60 \text{ min}} \times 10^6 = 1875 \text{ mg/m}^3$$

La concentration du solvant A à un mètre de la source à l'équilibre est :

$$C_A(1 \text{ m, équilibre}) = \frac{G}{2\pi Dr} = \frac{1875}{2\pi \times 0.8 \times 1} = 373 \text{ mg/m}^3$$

La concentration du solvant A à un mètre de la source, une demi-heure après l'ouverture du bac est :

$$C_A(1 \text{ m, 30min}) = \frac{1875}{2\pi \times 0.8 \times 1} \times \left(1 - \sqrt{1 - \frac{r^2}{4\pi D t}}\right) = 330 \text{ mg/m}^3$$

A l'équilibre (t = ∞), l'équation 11 donne (équation 13) :

$$C_A(r, \text{équilibre}) = \frac{G}{K_{sym}\pi Dr}$$

Si l'on se trouve dans le cas d'une émission ponctuelle instantanée, on a alors (équation 14) :

$$C_A(r, t) = \frac{M}{2K_{sym}(\pi Dr)^{1.5}} \times e^{-\frac{r^2}{4Dt}}$$

Avec :

M = masse émise instantanément (g)

La difficulté dans ce modèle est de déterminer la valeur du coefficient de turbulence D. Il peut être déterminé soit de façon expérimentale ou soit en utilisant des relations empiriques en fonction de la ventilation et du dimensionnement des ateliers [18].

Quelques valeurs du coefficient de turbulence relevées dans la littérature [18] sont données dans la Figure 7.

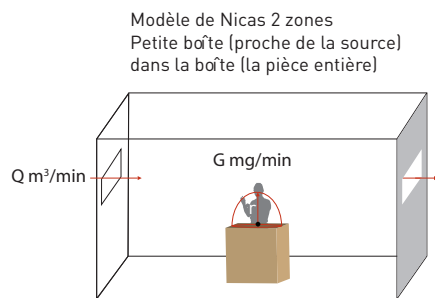
FIGURE 7

Valeurs mesurées du coefficient de turbulence [18]

Taille de la pièce	Renouvellement d'air par heure	D (m ² /min)
87 782 m ³	0.3	11.5
26 822 m ³	11	0.1 - 1.3
131 673 m ³	5	0.1-0.8
234 692 m ³	5.7	0.085 - 0.884
88 087 m ³	8.2	0.085 - 9.988
14 325 m ³	10.5	0.11 - 0.23

FIGURE 8

Modèle à deux compartiments



L'approche à deux compartiments (Near field/Far Field)

L'approche à deux compartiments ou deux zones [20,21] diffère du modèle de la boîte uniformément mélangée (cf. Figure 8).

Ce modèle permet une estimation de l'exposition sur la base d'une représentation de l'environnement de travail sous la forme de 2 compartiments :

- Une zone proche de l'émission, où les débits de ventilation sont plus faibles, représentant la zone d'exposition directe du travailleur au contact de la source d'émission.

- Une zone éloignée représentant le reste de la pièce.

De nouvelles constantes sont introduites par rapport au modèle de la boîte uniformément mélangée :

- Les volumes des deux nouveaux compartiments (V_{near} , V_{far}).

- Les concentrations dans les deux nouveaux compartiments (C_{near} , C_{far}).

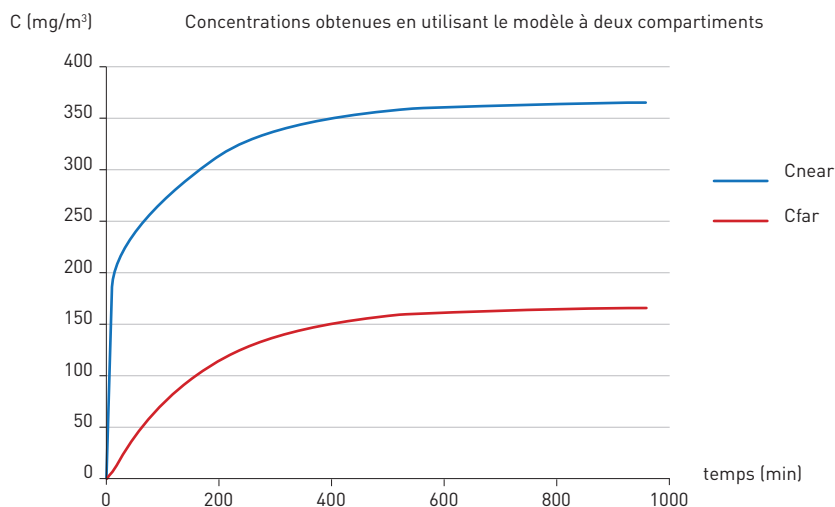
- Le coefficient β qui correspond au taux constant d'émission de masse entre les deux zones (mg/min).

Les équations mathématiques du modèle étant beaucoup plus complexes que celles du modèle de la boîte uniformément mélangée, elles ne seront pas fournies dans cet article. L'utilisation de ce modèle nécessite un outil informatique ou une feuille de calcul, tel que le freeware IHMOD, développé par l'AIHA [22].

Ce modèle présente l'avantage de tenir compte du fait que, bien souvent, les niveaux d'exposition sont supérieurs à proximité de la source d'émission que dans le reste de la pièce. Cette approche permet donc pour un même atelier

FIGURE 9

Exemple d'utilisation du modèle à deux compartiments



d'évaluer la différence d'exposition entre un travailleur exposé directement à la source et un travailleur qui se trouverait dans la même pièce mais éloigné de l'émission.

Exemple 6 :

Dans un atelier ventilé (6 m³/min) de 1000 m³, un employé travaille 8 heures sur un procédé de dégraissage émettant en continu 1g de solvant pendant que deux autres collègues vaquent à leurs propres tâches à bonne distance du procédé émetteur.

Pour calculer leurs expositions, on considère une première zone (V_{near}) de 20 m³ autour du procédé correspondant à la zone de travail de l'employé, échangeant 5 m³/min d'air (β) avec le reste de la pièce.

Les résultats suivants présentés Figure 9 ont été obtenus avec le logiciel IHMOD [21].

La courbe bleue représente l'exposition en mg/m³ du travailleur proche du procédé et la courbe rouge, celle des employés travaillant à distance du procédé (en dehors de la zone proche définie de 20 m³).

LES MODÈLES D'EXPOSITION PAR VOIE CUTANÉE

La nature même de l'exposition par voie cutanée est complexe et dépend du type de danger que l'on étudie.

Lorsque l'on s'intéresse aux effets locaux, c'est-à-dire aux risques de brûlures, d'irritation ou de sensibilisation par une substance chimique, il n'est pas pertinent d'estimer l'exposition de façon quantitative. L'analyse des modes de défaillances (AMDE² ou AMDEC³, par exemple) peut être une méthode d'évaluation des risques mieux adaptée. Ainsi, la notion d'exposition ne représente plus une quantité de polluant mais la probabilité d'occurrence d'une contamination accidentelle par défaillance des procédés (projection, ruissellement de la substance lors de fuite...) ou des équipements de protection (inefficacité des gants ou des vêtements de protection).

Lorsque l'on s'intéresse à des effets systémiques, il est utile de quantifier l'exposition en déterminant, non pas uniquement la quantité de substance en contact avec la peau ou dose externe (qui ne permet pas d'évaluer le risque sanitaire de façon directe), mais la quantité de substance qui arrive à pénétrer la barrière de la peau (la dose interne).

² Analyse des modes de défaillances et de leurs effets.

³ Analyse des modes de défaillances, de leurs effets et de leur criticité.

Les déterminants de l'exposition pour la dose interne par absorption cutanée sont alors :

- la quantité de substance déposée sur l'individu, obtenue par mesure dans l'entreprise ou par estimation à partir de données historiques,

- le coefficient de perméation cutanée de la substance, issus de tests toxicologiques ou de modèles type QSAR/SAR,

- la surface de peau contaminée,
- la concentration et la formulation de la substance,

- la présence ou non d'équipement de protection individuels (gants et vêtements de protection).

Les modèles les plus utilisés pour quantifier l'exposition externe et interne par voie cutanée sont RISKofDERM, les scénarios biocides ou encore SkinPerm Tool (AIHA).

A l'heure actuelle, il est très difficile d'évaluer la validité des modèles disponibles car il n'existe pas encore de protocole de mesure de l'exposition par absorption cutanée suffisamment robuste et fiable pour être couramment utilisés. La mesure de l'exposition externe est fastidieuse.

Pour transformer une dose externe en dose interne, il existe des méthodes toxicologiques validées mesurant l'absorption cutanée des substances chimiques. Mais elles ne sont pas toujours très pertinentes car elles sont souvent réalisées sur des substances pures (alors même que les substances peuvent être diluées dans des produits en situation de travail) et le mode de contamination utilisé lors des tests (application de patches pendant une durée déterminée) ne représente pas bien les situations de travail réelles.

En conséquence, les modèles disponibles doivent être utilisés qualitativement ou semi quantitativement, en prenant un recul critique suffisant vis-à-vis des valeurs quantitatives fournies.

LA DÉMARCHE BAYÉSIENNE

Il existe deux façons d'aborder les statistiques : par l'approche fréquentielle qui consiste à estimer le maximum

de vraisemblance et par l'approche bayésienne qui consiste à tenir compte du passé. Dans les statistiques bayésiennes, une probabilité ne représente pas le passage à la limite d'une fréquence, mais le degré de confiance accordé à une hypothèse.

Dans les modèles bayésiens, on distingue trois ensembles : la connaissance a priori des niveaux de concentration du polluant, appelée priors, la vraisemblance des observations réalisées et le degré de confiance a posteriori d'un niveau d'exposition, appelée posterior (cf. Figure 10). Le posterior est calculé en confrontant les priors à la vraisemblance.

Concrètement, les priors peuvent être des jugements basés sur la confiance que l'on a dans les données de mesures, ou des jugements a priori, basés sur l'expérience du préventeur face à des situations analogues. Les données de vraisemblance sont généralement des mesures de concentrations ou des résultats issus de modèles empiriques ou physiques [23].

Ainsi, dans l'approche bayésienne, on combine plusieurs sources d'informations, aussi bien subjectives qu'objectives, pour décrire l'exposition, tout en minimisant les risques de biais de jugement par traitement statistique de ces données [24, 25, 26].

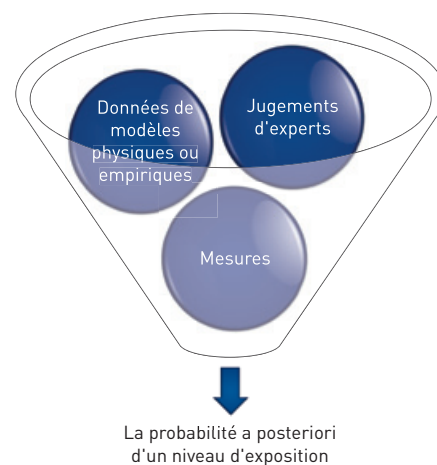
L'avantage de ce type de méthode est de pouvoir tenir compte de certains éléments subjectifs lors d'une évaluation de l'exposition, comme la confiance que l'on a dans les mesures réalisées ou dans la représentativité de l'évaluation vis-à-vis d'un contexte particulier d'étude.

Cependant, comme ces modèles bayésiens sont construits sur des éléments subjectifs (les jugements d'experts), ils en sont dépendants. Si la confiance exprimée en une donnée s'avère erronée, alors l'estimation a posteriori peut, de fait, être faussée.

Plusieurs modèles bayésiens existent comme l'outil SEEE développé par l'Institut universitaire romand de Santé au Travail (IST) [27] ou le logiciel IH Data Analyst développé par l'AIHA et disponible gratuitement sur le site de la société EASI [28]. La commission européenne est, quant à elle, en train de développer un outil bayésien (BEAT⁴)

FIGURE 10

La démarche bayésienne



pour l'évaluation réglementaire des substances (Biocides et Reach).

EXEMPLE D'UNE DÉMARCHE D'ANALYSE BAYÉSIENNE

On teste ici quatre hypothèses sur les niveaux d'exposition ($C \ll \text{VLEP}$, $C < \text{VLEP}$, $C \approx \text{VLEP}$, et $C > \text{VLEP}$) (cf. Figure 11).

Au début de l'évaluation, l'expert ne possède que sa propre expérience (le jugement d'expert initial). Il pense alors que les deux hypothèses $C < \text{VLEP}$ et $C \approx \text{VLEP}$ sont aussi probables l'une que l'autre. Il accorde donc 50 % de confiance aux deux hypothèses.

Il réalise ensuite trois mesures et modélise l'environnement de travail avec le modèle de la diffusion turbulente.

Après application du modèle bayésien, son jugement initial est modifié (en tenant compte de la mesure et de la modélisation) pour donner le résultat a posteriori qui peut modifier ou conforter son jugement initial.

Ici, après utilisation de tous les priors, l'hypothèse $C < \text{VLEP}$ semble être plus vraisemblable qu'elle ne l'était auparavant.

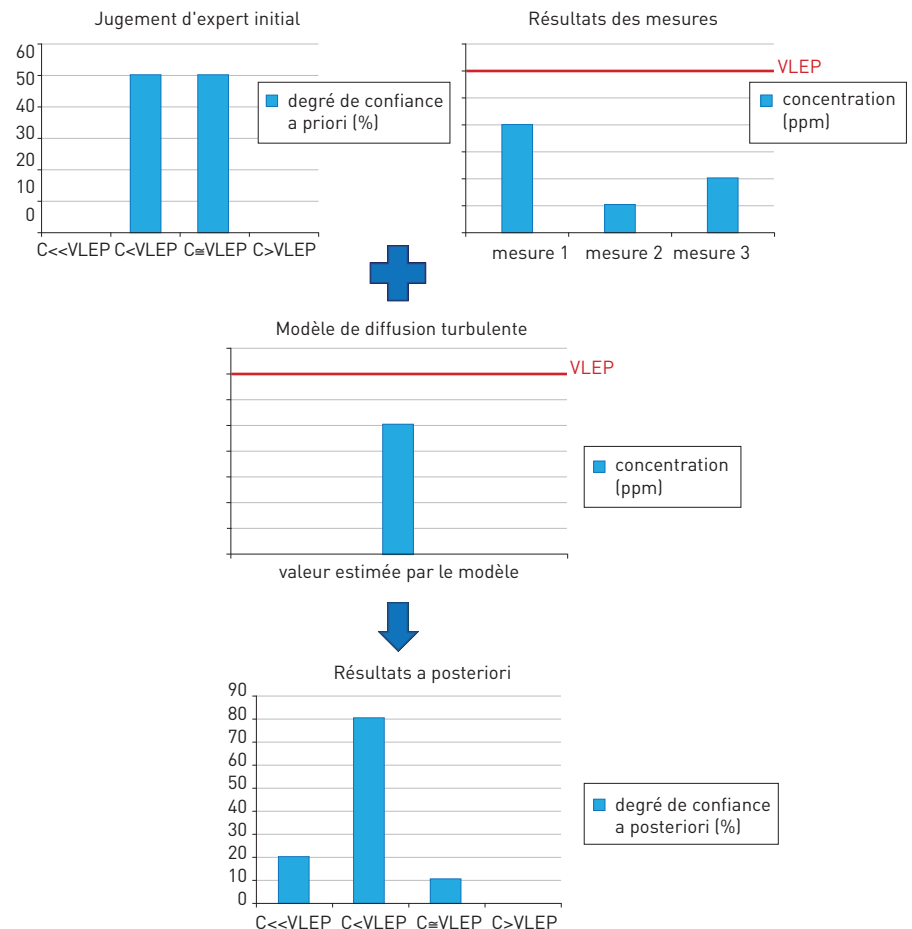
⁴ Bayesian Exposure Assessment Tool.

CONCLUSION

Rapidité de mise en œuvre, optimisation des protocoles d'analyse, possibilité de travailler de façon rétrospective et prospective, limitation des biais de jugement et de l'incertitude sont autant d'atouts que possèdent les techniques de modélisation. Elles nécessitent cependant de disposer de données validées (mesures historiques, paramètres d'émission et de ventilation...) et de créer des outils informatiques facilitant leur mise en œuvre. Les modèles de type probabiliste et bayésien apparaissent aujourd'hui comme les outils les plus pertinents. Ils nécessitent néanmoins un haut niveau d'expertise, alors même que les formations en France dans ce domaine sont peu nombreuses. L'enjeu est fondamental car ces outils pourraient induire en erreur ceux qui les utiliseraient sans regard critique. La facilité d'utilisation des modèles lorsqu'ils sont déclinés sous forme de logiciels prêts à l'usage, peut parfois faire oublier à l'utilisateur que cet outil ne peut qu'appuyer et non suppléer l'analyse des conditions de travail, préambule nécessaire à toute démarche de prévention.

FIGURE 11

Exemple d'une démarche d'analyse bayésienne



BIBLIOGRAPHIE

[1] 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

[2] KROMHOUT H., SYMANSKI E., RAPPAPORT S. - A comprehensive evaluation of within- and between- worker components of occupational exposure to chemical agents. *Ann. Occup. Hyg.*, 1993, 37, 3, pp 253-270.

[3] CHERRIE J.W., SOUTAR A., TRAN C.L., COWIE H.A. - Variability and uncertainty in chemical exposures for regulatory risk assessments. Rapport de recherche TM/04/04 IOM, 2004

[4] KROMHOUT H. - Design of measurement strategies for workplace exposures. *Occupational and Environmental Medicine*, 2002; 59, pp 349-354

[5] HEWETT, P. - Performance-based exposure assessment strategies for TWA exposure limits. Technical. 2005, Report 05-03, Exposure Assessment Solutions, Inc.

[6] HAGBERG M., PUNNETT L., BERGQVIST U., BURDORF A., HÄRENSTAM A., KRISTENSEN T.S., LILLIENBERG L., QUINN M., SMITH T.J., WESTBERG H. - Broadening the view of exposure assessment. *Scand J Work Environ Health*. 2001; 27, 5, pp 354-357

[7] SCHNEIDER T. - Improving exposure assessment requires measurements and modelling. *Scand J Work Environ Health*. 2002; 28, 6, pp367-369

[8] ECHA - Guidance on information requirements and chemical safety - Chapter R.14: Occupational exposure estimation - May 2008

[9] European Commission - Human exposure to biocidal products - Technical notes for guidance, version 2 - June 2007

[10] KROMHOUT H., VERMEULEN R. - Temporal, personal and spatial variability in dermal exposure - *Ann. Occup. Hyg.*, vol 45, No. 4, pp 257-273, 2001

[11] VAN HEMMEN J.J. - Dermal exposure to chemicals - *Ann. occup. Hyg.*, Vol. 48, No. 3, pp. 183-185, 2004

[12] VINCENT R., BONTHOUX F., MALLET G., IPARRAGUIRRE J.F., RIO S. - Méthodologie d'évaluation simplifiée d'évaluation du risque chimique : un outil d'aide à la décision - ND 2233-200-05, INRS, 2005

BIBLIOGRAPHIE

- [13] Triolet J., Héry M. – Les méthodes d'évaluation des risques chimiques : une analyse critique – ND 2312 -216 -09, INRS, 2009
- [14] Base MetroPol, <http://www.inrs.fr/metropol>, le 04/02/09
- [15] LOGAN P., RAMACHANDRAN G., MULHAUSEN J., HEWETT P. – Occupational exposure decisions: Can limited data interpretation training help improve accuracy? – Ann. Occup. Hygiene, 2009, vol. 53, No. 4
- [16] <http://www.advancedreachtool.com>, le 03/03/10
- [17] BRACONNIER R., CAINNEAUX J., TRIOLET J., FOTAINE J.R., SALLÉ B. – Mesures du flux d'évaporation de liquides volatils dans les ambiances de travail – Hygiène et sécurité du travail, ND 2296-212-08, INRS, 2008
- [18] KEIL B., CATHERINE E. SIMMONS, AND T.RENÉE ANTHONY – Mathematical Models for estimating occupational exposure to chemicals, 2nd Edition, AIHA Publications, 2009
- [19] MATTHIESSEN R.C. – Estimating chemical exposure levels in the workspace – Chemical Engineering progress 30-34, 1986
- [20] NICAS M. – Using mathematical models to estimate exposure to workplace air contaminants – Chemical Health and safety, 2003, pp 14- 21
- [21] NICAS M., NEUHAUS J. – Predicting Benzene Vapor Concentration with a near Field/Far Field Model – Journal of occupational and environmental hygiene, 2008, vol 5, pp 599 – 608
- [22] <http://www.aiha.org/insideaiha/volunteergroups/Pages/EASC.aspx>, le 02/03/10
- [23] SOTTAS P.E., LAVOUÉ J., BRUZZI R., VERNEZ D., CHARRIÈRE N., DROZ P.O. – An empirical hierarchical Bayesian unification of occupational exposure assessment methods – Statistics in medicine. 2009, 28, pp 75 – 93
- [24] HEWETT P., LOGAN P., MULHAUSEN J., RAMACHANDRAN G., BANARJEE S. – Rating exposure Control Using Bayesian Decision Analysis – Journal of occupational and environmental hygiene, 2006, vol 3, pp 568 – 581
- [25] VADALI M., RAMACHANDRAN G., MULHAUSEN J. – Exposure modeling in occupational hygiene decision making – Journal of Occupational and environmental Hygiene, 2009, vol 6, pp 353 – 362
- [26] ZHANG Y., BANERJEE S., YANG R., LUNGU C., RAMACHANDRAN G. - Bayesian Modeling of exposure and airflow using two-zone models – Ann. Occup. Hyg, 2009, vol 53, No. 4, pp 4029-424
- [27] <http://www.i-s-t.ch/en/research/exposure-models/global-bayesian-model.html>, le 20 avril 2010
- [28] <http://www.oesh.com/software.php>, le 20 avril 2010