

Les articles suivants reproduisent,
à quelques modifications près,
le texte de mémoires présentés au Colloque sur les

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

qui a eu lieu à Paris du 24 au 26 janvier 1980.

Comparaison des risques inhérents à différents systèmes énergétiques: évolution des méthodes d'analyse

par L.D. Hamilton

Le colloque a fait ressortir les difficultés qui, en matière d'évaluation des risques de santé liés à la production d'énergie, découlent des différences existant entre la mesure *objective* des risques — l'estimation des risques réels d'un procédé — et la perception *subjective* de ces risques. Cette dernière influence le jugement de la plupart des responsables (y compris les gouvernements et les organismes officiels de réglementation), tout comme celui du public. Cette confusion (en dehors même de tous les mécanismes psychologiques fondamentaux qui peuvent entrer en jeu) découle de ce qui suit:

1) L'évaluation des effets des différents systèmes d'énergie sur la santé n'a fait jusqu'à présent l'objet que d'études rapides peu soutenues par les pouvoirs publics; c'est ainsi par exemple que les organismes officiels des Etats-Unis ne s'intéressent aux effets sanitaires des systèmes d'énergie que depuis sept ans et c'est depuis moins longtemps encore que le laboratoire national de Brookhaven dispose de fonds pour effectuer des recherches à ce sujet.

2) Evaluation n'est pas synonyme de recherche. L'évaluation du coût de la production et de l'utilisation d'énergie en matière de santé et d'environnement fait appel à différents

M. Hamilton est chef de la Division des études biomédicales et environnementales, au Laboratoire national de Brookhaven (Etats-Unis d'Amérique).

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

secteurs de recherche distincts. Des travaux de recherche sont nécessaires pour définir les produits polluants émis aux divers stades de différents cycles de combustible, stade de l'utilisation finale compris, et pour suivre, puis quantifier, leurs transformations chimiques, leur transfert, et en particulier leur conversion chimique et biologique, dans l'air, l'eau et la nourriture, jusqu'à l'homme, aux animaux d'élevage et aux plantes cultivées.

Des études épidémiologiques sur l'homme et les espèces présentant un intérêt économique sont nécessaires pour évaluer les dommages entraînés par la pollution. Des laboratoires sont également nécessaires pour analyser les mécanismes biochimiques des dommages biologiques. Il faut ensuite, à partir de ces études et de ces analyses, définir des relations dose-effet acceptables d'un point de vue mécaniste pour permettre aux responsables de l'évaluation des risques de disposer de fonctions dose-effet utilisables. On arrive ainsi à exprimer en termes quantitatifs les connaissances acquises, tout en précisant l'incertitude correspondante, et à jeter la lumière sur des aspects restés jusque là dans l'ombre.

L'évaluation elle-même ne relève pas de la recherche; elle permet seulement de donner, compte tenu de l'état des connaissances du moment, une indication sur ce que l'on sait et ce que l'on ne sait pas à propos des rejets de produits polluants dans les cycles de combustible, de la transformation de ces produits dans l'air, l'eau, la nourriture, etc., de leur transfert jusqu'à l'homme et donc des dangers qu'ils représentent pour la santé et l'environnement, ce qui nous amène à la troisième difficulté.

3) En matière d'évaluation, et ceci en raison de l'état des connaissances (ou de l'absence de connaissances), il faut souvent se contenter d'un niveau de certitude de 60% par exemple car on ne saurait atteindre un niveau de 95% tel qu'il est escompté dans la recherche. Cet écart statistique arrange des groupes d'intérêt particuliers, gouvernements ou entreprises de services publics par exemple, qui, dès le début des évaluations comparatives de risques, ont, pour une raison ou pour une autre, exploité la confusion existant entre réalité et perception du risque.

Le décalage existant entre la réalité du risque et la façon dont il est perçu s'explique par le peu d'études sérieuses réalisées jusqu'à présent, par la modicité des subventions accordées à ces études, par l'acceptation progressive de l'incertitude comme donnée inévitable et par le fait que des groupes d'intérêts particuliers n'ont pas eu de scrupules à profiter des ambiguïtés de la situation. Le fait que les risques soient perçus de façon erronée par le public est dû bien plus au manque de comparaisons objectives des effets sur la santé et à leur mauvaise diffusion dans le public qu'à des raisons purement psychologiques. Ce que j'ai écrit en 1972 reste, hélas, tout à fait d'actualité:

"La perception des dommages par le public a été fortement exploitée. Ceci est spécialement vrai de la prise de conscience croissante des conséquences biologiques de la production et de l'utilisation de l'énergie et, en particulier, du danger des rayonnements. Si rien ne semble prouver que l'intérêt nouveau porté à ces questions ait diminué la demande d'énergie, il a en revanche accru la difficulté qu'ont les organismes publics et les entreprises d'électricité à faire approuver et construire les installations nécessaires pour faire face à cette demande. Le problème réside dans le fait que l'on n'a jamais fourni au public des estimations claires et précises des risques et qu'il n'est pas facile d'obtenir des informations sur les dommages biologiques. Lorsque l'on dispose de données chiffrables, même si celles-ci sont assorties de réserves considérables — comme cela a récemment été le cas pour les rayonnements — l'information est mal diffusée et mal comprise" [1].

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 1. Estimation de la dose annuelle absorbée par les tissus (sources naturelles et zones "normales") [2]

Source d'irradiation	Dose annuelle absorbée (mrad)			
	gonades	poumons	cellules du pourtour des os	moëlle épineière rouge
Irradiation externe				
Rayons cosmiques:				
composante ionisante	28	28	28	28
composante neutrons	0,35	0,35	0,35	0,35
Rayonnement terrestre: (γ)	32	32	32	32
Irradiation interne				
Radionucléides d'origine cosmique:				
$^3\text{H}(\beta)$	0,001	0,001	0,001	0,001
$^7\text{Be}(\gamma)$	—	0,002	—	—
$^{14}\text{C}(\beta)$	0,5	0,6	2,0	2,2
$^{22}\text{Na}(\beta+\gamma)$	0,02	0,02	0,02	0,02
Radionucléides naturels:				
$^{40}\text{K}(\beta+\gamma)$	15	17	15	27
$^{87}\text{Rb}(\beta)$	0,8	0,4	0,9	0,4
^{238}U - $^{234}\text{U}(\alpha)$	0,04	0,04	0,3	0,07
$^{230}\text{Th}(\alpha)$	0,004	0,04	0,8	0,05
^{226}Ra - $^{214}\text{Po}(\alpha)$	0,03	0,03	0,7	0,1
^{210}Pb - $^{210}\text{Po}(\alpha+\beta)$	0,6	0,3	3,4	0,9
^{222}Rn - $^{214}\text{Po}(\alpha)$ (inhalation)	0,2	30	0,3	0,3
$^{232}\text{Th}(\alpha)$	0,004	0,04	0,7	0,04
^{228}Ra - $^{208}\text{Tl}(\alpha)$	0,06	0,06	1,1	0,2
^{220}Rn - $^{208}\text{Tl}(\alpha)$ inhalation	0,008	4	0,1	0,1
Total (arrondi)	78	110	86	92
Pourcentage de la dose absorbée due aux particules alpha ou aux neutrons	1,2	31	8,5	2,1

PREMIER STADE DE LA COMPARAISON DES RISQUES DE SANTE DUS A DIFFERENTS SYSTEMES D'ENERGIE

Pour mettre au point des méthodes permettant de comparer les incidences sur la santé de différents systèmes énergétiques, on a considéré dans un premier stade une partie seulement du cycle du combustible et l'on a comparé les dommages dus à la production d'énergie électrique à d'autres risques. Les rayonnements émis par une centrale nucléaire et

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 2. Doses probables dues à une centrale nucléaire [3]

	mrem/an
A la limite du site	5
Population résidant dans un rayon de 10 km autour de la centrale	0,6
Ingestion quotidienne de 50 g de poisson et crustacés pêchés à la sortie du canal d'évacuation du condenseur	2,5
Baignade 3 h/j et 120 j/an dans le canal d'évacuation des effluents du condenseur	0,03
Baignade 3 h/j et 120 j/an sur les zones littorales situées de part et d'autre de la centrale	0,006
Fond naturel de rayonnement moyen aux Etats-Unis	105

Nota: Doses probables au niveau de l'organisme entier dues à une centrale nucléaire: doses calculées à Millstone Point (Connecticut) — centrale composée de deux réacteurs d'une puissance de 1300 MW environ et située sur la côte nord du Long Island Sound. Les doses reçues à la limite du site et par la population résidant dans un rayon de 10 km sont les doses accumulées par les individus vivant 24 h/j et 365 j/an à la limite du site ou, à découvert, dans un rayon de 10 km autour de celle-ci.

l'évaluation des risques correspondants constituent l'exemple type de cette approche. Contrairement à beaucoup d'autres phénomènes de pollution de l'environnement, les rayonnements peuvent être mesurés avec précision jusqu'à des doses très faibles. Il convient de tenir compte du fond de rayonnement naturel (tableau 1) lorsqu'on évalue les risques liés à une source supplémentaire. L'une de ces sources supplémentaires de rayonnement est constituée, à l'échelle mondiale, par les retombées radioactives des essais nucléaires. Les doses que recevront jusqu'à l'an 2000 les tissus critiques du fait des essais nucléaires entrepris avant 1971 — c'est-à-dire les engagements de dose — peuvent être comparées à celles qui sont dues au rayonnement naturel. Elles constituent à peu près l'équivalent de la dose correspondant à deux ans de rayonnement naturel.

Le tableau 2 indique la dose probable au niveau de l'organisme entier due à une centrale nucléaire type installée en bord de mer. Aux Etats-Unis, la limite supérieure de dose est actuellement limitée à 5 mrem/an au plus* en bordure d'un site de centrale. Les centrales nucléaires constituant des sources ponctuelles de rayonnement, la population reçoit, dans un rayon de 10 km autour du site d'une centrale nucléaire, des doses inférieures à 0,6 mrem/an et, dans un rayon de 80 km, des doses inférieures à 0,01 mrem/an environ.

En supposant que la relation linéaire existant entre dose de rayonnement et apparition de tumeur, qui a été observée pour les fortes doses et les débits de dose élevés, reste valable pour les très faibles doses délivrées avec un très faible débit de dose par les centrales

* Appendice 1 du chapitre 10 du Code de réglementation fédérale, section 50, portant sur les procédures d'autorisation des centrales nucléaires.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 3. Risque de décès par an pour un individu [3]

		Risque	Probabilité
Décès accidentel	57	sur 100 000	0,00057
Décès dû à un accident de la route	26,7	sur 100 000	0,00027
Décès dû à une maladie cardiaque	364	sur 100 000	0,00364
Décès dû à un cancer	157	sur 100 000	0,00157
Décès dû à toutes les leucémies spontanées	67	sur 1 million	0,000067
Leucémie due à une irradiation de l'organisme entier de 1000 mrem	1	sur 1 million	0,000001
Leucémie due au rayonnement naturel (35 ans)	3,7	sur 1 million	0,0000037
Leucémie provoquée par des réacteurs de puissance (35 ans en limite de site, ingestion de poisson et baignades)	2,6	sur 10 millions	0,00000026
Leucémie provoquée par des réacteurs de puissance (35 ans – population résidant dans un rayon de 10 km autour du site)	2,1	sur 100 millions	0,000000021

Nota: Risque de décès par an pour un habitant des Etats-Unis (données extraites de "Statistical Abstract of the United States" – 1970). Les risques de leucémie indiqués en dessous du trait représentent un risque supplémentaire de décès à ajouter à ceux de toutes les leucémies spontanées. De même, les risques de décès dus à toutes les autres formes de cancer seraient cinq fois supérieurs à celui qui est indiqué pour le cancer (157 sur 100 000).

nucléaires, il est possible de calculer le nombre de cancers à prévoir dans une population donnée à la suite d'une exposition au rayonnement. Les estimations de ce risque peuvent alors être utilisées aux fins de comparaison avec d'autres causes de mortalité. Le tableau 3 indique pour un individu la répartition du risque annuel de décès selon la cause: pour les décès accidentels ce risque est de 57 pour 100 000; pour les accidents de la route, le risque est de 26,7 pour 100 000; pour les maladies cardio-vasculaires, il est de 364 pour 100 000; pour le cancer, il est de 157 pour 100 000; et pour toutes les formes de leucémie spontanée, le risque est de 67 pour 1 000 000*.

Comme le montre ce tableau, l'automobile tue, chaque année, mille fois plus que la leucémie due à l'exposition pendant 35 ans aux niveaux maximaux de rayonnement, près d'une

* Ces chiffres sont extraits du "Statistical Abstract of the United States of America" de 1970.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

centrale nucléaire. Après 35 années d'exposition, le risque de décès dû à une leucémie est, pour la population vivant dans un rayon de 10 km autour de la centrale, donc la population la plus exposée, dix mille fois inférieur en moyenne au risque de décès dû à un accident d'automobile; autrement dit, en 35 ans, un individu aura 350 000 fois plus de chances d'être tué dans un accident de la route que de mourir d'une leucémie. Le nombre total des tumeurs induites par des rayonnements étant cinq fois supérieur environ au nombre de cas de leucémie, le risque total de décès par cancer à ces niveaux de dose reste donc infinitésimal. De plus, même si l'on tient compte du fait que le fœtus est environ dix fois plus sensible aux effets oncogéniques des rayonnements qu'un individu pris au hasard dans la population, il faut considérer que le fœtus reste en principe dans l'utérus moins d'un an. Le risque auquel est exposé le fœtus est donc environ trois fois inférieur à celui que court l'ensemble de la population après 35 années d'exposition.

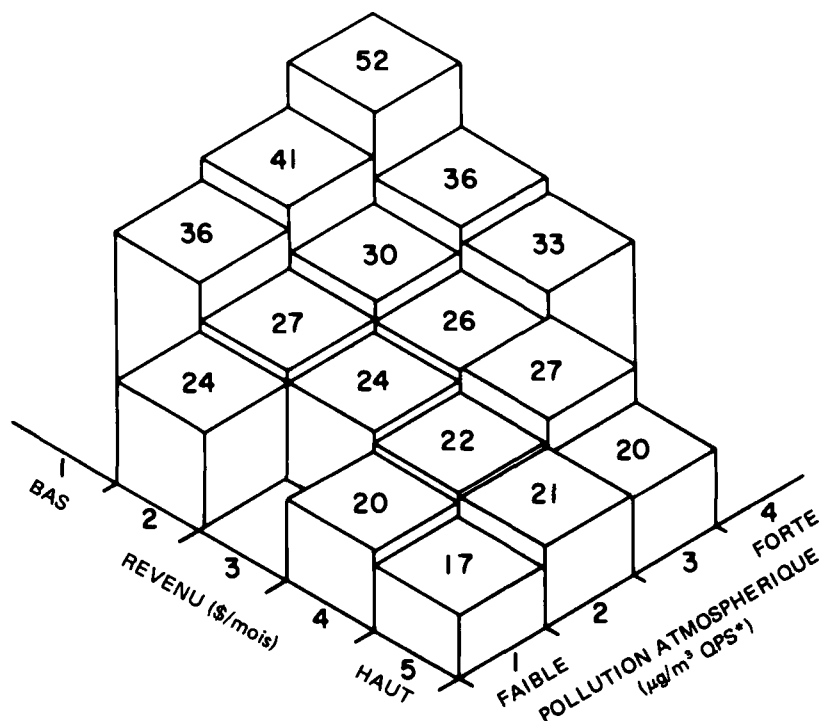
DEUXIEME STADE: L'APPROCHE UNIFIEE DU CYCLE DE COMBUSTIBLE POUR UNE ANNEE D'EXPLOITATION D'UNE CENTRALE DE 1000 MW(e)

Deuxième étape dans la mise au point des méthodes de comparaison des effets de différentes sources d'énergie sur la santé: l'approche par le cycle de combustible est ramenée à une production ou à une unité de production normalisée, par exemple une année d'exploitation d'une centrale de 1000 MW(e).

La majeure partie des différentes phases de production et d'utilisation de l'énergie entraîne, sur le plan biomédical et en matière d'environnement notamment, des effets spécifiques, certains directs (risque de blessures ou de décès dans les mines par exemple), d'autres indirects (rejets de matières polluantes dans l'air et l'eau, apparition de ces matières dans les chaînes alimentaires, etc.). Pour comparer les effets sur la santé de techniques produisant la même forme d'énergie, l'électricité par exemple, on peut utiliser une unité normalisée de production. Lorsque les comparaisons doivent porter sur des techniques produisant des formes d'énergie différentes, par exemple les centrales électriques à charbon, les usines de gazéification ou de liquéfaction du charbon, une comparaison quantitative n'est pas toujours aisée. Il se peut même qu'il n'existe aucune base de comparaison totalement satisfaisante. Des quantités d'électricité, de gaz ou de mazout offrant le même pouvoir énergétique ne sont pas à proprement parler égales: le consommateur les utilise avec des rendements divers et souvent à des fins différentes. Là encore, on peut surmonter dans l'ensemble la difficulté en étudiant différents choix technologiques dans le cadre d'un système global d'approvisionnement en énergie répondant à tous les besoins.

Lors de l'étude des effets du cycle des combustibles fossiles sur la santé, la plus grande part d'incertitude portait sur la relation existant entre la pollution atmosphérique induite par la combustion d'une matière fossile et l'état de santé général [4]. A la Division des études biomédicales et environnementales (BEAD) de Brookhaven, nous avons entrepris d'évaluer les dommages de santé causés par la pollution atmosphérique liée à la combustion des matières fossiles de deux façons différentes [5]. Dans un premier temps, nous avons effectué un réexamen complet des informations contenues dans les études sur la relation entre la pollution atmosphérique et l'état de santé général. Dans un second temps, nous avons ordonné les informations relatives à la mortalité brute et à la pollution et les données économiques d'une façon différente et entrepris une analyse quantitative indépendante du lien existant entre la combustion des matières fossiles, la pollution atmosphérique et l'état de santé général.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE



* QPS = quantité totale de particules en suspension.

Figure 1: Taux de mortalité (décès/1000/an) chez les hommes âgés de 50 à 69 ans [6].

Réexamen des données de Winkelstein

Winkelstein et col. ont entrepris à l'Université de l'Etat de New York à Buffalo, puis à l'Université de Californie à Berkeley, une étude approfondie des effets de la pollution atmosphérique et de la QPS (quantité totale de particules en suspension) sur la mortalité observée à Buffalo au cours des années 1959-1961 [6]. L'étude était limitée aux hommes et femmes de race blanche âgés de plus de 50 ans. Les secteurs d'enquête (chaque secteur comprenait environ dix blocs d'immeubles de la ville de Buffalo) avaient été répartis en 20 groupes selon le niveau moyen de pollution et le niveau moyen de revenu familial du secteur considéré. L'influence du niveau d'éducation, de la profession et des conditions de logement sur les dommages physiques possibles avaient également été examinés. Pour des conditions économiques données, les zones soumises à une pollution plus importante présentaient un taux de mortalité sensiblement plus élevé (fig. 1).

Winkelstein estima que les informations obtenues n'étaient pas suffisamment bonnes pour donner lieu à une étude plus élaborée. Pour prendre des décisions, les responsables ont

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 4. Taux de mortalité indirectement ajustés d'après Winkelstein (le taux augmente avec la pollution et diminue lorsque le revenu croît, tant pour les hommes blancs que pour les femmes blanches [7])

Revenu familial moyen (catégories de revenu croissant)	Niveau de pollution par les particules (pollution croissante)			
— Buffalo — hommes blancs âgés de 50 à 69 ans (1959–1961)				
	(1)	(2)	(3)	(4)
(1)	—	1,57	1,67	2,11
(2)	1,03	1,15	1,28	1,53
(3)	—	1,04	1,17	1,43
(4)	0,89	0,98	1,19	—
(5)	0,79	0,94	0,94	—
— Buffalo — femmes blanches âgées de 50 à 69 ans (1959–1961)				
(1)	—	1,13	1,40	2,34
(2)	0,92	0,97	1,29	1,49
(3)	—	0,98	1,24	1,39
(4)	1,04	0,84	1,15	—
(5)	0,88	0,92	0,69	—

besoin d'évaluations immédiates; le report d'une décision peut coûter cher et souvent celle-ci ne peut attendre. Pour parvenir à une évaluation immédiate, la division BEAD a donc effectué une étude plus approfondie des données de Buffalo pour étayer des comparaisons spécifiques des résultats de plusieurs études sur la pollution atmosphérique [7]. Elle a utilisé à cet effet une analyse statistique fondée sur la régression multiple. Pour cela, les niveaux de revenu et de pollution de chacun des groupes de secteurs d'enquête ont dû être définis.

La division BEAD a utilisé le point médian des intervalles définissant la pollution et le revenu en qualité de mesure de la pollution et du revenu. Elle a effectué des ajustements d'âge indirects (tableau 4) à l'intérieur des groupes d'âge très larges de Winkelstein; une influence éventuelle des différences de structure d'âge sur les dommages observés était ainsi écartée. L'analyse révéla que les taux de mortalité étaient liés au degré de pollution atmosphérique et aux conditions économiques davantage que ne pouvait l'expliquer le simple hasard. A un revenu moyen supérieur correspondaient des taux de mortalité inférieurs (tableau 4). L'équation obtenue était la suivante:

$$\text{SMR} = 0,51 + (0,6 \pm 0,08) E + (0,007 \pm 0,001) P$$

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

dans laquelle:

SMR = le rapport du taux de mortalité observé au taux de mortalité que l'on aurait eu si la structure moyenne des Etats-Unis avait prévalu;

E = 10 000/revenu familial;

P = la quantité totale de particules en suspension en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le taux de mortalité de base tiré des données de Buffalo étant de 200 décès par 10^4 (hommes et femmes âgés de 50 à 69 ans), l'influence d'une augmentation de la QPS de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur le taux global de mortalité du groupe considéré est de $200 \times 0,007 = 1,4$ décès par 10^4 . L'intervalle de confiance à 95% de cette évaluation va de 1,0 à 1,8. Un modèle non linéaire a également été utilisé pour analyser les données de Buffalo [7].

Réexamen des données de Lave-Seskin

Lave et Seskin, économistes de l'Université Carnegie-Mellon, ont eu recours à la régression multiple pour étudier le lien entre les taux de mortalité observés dans les grandes villes des zones urbaines normalisées établies aux Etats-Unis à des fins statistiques et les niveaux de pollution, la répartition par âge et les variables socio-économiques. Les facteurs d'échantillonnage étaient optimaux. En utilisant simplement l'augmentation moyenne de la teneur en sulfate, Lave & Seskin ont évalué les dommages découlant de la présence de quantités supplémentaires de sulfate dans l'atmosphère comme suit:

$$\text{TM} = 3,3 (\Delta\text{moy. SO}_4)$$

TM étant le taux de mortalité, et
 $\Delta\text{moy.}$ l'augmentation moyenne.

La présence de sulfates entraîne donc:

3,3 décès/année/ 10^5 par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'augmentation de la teneur en sulfates [7].

Analyse probabiliste de la division BEAD

Pour grouper toutes les incertitudes dont est entachée la relation quantitative entre l'exploitation d'une centrale au charbon et les dommages correspondants en matière de santé, Morgan et Morris ont entrepris une étude probabiliste complète [8]. Ils ont ramené à une centrale au charbon de 1000 MW(e) l'étude du déplacement, de la dispersion et des effets, sur la population résidant dans un rayon de 80 km, de la pollution atmosphérique due au soufre. Ils ont utilisé un modèle gaussien de dispersion du panache avec décroissance linéaire de la teneur en soufre et une fonction des dommages de santé linéaire également. Les principaux éléments du modèle comportant des incertitudes étaient les suivants: proportion de soufre émise sous forme de SO_4 , taux de perte de SO_2 , taux de perte de SO_4 , taux de conversion de SO_2 en SO_4 , fonction des dommages de santé, modèle météorologique. Les auteurs ont caractérisé l'incertitude existant pour chacune de ces variables par une densité de probabilité établie à partir des avis scientifiques disponibles. Ceci permet d'obtenir non seulement l'"estimation" mais la probabilité pour que la valeur réelle d'une variable soit supérieure ou inférieure à l'"estimation". Pour l'essentiel, ces distributions définissent l'estimation des chances qu'un scientifique bien informé pourrait indiquer si on lui demandait de parier sur le résultat d'une série d'expériences définies, à partir desquelles

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

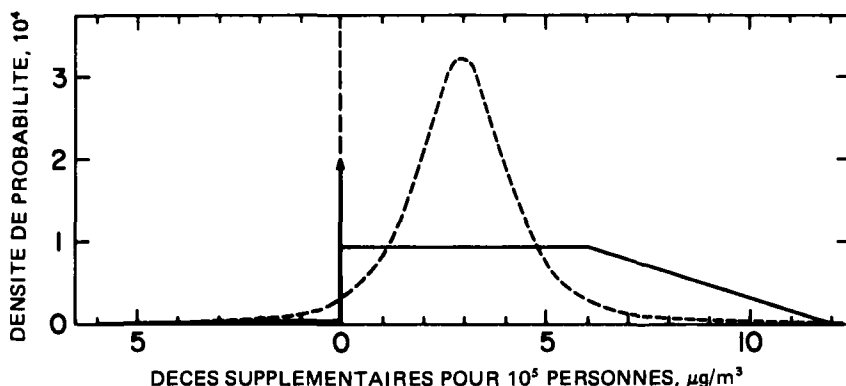


Figure 2. Fonctions de densité de probabilité de la Division BEAD représentant le degré d'incertitude lié à la dérivée de la fonction linéaire supposée des dommages. La courbe en traits pleins représente la distribution subjective. La courbe en traits discontinus représente l'estimation classique (distribution de la variable de Student t avec trois degrés de liberté) que l'on a obtenue en considérant les résultats de quatre études de régression comme des observations indépendantes de même dérivée [8].

serait déterminée ultérieurement la valeur réelle des variables. Les auteurs ont ensuite combiné ces densités de probabilité dans une analyse de simulation pour évaluer l'exposition de la population, les décès prématurés (fig. 2) et les années-hommes perdues.

Caractériser l'incertitude par une densité de probabilité en se fondant sur le meilleur jugement scientifique possible présente, par rapport à l'emploi de méthodes statistiques classiques utilisant les données disponibles, plusieurs avantages:

- 1) Les meilleures données sont souvent tirées d'études présentant presque inévitablement de graves imperfections: problèmes de conception, variables non prises en compte, etc. Les méthodes statistiques classiques ne permettent pas d'interpréter clairement les résultats d'études de ce type.
- 2) Les données disponibles correspondent souvent à un sous-ensemble de l'univers total possible qui peut ne pas être représentatif: études épidémiologiques sur certains sous-groupes de population, études de la composition de l'air limitées aux jours où les avions peuvent voler, etc.
- 3) La nécessité de combiner les résultats de différents types d'études en tenant par exemple compte aussi bien d'études de laboratoires que d'études effectuées dans le "monde réel". Les statistiques classiques ne permettent pas une extrapolation des résultats obtenus en laboratoire.

Quelles sont les incertitudes importantes qui n'ont pas été quantifiées? Le modèle lui-même et la forme des paramètres étaient supposés connus. Or, l'un et l'autre peuvent être très différents de ce qui avait été supposé. Ce problème n'a pas été résolu explicitement et il ajoute une part d'incertitude à celle déjà définie. On suppose par exemple une fonction linéaire pour les dommages et l'on ne tient pas compte de la part d'incertitude correspondant au fait que la fonction des dommages pourrait avoir une autre forme.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Définition de la fonction des dommages de santé

La fonction des dommages de santé utilisée donne la relation existant entre l'exposition annuelle moyenne aux sulfates et l'accroissement du taux annuel de mortalité. Cette fonction ne représente pas les effets immédiats des événements qui peuvent se produire mais simplement l'impact à long terme sur la population d'une exposition permanente à la pollution atmosphérique. Bien que la séquence d'événements conduisant à cet impact sur la population ne soit pas connue, une exposition prolongée à la pollution atmosphérique, en particulier durant l'enfance, est présumée accroître les risques d'infections respiratoires. Un passé d'infections respiratoires répétées, doublées éventuellement d'une exposition continue à la pollution atmosphérique, favorise l'existence de maladies respiratoires chroniques. Cette situation entraîne un surcroît de décès dû à une vaste gamme de maladies cardio-pulmonaires. Un surcroît d'exposition à la pollution atmosphérique contribue donc à la détérioration de la santé de la population, ce qui se traduit en fin de compte par un accroissement du taux de mortalité. Les décès attribuables à une exposition à la pollution atmosphérique pendant une année donnée ne se produisent pas nécessairement pendant la même année, mais ils sont répartis sur toute la durée de vie de la population exposée. Nous ne sommes pas encore en mesure de déterminer la façon dont ces décès sont répartis dans le temps. Les estimations de mortalité ne représentent pas seulement des décès prématurés mais également des années de déficience respiratoire et peut-être même d'invalidité avant la mort. Toutes les maladies respiratoires induites pouvant ne pas entraîner une mort prématurée, le nombre annuel d'apparitions de nouveaux cas de maladies est incontestablement supérieur au nombre annuel de décès. La fonction des dommages de santé étant fondée sur les taux de mortalité annuels, chaque décès attribué à la pollution atmosphérique représente au moins une année de vie perdue. Des évaluations réalistes de la répartition par âge des personnes décédées conduisent à penser que le nombre d'années perdues par décès attribué à l'exposition aux sulfates est probablement de cinq à quinze.

Dans des conditions stables, le nombre des décès survenant au cours des années suivant celle pendant laquelle la population concernée a été exposée à la pollution est égal au nombre des décès survenant pendant la même année, et ce en raison des expositions cumulées de toutes les années précédentes. Sur cette base, on a établi une fonction linéaire des dommages de santé à partir d'études par sondage dans le but d'évaluer plus simplement les effets de diverses stratégies énergétiques. Avec cette fonction linéaire simplifiée des dommages, le surcroît d'exposition aux sulfates durant une année donnée accroît invariablement les dommages subis en matière de santé ainsi que le nombre de décès prématurés. Dans l'hypothèse d'une fonction linéaire, le surcroît de dommages de santé est proportionnel au surcroît d'exposition aux sulfates, et il est indépendant de l'exposition totale aux sulfates. Le nombre de décès prématurés estimé peut être comparé au nombre total de décès annuels enregistrés dans la population exposée; ainsi, une perspective apparaît. La fraction obtenue peut être considérée comme représentant approximativement la contribution finale à la mortalité d'une exposition continue à la pollution atmosphérique de cet ordre; il ne s'agit pas de la fraction du nombre total de décès attribuables à ce niveau d'exposition et se produisant durant la même année.

On peut douter que la fonction des dommages soit réellement linéaire et qu'il n'existe aucun seuil à quelque niveau d'exposition que ce soit. Il semble plus probable qu'à de faibles niveaux absolus d'exposition les effets sur la santé d'un accroissement donné de l'exposition aux sulfates sera moindre qu'aux niveaux élevés. Il pourrait ainsi exister un seuil au-dessous duquel les dommages pour la santé ne sont plus décelables. Les données à partir desquelles

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

est établie la fonction dose-réponse proviennent de zones urbaines présentant en général des atmosphères à forte teneur de fond en sulfates mais il est important de constater que la fonction linéaire vaut également pour des zones urbaines et rurales comportant des taux de pollution élevés et faibles. Il semble donc que le choix d'une fonction linéaire pour évaluer les effets de petites modifications de la teneur en sulfates d'une atmosphère présentant des teneurs de fond élevées, soit justifié. Les estimations des effets de modifications importantes des teneurs de fond ou de petites modifications dans des zones présentant des teneurs de fond initiales réduites, accroissent la part d'incertitude des estimations de dommages.

La fonction des dommages de santé décrite par Morgan et Morris donne un taux de 0 à 12 décès/10⁵ par an et par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de sulfate et une valeur médiane de 3,7 (l'intervalle de confiance à 95% est 0—11,5). Ces estimations ont été tirées principalement d'une analyse des résultats d'études de corrélation du type de celles réalisées par Lave et Seskin; elles posent des problèmes de méthodologie et de données qui sont traités de façon détaillée par ailleurs. Seules, ces études sont insuffisantes pour que l'on puisse attribuer les effets observés à une pollution de l'atmosphère par les sulfates. Utilisées parallèlement à des études toxicologiques et épidémiologiques, elles constituent cependant un moyen utile d'évaluer l'importance des dommages.

Analyse originale de la pollution atmosphérique et de ses incidences sur la santé effectuée par la division BEAD

Parallèlement au réexamen des données contenues dans les études sur la relation entre la pollution atmosphérique et la santé, nous avons mis au point notre propre base de données à partir des données sur la mortalité enregistrées par le Centre national de statistiques de santé pour l'ensemble des Etats-Unis durant les années 1969, 1970 et 1971. Ce fichier contient environ deux millions de décès par an; on analyse ainsi six millions de décès, survenus dans la totalité de 3141 comtés des Etats-Unis, soit un nombre de décès très supérieur à celui des zones urbaines normalisées de l'étude de Lave et Seskin. En outre, et ceci contraste une fois encore avec les études fondées sur ces zones urbaines, nos chiffres portent sur l'ensemble des zones urbaines et rurales des Etats-Unis. Nous avons également utilisé les données du recensement de 1970 pour obtenir certaines variables socio-économiques, le revenu en particulier. En tenant compte de l'ensemble des décès enregistrés pendant trois ans aux Etats-Unis et en étudiant des populations exposées à des pollutions atmosphériques de types très divers, on est d'autant plus sûr de la signification des effets observés.

Dans cette analyse sur la relation entre la pollution atmosphérique et ses effets sur la santé, nous avons procédé en trois étapes.

Première étape: nous avons réparti l'ensemble des 3141 comtés des Etats-Unis en 192 groupes sur la base de 17 niveaux de revenus (d'après le recensement de 1970) et de 21 niveaux de pollution exprimés en émissions par mile carré. Les variables de revenus correspondaient aux données de revenu moyen par famille fournies, selon la race, par le recensement de 1970. Lorsqu'on étudie la relation entre la pollution atmosphérique et ses effets sur la santé, il serait idéal de connaître la dose réelle de pollution à laquelle la population était exposée. Malheureusement, on ne la connaît pas. Lave et Seskin et d'autres auteurs ont utilisé des données sur la qualité de l'air (concentration de matières polluantes par m^3) en guise de dose. Or, ces données étant incomplètes, leur utilité pour une étude à l'échelon national des dommages de santé dus à la pollution atmosphérique

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

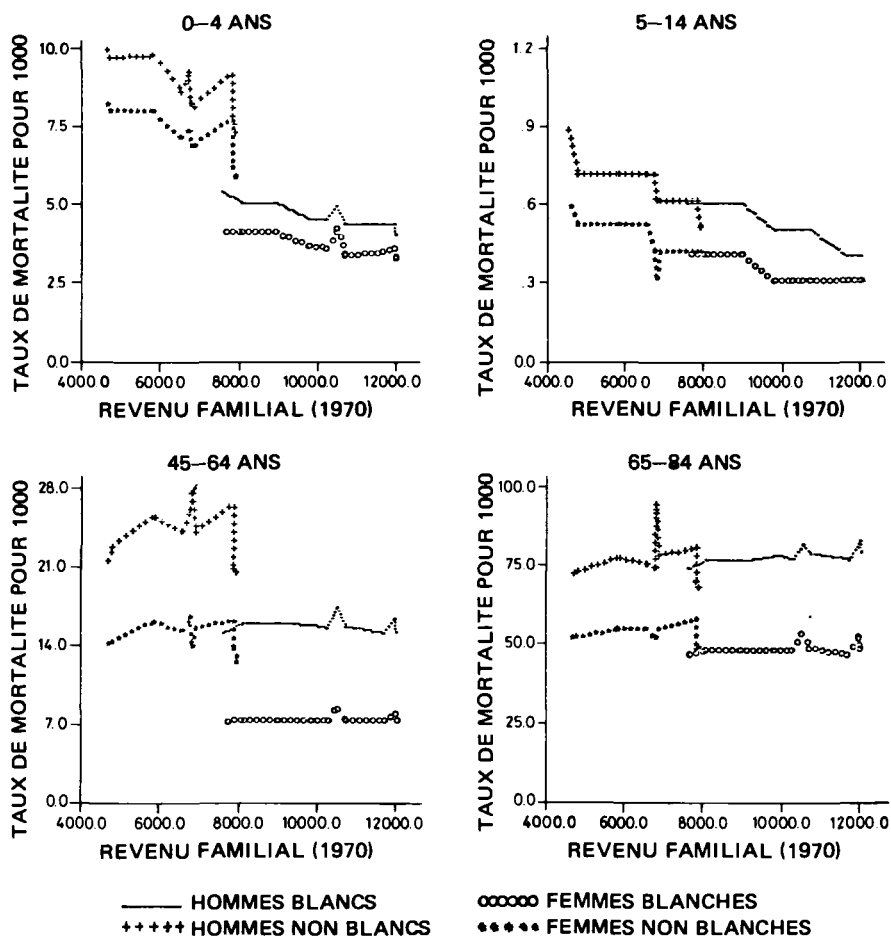
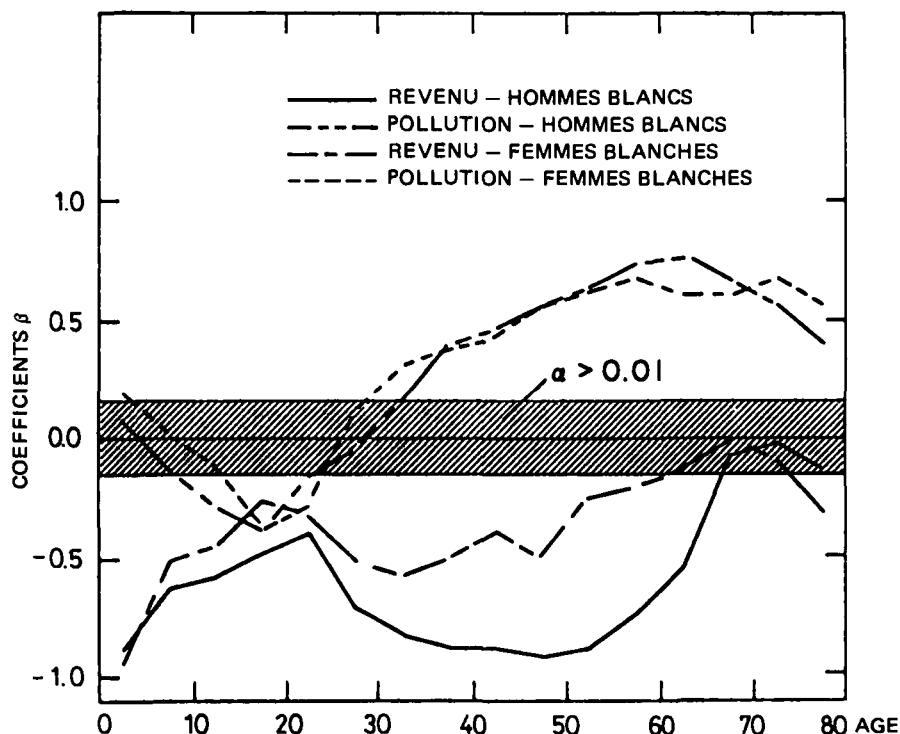


Figure 3. Relation entre le taux de mortalité et le revenu familial selon le sexe, la race et l'âge (1970).

se trouve limitée. Aussi avons-nous à ce stade de notre analyse utilisé des estimations d'émissions en guise de doses. Cet élément varie en importance de 5 ordres de grandeur pour l'ensemble des régions urbaines et rurales des Etats-Unis. Ainsi, la variable "pollution" était représentée par le logarithme décimal des émissions de soufre calculées (SO_x) en tonnes par mile carré pour l'année 1970. Cette transformation logarithmique de l'émission présentait une distribution plus normale que les estimations brutes et elle fut donc retenue.

La variable "mortalité" était, elle, représentée par les taux de mortalité par âge, race, sexe et cause pour les années 1969 à 1971. Les techniques statistiques à plusieurs variables (régressions multiples et méthode de Wright) qui ont été utilisées ont permis d'obtenir des

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE



Nota: Les points ont été situés au milieu de la plage correspondant à chaque groupe d'âge.

Figure 4. Effets combinés du revenu et de la pollution selon l'âge pour les hommes blancs et les femmes blanches (mortalité totale).

estimations distinctes de la relation existant entre niveau de revenu et pollution, d'une part, et mortalité, d'autre part. Les effets de la pollution et du revenu ont été observés en fonction des groupes d'âges car il devenait alors possible d'établir des relations par groupe d'âge, race et sexe qui donnent une indication des effets en termes de réduction de la durée de vie, et non pas simplement en termes de décès [9].

La figure 3 révèle un élément surprenant de l'analyse de la relation entre revenu familial et mortalité [10]. Dans les 3141 comtés, le revenu familial moyen des non-Blancs est inférieur à la moyenne indiquée pour les Blancs. C'est pour cette raison que nous nous sommes attachés à déduire notre fonction des dommages des seules données applicables aux Blancs. Il n'est pas possible de tenir compte des non-Blancs car, pour eux, l'influence du revenu sur la mortalité est considérable. Dans les classes d'âge 0-4, 5-14 ainsi que 45-64, l'influence du revenu familial sur le taux de mortalité est frappant, même s'il existe une différence notable en fonction du sexe pour tous les groupes d'âge, qu'il s'agisse des non-Blancs ou des Blancs. Dans le groupe d'âge 65-84, comme on pourrait s'y attendre, l'influence du revenu s'est estompée, bien que les différences de taux entre hommes et femmes subsistent.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

La figure 4 indique la relation existant entre le revenu et la pollution, d'une part, et la mortalité, d'autre part, pour les hommes et femmes blancs de tous les groupes d'âge. L'axe des abscisses permet de repérer les groupes d'âge de cinq ans en cinq ans. Les valeurs des coefficients bêta relatifs aux facteurs de mortalité "revenu" et "pollution" sont portées sur l'axe des ordonnées. Les coefficients bêta, qui sont des coefficients de régression normalisés d'une équation de régression multiple, constituent une mesure de la valeur de la relation existant entre la mortalité à chaque âge et la variable indiquée (revenu ou pollution). Un coefficient positif indique que l'accroissement de la variable s'accompagne d'un accroissement de la mortalité à l'âge considéré, alors qu'un coefficient négatif indique que variable et mortalité varient en sens contraire. Les valeurs proches de 1 ou de -1 indiquent une très forte relation (les coefficients bêta pouvant dépasser 1 en valeur absolue, il ne faut pas les prendre pour des coefficients de corrélation). La zone hachurée indique la zone dans laquelle le coefficient n'est pas statistiquement différent de 0 [11].

Le revenu a en général une incidence négative sur la mortalité, et ce de plus en plus à mesure que l'âge augmente. Cela est particulièrement vrai pour les hommes blancs chez lesquels le revenu permet d'assurer, et en fait d'accroître, la protection contre la mortalité avec l'accroissement de l'âge. Pour les deux sexes, pollution et mortalité sont de plus en plus étroitement liées à mesure qu'augmente l'âge. La seule exception porte sur le groupe d'âge de 0 à 4 ans pour lequel on peut supposer qu'il existe une relation positive entre l'âge et la pollution. Cette situation tend à prouver que la pollution peut avoir des conséquences particulièrement néfastes sur les enfants, si on mesure ces conséquences en termes de mortalité, et entraîner des décès chez les très jeunes enfants. Des recherches à ce sujet s'imposent.

Une comparaison entre les chiffres de décès supplémentaires auxquels nous avons abouti et les résultats d'autres auteurs fait apparaître des similarités frappantes [10]. Winkelstein et col. [6] sont parvenus à un taux d'environ 14 décès/ 10^5 / μg QPS*/ m^3 . Lave et Seskin [12] ont abouti à des estimations inférieures d'un ordre de grandeur, soit 0,9 décès/ 10^5 / μg QPS*/ m^3 pour les hommes blancs âgés de 55 à 74 ans. Ces deux estimations étant établies en fonction de la QPS et non des teneurs en SO_4 , nous avons dû modifier nos données pour établir une comparaison. La question de l'équivalence des pollutions s'est avérée délicate. Des études récentes ont montré que la proportion de SO_4 dans la QPS pouvait varier d'une manière importante [13-14]. Si nous supposons que 25 à 80 pour cent constitue une fourchette de conversion raisonnable, nous pouvons convertir nos estimations de décès supplémentaires en des chiffres comparables à ceux des études effectuées par Winkelstein et par Lave et Seskin. En abordant le problème d'une façon tout à fait différente, Morgan et col. [8] ont également calculé les décès supplémentaires; cependant, leurs estimations de pollution étant établies à partir de la mesure de SO_4 , aucune modification ne s'est avérée nécessaire et il a suffi de faire la distinction entre les proportions relatives de SO_2 et de SO_4 dans SO_x . Le tableau 5 fournit une version modifiée de la comparaison des décès supplémentaires établie par Finch et Morris [7].

– **Deuxième étape:** L'importance des émissions ne constituant pas un critère idéal de la qualité de l'air, dans le deuxième stade de notre analyse, nous avons eu recours aux données obtenues à la suite des 248 mesures sur la qualité de l'air effectuées en 1970 par l'Agence de protection de l'environnement (EPA**) pour trois types de polluants: SO_2 , SO_4 et la

* QPS = quantité totale de particules en suspension.

** Environmental Protection Agency.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 5. Comparaison des estimations de décès attribuables à la pollution selon divers auteurs

Auteurs	Supplément de décès (décès par $10^5/\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Limites de confiance à 95%	
		Inférieure	Supérieure
Winkelstein (1967)* hommes et femmes blancs de 50 à 69 ans- μg QPS/ m^3	14,00	10,00	18,00
Bozzo et al. hommes et femmes blancs de 50 à 69 ans Hypothèse: 25% SO_4 /QSP 80% SO_4 /QSP	2,29 7,34	0,91 2,91	3,67 11,76
Lave et Seskin (1977)** hommes et femmes blancs de 45 à 64 ans μg QPS/ m^3	0,90	0,40	1,40
Lave et Seskin (1977) hommes blancs de 45 à 64 ans (μg SO_4 / m^3) femmes blanches de 45 à 64 ans (μg SO_4 / m^3)	4,41 8,10	-5,80 2,20	14,60 14,00
Bozzo et al. hommes et femmes blancs de 45 à 64 ans Hypothèse: 25% SO_4 /QPS 80% SO_4 /QPS	1,68 5,38	0,68 2,16	2,69 8,59
Lave et Seskin (1977) Tous âges — hommes blancs Tous âges — femmes blanches	4,80 9,35	-0,50 4,50	10,10 14,20
Morgan et al. (1977) Tous âges (μg SO_4 / m^3)	3,71***	0,00	11,47
Bozzo et al. (1977) Tous âges (μg SO_4 / m^3)	3,56	1,16	5,96

* Calculé par Finch et Morris d'après des données de Winkelstein.

** Etude remise à S. Finch (dans Finch et Morris [7]).

*** Valeur moyenne.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

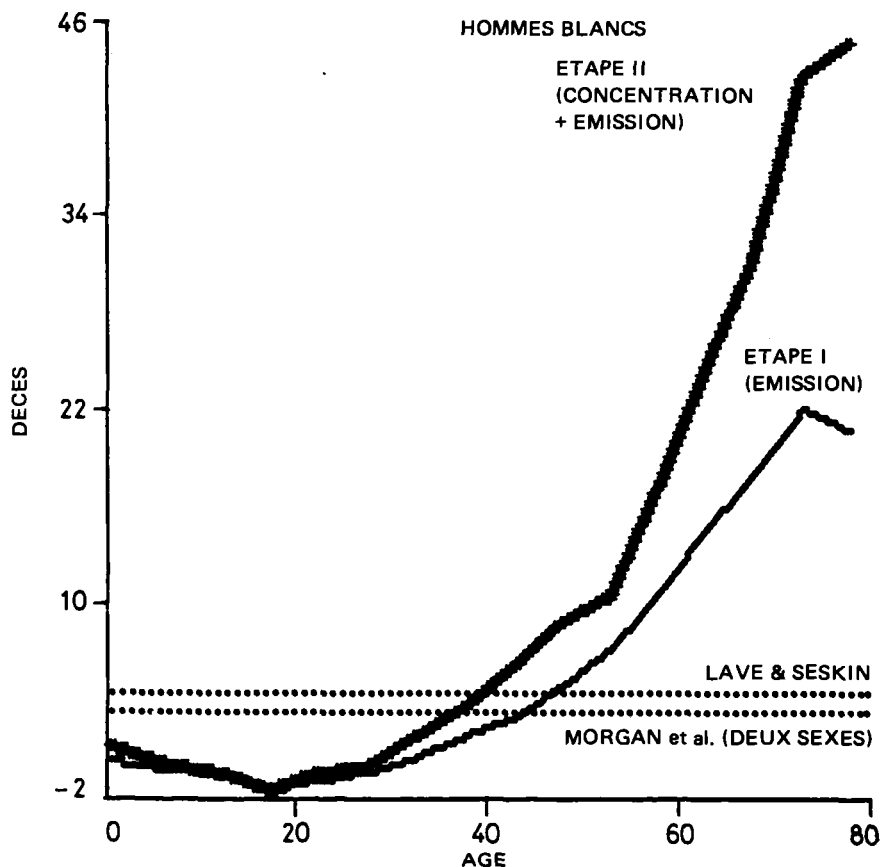


Figure 5. Nombre total de décès (hommes blancs) dus à l'exposition au SO_4 (décès/100 000/ $\mu\text{g SO}_4$ /an) aux Etats-Unis entre 1969 et 1971. (1ère étape: analyse fondée sur les données d'émission. 2ème étape: analyse fondée sur la qualité de l'air et les données d'émission correspondantes. Noter les valeurs moyennes fournies par Lave et Seskin et les résultats de l'étude probabiliste de Morgan et al. pour les deux sexes et tous les groupes d'âge).

quantité totale de particules en suspension (QPS). Comme nous l'avons déjà indiqué, les 248 stations de mesure étaient loin de couvrir l'ensemble des 3141 comtés des Etats-Unis — nous avons retenu le comté comme unité d'analyse dans la première étape de notre étude — et si les niveaux de pollution de grandes zones urbaines du pays étaient contrôlés par une ou deux stations de mesure, il n'en allait pas du tout de même pour les zones rurales. Pour tenter de résoudre le problème posé par le fait que l'EPA disposait en 1970 dans 221 comtés seulement d'une ou de plusieurs stations de mesure de la qualité de l'air, nous avons supposé que chacune de ces stations fournissait de bonnes estimations du degré de pollution pour tous les comtés qui présentent des caractéristiques d'émissions ou des caractéristiques socio-économiques semblables. Nous avons alors utilisé les 192 groupes de la première étape de notre analyse pour grouper nos données et obtenir ainsi une taille de population suffisamment importante pour pouvoir établir des taux de mortalité statistiquement significatifs [15].

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

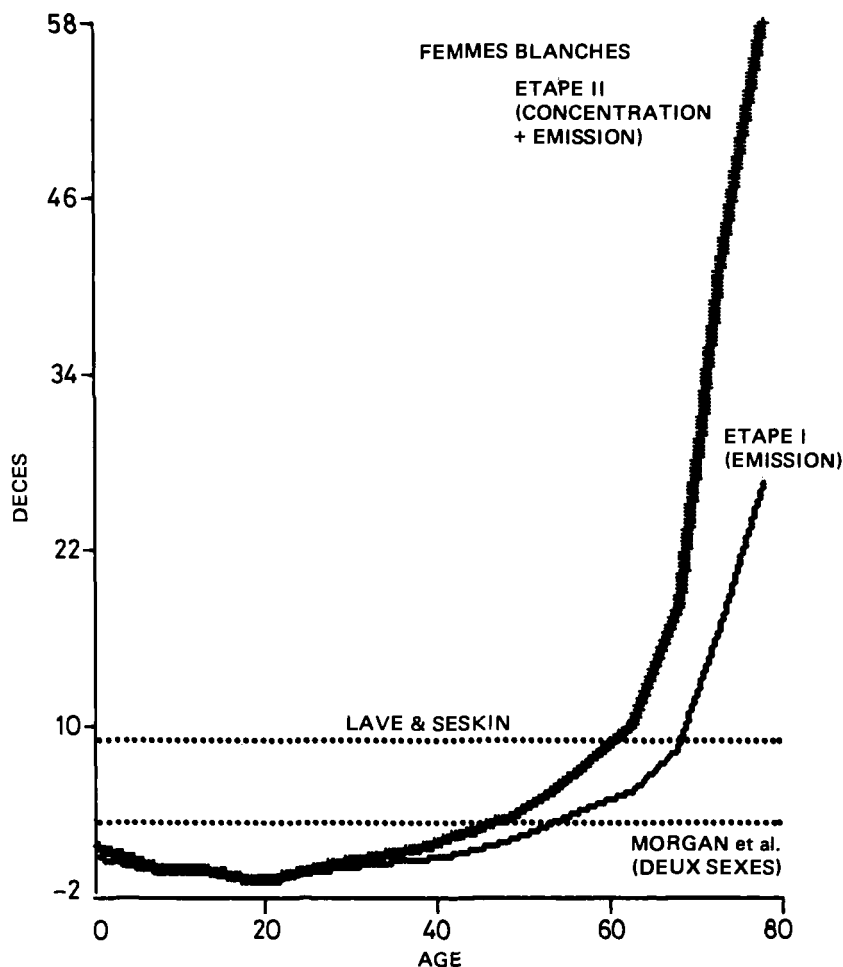


Figure 6. Nombre total de décès (femmes blanches) dus à l'exposition au SO_4 (décès/100 000/ $\mu\text{g SO}_4/\text{an}$) aux Etats-Unis entre 1969 et 1971. Etapes I et II, voir figure 5. Noter les valeurs moyennes fournies par Lave et Seskin et les résultats de l'étude probabiliste de Morgan et al. pour les deux sexes et tous les groupes d'âge.

Sur ces 192 groupes de départ, 92 groupes de comtés possédaient une station de mesure de l'EPA au moins. Dans 44 de ces 92 groupes, 50 pour cent de la population ou plus résidait dans des comtés possédant une ou plusieurs stations de mesure. Malheureusement, ces 44 groupes représentaient surtout des zones urbaines polluées et l'application des résultats correspondants à des populations de zones rurales moins bien desservies devait donc se faire avec beaucoup de prudence. Néanmoins, comme l'indiquent les figures 5 à 7, il y a, dans l'ensemble, une bonne concordance entre la fonction des dommages par âge (obtenue à partir de l'analyse de la mortalité due à des émissions faite dans la première étape de notre étude) et celle obtenue en utilisant les mesures effectuées par les stations de l'EPA et en y

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

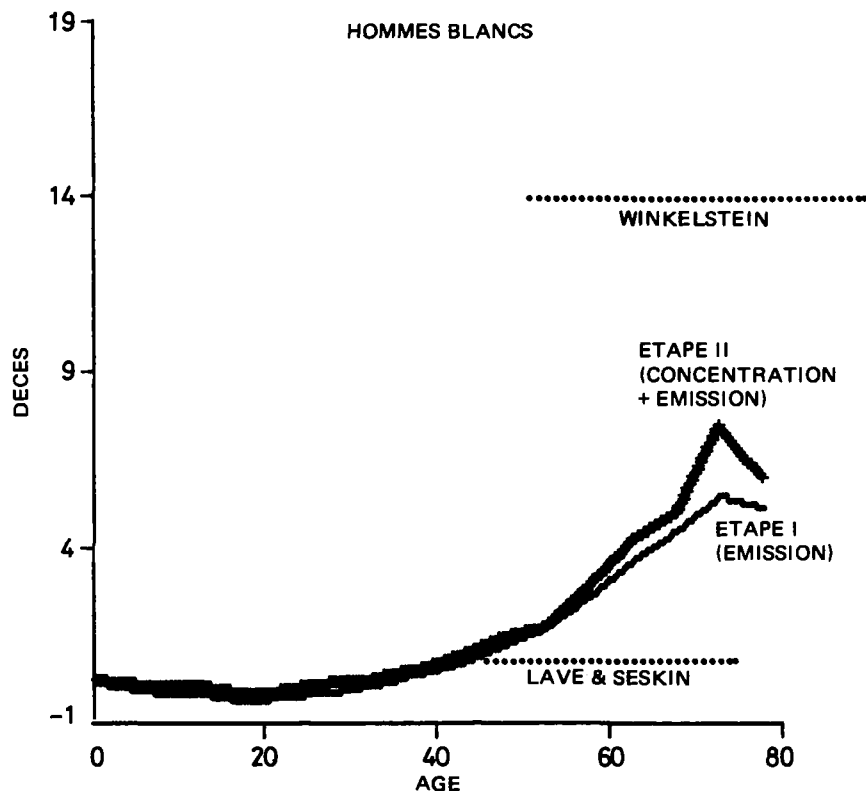


Figure 7. Nombre total de décès (hommes blancs) dus à l'exposition à la quantité totale de particules en suspension (décès/100 000/ μg QPS/an) aux Etats-Unis entre 1969 et 1971. Etapes I et II, voir figure 5. A titre de comparaison, noter les valeurs fournies par Winkelstein pour le groupe d'âge 50–69 ans et par Lave et Seskin pour le groupe d'âge 45–64 ans.

intégrant les émissions des comtés ne possédant pas de stations de mesures, ce qui représente la deuxième étape de notre analyse. Les résultats obtenus concordent aussi assez bien avec ceux que nous avons extraits ou déduits des études de Lave et Seskin, de Morgan et col., et de Mendelsohn et Orcutt [16] pour le SO_4 , et avec ceux des études de Winkelstein et de Lave et Seskin pour la QPS.

Mendelsohn et Orcutt [16] indiquent une fonction des dommages par âge pour les hommes blancs de 45 à 64 ans de $16,7/10^5$ par $\mu\text{g SO}_4/\text{m}^3$. Les valeurs correspondantes des étapes 1 et 2 de notre analyse sont 9,1 et 14,4 respectivement. De façon analogue, Mendelsohn et Orcutt parviennent, pour les hommes blancs âgés de 65 ans et plus, à un chiffre de 82,2; les valeurs correspondantes auxquelles nous parvenons dans les étapes 1 et 2 de notre analyse sont 20,1 et 38,1 respectivement. Pour les femmes âgées de 45 à 64 ans, Mendelsohn et Orcutt obtiennent une fonction des dommages de $8,0/10^5$ par $\mu\text{gSO}_4/\text{m}^3$, tandis que les valeurs correspondantes des étapes 1 et 2 de notre analyse sont 3,7 et 6,2. De façon analogue, pour les femmes blanches âgées de 65 ans et plus, leur chiffre est de 56,9 alors que nous

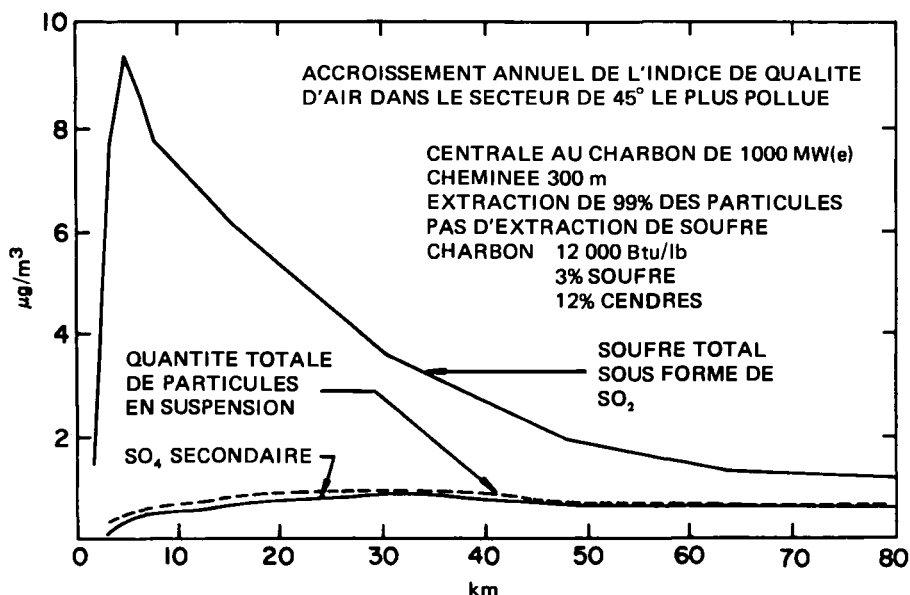


Figure 8. Distribution de SO₂, de la quantité totale de particules en suspension et de SO₄ secondaire dans le secteur de 45° le plus pollué dans un rayon de 80 km autour d'une centrale de référence à combustible fossile de 1000 MW(e) sur la base d'un modèle de dispersion du type rose des vents et d'un taux de conversion constant de SO₂ en SO₄ [17].

obtenons des chiffres de 16,7 et 37,6. Ces comparaisons confirment la similarité frappante qui existe entre les fonctions des dommages par âge auxquelles nous sommes parvenus et celles qui découlent d'autres études épidémiologiques. La différence entre les fonctions des dommages obtenues pour l'exposition au SO₄ des groupes d'âge au-dessus de 60 ans dans les étapes 1 et 2 de notre analyse peut être due à des différences dans la taille des populations considérées à chaque étape et à la sous-représentation de la population rurale dans la deuxième étape de notre analyse.

Centrale normalisée de 1000 MW(e) de la division BEAD

La centrale est située dans une plaine et les taux d'émission de pollution atmosphérique sont déterminés en fonction d'un certain nombre d'hypothèses: caractéristiques de l'installation et du combustible et existence de dispositifs anti-pollution aux points d'émission. Dans un premier temps [17], nous avons utilisé une distribution de la vitesse du vent et de la stabilité atmosphérique représentant une combinaison de conditions atmosphériques à proximité de centrales nucléaires [18], puis des données météorologiques émanant de l'aéroport international de Pittsburgh [8]. Dans un premier temps également, on a pris pour la répartition de la population dans un rayon de 80 kilomètres les valeurs moyennes de population observées autour de centrales nucléaires existantes [17, 18], puis

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

dans un rayon de 80 kilomètres autour des trois premiers sites des quatre centrales de la région de Pittsburgh [8]. Les éléments entrant dans la composition de la pollution atmosphérique sont indiqués en détail par ailleurs [8]. Nous avons supposé qu'un petit pourcentage de soufre était converti en sulfate dans l'installation; il s'agit là d'une probabilité subjective, la valeur médiane étant de 1,5 pour cent. Quant au reste du soufre, nous avons supposé qu'il était émis sous forme de SO_2 . Nous avons ensuite utilisé un modèle de dispersion météorologique du type rose des vents ainsi qu'un modèle de la composition chimique de l'air établi sur la base d'un taux de conversion linéaire (en fonction de la distance) de SO_2 en SO_4 , pour déterminer les taux d'exposition au niveau du sol dans un rayon de 80 kilomètres autour de la centrale (voir figure 8 pour la répartition initiale de SO_2 , QPS et SO_4 secondaire). L'utilisation d'un taux de conversion linéaire (en fonction de la distance) de SO_2 en SO_4 constitue le seul élément relatif à la composition chimique de l'air introduit à ce stade de l'analyse.

L'utilisation d'un indice de pollution unique — à savoir les sulfates — constitue incontestablement une manière pour le moins simpliste de mesurer les dangers présentés par la pollution atmosphérique pour la santé. Enfin, faute d'une connaissance suffisante de la courbe exposition-effets, en particulier pour de faibles niveaux de pollution atmosphérique, nous avons supposé que la relation dose-effet était linéaire, comme cela se fait habituellement en matière d'évaluation des risques dus aux rayonnements. Etant donné que nous nous intéressons aux effets de petites augmentations par rapport à un niveau de fond de pollution atmosphérique proche des valeurs qui entraînent des effets cliniques, l'erreur due à cette hypothèse sera, comme nous l'avons déjà indiqué, probablement inférieure à celle que l'on ferait en extrapolant les effets des faibles doses de rayonnement à partir des évaluations faites pour de fortes doses. Même si la courbe exposition-effet n'était pas linéaire, les niveaux de pollution que nous considérons correspondraient à des points proches de la portion linéaire de la courbe.

Le tableau 6 indique l'augmentation de la mortalité à prévoir dans un rayon de 80 kilomètres du fait de la pollution atmosphérique produite par une centrale à combustible fossile de 1000 MW(e), et ce pour différentes techniques et différentes distributions de la population. On a supposé que l'installation fictive possédait une cheminée de 305 mètres, que le diamètre de la cheminée à la sortie était de 8,2 mètres, que la vitesse de sortie des gaz était de 16 mètres/seconde et que la température à la sortie était de 135°C . Dans ce tableau, l'influence possible d'autres polluants n'a pas été considérée, pas plus que les effets susceptibles d'apparaître au-delà de la zone située dans un rayon de 80 kilomètres.

Les tableaux 7 et 8 résument nos estimations actuelles des incidences sur la santé pour une centrale normalisée, compte tenu des dispositifs de protection de l'environnement actuellement prescrits [19]. Le tableau 7 donne ces estimations pour le cycle du charbon. Nous avons axé l'essentiel de nos efforts sur la quantification des accidents et maladies professionnelles observés dans les mines de charbon, sur les accidents liés au transport du charbon et sur la pollution atmosphérique due à la combustion du charbon. Le tableau 8 présente un résumé des effets du cycle du combustible nucléaire pour une centrale normalisée.

Les risques d'accidents catastrophiques n'ont été évalués de façon détaillée que pour les réacteurs à eau légère. Toutefois, c'est sans doute justement aux réacteurs qu'est imputable l'essentiel des effets potentiels d'accidents nucléaires importants survenant dans les installations du cycle de l'uranium, puisqu'ils représentent 80 pour cent des installations et que, en cas d'accident, les incidences sur la santé d'un accident de réacteur ont toutes les

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 6. Supplément de mortalité dû à l'exposition à la pollution atmosphérique induite par une centrale à combustible fossile de 1000 MW(e) dans un rayon de 80 km (hauteur de cheminée: 305 m; facteur d'utilisation: 65%)

	Nombre de décès annuels supplémentaires			
	Etudes sur plusieurs villes ¹			Buffalo ¹
	Inférieur 10%	Moyen	Supérieur 10%	Linéaire
Charbon de l'Est à forte teneur en soufre				
($2,9 \times 10^7$ J/kg charbon, 3% soufre)				
($1,25 \times 10^4$ Btu/lb) *				
Pas d'élimination du soufre				
3×10^6 personnes dans un rayon de 80 km	0	17	87	113
$0,7 \times 10^6$ personnes dans un rayon de 80 km	0	4	20	27
élimination de 90% du soufre				
3×10^6 personnes	0	1,7	9	11
$0,7 \times 10^6$ personnes	0	0,4	2	2,7
Charbon de l'Est à faible teneur en soufre				
($2,9 \times 10^7$ J/kg, 0,4% soufre)				
($1,2 \times 10^4$ Btu/lb)				
Pas d'élimination du soufre				
3×10^6 personnes	0	2,3	11	16
$0,7 \times 10^6$ personnes	0	0,5	2,7	3,5
Charbon du Montana				
($2,1 \times 10^7$ J/kg, 0,8% soufre)				
($8,6 \times 10^3$ Btu/lb)				
Pas d'élimination du soufre				
3×10^6 personnes	0	6,3	32	42
$0,7 \times 10^6$ personnes	0	1,5	7,4	9,5
Pétrole à forte teneur en soufre				
($4,6 \times 10^7$ J/kg, 2,5% soufre)				
(2×10^4 Btu/lb)				
Pas d'élimination du soufre				
3×10^6 personnes	0	9	45	61
$0,7 \times 10^7$ personnes	0	2,1	10,6	14
Pétrole à faible teneur en soufre				
($4,6 \times 10^7$ J/kg, 0,2% soufre)				
(2×10^4 Btu/lb)				
Pas d'élimination du soufre				
3×10^6 personnes	0	0,7	3,6	4,8
$0,7 \times 10^7$ personnes	0	0,2	0,9	1,1

¹ Tiré d'une nouvelle analyse des données de Lave et de Winkelstein.

* Btu/lb = unité thermique britannique/livre.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 7. Récapitulation des effets du cycle du charbon (pour un an d'exploitation d'une centrale de 1000 MW(e) avec un facteur d'utilisation de 65%)*

	Décès	Maladie/blessure
Mines¹		
Population	—	—
Travailleurs		
Blessure accidentelle ²	0,6	42
Maladie professionnelle	0,02–0,4	0,5–1,0
Traitement		
Population		
Travailleurs		
Blessure accidentelle	0,05	2,9
Maladie professionnelle	—	—
Transport³		
Population et travailleurs		
Blessure accidentelle	0,3–1,3	1,2–5,9
Production d'électricité		
Population		
Pollution atmosphérique (rayon de 80 km) ⁴	0,6 (0–3)	non évalué
Pollution atmosphérique (ensemble des Etats-Unis) ⁵	6 (0–30)	non évalué
Travailleurs		
Blessure accidentelle ⁶	0,1 (0,02–0,3)	3,3 (2,7–4,0)
TOTAL	7,7–9,1	

¹ Hypothèse: 62% — mines souterraines; 38% — mines à ciel ouvert (ce qui correspond au bassin des Appalaches) [21a].

² Blessures accidentelles (non mortelles) de mineurs (1965–73 hommes)
Mines souterraines — 27,6 blessures pour 10⁶ tonnes
Mines à ciel ouvert — 5,2 blessures pour 10⁶ tonnes.
[(27,6 × 0,62) + (5,2 × 0,38)] × 2,2 × 10⁶ = 42 blessures par année d'exploitation de centrale [21b]).

³ Hypothèse: Transport ferroviaire sur 500 km. Fourchette due à différentes méthodes d'estimation.

⁴ Hypothèse: une population de 3 millions de personnes vivant dans un rayon de 80 km et un taux d'émission d'oxyde de soufre de 55 g de SO₂ par 10⁶ Btu produits. (Charbon à faible teneur en soufre avec élimination de 90% du soufre contenu dans les gaz de combustion).
Résultats à peu près linéaires pour les émissions de SO₂.

⁵ Hypothèse: effet total égal à 10 fois l'effet local.

⁶ Estimations faites par Bertolett et Fox avec des limites de confiance de Poisson à 95%.

* Une centrale de 1000 MW(e) fonctionnant avec un facteur d'utilisation moyen de 65% produit 0,65 GW/an ou 2,05 × 10¹⁶ J, ou 1,94 × 10¹³ Btu par an.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 8. Récapitulation des effets du cycle du combustible nucléaire (pour un an d'exploitation d'une centrale de 1000 MW(e) ayant un facteur d'utilisation de 65%)*

	Décès	Maladie/blessure
Mines		
Population	0,08	0,08
Travailleurs		
Cancer radio-induit	0,06	0,03
Maladie professionnelle non radio-induite	0,07	0,14–2,8**
Accidents du travail	0,31	11,96
TOTAL PARTIEL	0,52	12,21–14,87
Traitement		
Population	0,002	0,002
Travailleurs		
Cancer radio-induit	0,034	0,034
Accidents du travail	0,004	1,3
TOTAL PARTIEL	0,04	1,34
Production d'électricité		
Population	0,017	0,017
Travailleurs		
Cancer radio-induit	0,07	0,07
Accidents du travail	0,013	1,13
Accidents catastrophiques	0,1	—
TOTAL PARTIEL	0,20	1,217
Gestion des déchets		
Population	$5,1 \times 10^{-5}$	$5,1 \times 10^{-5}$
Travailleurs	$7,45 \times 10^{-4}$	$7,45 \times 10^{-4}$
TOTAL PARTIEL	$7,96 \times 10^{-4}$	$7,96 \times 10^{-4}$
Transport		
Population	$6,1 \times 10^{-4}$	$6,1 \times 10^{-4}$
Travailleurs		
Cancer radio-induit	$8,5 \times 10^{-4}$	$8,5 \times 10^{-4}$
Accidents du travail	0,01	0,1
Accidents catastrophiques		
Cancers	$8,3 \times 10^{-5}$ à $7,1 \times 10^{-4}$	$8,3 \times 10^{-5}$ à $7,1 \times 10^{-4}$
Décès immédiats	$2,1 \times 10^{-7}$ à $9,3 \times 10^{-5}$	
TOTAL PARTIEL	0,01	0,10

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 8
(suite)

	Décès	Maladie/blessure
Déclassement		
Population	$5,3 \times 10^{-9}$	$5,3 \times 10^{-9}$
Travailleurs		
Cancer radio-induit	$4,2 \times 10^{-3}$	$4,2 \times 10^{-3}$
Accidents du travail	$8,0 \times 10^{-4}$	0,07
TOTAL PARTIEL	5×10^{-3}	0,07
TOTAL	0,77	14,9–17,6

* Une centrale de 1000 MW(e) fonctionnant avec un facteur d'utilisation moyen de 65% produit 0,65 GW/an ou $2,05 \times 10^{16}$ J ou $1,94 \times 10^{13}$ Btu par an.

** Sur la base du rapport des maladies professionnelles aux décès chez les mineurs des houillères. L'estimation la plus faible est reprise dans le total.

chances d'être beaucoup plus importantes que celles d'un accident survenant dans une autre installation du cycle de l'uranium.

Etablie sur une base statistique, l'étude de la sûreté des réacteurs [20] a conclu que les accidents de réacteurs ne provoquaient que 0,02 décès par gigawatt-an d'électricité. Etant donné que la quasi-totalité des effets sur la santé, calculés même dans l'hypothèse de la réalisation de l'accident le plus catastrophique qui soit envisagé, sont attribuables à de faibles doses réparties sur une grande population, on a utilisé dans l'étude de la sûreté des réacteurs des facteurs de dose et de débit de dose. Ramenée à la limite supérieure de l'intervalle, l'estimation est de 0,1 décès par gigawatt-an d'électricité. L'utilisation de ce chiffre dans le tableau 8 tient compte dans une certaine mesure de l'incertitude relativement élevée des estimations indiquée par H.W. Lewis, président du Groupe ad hoc d'examen des évaluations de risque [22]. Les deux tableaux indiquent les effets auxquels on peut s'attendre dans les futures centrales si les règles de l'art y sont appliquées et si elles sont dotées de tous les dispositifs de contrôle existants.

TROISIEME STADE: MULTIPLICATION DE L'UNITE DE REFERENCE: UNE CENTRALE STANDARD PRODUISANT 1000 MW(e)/AN (modèle de pollution pour un rayon de 80 km)

On a utilisé des données analogues à celles des tableaux 7 et 8, qui correspondaient à des analyses effectuées antérieurement sur la base des pratiques en vigueur pour divers cycles de combustibles, dont celui du pétrole et celui du gaz, et qui tenaient compte des inci-

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

dences de la production d'électricité seulement sur la population vivant dans un rayon de 80 km autour de la centrale, pour déterminer la totalité des effets sur la santé dus à la production d'électricité aux Etats-Unis en 1975 [23]. Ces données sont récapitulées dans le tableau 9.

Pour l'ensemble d'un cycle de combustible type correspondant à une production d'électricité de 10^{10} kWh (soit environ la production annuelle de deux centrales de 1000 MW(e)), les effets estimés sur la santé ont été, en 1975, les suivants:

- charbon: 20 à 300 décès, 100 à 300 cas d'invalidité;
- gaz: 0,2 décès, 20 cas d'invalidité;
- nucléaire: 1 à 3 décès, 7 à 40 cas d'invalidité.

Pour mieux situer ces chiffres, on peut établir quelques comparaisons. Le nombre total annuel de décès pour les Etats-Unis est d'environ 2×10^6 ; le pourcentage de décès liés à la production d'électricité est de 0,1 à 1. Le nombre approximatif de décès entre 1 et 74 ans pour l'ensemble du pays est de $1,1 \times 10^6$; sur ce total, le pourcentage de décès liés à la production d'électricité est de 0,2 à 1,9. Ces chiffres sont à rapprocher du pourcentage des décès dus au tabagisme (17 pour cent environ), du pourcentage des décès dus aux accidents de la route (2,5 pour cent environ), dont la moitié est le fait de conducteurs en état d'ivresse, et du pourcentage de mortalité iatrogénique (5 pour cent environ).

QUATRIEME STADE: INCIDENCES SUR LA SANTE DES SOURCES D'ENERGIE RENOUVELABLES

Le principe du système énergétique de référence décrit ci-dessus* est largement utilisé pour analyser les dommages de santé dus aux techniques classiques de production d'énergie mais son utilisation est plus limitée lorsqu'il s'agit d'analyser les techniques dans lesquelles l'approvisionnement en combustible et ses incidences disparaissent, à savoir certaines sources d'énergie renouvelables telles que les cellules photovoltaïques. Pour tenter de résoudre cette difficulté, certains auteurs ont étudié les effets du cycle de création des équipements nécessaires aux systèmes d'énergie renouvelables [24 à 28]. Un cadre uniforme qui permette de procéder à des analyses cohérentes reste à définir.

Parmi les éléments qu'il y a lieu de définir pour pouvoir dégager des estimations des coûts de santé et de sécurité pour les travailleurs ainsi que les quantités de résidus rejetés dans l'environnement et par là même les dommages de santé causés au public, il faut citer: i) la demande de produits finis; ii) les coefficients de rendement de tous les procédés, à savoir le rapport des matières produites aux matières utilisées; iii) les estimations de productivité normalisée du travail pour l'ensemble des procédés, par exemple la quantité de travail requise pour extraire une unité de matière (une tonne de cuivre par exemple); iv) les coefficients de santé et de sécurité des travailleurs selon le procédé; v) les coefficients d'émission dans l'environnement par procédé. La connaissance de la structure des circuits en cause et des éléments i) à v) suffit pour déterminer les risques de santé et de sécurité pour les travailleurs et les quantités de résidus rejetés dans l'environnement qu'implique la mise en place d'un système d'énergie renouvelable.

* Deuxième stade: L'approche unifiée du cycle de combustible pour une année d'exploitation d'une centrale de 1000 MW(e).

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 9. Estimation pour 1975 des effets sur la santé de la production d'énergie électrique

Combustible	1975 kWh(e) $\times 10^9$ ¹	Nombre équivalent de centrales de 1000 MW(e)	Nombre de décès estimés	Nombre d'incapacités estimées
Charbon	844	128	1 900—15 000	25 000—39 000
Pétrole	292	44	88—4 400	4 000—7 900
Gas	297	45	6	600
Nucléaire	168	26	18—42	130—470
Total	1 604	243	2 000—19 000	29 000—48 000

¹ Chiffres préliminaires.
[Données extraites de *Electrical World* 185(6), 54 (1976).]

Sur la base des effets des systèmes de production des équipements, Inhaber [25, 26] a effectué des estimations du nombre de journées perdues pour les travailleurs (JPT) ou de journées perdues pour la population (JPP) pour six techniques non classiques de production d'énergie — méthanol, énergie thermique des océans, piles photovoltaïques, chauffage solaire, électricité d'origine solaire et énergie éolienne — et il les a comparées avec les estimations établies pour cinq techniques existantes: charbon, gaz naturel, nucléaire, pétrole et énergie hydraulique. Il a ensuite exprimé en termes quantitatifs les risques présentés par les énergies nouvelles sur le plan de la santé en établissant une corrélation entre les besoins spécifiques de matière et de travail des différentes technologies et les statistiques professionnelles de santé, pour déterminer les incidences sur les travailleurs, et en évaluant les émissions de polluants atmosphériques et les effets sur le public des transports de matières pour déterminer les dommages de santé, supportés par la population. Inhaber prétend avoir introduit dans son analyse, pour les besoins de la comparaison des effets des énergies nouvelles à ceux des énergies existantes, non seulement les cycles de combustibles primaires, mais l'ensemble des cycles de production d'énergie, y compris l'obtention de la matière, le transport, la fabrication, la construction, l'exploitation et l'entretien, le déclassement et l'élimination des déchets.

Outre ce qu'on pourrait dire de son analyse des technologies nouvelles, il apparaît à l'évidence que l'analyse des technologies existantes de Inhaber est nécessairement très incomplète. Quoiqu'il en soit, Inhaber conclut que les risques de santé que font courir les sources d'énergie non classiques peuvent être aussi élevés, et même plus élevés, que ceux qui découlent de l'utilisation des sources classiques d'énergie. Les risques présentés par les nouvelles sources d'énergie sont dus aux importantes quantités de main-d'œuvre et de matières qu'elles requièrent au stade de la construction ainsi qu'aux besoins d'énergie complémentaire et aux impératifs de stockage qu'elles impliquent. Inhaber estime en effet

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 10. Risques de santé dus aux sources d'énergie classiques et renouvelables*

	Inhaber	Holdren et al.
Nucléaire		
JPT	1,7–8,7	3,1–12
JPP	0,3–1,5	0,3–70
Energie thermique des océans		
JPT	23–30	2,2–4,6
JPP	0,8–1,4	0,40–0,90
Chauffage solaire		
JPT	91–100	11–17
JPP	4,6–9,5	2,1–5,5
Méthanol		
JPT	220–350	6,3–6,6
JPP	0,05–0,14	0,005–0,015
Electricité d'origine solaire		
JPT	62–100	7,4–15
JPP	9,4–520	1,0–2,7
Piles photovoltaïques		
JPT	140–190	5,0–14
JPP	10–510	0,9–2,2
Energie éolienne		
JPT	220–290	9,7–10
JPP	22–540	0,21–0,58
Pétrole		
JPT	2–18	3–19
JPP	9–1900	9–1000
Charbon		
JPT	18–73	19–43
JPP	20–2000	20–1500

* Les chiffres indiquent le nombre de journées perdues pour les travailleurs (JPT) ou de journées perdues pour la population (JPP) par mégawatt-an d'électricité produite, arrondis au deuxième chiffre significatif.
(Adaptation du tableau 1.5. de [31]).

qu'une énergie d'appoint et une certaine capacité de stockage seront nécessaires pour répondre à la demande d'électricité lorsque les conditions météorologiques sont défavorables, par exemple quand le soleil ne brille pas ou qu'il n'y a pas de vent. Supposant que des centrales au charbon fournissent l'énergie d'appoint nécessaire, il a calculé les risques que comportait le recours à un système d'appoint, et les a ajoutés aux risques calculés pour les nouvelles technologies; en fait, les risques découlant de l'utilisation d'un système classique d'appoint constituaient en général l'essentiel du risque inhérent à la technologie considérée.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

L'analyse de Inhaber, et cela n'est pas surprenant, a fait l'objet de critiques sévères en particulier de la part de Holdren [27, 28], de ses collaborateurs et d'autres auteurs [29]. En dehors de nombreuses erreurs mathématiques et d'imperfections conceptuelles (types et quantités de matière utilisés, méthodes de contrôle appliquées, polluants émis et caractère incomplet des cycles de combustible des énergies existantes par rapport aux cycles des nouvelles technologies, etc.), les valeurs supérieures de la fourchette caractérisant les risques de santé calculés pour les systèmes d'énergies renouvelables étaient imputables pour l'essentiel au choix du cycle du charbon comme système d'appoint. Il serait préférable de considérer, dans un premier temps, que les sources renouvelables d'énergie ne sont pas destinées à assurer la charge de base, mais plutôt à servir par intermittence de moyen d'économie propre à réduire une partie de la demande d'électricité satisfaite à présent par les combustibles fossiles, grâce au captage de l'énergie éolienne et solaire, chaque fois que cela est possible, dans des centrales de taille moyenne. Dans ce cas, il n'est plus nécessaire de prévoir d'énergie d'appoint ou de moyens de stockage. Le risque net de production d'énergie à partir de systèmes non classiques devient alors la différence entre le risque lié à la construction et à l'exploitation de systèmes d'énergie renouvelables et les risques plus élevés liés à l'approvisionnement et à la combustion des quantités de combustibles fossiles que l'on épargne effectivement en remplaçant ces combustibles par des sources d'énergie renouvelables.

L'étude et le réexamen par Holdren des données définies par Inhaber réduisent dans une proportion de 6 à 50 environ les risques professionnels de toutes les nouvelles technologies et dans une proportion de 9 à 900 environ les risques de santé auxquels est exposé le public [28] (tableau 10). Les techniques classiques existantes produisent donc plus d'effets dangereux que les techniques nouvelles, ce qui constitue une conclusion inverse de celle à laquelle est parvenu Inhaber. Une difficulté subsiste néanmoins dans ce type de comparaison: le caractère incomplet des analyses des cycles de combustibles existants par rapport à ceux des technologies nouvelles. La division BEAD de Brookhaven a entrepris de telles comparaisons en mettant au point des méthodes d'évaluation des dommages pour la santé auxquels peuvent donner lieu les sources d'énergie renouvelables.

CINQUIEME STADE: COMPTABILISATION DES RISQUES POUR LA SANTE ET L'ENVIRONNEMENT: ANALYSE ENTREES-SORTIES

La méthode d'analyse par comptabilisation des risques que met actuellement au point la division BEAD au Centre national d'analyse des systèmes d'énergie, a pour but d'évaluer les effets sur la santé des travailleurs et les émissions de résidus découlant de la fabrication, de la construction, de l'exploitation et de l'entretien des systèmes de production d'énergie (figure 9). La méthode est fondée sur un modèle entrées-sorties de l'économie nationale capable de suivre les flux de dollars à travers le système et de calculer les changements nets de production provoqués par la demande de matières, de biens et de services émanant des systèmes de production d'énergie. Cette méthode présente plusieurs avantages par rapport à l'analyse classique fondée sur les flux de matières, dans la mesure où l'analyse est complète et où elle ne se limite pas seulement aux matières utilisées en grande quantité. L'analyse porte tant sur les effets des systèmes dans leur ensemble que sur les effets directs découlant de la construction et de l'exploitation des installations de production d'énergie.

La méthode suppose que les estimations de coût des équipements constituent les informations les plus accessibles, les plus détaillées et les plus précises pour la plupart des techniques

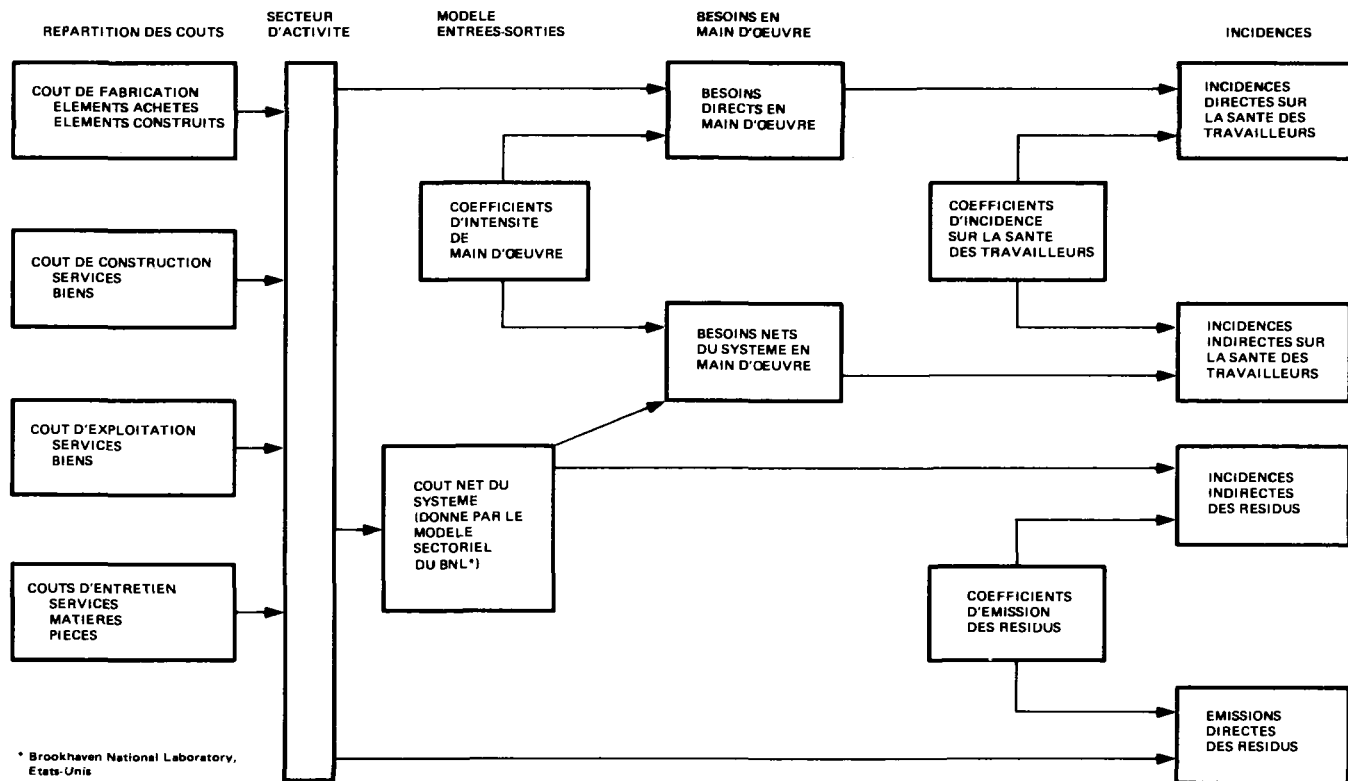


Figure 9. Méthode d'analyse des incidences sur la santé et l'environnement.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

de production d'énergie en développement. On effectue habituellement les estimations de coût des équipements en procédant à une étude préliminaire à partir d'éléments aux caractéristiques connues — éléments déjà produits en général — et suffisamment semblables aux éléments requis pour que l'on puisse obtenir des estimations de coût précises. Pour de nombreuses technologies qui en sont encore à leur stade de développement initial, il s'agit là des seules données disponibles suffisamment détaillées et rigoureuses pour permettre une analyse quantitative des incidences sur la santé et l'environnement.

En supposant une technologie en développement décomposée en éléments aux caractéristiques connues, on obtient les dommages directs pour la santé et l'environnement en faisant la somme des dommages dus aux différents éléments requis par cette technologie. Dans sa comptabilisation des risques, la division BEAD a tout d'abord établi une correspondance entre le coût des éléments constitutifs, tels que les équipements de base, les matières, les éléments achetés, la construction, l'exploitation, l'entretien, etc., et le code de la classification industrielle normalisée (Standard Industrial Classification) le plus approprié à l'élément en question (tableau 11). La division BEAD a ensuite utilisé les statistiques nationales sur l'intensité de main-d'œuvre des différentes activités pour convertir le coût en dollars en nombre d'heures de travail requises. Elle a eu recours ensuite aux statistiques nationales de santé des travailleurs, établies sur la base des heures de travail pour chaque secteur industriel, pour estimer le nombre d'accidents du travail, de maladies et de décès (tableau 12), et enfin aux données nationales d'émissions de résidus par activité pour calculer le total des émissions.

Les effets indirects sur la santé et l'environnement sont ceux que l'ensemble du système économique produit pour répondre à la demande de biens et services émanant des systèmes de production d'énergie. Si un générateur est nécessaire à l'un de ces systèmes, l'industrie qui le produit doit acheter du fil de cuivre isolé, l'entreprise qui produit le fil doit acheter du plastique pour assurer l'isolation du fil et l'entreprise produisant le plastique doit se procurer le pétrole nécessaire comme matière première, etc. Toutes ces industries engagent des employés qui doivent acheter des chaussures, ce qui signifie que quelqu'un doit élever du bétail. Il est probable que plusieurs de ces industries auront également besoin de générateurs et le cycle se reproduit donc. Les modèles entrées-sorties sont spécialement conçus pour décrire ces rapports. Le modèle entrées-sorties actuellement utilisé dans la méthode de la division BEAD a été mis au point par le Laboratoire national de Brookhaven (BNL) et comporte 110 secteurs (tableau 13).

Dans son analyse, la division BEAD suppose que la construction et l'exploitation de systèmes d'énergies nouvelles engendrent un ensemble de demandes finales de biens et services de la part du système économique. On suppose que même les éléments qui doivent être fabriqués spécialement durant la période de construction sont acquis auprès du système existant. Sur la base de cette hypothèse, le modèle entrées-sorties du BNL fournit le flux total de dollars dans le système engendré par la fabrication, la construction, l'exploitation et l'entretien de tout système énergétique. On convertit ensuite le flux total de dollars par industrie en estimations, à l'échelle du système tout entier, des risques professionnels de santé et des effets sur l'environnement, de la façon décrite ci-dessus.

Les tableaux 14 et 15 fournissent des estimations préliminaires des effets professionnels directs et à l'échelon du système tout entier, d'un moulin à vent. Les effets portant sur l'ensemble du système sont 2 à 3 fois supérieurs aux effets directs de la fabrication, de la construction, de l'exploitation et de l'entretien du moulin.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 11. Codes SIC* intervenant dans un système de conversion de l'énergie éolienne

Eléments	Composition	Code SIC retenu	Description du code SIC
Pales de rotor	Fibre de verre, laminés de résines époxydes	3728	Pièces d'avion et matériel annexe non classé ailleurs. Comprend hélices à pas variable et fixe
Moyeu de rotor	Paliers et profilés en acier	3568	Matériel de transmission mécanique non classé ailleurs. Comprend: paliers, accouplements, manchons et arbres
Transmission	Carters de transmission, arbres, paliers	3566	Variateurs, entraînements industriels à grandes vitesses et engrenages
Générateur	Générateur, mécanisme de commutation, relais de transformateurs, commandes	3621	Moteurs et générateurs. Comprend les convertisseurs, les générateurs et les inverseurs
Tour et fondation	Aciers profilés, béton et fabrication	1541	Entreprises générales — bâtiments et entrepôts industriels. Comprend la construction de bâtiments pré- fabriqués
Commandes	Systèmes hydrauliques et électriques	3622	Commandes industrielles. Comprend les commandes, embrayages et commutateurs
Divers	Intégration du système technique, essais des pièces de rechange et terrain	8911	Services d'études, d'architecture et d'arpentage
Exploitation	Personnel d'exploitation et agents de maîtrise, frais généraux	73	Etablissements essentiellement presta- taires de services, y compris gestion et conseils
Entretien	Inspection de routine, entretien et réparation de l'installation		
Rotor		3728	Pièces d'avion et matériel annexe non classé ailleurs. Comprend hélices à pas variable et fixe
Système énergétique		762	Ateliers de réparations électriques. Comprend matériel industriel électronique et électrique
Tour		176	Toiture et ouvrages en tôle; comprend peinture et réparations
Installations du site		7349	Services de nettoyage et d'entretien des bâtiments

* SIC (Standard Industrial Classification): Classification industrielle type des Etats-Unis.

Tableau 12. Evaluation des effets sur la santé des travailleurs: systèmes de conversion de l'énergie éolienne

Elément	Code SIC	Coût	Coût	Intensité de main d'œuvre	Besoins en main d'œuvre	Coefficients d'impact		Effets sur la santé des travailleurs	
		\$ de 1976/1,5 MW de puissance nominale ¹	10 ⁶ \$ de 1976/10 ¹² Btu produits ²	\$ de 1976/heure-homme	années-hommes 10 ¹² Btu ³	Maladies et blessures/100 années-hommes	Décès/1000 années-hommes ⁴	Maladies et blessures/10 ¹² Btu produits	Décès/10 ¹² Btu produits
Pales de rotor	3728	72 300	0,141	26,334	2,68	10,7	0,06	0,287	0,161 × 10 ⁻³
Moyeu de rotor	3568	129 700	0,254	27,055	4,69	13,9	0,06	0,652	0,281 × 10 ⁻³
Transmission	3566	191 000	0,374	27,055	6,91	15,5	0,06	1,071	0,415 × 10 ⁻³
Générateur	3621	67 900	0,133	22,298	2,98	11,0	0,06	0,328	0,179 × 10 ⁻³
Tour et fondations	1541	112 000	0,219	22,764	4,81	19,3	0,25	0,928	1,20 × 10 ⁻³
Commandes	3622	14 400	0,028	22,298	0,628	9,6	0,06	0,0603	0,0377 × 10 ⁻³
Divers	891	178 000	0,348	16,080	1,08	2,6	0,05	0,0281	0,0540 × 10 ⁻³
Exploitation	73	13 722/an	0,806	16,804	24,0	4,7	0,05	1,128	0,120 × 10 ⁻³
Entretien									
Rotor	3728	20 400/an	1,20	26,334	22,8	10,7	0,06	2,44	1,37 × 10 ⁻³
Système énergétique	762	9 583/an	0,563	7,612	37,0	6,9	0,05	2,55	1,85 × 10 ⁻³
Tour	176	695/an	0,0408	19,033	1,07	21,4	0,25	0,229	0,268 × 10 ⁻³
Bâtiment et site	7349	52/an	0,00305	16,804	0,0908	7,2	0,05	0,00654	0,00454 × 10 ⁻³
TOTAL			4,11		108,7			9,71	0,00702

¹ Estimations de coûts (en \$) correspondant à un moulin à vent de 1,5 MW à axe horizontal avec tour et fondations tout-acier conçu par Kaman Aerospace Corporation [30].

² Facteur d'utilisation fixé à 0,38, ce qui correspond à des régimes de vents forts [31]; durée de vie supposée de l'installation: 30 ans. La production totale d'électricité est de 0,511 × 10¹² Btu.

³ Une année-homme correspond à 2000 heures-hommes.

⁴ Les taux de décès sont estimés pour les principales branches d'activité [32].

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 13. Classification sectorielle du modèle énergétique entrées-sorties du BNL

1. Charbon	34. Travaux d'entretien et de réparation des bâtiments résidentiels
2. Pétrole brut	35. Travaux d'entretien et de réparation de tous les autres bâtiments et ouvrages
3. Gaz brut	
3. Huile de schiste	
4. Méthane extrait du charbon	
5. Liquéfaction du charbon	36. Munitions et accessoires
6. Produits pétroliers raffinés	37. Produits alimentaires et apparentés
7. Gaz de pipeline	38. Industrie des tabacs
8. Cycle combiné du charbon — électricité	39. Tissus étroits et larges, filatures
9. Autres combustibles fossiles — électricité	40. Produits textiles divers et revêtements de sols
10. Réacteurs à eau légère — électricité	
11. Réacteurs à haute température modérés au graphite — électricité	
12. Géothermie	41. Habillement
Electricité	42. Textiles divers
Utilisation directe de l'énergie solaire	43. Produits en bois d'œuvre et bois de construction, sauf cadres
	44. Cadres en bois
	45. Mobilier de maison
13. Matières de réduction des minerais	
14. Matières premières chimiques	46. Autres mobiliers et accessoires
15. Force motrice	47. Papier et produits apparentés sauf conteneurs et boîtes
16. Chaleur industrielle	48. Boîtes et conteneurs en carton
17. Chauffage de l'eau	49. Imprimerie et publication
18. Chauffage de locaux	50. Produits chimiques
19. Climatisation	
20. Energie électrique	
	51. Matières plastiques et matières synthétiques
21. Elevage et produits de l'élevage	52. Médicaments, produits d'entretien et produits hygiéniques
22. Autres produits agricoles	53. Peintures et produits apparentés
23. Produits de la sylviculture et de la pêche	54. Dalles et mélanges pour pavage
24. Services dans l'agriculture, la sylviculture et l'industrie de la pêche	55. Carton et revêtements asphaltés
25. Extraction des minerais de fer et de métaux entrant dans les alliages ferreux	
	56. Caoutchouc et produits en plastique divers
26. Extraction des minerais de métaux non-ferreux	57. Tannage du cuir et produits industriels en cuir
27. Extraction des pierres et de l'argile, carrières	58. Chaussures et autres produits en cuir
28. Extraction de matières chimiques minérales et d'engrais minéraux	59. Verre et produits en verre
	60. Produits en pierre et en argile
29. Constructions neuves — bâtiments résidentiels	61. Sidérurgie
30. Constructions neuves — bâtiments non-résidentiels	62. Industrie des métaux non ferreux
31. Constructions neuves — bâtiments de services publics	63. Conteneurs métalliques
32. Constructions neuves — routes	64. Chauffage, plomberie et éléments métalliques de construction
33. Constructions neuves — tous autres ouvrages	65. Production de machines à tarauder, boulons, écrous, etc. et pièces embouties

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 13 (suite)

66. Autres produits métalliques	86. Instruments et fourniture
67. Moteurs et turbines	87. Matériel et fournitures optiques, ophtalmologiques et photographiques
68. Machines agricoles	88. Fabrications diverses
69. Matériel de construction et d'extraction minière ou pétrolière	89. Voies ferrées et services connexes
70. Matériel de manutention	90. Transport local, urbain et interurbain de voyageurs par route
71. Matériel et machines de travail des métaux	91. Transports de fret par véhicules à moteur et entrepôts
72. Matériel et machines des industries spécialisées	92. Transport par voie d'eau
73. Matériel et machines des industries générales	93. Transport aérien
74. Produits des ateliers de constructions mécaniques	94. Transport par pipelines
75. Machines de bureau, matériel informatique et machines comptables	95. Services liés au transport
76. Machines des industries de services	96. Communications sauf radiodiffusion et télévision
77. Matériel de transmission et de distribution d'électricité et appareils de l'industrie électrique	97. Radiodiffusion et télévision
78. Appareils électroménagers	98. Services des eaux et services sanitaires
79. Matériel électrique d'éclairage et de câblage	99. Commerce de gros et de détail
80. Matériel de radio, de télévision et de communication	100. Services financiers et assurance
81. Composants et accessoires électroniques	101. Immobilier et location
82. Machines, matériel et fournitures électriques divers	102. Hôtels et logement; services personnels et de réparation sauf réparation automobile
83. Véhicules à moteur et matériel	103. Services commerciaux
84. Avions et pièces	104. Services et réparations automobiles
85. Autres matériels de transport	105. Loisirs
	106. Services médicaux et éducatifs et institutions à but non lucratif
	107. Entreprises publiques (gouvernement fédéral)
	108. Entreprises publiques (Etats et collectivités locales)
	109. Spectacles, cadeaux et voyages d'affaires
	110. Fournitures de bureau

Références

- [1] Hamilton, L.D., "Assessment of Risk of Damage to the Environment", In: Environmental Damage Costs, Compte rendu d'un séminaire organisé à l'OCDE en août 1972, Organisation de coopération et de développement économiques, Paris (1974) 264-281.
- [2] Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants, Source et effets des rayonnements ionisants, Rapport de 1977 à l'Assemblée générale, avec annexes, E.77.1x.1, Nations Unies, New York (1977).
- [3] Hamilton, L.D., "Biological Significance of Environmental Radiation: Calculation of the Risk", Présenté au American Physical Symposium on Biological Significance of Environmental Radiation, Washington, D.C. (avril 1971).

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 14. Effets directs sur les travailleurs des systèmes de conversion de l'énergie éolienne (pour 10^{12} Btu produits)

Élément	Secteur du modèle du BNL	Main d'œuvre (hommes/an)	Décès (10^{-4} cas)	Maladie (10^{-1} cas)	Journées perdues
Pales de rotor	84	2,68	1,58	1,74	1,01
Moyeu de rotor	73	4,69	2,77	7,14	3,65
Transmission	73	6,91	4,08	10,5	5,38
Générateur	77	3,28	1,94	3,18	4,98
Tour et fondations	31	5,16	15,7	8,52	5,76
Commandes	77	0,69	0,41	0,67	1,05
Divers	103	77,4	23,2	37,9	27,0
Exploitation	103	17,9	5,38	8,79	6,26
Entretien du rotor	84	0,02	0,01	0,01	0,01
Entretien du système énergétique	102	0,04	0,01	0,02	0,01
Entretien de la tour	35	0,00	0,00	0,00	0,00
Entretien des bâtiments et du site	102	0,00	0,00	0,00	0,00
Total des effets directs		118	55,1	78,5	55,1

- [4] Hamilton, L.D., "Areas of Uncertainty in Estimates of Health Risks", In: Symposium on Energy and Human Health: Human Costs of Electric Power Generation, organisé par la Graduate School of Public Health and Ohio River Basin Energy Study, Pittsburgh, Pennsylvania, 19-21 mars 1979, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20460 (1979) 499-568.
- [5] Hamilton, L.D., "Health Effects of Electricity Generation", In: Conference on Health Effects of Energy Production, organisé par les Laboratoires nucléaires de Chalk River, Ontario, Canada, 12-14 septembre, 1979 (sous presse).
- [6] Winkelstein, W., Kantor, S., Davis, E.W., Maneri, C.S., Mosher, W.E., The Relationship of Air Pollution and Economic Status to Total Mortality and Selected Respiratory System Mortality in Men, I: Suspended Particulates, Arch. Environ. Health 14:162-172 (1967).
- [7] Finch, S.J., Morris, S.C., "Consistency of Reported Effects of Air Pollution on Mortality", In: Pfafflin, J.R., and Ziegler, E.N., Eds., Advances in Environmental Science and Engineering, Vol.2, Gordon and Breach, London, England (1979) 106-117.

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

Tableau 15. Effets indirects sur les travailleurs des systèmes de conversion de l'énergie éolienne (pour 10¹² Btu produits)

Elément	Secteur du modèle du BNL	Main d'œuvre (hommes/an)	Décès (10 ⁻⁴ cas)	Maladie (10 ⁻¹ cas)	Journées perdues
Pales de rotor	84	6,19	4,63	5,42	3,48
Moyeu de rotor	73	10,5	8,67	14,6	9,11
Transmission	73	15,5	12,8	21,6	13,4
Générateur	77	6,57	5,18	7,01	7,97
Tour et fondations	31	10,7	21,5	16,1	11,3
Commandes	77	1,38	1,09	1,48	1,68
Divers	103	156	95,1	105	73,6
Exploitation	103	36,2	22,0	24,3	17,0
Entretien du rotor	84	0,05	0,04	0,05	0,03
Entretien du système énergétique	102	0,05	0,02	0,04	0,02
Entretien de la tour	35	0,00	0,00	0,00	0,00
Entretien des bâtiments et du site	102	0,00	0,00	0,00	0,00
Total des effets indirects		243	171	196	138

- [8] Morgan, M.G., Morris, S.C., Meier, A.K., Schenk, D.L.A., A Probabilistic Methodology for Estimating Air Pollution Health Effects from Coal-Fired Power Plants, *Energy Syst. Policy* 2(33):287-309 (1978).
- [9] Bozzo, S.R., Galdos, F., Novak, K.M., Hamilton, L.D., Medical Data Base: A Tool for Studying the Relationship of Energy-Related Pollutants to Ill Health, BNL 50840, Brookhaven National Laboratory, Upton, N.Y. (1978).
- [10] Bozzo, S.R., Novak, K.M., Galdos, F., Finch, S.J. Hamilton, L.D., Health Effects of Energy Use, BEAD, National Center for Analysis of Energy Systems (juillet 1978).
- [11] Bozzo, S.R., Novak, K.M. Galdos, F., Hakopian, R., Hamilton, L.D., Mortality, Migration, Income and Air Pollution: A Comparative Study, *Soc. Sci. and Med. Geog.*, 13D(2) (1979) 95-109.
- [12] Lave, L.B., Seskin, E.P., Air Pollution and Human Health, John Hopkins University Press, Baltimore (1977).

RISQUES INHERENTS AUX DIFFERENTES SOURCES D'ENERGIE

- [13] Tanner, R.L., Marlowe, W.H., Size Discrimination and Chemical Composition of Ambient Airborne Sulfate Particles by Diffusion Sampling, *Atmospheric Environment*, 1977 (sous presse).
- [14] Weiss, R.E., et al., Sulfate Aerosol: Its Geographical Extent in the Midwestern and Southeastern United States, *Science*, 195:979 (1977).
- [15] Bozzo, S.R., Novak, K.M., Galdos, F., Hamilton, L.D., A Comparative Study of Air Pollution Health Damage Using Different Pollution Data (en préparation).
- [16] Mendelsohn, R., Orcutt, G., An Empirical Analysis of Air Pollution Dose-Response Curves, *J. of Envir. Economics and Management*, 6 (1979) 85-106.
- [17] Hamilton, L.D., Morris, S.C., "Health Effects of Fossil Fuel Power Plants", In: Symposium on Population Exposure, Knoxville, Tennessee, NTIS, US Department of Commerce, Springfield, VA, CONF-7410018 (1974) 305-316.
- [18] US Atomic Energy Commission, Final Environmental Impact Statement, As Low as Practicable, USAEC Report WASH-1258 (1973).
- [19] Hamilton, L.D., Testimony on Comparative Health Effects of the Coal and Nuclear Fuel Cycles, in the Matter of the Power Authority of the State of New York (Greene County Nuclear Power Plant), No. 50-549, Case 80066, June 5-6, 1978, before the US Nuclear Regulatory Commission (transcript pp. 18810-19130).
- [20] US Nuclear Regulatory Commission, Reactor Safety Study, WASH-1400 (NUREG 751014) (1975).
- [21a] US Bureau of Mines, Mineral Yearbook 1974, US Government Printing Office, Vol.1 (1976) 367-76.
- [21b] Morris, S.C., Novak, K.M., Hamilton, L.D., Data Book for the Quantification of Health Effects from Coal Energy Systems, Revision of Draft BNL 23606, déc. 1977 (en préparation).
- [22] US Nuclear Regulatory Commission, Ad Hoc Risk Assessment Review Group Report on the US Nuclear Regulatory, NUREG/CR-0400.
- [23] Hamilton, L.D., "Alternative Sources and Health", In: R.J. Budnitz ed. CRC Forum on Energy Session II-US. Electricity through the year 2000: Coal or Nuclear? CRC Press Inc. Cleveland, Ohio 44128 (1977) 1-49.
- [24] Morris, S.C., Novak, K.M., Hamilton, L.D., "Health Effects of Coal in the National Energy Plan", In: An Assessment of National Consequences of Increased Coal Utilization Executive Summary, US Department of Energy, Office of the Assistant Secretary for Environment, Washington, D.C., TID-2945, Vol.2 (février, 1979) 12-1 à 12B-3.
- [25] Bande magnétique, fournie par Mitre Corporation et représentant la décomposition du SEAS Model au niveau des comtés (mai 1978).
- [26] Meyers, R.E., Cederwall, R.T., Kleinmann, L.I., Schwartz, S.E., In: "Assessment of National Consequences of Increased Coal Utilization - Executive Summary", US Department of Energy, Office of the Assistant Secretary for Environment, Washington, D.C., TID-2945, Vol.2 (février, 1979) 6-1 à 6-40.
- [27] Meyers, R.E., Cederwall, R.T., Storch, J.A., Kleinmann, L.I., "Modelling Sulfur Oxide Concentrations in the Eastern United States: Model Sensitivity, Verification and Application", In: Fourth Symposium on Turbulence Diffusion, and Air Pollution, American Meteorological Society, Boston (1979) 673-676.
- [28] Rogozen, M.B., Margler, L.W., Martz, M.K., Hausknecht, D.F., Environmental Impacts of Coal Slurry Pipelines and Unit Trains, B28-B35, Science Applications, Inc., 14T1J PB278 677/OWE (1977) 72-73.
- [29] Hall, E., Choi, P., Kropp, E., Assessment of the Potential of Clean Fuels and Energy Technology, EPA 600/2-74-001 (1974) 112.
- [30] Kaman Aerospace Corporation, "Design Study of Wind Turbines 50 kW to 3000 kW for Electric Utility Applications - Analysis and Design", préparé pour la NASA, Bloomfield, CT (février 1976).
- [31] Holdren, J.P., Anderson, K., Glenck, P.H., Mintzer, I., Morris, G., Smith, K.R., "Risk of renewable energy sources: a critique of the Inhaber report", Energy and Resources Group, University of Berkeley, Berkeley, California ERG 79-3 (1979); Morris, G., "Problems and Pitfalls in the Environmental Assessment of Energy Systems", In: Conference on Health Effects of Energy Production, organisé par les Laboratoires nucléaires de Chalk River, Ontario, Canada (12-14 septembre 1979) (sous presse).
- [32] Bureau of Labor Statistics, "Occupational Injuries and Illnesses in the United States by Industry, 1978". Statistiques non publiées en préparation. Bureau of Labor Statistics, US Department of Labor (1980).