

DENIS BARD

**Évaluation des risques environnementaux pour
la santé publique : des enjeux et des questions
posées aux statisticiens**

Journal de la société française de statistique, tome 145, n° 3 (2004),
p. 47-58

http://www.numdam.org/item?id=JSFS_2004__145_3_47_0

© Société française de statistique, 2004, tous droits réservés.

L'accès aux archives de la revue « Journal de la société française de statistique » (<http://publications-sfds.math.cnrs.fr/index.php/J-SFdS>) implique l'accord avec les conditions générales d'utilisation (<http://www.numdam.org/conditions>). Toute utilisation commerciale ou impression systématique est constitutive d'une infraction pénale. Toute copie ou impression de ce fichier doit contenir la présente mention de copyright.

NUMDAM

Article numérisé dans le cadre du programme
Numérisation de documents anciens mathématiques
<http://www.numdam.org/>

ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX POUR LA SANTÉ PUBLIQUE : DES ENJEUX ET DES QUESTIONS POSÉES AUX STATISTICIENS

Denis BARD *

RÉSUMÉ

Les risques environnementaux pour la santé sont pour l'essentiel de faible ampleur au niveau individuel et donc difficiles à mettre en évidence, avec des enjeux collectifs qui peuvent être considérables. L'une des étapes de la démarche d'évaluation des risques est l'estimation de la relation dose-réponse, avec des incertitudes fortes sur la manière dont on peut la modéliser du domaine observable au non-observable et sur la dosimétrie. Les incertitudes quantitatives sont également importantes dans une autre étape, l'estimation des expositions, où, faute de données spécifiques, on est amené à transposer des résultats d'études conduites sur des populations différentes de celle sur laquelle doit porter l'évaluation. Une contribution croissante des statisticiens dans le champ de l'évaluation des risques environnementaux pourrait permettre une plus grande précision des estimations d'impact sur la santé.

ABSTRACT

Environmental health risks are essentially of low magnitude at the individual level and therefore difficult to ascertain, although they may be important at the population level. One step in the health risk assessment procedure is the dose-response relationship, conveying large uncertainties both on high (observable) to low dose (not observable) modeling and dosimetry. Quantitative uncertainties are also important when assessing exposure : since specific data are usually lacking, risk assessors have to use the results of studies carried out on populations that may be different from the one under study. An increasing contribution of statisticians in the field of health risk assessment would allow a better precision of health impact estimates.

1. Introduction

Les risques pour la santé publique liés à des expositions environnementales partagent des caractéristiques communes. Ils sont, sauf exception (cas de l'amiante et du mésothéliome pleural), de faible ampleur au niveau individuel, peu spécifiques d'un agent causal particulier, et multifactoriels. Il en résulte

* École Nationale de la Santé Publique, av. du Pr. Léon Bernard, 35043 Rennes cedex.
dbard@ensp.fr

qu'il est difficile d'une part de démontrer leur existence et leur impact sur la santé publique avec les outils de surveillance relativement peu sensibles que nous propose l'épidémiologie descriptive, d'autre part de trouver une cause à des augmentations d'incidence bien réelles (cas du cancer de la prostate par exemple [Commission d'orientation sur le cancer, 2003]).

Par ailleurs, les avancées scientifiques et technologiques permettent la mise en évidence de polluants à des concentrations de plus en plus faibles. Les chimistes sont ainsi capables de trouver des molécules provenant de l'activité humaine – peut-être dangereuses – dans ce qui apparaissait comme de la nature non polluée. Ce contexte, marqué par une implication forte de l'opinion, impose une mise en action des autorités de santé publique qui soit aussi transparente que possible.

L'exigence de transparence, la multiplicité des problèmes qui impose, les ressources étant limitées, une hiérarchisation des priorités d'action, fondent la nécessité de disposer d'une approche standardisée pour l'évaluation du risque environnemental, orientée vers l'action, ce qui signifie en premier lieu hiérarchiser l'importance des problèmes.

Une méthodologie appropriée d'évaluation des risques a été proposée en 1983 par l'Académie des Sciences des États-Unis [National Research Council, 1983]. Elle est devenue depuis un standard international, auquel se réfèrent explicitement les documents de méthode et les dossiers traités par les agences internationales en charge d'aspects sanitaires (Organisation Mondiale de la Santé (OMS)/Food and Agricultural Organization (FAO) par exemple) et plusieurs Directives européennes. Elle comporte classiquement quatre étapes : 1) avoir établi un lien de causalité entre l'exposition et l'(es) effet(s) nocif(s) qui peu(ven)t en découler ; 2) connaître la relation dose-réponse ; 3) connaître le niveau des expositions pour chacun des groupes de population concernés ; 4) enfin estimer l'impact pour la santé publique à partir des données précédentes, pourvu que l'on connaisse les incidences ou prévalences de base (en situation d'exposition nulle).

Pour l'essentiel, les enjeux en santé environnementale sont l'impact collectif des faibles risques et la décision de santé publique. Cet article vise à identifier dans ce contexte d'incertitude les problèmes de statistique les plus importants pour lesquels les évaluateurs de risque ont un besoin urgent de l'apport des statisticiens et à poser en conséquence les bases d'un dialogue entre les uns et les autres.

2. Au centre de l'évaluation des risques, l'incertitude

À chacune des étapes, l'évaluateur de risques est confronté à une incertitude soit qualitative, soit quantitative. Par exemple, qu'appelle-t-on un danger ? Chacun sera d'accord pour admettre qu'un cancer est un danger. Mais retiendra-t-on une mutation ponctuelle dans une cellule, phase initiale nécessaire et non suffisante de la cancérogenèse et de surcroît, événement fréquent (plusieurs milliers de cellules subiraient quotidiennement cette transformation) ? L'évaluateur de risque est amené à faire un choix, qui ne peut bien sûr

ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX

être indépendant de ses convictions ou croyances. Il aura néanmoins le devoir impératif de justifier son choix sur des bases aussi scientifiquement solides que possible, dans ce cas en se basant essentiellement sur des considérations mécanistiques. Pour l'estimation de la relation dose-réponse et celle des expositions, on se trouve dans un domaine plus quantitatif, et c'est là que les statisticiens peuvent sans doute apporter leur aide.

Le tableau 1 présente de manière extrêmement résumée l'impact estimé (nombre annuel de décès par cancer) de l'exposition aux dioxines et composés voisins de la population française, selon deux approches, celle de l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US.EPA) et celle adoptée par la plupart des comités d'experts internationaux, de l'OMS notamment.

TABLEAU 1. — Estimations du nombre annuel de décès par cancer attribuables à l'exposition aux dioxines et composés voisins en France. D'après [Collectif, 2000a].

Modèle	Hypothèse d'action	Estimation
OMS	À seuil	0
US.EPA	Sans seuil	2000-5000

Ce qui fait cette spectaculaire différence d'estimation d'impact est l'hypothèse retenue quant au mode d'action cancérigène, qui dicte, dans le paradigme en vigueur, l'approche de la relation dose-réponse. En résumé, il est admis que les cancérigènes génotoxiques agissent sans seuil, tandis que les cancérigènes non génotoxiques ont un seuil d'action à l'instar de n'importe quel autre effet nocif. L'OMS retient l'approche à seuil (les dioxines ne sont pas génotoxiques), l'US.EPA considère qu'il faut néanmoins retenir l'approche sans seuil (empiriquement les dioxines se comportent comme des cancérigènes génotoxiques : l'exposition de rats à ces composés provoque chez eux des cancers sans administration préalable d'un composé mutagène). Il y a donc dans le choix d'un modèle de relation dose-réponse un enjeu décisionnel qui peut être extrêmement important.

3. Questions posées par la modélisation de la relation dose-réponse

3.1. Données expérimentales

En général, les données dont on dispose pour estimer la relation dose-réponse proviennent d'expérimentations chez l'animal.

La figure 1 montre les résultats d'une expérimentation fictive. Les points figurent la réponse moyenne (mesure d'un effet nocif pour la santé) de chacun des groupes de sujets exposés à trois doses ou niveaux d'exposition d'un agent quelconque. On se situe par définition dans le domaine observable, et il existe bien entendu une certaine imprécision sur ces niveaux moyens, non figurée ici, dont l'ampleur dépend de la taille des groupes de sujets.

Réponse

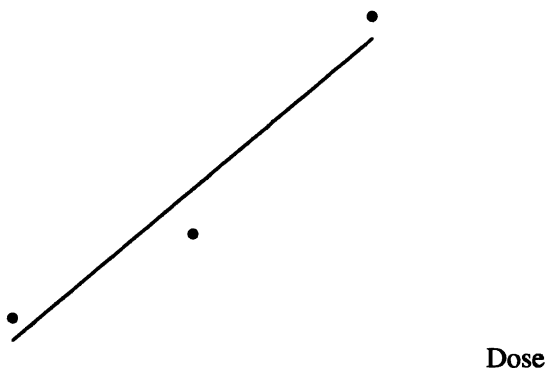


FIG 1. — Données fictives d'une expérimentation animale (points) et ajustement d'une courbe dose-réponse.

Si on admet par exemple que la figure 1 montre les résultats de l'exposition de sujets à des températures élevées, pour un temps de contact fixé, la gravité des brûlures (la réponse) sera fonction de la « dose » comme chacun a pu en faire l'expérience au cours de sa vie, tout comme chacun a pu constater qu'en dessous d'une certaine température, il ne se produisait aucune brûlure. Il y a donc bien dans ce cas un seuil d'action, avec peu d'incertitude de mesure et de variabilité entre individus d'une même espèce. Hors ce cas rare où l'expérience sensible est indiscutablement partagée, l'évaluateur de risque cherche la meilleure estimation d'une valeur à partir de laquelle on pourra baser une décision (par exemple, une norme, une valeur-guide...). Ou bien il s'agit d'estimer une dose sans effet (Dose Sans Effet Observable-DSEO), à partir d'où il sera possible de proposer une dose de référence (en divisant la DSEO par une série de facteurs dits « d'incertitude » ou de « sécurité », qui visent à prendre en compte la variabilité intra et inter-espèces) pour laquelle on peut raisonnablement affirmer qu'il n'y a pas de risque pour les populations exposées; ou bien on a des raisons de considérer que les connaissances biologiques disponibles permettent de retenir une relation dose-réponse sans seuil. Dans les deux cas, l'évaluateur de risque change de logique pour passer de l'observable au non observable.

Les données de la figure 1 pourraient tout aussi bien être le reflet d'une expérimentation de cancérogenèse animale avec un produit génotoxique, que l'on pense être sans seuil d'action. Il s'agit dans ce cas de dériver une relation dose-réponse jusqu'à la dose nulle, autrement dit, ajuster (test d'adéquation) au moins une courbe aux données observées telles que celles présentées sur la figure 1 (avec l'aide d'un statisticien!). On voit qu'il faut à ce stade tenir compte d'éléments de jugement provenant d'autres champs disciplinaires. On introduit donc dans la démarche une certaine incertitude qualitative et quantitative, en raison des lacunes des connaissances biologiques.

Ainsi, un dialogue doit s'instaurer entre l'évaluateur de risque et le statisticien afin de pouvoir faire le meilleur usage possible des connaissances biologiques et des techniques statistiques disponibles.

L'usage d'un seul point du domaine observable (la DSEO ou à défaut la Dose Minimale entraînant un Effet Observable-DMEO) comme c'est la règle générale, ne permet pas de tirer parti de la totalité de l'information disponible. Or ces estimations ponctuelles (DSEO ou DMEO) dépendent d'une part du schéma de dosage retenu par l'expérimentateur (fonction de son expérience pour une large part) et d'autre part de la puissance statistique de l'essai (nombre d'animaux par groupe de dose). Par ailleurs, cette approche interdit de fournir une estimation quantitative du risque, ce qui pose un double problème de décision et de communication : le décideur ne peut savoir le risque associé à un dépassement modeste de la dose de référence, il est donc contraint de faire en sorte que l'ensemble des individus exposés ou susceptibles de l'être le soient en-deçà de la valeur de référence; il lui est impossible d'expliquer aux parties prenantes qu'un tel dépassement peut être sans conséquence sur le plan du risque. À l'inverse, cette approche laisse croire que le respect de cette valeur limite d'exposition est assorti d'une absence de tout risque. Ainsi, la figure 2 montre les résultats de deux expérimentations animales A et B portant sur les effets toxiques causés par un agent donné. La pente de la courbe dose-réponse en A est beaucoup plus marquée qu'en B, où les données sont par ailleurs plus compatibles avec une réponse linéaire depuis l'origine. La Dose Sans Effet Observé pour B est plus élevée que celle pour A, en raison du type de dosage dans l'expérimentation B. Ces limitations ont suscité des propositions alternatives : on voit apparaître dans la littérature, principalement d'origine américaine, des modèles qui visent à tirer le meilleur parti de toutes les données disponibles.

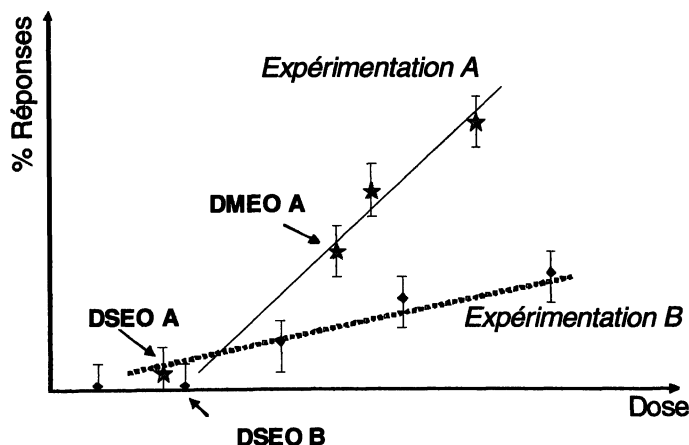


FIG 2. — Réponses à deux expérimentations hypothétiques A et B, avec les limites de confiance à 95 %. DMEO : Dose Minimale entraînant un Effet Observé; DSEO : Dose Sans Effet Observé * : résultats de l'expérimentation A; • : résultats de l'expérimentation B. D'après [Crump, 1984].

La figure 3 reprend des propositions de l'Agence américaine de protection de l'environnement (US.EPA) [USEPA, 1996]. Il y a dans ce cas une approche uniforme pour le traitement des données, que l'on modélise à partir de l'ensemble de l'information disponible dans le domaine observable, en testant l'adéquation du modèle. Si l'on considère sur la base de considérations de nature « biologique » (mode d'action connu), qu'il y a un seuil d'action, on utilisera la limite supérieure de l'intervalle de confiance pour une valeur déterminée de la réponse (par exemple 10 %) pour déterminer la dose repère (*benchmark dose*), et on utilisera ensuite la même approche par facteurs de « sécurité » ou « d'incertitude » pour obtenir une dose de référence. Par rapport à l'approche traditionnelle, on est ici en mesure de quantifier le risque pour n'importe quelle dose.

Les modèles à utiliser peuvent être purement statistiques, ou tenter d'incorporer des considérations mécanistiques. Dans la mesure où plusieurs modèles s'ajustent correctement aux données, la décision d'utiliser un modèle plutôt qu'un autre relève de choix para-scientifiques. Ainsi l'US.EPA utilise-t-elle pour le risque cancérigène un modèle d'extrapolation par défaut (modèle multi-étapes linéarisé) au double motif qu'il a une base biologique et qu'il donne en général les estimations les plus pessimistes de risque à dose donnée.

Dans le cas particulier des effets non cancérigènes des dioxines, l'US.EPA [USEPA, 1997] propose, pour une réponse croissant avec la dose :

- d'une part le modèle de Hill, qui s'écrit :

$$R(d) = b + \frac{vd^n}{k^n + d^n}$$

avec n (exposant de Hill), v et k des paramètres à estimer, b pour le « bruit de fond » (*background*), v pour la réponse maximale, k correspondant à 50 % de v ,

- D'autre part, lorsque le nombre de groupes de doses est inférieur à 5, la fonction puissance $R(d) = b + sd^n$ avec s : ampleur de l'effet par unité de dose.

L'utilisation de l'un ou l'autre modèle ne dépend pas seulement du nombre de groupes de doses. Les biomathématiciens de l'US.EPA ont également utilisé la fonction puissance lorsque, avec le premier modèle, la procédure de régression non linéaire ne convergeait pas ou aboutissait à des estimations non physiquement plausibles de la valeur d'un paramètre. On notera que cette approche pour les effets non cancérigènes est purement statistique et ne permet pas de tenir compte des connaissances sur le mécanisme d'action.

Dans les deux cas, il s'agit d'estimer des doses effectives d_p qui satisfont la relation d'excès de risque pour le risque $p \times 100$

$$\frac{R(d_p) - R(0)}{R(\infty) - R(0)} = p$$

ÉVALUATION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX

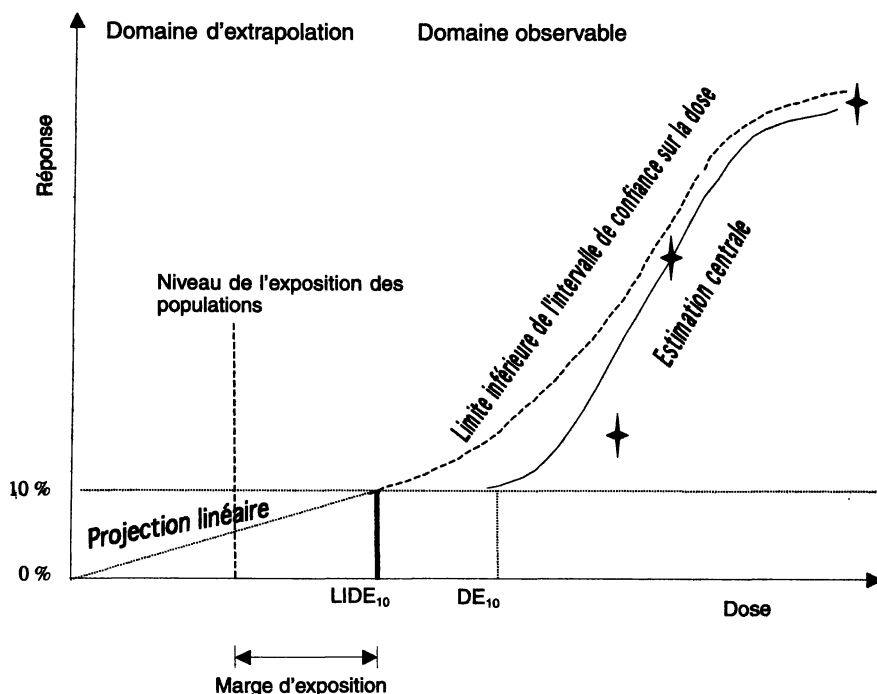


FIG 3. — Les propositions de l'US.EPA pour l'établissement de relations dose-réponse hors domaine observable pour les effets autres que cancer. LIDE₁₀ = Limite inférieure de l'intervalle de confiance sur la dose correspondant à 10 % d'excès de risque ou Benchmark Dose = approche par « facteurs de sécurité ». D'après [USEPA, 1996].

Les doses efficaces 1 %, 5 % ou 10 %, ou plutôt la limite inférieure de leur intervalle de confiance peuvent être estimées (figure 3), la valeur à retenir *in fine* correspondant à un choix du décideur.

Il y a donc lieu à synthèse critique sur l'usage actuel des modèles de risque. Au-delà, les remarques formulées précédemment pour la modélisation du risque cancérigène s'appliquent également ici : ces modèles sont-ils améliorables sur le strict plan des techniques statistiques ? Comment incorporer toute l'information disponible sur les mécanismes d'action ?

Pour ce qui concerne les relations dose-réponse sans seuil (applicables aussi aux relations dose-réponse dans le domaine microbiologique dès lors que l'on admet que l'infection est un processus sans seuil), on dispose de nombreux modèles, des modèles purement statistiques aux modèles d'expansion clonale incorporant une part considérable de mécanique biologique. Ils ont été considérablement débattus au cours de la dernière décennie, ce qui ne veut pas dire qu'il n'y plus lieu de tenter de les améliorer. On peut en effet espérer notamment que les développements prometteurs de la génomique et de la protéomique apportent des éléments de raffinement des modèles à base biologique.

Enfin, et quoi qu'il en soit des développements envisagés, la validité des modèles d'extrapolation ne peut être vérifiée par l'observation aux niveaux d'excès de risques généralement considérés comme acceptables (de 10^{-3} à 10^{-6}), faute d'outils d'observation suffisamment sensibles.

Si l'on examine maintenant la composante dosimétrique de la relation dose-réponse, un problème se pose à l'évaluateur de risque, celui des conditions de l'utilisation de données de dose *in vitro* pour remonter au système pertinent pour la décision en santé publique environnementale, l'estimation des expositions. Les données d'expérimentation *in vitro* sont en effet nombreuses et peuvent fournir des éléments très utiles à la compréhension des mécanismes biologiques mis en œuvre. Plus on s'éloigne des conditions d'exposition des individus pour aller vers le niveau moléculaire, plus les étapes de transposition des résultats obtenus sont nombreuses (figure 4). Ici encore il y a incertitude qualitative et quantitative, dont la nature et l'importance relative sont susceptibles de varier d'une étape à l'autre. La question posée aux statisticiens est ici celle des voies et moyens de modélisation de l'incertitude. Suffit-il par exemple de conduire des analyses de Monte-Carlo pour chaque segment ou d'autres approches et techniques sont-elles envisageables ? Il y a certainement dans ce cas des éléments communs au questionnement effectué plus haut sur la relation dose-réponse : comment choisir entre, ou combiner, les deux approches statistique et mécanistique ?

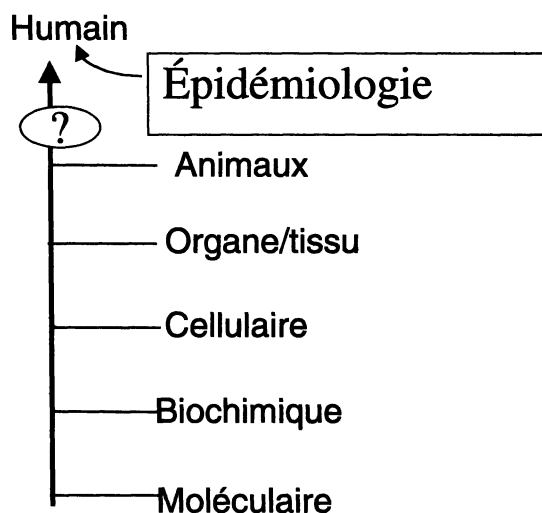


FIG 4. — Relations quantitatives : du niveau moléculaire à l'organisme entier.

Enfin, la réponse tissulaire ou *a fortiori* moléculaire n'est pas nécessairement en rapport simple avec l'exposition. Il peut y avoir saturation ou activation de voies métaboliques, des interactions complexes conduisant à des relations dose-réponse non linéaires pour un niveau donné. Par exemple, le récepteur cellulaire Ah qui est un élément fondamental, sinon exclusif, du mode d'action

des dioxines et composés voisins est présent dans presque toutes les lignées cellulaires. Cependant, toutes ne répondent pas de la même façon à une même dose. Comment le statisticien peut-il aider l'évaluateur de risque à tirer le meilleur parti des connaissances existantes ?

Un autre composant dosimétrique important pour la relation dose-réponse est l'estimation de la demi-vie biologique des composés chimiques d'intérêt. Par exemple, la dioxine a une demi-vie de 5,8 à 11,3 ans selon les auteurs [Collectif, 2000a]. De ce fait et compte tenu d'un apport permanent quotidien, ce composé s'accumule dans l'organisme durant la vie. La durée longue augmente l'estimation de risque de décès par cancer selon le modèle US.EPA de 40 % par rapport à l'estimation intermédiaire de 7,1 ans. On se trouve ici dans une discussion sur les cinétiques d'élimination qui ne sont pas nécessairement de même ordre selon l'importance des doses reçues. Il nous semble qu'il y a là un autre champ ouvert à la modélisation biomathématique.

D'une manière générale, les évaluateurs de risque non statisticiens se posent régulièrement un problème de choix d'indicateur de dose ou d'exposition : faut-il prendre la moyenne arithmétique, la moyenne géométrique, la médiane pour estimer l'impact sanitaire ? Quoique des travaux soient publiés régulièrement sur ce thème (par exemple [Crump, 1998 ; Collectif, 2000b]), une publication didactique visant à préciser les règles de décision serait d'une grande utilité.

3.2. Études épidémiologiques

Les études épidémiologiques ont l'immense avantage de se situer dans le système pertinent pour l'évaluation des risques, les populations humaines, ce qui élimine une source d'incertitude majeure et par ailleurs difficilement quantifiable, la transposition à l'homme des observations réalisées chez l'animal. Malheureusement, les études épidémiologiques qui fournissent des éléments permettant de quantifier les expositions ou les doses reçues ne sont pas légion. Un cas à part, déjà très exploré et qui continue de l'être, est celui des rayonnements ionisants pour lesquels les incertitudes dosimétriques sont relativement faibles, ce qui contribue bien sûr à réduire l'incertitude globale. Il n'en est pas de même pour les dioxines. Les études épidémiologiques sur le risque de cancer lié à ces molécules ne comportent que depuis quelques années des données permettant de quantifier une relation dose-réponse.

La publication la plus récente sur ce thème est une méta-analyse¹ des études de cohortes de travailleurs exposés aux dioxines, qui fournissent ce type de données dosimétriques mises en rapport avec le risque de décès par cancer tous sites confondus [Crump *et al.*, 2003]. Ces auteurs proposent une méthode pour rendre cohérentes les estimations de doses utilisées dans les études contributives et proposent des approches ingénieuses (en tout cas

1. Le principe des méta-analyses est de considérer que des études épidémiologiques explorant la même question avec des protocoles voisins peuvent être considérées comme autant de strates d'une seule étude. À partir d'un jugement porté sur la qualité suffisante de chacune des études, on peut estimer un risque relatif global, et donc gagner en puissance, en pondérant les risques relatifs observés dans chacune en fonction de leur qualité et/ou de leur précision [Blettner *et al.*, 1999].

pour le lecteur non statisticien) de modélisation de la relation dose-réponse. Chacun des éléments de méthode proposé est discuté et justifié, par exemple l'importance du temps de latence à considérer entre exposition et décès par cancer ou la nécessité ou non de tenir compte du bruit de fond d'exposition aux dioxines auquel sont soumis tant les travailleurs étudiés que les populations de référence. Une place particulièrement importante est donnée aux tests de tendance. La question que se pose l'évaluateur de risques non statisticien est celle de l'interprétation des résultats et de la valeur à leur accorder. Un premier enjeu est la traduction de ceux-ci en termes décisionnels : les résultats présentés apportent-ils une contribution telle qu'ils doivent remplacer les estimations des auteurs dont les travaux ont contribué à la méta-analyse ? Cette question se pose en fait pour toute méta-analyse. Dans ce cas précis s'en ajoute une autre : est-il envisageable de tenir compte *globalement* des incertitudes ? Chacune des alternatives de méthode citées plus haut est en effet discutée et justifiée point par point, mais elles ne sont pas nécessairement indépendantes quant à la propagation de l'incertitude d'un bout à l'autre de la démarche.

3.3. La question des équivalences de toxicité

L'une des faiblesses majeures de l'évaluation des risques est de ne savoir traiter en pratique que des problèmes posés par un seul composé. On ignore donc ce qui peut bien se passer dans la vraie vie, où les expositions sont multiples. Un moindre mal est de regrouper des molécules présentant des caractéristiques toxicologiques communes, par exemple des ressemblances structurales ou dans le meilleur des cas une connaissance établie d'un mode d'action commun. Cette approche a été développée pour l'essentiel pour les congénères d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) d'une part et pour les dioxines et composés voisins d'autre part. En pratique, un composé index est choisi, le plus toxique de la famille en principe, les autres congénères se voyant attribuer par des comités d'experts une fraction de la toxicité de la molécule index. Dès lors que l'on connaît la concentration de chaque congénère dans un milieu donné, il est possible de caractériser la toxicité de ce dernier par une seule valeur. Les hypothèses sous-jacentes et jamais entièrement vérifiées sont l'additivité des effets et la conservation du classement relatif d'un congénère pour différents effets toxiques, par exemple une puissance relative similaire pour les cancers et pour l'induction d'enzymes hépatiques, ainsi que d'une espèce à l'autre pour un même congénère et pour le même effet [Vidy et Bard, 2003]. Il y a donc ici encore des sources considérables d'incertitude, qualitative et quantitative, sur lesquelles les statisticiens pourraient avoir des propositions à faire, toujours dans une optique de décision en santé publique.

4. Estimation des expositions

Pour estimer les expositions d'une population quelconque, il est nécessaire de connaître cette population (caractéristiques socio-démographiques) et de pouvoir estimer pour chaque sous-population pertinente, par classe d'âge par

exemple, les niveaux d'exposition. Il est rare que les contraintes de temps et de moyens permettent de réaliser les enquêtes de terrain dont on devrait dans l'idéal pouvoir disposer pour chaque évaluation de risques. On est donc amené à utiliser des données d'enquêtes réalisées sur des populations *a priori* différentes de celle à étudier, qu'elles aient été conduites ailleurs ou longtemps auparavant, ou les deux. Un cas particulier est celui des enquêtes nationales, par exemple les études INCA, représentatives de la consommation alimentaire individuelle des Français, dont les effectifs sont insuffisants (3000 sujets de plus de 3 ans dans la dernière en date) [Volatier, 2000] pour permettre de conduire des analyses sur une base restreinte géographiquement ou sociologiquement. Ainsi, les données sur la consommation alimentaire des Bretons issues de cette enquête ne porteraient *grosso modo* que sur 300 sujets à l'échelle de la région. Dès lors, on ne peut guère envisager d'avoir des estimations d'une précision suffisante pour des groupes intra-régionaux plus restreints (par exemple une catégorie démographique spécifique). Des estimations plus précises au plan régional existent, comme l'étude de la consommation alimentaire individuelle de la population du Val-de-Marne portant sur 1100 sujets, mais elle est antérieure d'une dizaine d'année et porte sur une population géographiquement et (très probablement) sociologiquement différente [Herberg *et al.*, 1991a et b; Preziosi *et al.*, 1991]. Est-il néanmoins concevable de combiner les résultats des deux enquêtes pour caractériser les habitudes alimentaires d'une sous-population bretonne ?

La discussion de critères de choix à prendre en compte pour décider qu'une étude faite ailleurs et/ou ancienne donne des résultats trop biaisés dans un contexte précis est certainement familière aux statisticiens. Elle l'est beaucoup moins dans le contexte français pour les évaluateurs de risque, qui doivent disposer de bases pour répondre à la question : « en utilisant tel jeu de données (souvent les seules disponibles) pour la présente évaluation des risques, à quel point suis-je dans l'erreur ? ». Il y a matière dans ces conditions à ce que les statisticiens puissent aider les évaluateurs de risque à se doter de règles de décision, même s'il est clair que chaque situation particulière doit se voir apporter une réponse spécifique.

5. Conclusion

Les quelques questions qui précèdent sont certainement pour une part le reflet des ignorances de l'auteur. Dans la mesure où l'évaluation des risques est une démarche par nature multidisciplinaire, des lacunes sont inévitables chez n'importe quel évaluateur de risque : à choisir de conforter ses compétences en statistique, on restreindra par nécessité ses connaissances et leur actualisation dans d'autres champs disciplinaires non moins importants. D'où l'importance du dialogue...

Il y a en France un net déficit d'investissement des statisticiens dans le champ de l'évaluation des risques environnementaux. L'intérêt que porte la Société Française de Statistique à ces questions permet d'espérer que, au minimum, les

conditions d'un dialogue entre statisticiens et évaluateurs de risque puissent s'instaurer à bref délai.

Références

- BLETTNER M., SAUERBREI W., SCHLEHOFER B., SCHEUCHENPFLUG T. and FRIEDENREICH C. (1999). Traditional reviews, meta-analyses and pooled analyses in epidemiology. *Int. J. Epidemiol.* **28** 1-9.
- Collectif (2000a). *Dioxines dans l'environnement : quels risques pour la santé ?* Expertise collective. INSERM, Paris.
- Collectif (2000b). *Exposition au radon dans les habitations : évaluation et gestion du risque*. Bard D., éd., Collection Santé & Société n° 8 pp. 152-3. Société Française de Santé Publique, Vandœuvre lès Nancy.
- Commission d'orientation sur le cancer (2003). *Rapport de la Commission d'orientation sur le cancer*. Ministère de la Santé, Paris.
- CRUMP K.S. (1984). A new method for determining allowable daily intakes. *Fund. Appl. Toxicol.* **4**, 854-71.
- CRUMP K.S. (1998). On summarizing group exposures in risk assessment : is an arithmetic mean or a geometric mean more appropriate? *Risk. Anal.* **18**, 293-7.
- CRUMP K.S., CANADY R. and KOGEVINAS M. (2003). Meta-analysis of Dioxin Cancer Dose Response for Three Occupational Cohorts. *Environ. Health Perspect.* **111**, 681-7.
- HERCBERG S., PREZIOSI P., GALAN P., DEHEEGER M. and DUPIN H. (1991a). Dietary intake in a representative sample of the population of Val-de Marne : II. Supply of macronutrients. *Rev. Epidémiol. Santé Publique* **39**, 233-44.
- HERCBERG S., PREZIOSI P., GALAN P., DEHEEGER M. and PAPOZ L. (1991b). Dietary intake of a representative sample of the population of Val-de-Marne; III. Mineral and vitamin intake. *Rev. Epidémiol. Santé Publique* **39**, 245-61.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. COMMITTEE ON THE INSTITUTIONAL MEANS FOR THE ASSESSMENT OF RISKS TO PUBLIC HEALTH (1983). *Risk assessment in the Federal Government : Managing the process*. National Academy Press, Washington, DC.
- PREZIOSI P., GALAN P., DEHEEGER M. and PAPOZ L. (1991). Dietary intake of a representative sample of the population of Val-de-Marne : I. Contribution of diet to energy supply. *Rev. Epidémiol. Santé Publique* **39**, 221-31.
- USEPA (US Environmental Protection Agency) (1996). *Proposed guidelines for carcinogen risk assessment*. Office of Research & Development, Washington, DC.
- USEPA (US Environmental Protection Agency) (1997). *Draft. dose-response modeling for 2,3,7,8-TCDD, in Chapter 8*. Office of Research & Development, Washington, DC.
- VIDY A. et BARD D. (2003). Influence de la valeur des Facteurs d'Equivalence de Toxicité (TEF) sur les estimations d'exposition de la population générale et impact décisionnel. *Environnement, Risques & Santé* **2**, 159-67.
- VOLATIER J.L. (2000). *Enquête INCA individuelle et nationale sur les consommations alimentaires*. Tec & Doc, Paris.